

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Instituto de Biologia

Ricardo Augusto Gorne Viani

O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de *Eucalyptus*) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal

Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia da UNICAMP, para a obtenção do título de mestre em Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Campinas

2005

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Instituto de Biologia



Ricardo Augusto Gorne Viani

O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de *Eucalyptus*) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)
Ricardo Augusto Gorne Viani
e aprovada pela Comissão Julgadora.

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biologia da UNICAMP,
para a obtenção do título de mestre
em Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Campinas

2005

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP**

V655u

Viani, Ricardo Augusto Gorne

O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de *Eucalyptus*) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal / Ricardo Augusto Gorne Viani. -- Campinas, SP: [s.n.], 2005.

Orientador: Ricardo Ribeiro Rodrigues.

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Florestas - Reprodução. 2. Mudas. 3. Reflorestamento. I. Ricardo Ribeiro Rodrigues. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

Título em inglês: The use of natural regeneration (Seasonal Semideciduous Forest and *Eucalyptus* plantations) as a strategy for production of seedlings and plant diversity improvement in ecological restoration programs.

Palavras-chave em inglês: Forests - Reproduction, Seedlings, Reforestation.

Área de concentração: Biologia Vegetal.

Titulação: Mestre em Biologia Vegetal.

Banca examinadora: Ricardo Ribeiro Rodrigues, Flavio Antonio Maës dos Santos, Marcelo Tabarelli.

Data da defesa: 11/07/2005.

BANCA EXAMINADORA

Campinas, 11 de Julho de 2005

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Ricardo Ribeiro Rodrigues", written over a horizontal line.

Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Flavio Antonio Maës dos Santos", written over a horizontal line.

Prof. Dr. Marcelo Tabarelli

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Marcelo Tabarelli", written over a horizontal line.

Profa. Dra. Luiza Sumiko Kinoshita

A horizontal line for a signature.

Dedico aos meus pais,
Vilma (*in memoriam*) e Rivaldo.

Agradecimentos

Ao Prof. Ricardo Ribeiro Rodrigues pela orientação e amizade.

À CAPES pela bolsa de pós-graduação concedida.

À Eucatex Florestal S/A e aos funcionários da Fazenda Santa Terezinha, Bofete-SP, pela área e infra-estrutura disponibilizada. Em especial aos prestativos Marcos Sandro Felipe (Marquinho) e Roberto Soares (Betinho), pela fundamental ajuda no campo.

Aos Prof. Dr. Sergius Gandolfi, Profa. Dra. Vera Lex Engel, Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos e Prof. Dr. Marcelo Tabarelli pelas sugestões e críticas, contribuindo significativamente para o aprimoramento do trabalho.

À colaboração dos taxonomistas Ana Tozzi, Ângela Martins, João Aranha Filho, Jorge Tamashiro, Luís Carlos Bernacci, Marcelo Pinho Ferreira (Pinus), Marcos Sobral, Renato Goldenberg, Roseli Buzanelli Torres, Sigrid Jung Mendaçolli, Vinícius Castro Souza e de forma especial a Ana Odete Santos Vieira, por ter incentivado e guiado meus primeiros passos na botânica!

Aos colegas e/ou pesquisadores Adriana Martini, André Nave, Alessandra Penha, Cibele de Castro, Fabiano Farah, Luis Vicente Bufo, Marcelo Alves, Rejane Botrel e Valério Melo pelo incentivo e apoio à realização do trabalho e/ou pela contribuição com críticas e sugestões.

Aos ajudantes de campo Pedro Brancalion, Daniela Vieira e Julia Machado.

Aos amigos do LERF-ESALQ/USP e do Depto. de Botânica/UNICAMP e aos amigos e familiares de Londrina-PR, pelos imprescindíveis momentos de reflexão e descontração proporcionados. Aos também amigos Alexandre Martines, Cristiano Voll e Lucas Azevedo pelo convívio diário na república “Pé-Vermeio”.

E por fim, à Ligianne por compreender que a ausência em muitos momentos se faz necessária e por acreditar que isto nos será recompensado; aos meus irmãos Paula e Renato, pelo estímulo e por serem aqueles com quem eu sempre pude contar e ao meu pai Rivaldo, que muitas vezes mesmo sem notar, me fornece sábios conselhos, úteis para tudo na vida. Não há palavras que expressem quão importantes vocês são para mim!!!

“As árvores são um exemplo clássico de organismos que se tornam ecologicamente extintos, antes mesmo que o último indivíduo remanescente na população morra” – Lovejoy *et al.* (1983).

“O erro é um equívoco de endereço da curiosidade” – Paulo Freire

Índice

RESUMO GERAL.....	xi
ABSTRACT.....	xiii
INTRODUÇÃO GERAL	1
1.A dinâmica da regeneração natural em formações florestais.....	2
2.Regeneração natural em povoamentos de espécies comerciais	11
3.A restauração florestal.....	15
4.Produção de mudas de espécies nativas	18
OBJETIVOS.....	21
CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO.....	22
CAPÍTULO 1 – A COMUNIDADE DE PLÂNTULAS DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL E O SEU POTENCIAL PARA USO NA RESTAURAÇÃO FLORESTAL	
1.Introdução.....	28
2.Material e métodos	30
2.1.Caracterização da área	30
2.2.Obtenção dos dados.....	30
2.2.1.Plântulas	30
2.2.2.Componente arbustivo-arbóreo	33
2.3.Análise dos dados	34
2.3.1.Composição florística, diversidade e estrutura.....	34
2.3.2.Classificação sucessional e em grupos de plantio	35
2.3.3.Distribuição espacial dos indivíduos.....	36
3.Resultados.....	36
3.1.Composição florística	36
3.2.Diferenças na estrutura, riqueza e diversidade nos dois ambientes: borda e interior .	41
3.3.Classificação sucessional e nos grupos de plantio	45
3.4.A comunidade de plântulas e os demais estratos de vegetação.....	46

3.5.Distribuição em classes de altura	48
3.6.Distribuição espacial dos indivíduos.....	49
4.Discussão	50
4.1.Aspectos gerais da comunidade de plântulas	50
4.2.As diferenças entre borda e interior.....	54
4.3.O potencial da comunidade de plântulas da floresta para uso na restauração	56

CAPÍTULO 2 - O IMPACTO DA RETIRADA DA COMUNIDADE DE PLÂNTULAS PARA FINS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL, EM FRAGMENTOS FLORESTAIS REMANESCENTES

1.Introdução.....	60
2.Material e métodos	62
2.1.Caracterização da área	62
2.2.Obtenção dos dados.....	62
2.3.Análise dos dados	64
3.Resultados.....	66
3.1.Composição florística e parâmetros de riqueza e diversidade	66
3.2.Número de plântulas entre tratamentos	69
3.3.Comparação das médias de cada tratamento entre as épocas de avaliação	72
4.Discussão	75
4.1.Variações temporais da comunidade de plântulas	75
4.2.Os diferentes métodos de retirada das plântulas e a resiliência da floresta	77
4.3.Considerações finais	80

CAPÍTULO 3 - O POTENCIAL DA COMUNIDADE DE PLÂNTULAS DE ESPÉCIES NATIVAS OCORRENTE SOB POVOAMENTOS COMERCIAIS DE *Eucalyptus* spp. PARA USO EM PROJETOS DE RESTAURAÇÃO

1.Introdução.....	84
2.Material e métodos	86
2.1.Caracterização da área de estudo.....	86
2.2.Obtenção dos dados.....	87
2.2.1.Definição do universo amostral	87
2.2.2.Plântulas	88
2.2.3.Componente arbustivo-arbóreo	89

2.2.4. Levantamento florístico da borda do remanescente florestal	89
2.3. Análise dos dados	90
2.3.1. Descritores de estrutura	90
2.3.2. Similaridade entre as áreas de amostragem da comunidade de plântulas	92
3. Resultados	92
3.1. Comunidade de plântulas ($\leq 30\text{cm}$ de altura)	94
3.2. Comparações da comunidade de plântulas com o estrato de regeneração ($\geq 1,5\text{m}$ de altura) e com a borda dos remanescentes florestais do entorno	101
4. Discussão	103
4.1. Características da comunidade de plântulas sob talhões de <i>Eucalyptus</i> spp.	103
4.2. Potencial da comunidade de plântulas sob <i>Eucalyptus</i> para uso na restauração	108
CAPÍTULO 4 - SOBREVIVÊNCIA EM VIVEIRO DE MUDAS RETIRADAS DA REGENERAÇÃO NATURAL	
1. Introdução	112
2. Material e métodos	114
2.1. Origem dos regenerantes	114
2.2. Coleta e condução das mudas	114
2.3. Classificação sucessional e em grupos de plantio	117
2.4. Coleta dos dados	118
2.5. Análise dos dados	118
3. Resultados	119
4. Discussão	129
4.1. Taxas de sobrevivência	129
4.2. Implicações para a restauração ecológica de áreas degradadas	133
CONSIDERAÇÕES FINAIS	136
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	138
ANEXO 1.1	152
ANEXO 1.2	156
ANEXO 1.3	159
ANEXO 1.4	162

ANEXO 1.5	165
ANEXO 1.6	169
ANEXO 2.1	173
ANEXO 3.1	178
ANEXO 3.2	180
ANEXO 3.3	183
ANEXO 4.1	187
ANEXO 4.2	188

RESUMO GERAL

As plântulas são fundamentais para a manutenção das populações arbustivo-arbóreas. Em regiões tropicais estão normalmente representadas por um elevado número de espécies e indivíduos, ocorrendo não apenas em formações florestais nativas, mas também em sistemas florestais, cujas práticas de manejo possibilitam sua presença, como cultivos de *Eucalyptus* spp.. Por outro lado, reflorestamentos com espécies nativas voltados a restauração ecológica, muitas vezes contam com poucas espécies e não atendem a critérios mínimos de diversidade, dentre outros aspectos, pela baixa disponibilidade de espécies nos viveiros de produção de mudas. Assim, o objetivo geral desse trabalho foi avaliar o potencial de uso da regeneração natural (plântulas arbustivo-arbóreas $\leq 30\text{cm}$ de altura) de remanescente de Floresta Estacional Semidecidual e de talhões de *Eucalyptus* spp, localizados em Bofete-SP, como estratégia de produção de mudas de espécies nativas e resgate da diversidade vegetal na restauração ecológica. No Capítulo 1, a avaliação da comunidade de plântulas na borda e no interior de remanescente florestal (10 parcelas de $4 \times 4\text{m}$ em cada ambiente), indicou elevada diversidade. Além disto, as plântulas mostraram uma distribuição espacial agregada para a comunidade e para as principais espécies e uma correlação negativa entre densidade de indivíduos e altura. No interior e borda do remanescente foram encontradas, respectivamente, 118 espécies (243.625 ± 142.945 indivíduos. ha^{-1}) e 81 espécies (139.750 ± 90.307 indivíduos. ha^{-1}). Ambas as áreas contaram com várias espécies que são pouco comuns ou não utilizadas nos plantios de restauração ecológica. No Capítulo 2, o acompanhamento em remanescente florestal, de 80 parcelas (20 parcelas de $2 \times 2\text{m}$ por tratamento) submetidas a diferentes tratamentos de retirada das plântulas (100% de retirada com e sem revolvimento posterior do solo, 50% de retirada sem revolvimento posterior do solo e testemunha sem retirada de plântulas), constatou uma marcada sazonalidade no recrutamento. Além disso, o revolvimento do solo não se mostrou como prática incrementadora da regeneração natural, provavelmente em função da cobertura vegetal da floresta estudada. Apesar das áreas submetidas à retirada de plântulas terem se mostrado capazes de auto-recuperação no tempo, o curto período de acompanhamento e a ocorrência de elevados níveis de recrutamento de pelo menos uma espécie (*Protium spruceanum*), dificultam a compreensão dos reais efeitos desta prática sobre a dinâmica de regeneração da floresta e demonstram a necessidade de novos estudos. No Capítulo 3, a avaliação da comunidade de plântulas (87 parcelas de $2 \times 2\text{m}$)

sob plantios de *Eucalyptus* spp. encontrou 42 espécies e densidade média de 8.046 ($\pm$ 2.295) indivíduos.ha⁻¹, porém, com grande variação no número de indivíduos e espécies entre os talhões analisados. Em geral talhões com maior riqueza de espécies e densidade de regeneração natural ($\geq$ 1,5m) foram também mais ricos e densos na comunidade de plântulas. No Capítulo 4 foi avaliada a sobrevivência em viveiro de plântulas transferidas do remanescente florestal (2.424 indivíduos, 110 espécies) e dos talhões de *Eucalyptus* spp. (280 indivíduos, 42 espécies). As taxas de sobrevivência foram respectivamente 69% e 66,8%, com grande variação entre as espécies; no entanto espécies pioneiras apresentaram taxa de sobrevivência significativamente maior que as não pioneiras. Muitas das espécies sobreviventes em viveiro não são encontradas nos viveiros florestais e certamente também estão ausentes nos plantios de restauração de áreas degradadas. Portanto, o aproveitamento da regeneração natural das áreas estudadas é uma estratégia complementar e viável de produção de mudas de espécies nativas, elevando a diversidade dos viveiros florestais. Sob os plantios florestais (áreas agrícolas, não protegidas pela legislação ambiental) o método pode ser utilizado, focado principalmente nas espécies que apresentam alta densidade na área, ou nas pouco comuns nos viveiros e plantios de restauração ecológica. Entretanto, em áreas naturais recomenda-se que a princípio este método seja executado apenas em situações que irreversivelmente envolverão a supressão da vegetação nativa, tais como autorizações para construção de estradas e hidrelétricas, atividades mineradoras, etc.

ABSTRACT

Seedlings are essential to the maintenance of shrubs and trees populations in tropical forests. They are usually represented by a high number of species and individuals; they occur not only in native forest formations, but also in forest systems whose management allows its presence possible, such as *Eucalyptus* spp. plantations. Generally, ecological restoration with native species usually does not reach the minimal diversity that is necessary. The low availability of native species in the nurseries seems to be one of the causes of this situation. This study evaluated the potential of natural regeneration (shrubs and trees seedlings with height $\leq 30\text{cm}$) of a Seasonal Semideciduous Forest fragment and *Eucalyptus* spp. plantations located in Bofete-SP, to produce seedlings of native species, as a strategy to rescue the plant diversity in the ecological restoration programs. In Chapter 1, the evaluation of the seedling community in the edge and interior of the forest fragment (10 plots of 4x4m in each environment) found high plant diversity. Moreover, the seedlings showed an aggregated spatial distribution in the community level and to the main species. A negative correlation between density of individuals and height were observed. In the interior and edge were found 118 species (243625 ± 142945 individuals.ha⁻¹) and 81 species (139750 ± 90307 individuals.ha⁻¹) respectively. In both areas, some species which are rarely found or absent in ecological restoration plantations were recorded. In Chapter 2, the monitoring in the forest fragment of permanent plots (2x2m) submitted to different treatments of removing seedlings (100% of seedlings removal, previously to soil revolving; 100% of seedlings removal and no soil revolving; 50% of seedlings removal without soil revolving, and control plots) revealed a strong seasonality on the recruitment process. Moreover, the soil revolving did not promote an improvement of the natural regeneration, probably due to the high level of forest covering in the studied area. Despite the capacity of areas to self-recuperate after removal of seedlings, the short monitoring time and the occurrence of high levels of recruitment to one species at least (*Protium spruceanum*), has brought difficulties to the understanding of the real effects of this practice on the dynamics of the forest regeneration, showing the necessity for new studies. In Chapter 3, the evaluation of the seedling community (87 plots of 2x2m) in *Eucalyptus* spp. plantations found 42 species and an average density of 8046 (± 2295 individuals.ha⁻¹), but with a great variation in the numbers of individuals and species between the sites analyzed. Sites with higher density and species richness in the natural

regeneration stratum (height $\geq 1.5\text{m}$) showed higher density and species richness in the seedling community either. In Chapter 4 the survivorship in the nursery of seedlings transplanted from the forest fragment (2424 individuals, 110 species) and *Eucalyptus* spp. plantations (280 individuals, 42 species) was evaluated. Seedlings survivorship (respectively 69% e 66.8%) was variable between species, however, pioneer species showed a survival rate significantly higher than non-pioneers. A lot of species that survived in the nurseries were never recorded in these places and certainly were absent in the restoration plantations of disturbed areas. Therefore, the natural regeneration could be used as a complementary and available strategy to produce seedlings of native species. In forest plantations (agricultural lands, not protected by environmental laws) this methodology could be used, mainly when focused in species with higher densities, as well as species that are less common in nurseries and have been scarcely found in ecological restoration programs. However, in natural forests, these practices should be recommended only in situations in which there were permission to build roads and hydroelectrics, mining activities, and so on, becoming an initiative to compensate the environmental impact.

INTRODUÇÃO GERAL

A intensa fragmentação de paisagens e a sua ocupação desordenada, tanto para exploração agrícola como para a expansão de áreas urbanas e industriais têm acarretado preocupações com o uso dos recursos naturais para a sociedade como um todo (Barbosa & Mantovani 2000).

Hoje, em função dos sucessivos ciclos de uso do solo, grande parte das regiões tropicais apresenta sua cobertura florestal nativa altamente fragmentada e/ou restrita a pequenas porções de terra onde a expansão agropecuária ou urbana não foi possível. Nesses processos de degradação não foram poupadas nem mesmo as áreas ciliares ou de preservação permanente, sendo que a agricultura sempre foi o principal fator causador de degradação desses ecossistemas (Rodrigues & Gandolfi 2004).

No estado de São Paulo, a avaliação mais acurada da vegetação usando técnicas de sensoriamento remoto, aponta para valores de apenas 13,7% de cobertura vegetal natural nos anos de 2000-2001, considerando nessa avaliação qualquer agrupamento de árvores nativas, independente do seu tamanho e estado de degradação (Kronka *et al.* 2002).

A supressão significativa das áreas com vegetação natural causa preocupação não só pelo aumento do processo erosivo e conseqüente redução da fertilidade dos solos e assoreamento do sistema hídrico superficial, mas também porque certamente representa a extinção de muitas espécies vegetais e animais, das quais várias nem chegaram a ser conhecidas pela ciência, quanto mais suas potencialidades de uso em benefício do próprio homem.

A existência de extensas áreas que necessitam ser restauradas e redestinadas a conservação ou preservação permanente é evidente e têm gerado esforços significativos na compreensão da dinâmica florestal e no desenvolvimento de metodologias que permitam não só o restabelecimento da vegetação regional, mas principalmente dos processos ecológicos nas áreas a serem restauradas.

No entanto, ao mesmo tempo, alguns estudos têm demonstrado que muitos dos programas de restauração executados até hoje não conseguiram se perpetuar, correndo vários riscos de voltarem a condição original de degradação, dentre outros fatores pela baixa diversidade inicial de espécies com que foram implantados (Siqueira 2002, Souza &

Batista 2004), consequência principalmente da baixa diversidade de espécies disponível nos viveiros de produção de mudas florestais (Barbosa *et al.* 2003).

Há, portanto a necessidade de se buscar novos rumos e metodologias que proporcionem maior diversidade e principalmente representatividade de funções ecológicas aos plantios, agregando complexidade a estes sistemas e permitindo que áreas restauradas se perpetuem no tempo. É preciso ainda atentar para que tais metodologias sejam viáveis do ponto de vista logístico e econômico e que não representem mais uma ação impactante sobre o ambiente.

Plantios comerciais de espécies florestais, além de disponíveis em extensas áreas nas regiões tropicais, podem conter grande número de indivíduos regenerantes no seu sub-bosque. Diante disto e da já exposta necessidade de novas metodologias de restauração, o uso da regeneração natural de talhões de *Eucalyptus* sp. como fonte de propágulos surge como uma metodologia a ser investigada. Da mesma maneira procede-se com remanescentes florestais que por algum motivo serão degradados ou suprimidos para a construção de estradas, mineração, etc.. Tal investigação visa a obtenção de informações que permitam a recomendação ou não desta técnica como mais uma estratégia na produção de mudas para fins de restauração ecológica.

1.A dinâmica da regeneração natural em formações florestais

Há longa data estudos sobre a regeneração são considerados fundamentais pelos ecólogos para o entendimento da dinâmica da floresta (Richards 1952 *apud* Lieberman 1996). A dinâmica da regeneração natural de uma floresta é um processo influenciado pela intensidade e extensão de uma série de fatores bióticos e abióticos, intrínsecos e extrínsecos a uma dada área.

As florestas são consideradas um mosaico de manchas em diferentes graus de maturidade, idade, tamanho e composição de espécies, resultado de um processo lento e gradual de evolução que os ecossistemas sofrem, denominado sucessão (White & Pickett 1985). A sucessão secundária, um dos assuntos mais abordados desde os primórdios da ecologia como disciplina científica (Pickett *et al.* 1987) é empregada para descrever as mudanças na composição e fisionomia da vegetação no tempo e espaço (Finegan 1984).

A sucessão, para muitos dos trabalhos pioneiros, era considerada um processo determinístico, com uma substituição previsível das espécies no tempo (Clements 1916 *apud* Crawley 1986a). Posteriormente uma outra visão apontava que distúrbios são eventos freqüentes e que as condições iniciais, obras das flutuações ambientais e do acaso, levavam comunidades a seguir por caminhos diferentes e não previsíveis (Gleason 1926). A partir destes dois conceitos surgiram múltiplas possibilidades de interpretação dos processos sucessionais, na tentativa de elucidar, entre outros pontos, a dinâmica do processo de regeneração natural nas formações florestais.

A substituição das espécies no tempo e espaço corresponderia na realidade a uma substituição de diferentes grupos ecológicos ou classes sucessionais a que cada espécie pertence (Swaine & Whitmore 1988).

Baseado nesse mecanismo de substituição seqüencial das espécies e na existência de grupos ecológicos com comportamentos diferenciados foram propostos modelos sucessionais de facilitação, tolerância e inibição. Na facilitação, as plantas iniciais da sucessão ocupariam os espaços abertos, modificariam as condições ambientais e só assim apareceriam as espécies mais tardias. Nos modelos de tolerância e inibição, qualquer espécie que ocupasse o espaço aberto seria capaz de sobreviver. No entanto, na tolerância a modificação do ambiente pelas espécies tidas como iniciais torna com o tempo as condições desfavoráveis para seu próprio desenvolvimento, sem que haja efeito sobre as espécies mais tardias da sucessão. Já no modelo de inibição os efeitos desfavoráveis se manifestariam sobre todas as espécies e apenas após a morte ou danificação das iniciais é que aconteceria o desenvolvimento de um outro indivíduo, podendo o indivíduo recrutado pertencer a qualquer grupo (Connell & Slatyer 1977).

A existência de diferentes grupos ecológicos ou classes sucessionais, separados por características ligadas a história de vida (Budowski 1965, Swaine & Whitmore 1988, Whitmore 1989) evidencia dois extremos de regeneração das espécies para as florestas tropicais. De um lado existem espécies que germinam sob o dossel e cujas plântulas podem se estabelecer e permanecer sob a sombra da floresta por muitos anos. As espécies desse grupo são chamadas de não pioneiras ou clímax. Por outro lado, ocorre um outro grupo de espécies denominado de pioneiras, no qual as sementes dependeriam de clareiras, germinando somente em ambientes abertos, sendo intolerantes à sombra e nunca encontradas sob o dossel florestal (Swaine & Whitmore 1988).

Muito embora haja entre estes dois grupos um contínuo de variação (Swaine & Whitmore 1988) esta divisão permite visualizar de forma clara, que em todas as florestas há um ciclo iniciado pelos distúrbios, que promovem a abertura de clareiras na cobertura florestal e também que existe uma enorme influência da luz na dinâmica da regeneração florestal (Whitmore 1989). Assim, o tamanho, número e distribuição de clareiras são atuantes na determinação dos níveis de regeneração da comunidade (Schupp *et al.* 1989).

A existência de clareiras de diferentes tamanhos gera ainda importantes diferenças microclimáticas e na distribuição espacial e temporal dos recursos, de modo que as espécies arbóreas são capazes de se especializarem em determinado segmento do espectro de uma clareira (Denslow 1980). Nesse sentido, uma clareira ocasionada pela queda de uma árvore, apresentaria zonas específicas (raiz, tronco e copa) e criaria diferentes nichos de regeneração, permitindo a colonização para uma gama de espécies florestais (Hartshorn 1989).

Ainda de acordo com Hartshorn (1989), a zona de raiz de uma clareira é a mais rica em espécies regenerantes, uma vez que os nutrientes minerais expostos nesta região criariam um nicho para muitas espécies não tolerantes a luz. Espécies pioneiras teriam, portanto, maior ocorrência nas regiões onde há o revolvimento do solo, do que nas demais regiões das clareiras. Os distúrbios e revolvimentos no solo resultariam assim em aumento na germinação e estabelecimento de pioneiras (Putz 1983, Kwit *et al.* 2000).

A geração de novos indivíduos no processo de regeneração da floresta se dá por propágulos oriundos da dispersão (chuva de sementes), pelo banco de sementes ou plântulas ou ainda a partir da reprodução vegetativa (Rodrigues *et al.* 2004). O balanço entre estes modos de regeneração influencia o sucesso ou dominância de cada espécie na comunidade (Kennard *et al.* 2002).

Desse modo, a frequência e a localização do recrutamento são determinadas pela junção das probabilidades de chegada e sobrevivência no mosaico florestal. A probabilidade de chegada é determinada pela dispersão dos propágulos, já a probabilidade de sobrevivência depende dos atributos fisiológicos e das interações das espécies entre si e com patógenos e predadores nas clareiras e no seu entorno (Schupp *et al.* 1989).

Logo na dispersão, a distribuição das sementes pelos dispersores, de forma agregada ou isolada, propicia taxas diferenciadas de predação e altera as probabilidades

de sobrevivência das plântulas de uma população nos seus primeiros meses de vida, influenciando a dinâmica das plântulas em um dado local (Howe *et al.* 1985).

O banco de sementes é importante fonte de propágulos no estabelecimento de novas espécies e indivíduos na floresta (Baider *et al.* 1999, Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). Composto em parte por sementes produzidas na própria área e em parte por sementes alóctones, oriundas de áreas adjacentes (Harper 1977), o banco de sementes tem sua constituição influenciada dentre outros fatores pela própria variação temporal na chuva de sementes, fruto da flutuação existente nos padrões fenológicos florestais (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002).

Ainda nesse contexto, a composição e a densidade do banco de sementes são afetadas significativamente pela idade da floresta após sofrer perturbações (Young *et al.* 1987, Baider *et al.* 2001). Apesar de não ter uma relação diretamente proporcional, à medida que a floresta se torna mais velha há um decréscimo na densidade total das sementes viáveis, bem como uma mudança na composição do banco que passa a apresentar uma densidade maior de espécies lenhosas, com redução da densidade de espécies herbáceas (Baider *et al.* 2001).

Nas florestas tropicais, o banco de sementes das espécies arbustivo-arbóreas é composto principalmente por espécies dos estágios iniciais da sucessão (Baider *et al.* 1999, Grombone-Guaratini 1999), as quais podem permanecer por muito tempo em estado dormente, até o momento que as condições favoreçam a germinação e o crescimento (Garwood 1983).

A presença de uma gama de espécies e genótipos, a variação na longevidade das espécies pioneiras presentes no banco e a existência de diferentes nichos de regeneração, fortemente influenciados pelas flutuações ambientais e pela alternância de anos favoráveis para cada espécie, faz com que o processo de germinação de sementes e estabelecimento de plântulas oriundas do banco de sementes presente no solo seja altamente dinâmico e variável no tempo e espaço (De Steven 1994).

Do vasto número de sementes dispersas e presentes no banco de sementes do solo, somente uma pequena fração germina e atinge o estágio de plântula. É nesse estágio inicial denominado de plântula que o indivíduo apresenta maior susceptibilidade a uma série de fatores interferentes nas suas probabilidades de recrutamento. Desse modo, somente aquelas que estiverem em “sítios seguros”, onde as condições ambientais são favoráveis e os riscos biológicos ausentes serão recrutadas (Harper 1977).

A delimitação do estágio de plântula é pouco precisa. Sabe-se que o início desse estágio se dá a partir da germinação das sementes, porém seu ponto final é incerto. A consideração do estágio de plântula como sendo aquele em que a planta se torna independente das reservas das sementes é insatisfatória e pouco prática, uma vez que a interrupção da transferência de nutrientes das sementes para a planta é gradual e muito difícil de ser determinada no campo (Fenner 1987). Na prática, muitos estudos não definem este estágio, levando a imaginação de plântulas ora como um indivíduo com duas ou três folhas (Fenner 1987), ora como qualquer indivíduo com até 50cm de altura (Melo *et al.* 2004).

Por serem justamente nas fases representadas pela semente e pelo período inicial de desenvolvimento após a germinação que as plantas são mais vulneráveis a danos, a sobrevivência nos períodos iniciais é fundamental para garantir a manutenção de uma população, influenciando assim em toda a dinâmica da regeneração, afetando não só a abundância e a distribuição dos indivíduos adultos de uma espécie, mas toda a composição e estrutura da comunidade (Denslow 1991). Desse modo, um grande número de trabalhos sobre a ecologia de plântulas arbóreas tropicais tem sido realizados na tentativa de entender os complexos mecanismos envolvidos na dinâmica florestal (Whitmore 1996).

Os diversos fatores que afetam a sobrevivência, o crescimento inicial e o recrutamento das plantas podem ter origem biótica ou abiótica. Salienta-se que a importância relativa de cada causa varia consideravelmente de lugar para lugar, de espécie para espécie e mesmo de uma população de ano para ano ou de estação para estação, alterando também as taxas de mortalidade. No entanto, em ambientes extremos e estressantes, a mortalidade tende a ser originada por fatores abióticos, enquanto que em ambientes mais amenos, os fatores bióticos como competição e herbivoria têm maior importância relativa na mortalidade (Fenner 1987). Também é destacado que as características sucessionais das espécies influenciam a predominância de fatores bióticos ou abióticos na mortalidade de seus indivíduos nas fases iniciais de vida. Plântulas de espécies não pioneiras ou clímax, que toleram sombra, são afetadas mais freqüentemente por fatores bióticos que abióticos, sendo por exemplo, para estas espécies, a predação mais importante que a luminosidade na sobrevivência de plântulas, pelo menos até um ano de vida (Molofsky & Fisher 1993).

Além do aspecto relacionado à luz e as clareiras (*e.g.* Fenner 1978, Schupp 1988, Boot 1996, Kobe 1999, Souza & Válio 2001) o recrutamento pode ser afetado por outros fatores abióticos como acúmulo ou queda de serrapilheira (*e.g.* Hamrick & Lee 1987, Facelli & Pickett 1991, Molofsky & Augspurger 1992, Facelli 1994, Portela 2002, Scarpa 2002, Santos & Válio 2002), topografia (*e.g.* Hamrick & Lee 1987), presença ou não dos recursos necessários ao desenvolvimento (Harper 1977) ou mesmo devido a danos mecânicos pelo pisoteamento por animais ou pelo homem (*e.g.* Clark & Clark 1989, Portela 2002).

A ocorrência de danos mecânicos é diferenciada na borda e no interior de um fragmento. Na borda a ocorrência de danos mecânicos por serrapilheira e pisoteamento por animais é maior, afetando as probabilidades de estabelecimento das plântulas nesse ambiente. A influência desses danos sobre a mortalidade de plântulas é dependente também do tipo e grau de proteção e preservação em que se encontra o remanescente florestal (Portela 2002).

A serrapilheira afeta a germinação das sementes e o estabelecimento das plântulas diretamente, pela barreira física que causa ao desenvolvimento, pelo sombreamento, redução da amplitude térmica ou por efeitos bioquímicos e alelopáticos (Molofsky & Augspurger 1992), ou indiretamente pela redução da competição interespecífica de plântulas arbóreas com herbáceas adjacentes, ou pelo aumento da predação de sementes e/ou plântulas, principalmente por artrópodes (Facelli 1994). Assim sendo, a relação entre serrapilheira e a germinação das sementes é altamente específica, variando de condições extremamente negativas até situações indiretamente positivas que favorecem a germinação e o recrutamento.

Possivelmente um dos fatores que atue regulando os efeitos da serrapilheira como barreira física sobre a emergência das plântulas seja o tamanho das sementes. Apesar de não ser regra geral, plântulas originadas de sementes maiores teriam maiores chances de vencer a barreira imposta pela serrapilheira (Scarpa 2002).

O processo de regeneração é ainda afetado por fatores bióticos tais como herbivoria e predação (*e.g.* Clark & Clark 1985, La Cruz & Dirzo 1987, Cersósimo 1993, Barone 2000), ação de patógenos (*e.g.* Vaartaja 1962, Augspurger 1983 e 1984) e a competição intra e interespecífica (*e.g.* Fenner 1987, Denslow 1991) que exercem de forma isolada ou combinada, papel importante no destino das plântulas arbustivo-arbóreas nas florestas tropicais.

Exceto nas condições onde o habitat é extremamente aberto, as plântulas são afetadas pela competição com seus vizinhos pelos recursos. Esta competição é ainda mais acentuada quando os vizinhos envolvidos na disputa são da mesma espécie. Contudo, em alguns casos, a presença de certos vizinhos pode aumentar as chances de sobrevivência das plântulas (*nurse effects*) ou ainda alterar a probabilidade desta sofrer o ataque de herbívoros (Fenner 1987).

Algumas espécies podem ainda ser afetadas pelas plantas que se encontram nos estratos superiores. Estas atuam como filtros no estabelecimento das plântulas, afetando significativamente não somente o tempo que uma planta sobrevive no sub-bosque, mas também a sua abundância e distribuição na área (Denslow 1991).

Quanto aos patógenos, apesar de existirem poucos estudos envolvendo a patogenia de plântulas, admite-se como regra geral que áreas sombreadas, sob o dossel florestal, apresentam taxas maiores de mortalidade de plântulas, principalmente pelo aumento na ocorrência de fungos fitopatogênicos (Crawley 1986b).

Cada espécie apresenta evidentemente diferentes suscetibilidades a predação e a herbivoria, relacionadas com suas características, tais como tamanho de sementes e plântulas, área foliar, presença de metabólitos secundários para defesa entre outras. Da mesma forma, cada espécie difere nos seus predadores principais (Molofsky & Fisher 1993).

Embora a “hipótese da fuga” (Janzen 1970) e a “hipótese da densidade” (Connell 1979 *apud* Hutchings 1986) afirmem que as chances de sobrevivência das plântulas são menores respectivamente quando suas sementes são dispersas próximo das plantas matrizes ou quando em altas densidades, onde as probabilidades de serem afetadas por predadores, patógenos ou herbívoros seriam maiores, a heterogeneidade dos estudos a respeito desse tema tem mostrado que tanto a generalização quanto a extensão desses modelos para a comunidade como um todo é limitada (Schupp 1988). A importância desses fatores é variável nos diferentes ecossistemas existentes e também para as diferentes espécies.

A sobrevivência da plântula de uma espécie não dependeria inteiramente das suas próprias características. Várias características ligadas aos parentais poderiam aumentar as chances de sobrevivência, tais como dispersão efetiva, permitindo o escape da dominância parental, sincronismo entre frutificação e germinação, produzindo coortes maiores e resultando em satisfação dos predadores ou a presença de dormência e

mecanismos de detecção de clareiras, facilitando o escape na competição com plantas já estabelecidas. No entanto uma vez ocorrida a germinação, a plântula passa a depender unicamente de suas próprias características morfológicas e fisiológicas (Fenner 1987).

Dessa forma, uma vez retratado que as causas de mortalidade são variáveis e não previsíveis para muito habitats, a plasticidade individual seria uma estratégia melhor de sobrevivência, do que especializações adaptativas para fatores específicos de mortalidade (Fenner 1987).

De fato, depois de germinadas não só a sobrevivência, mas também o crescimento de plântulas nos diversos ambientes dependem de um complexo de interações entre os atributos morfológicos e fisiológicos de cada espécie, tais como área foliar, partição da biomassa, arranjo espacial das folhas e ramos, taxa de respiração e taxa fotossintética entre outros (Garwood 1996).

As taxas de crescimento das plântulas estão intimamente ligadas a disponibilidade de luz e a existência de diferentes grupos ecológicos. Em primeiro, as diferenças nas taxas de crescimento relativo entre as pioneiras e não pioneiras aumentam com o aumento da luminosidade. Segundo, espécies pioneiras têm uma taxa de crescimento relativo igual ou superior as não pioneiras em todos os ambientes com disponibilidade de luz, e em terceiro, as espécies não pioneiras, tolerantes a sombra, têm plântulas consideravelmente maiores, o que compensaria a sua menor taxa de crescimento e aumentaria as probabilidades de regeneração das plântulas não pioneiras já existentes no chão florestal, sob clareiras pequenas, quando comparadas com as pioneiras recém germinadas (Boot 1996).

Nas florestas tropicais, a manutenção do banco de plântulas é uma estratégia na qual a espécie mantém sua população no sub-bosque, em condições de baixa luminosidade e alta competição. Este banco forma um estoque de material genético que será prontamente estimulado para o seu desenvolvimento, quando as condições forem propícias. No entanto, para formações com histórico acentuado de degradação ou com declividade acentuada, o banco de plântulas não está restrito aos ambientes sombreados e nem ao grupo de espécies mais final da sucessão (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002).

O padrão espacial do recrutamento de plântulas é variável para cada espécie e dependente da escala espacial utilizada para a verificação, porém considerando a comunidade de plântulas arbustivo-arbórea como um todo, há uma tendência de ocorrer

agregação (*e.g.* Oliveira *et al.* 2001). A agregação para uma determinada espécie pode ser atribuída, entre outros fatores, pela ineficiência na dispersão de suas sementes, pela reprodução vegetativa por brotamento ou pela grande especificidade por microhabitats (Oliveira 1999).

Quanto à variação temporal, as plântulas apresentam, para a maioria das espécies, sazonalidade na germinação e estabelecimento dos indivíduos, fator dependente não só da estacionalidade climática, mas também da fenologia de dispersão dos propágulos (Cersósimo 1993).

Embora haja certo consenso sobre a sazonalidade anual do recrutamento de plântulas arbóreas tropicais (Lierberman 1996), a descrição do fator que desempenharia papel principal nesse padrão ainda é controversa. Ora é citado que os picos de recrutamento refletem em primeiro plano os padrões fenológicos na maturação dos frutos e dispersão das sementes, tendo a emergência das plântulas pela quebra de dormência ou favorecimento da germinação das sementes contidas no banco um papel secundário (Santos & Válio 2002) ora são consideradas as condições ambientais, tais como a interação entre a disponibilidade de água e a luminosidade, como os fatores principais na variação anual do estabelecimento das populações de plântulas (Cersósimo 1993).

Também interferiria sobre os padrões espaciais e principalmente temporais do estabelecimento de plântulas a característica reprodutiva supra-anual, freqüentes em espécies e/ou indivíduos arbóreos tropicais, principalmente aqueles de dossel e emergentes. Algumas espécies produziram novas coortes de plântulas quase que de forma contínua, outras, no entanto apenas esporadicamente, outras ainda apenas em longos intervalos de tempo (Lierberman 1996).

Uma vez que o recrutamento de plântulas responde a ocorrência de chuvas, aumentando o número de plântulas que emergem, mesmo sob precipitações de baixa intensidade (Santos & Válio 2002), a germinação das plantas é maior nos meses mais quentes e úmidos, sendo isto mais evidente para as heliófitas do que para as umbrófilas, que germinam ao longo do ano (Cersósimo 1993).

Quanto à regeneração natural das espécies arbóreas pela propagação de suas estruturas vegetativas, ressalta-se que esta se dá pela brotação de porções basais do tronco, pela brotação de ramos aéreos que se curvam e atingem o solo ou ainda por raízes gemíferas (Jeník 1994). O papel da rebrota na regeneração natural parece ganhar

importância quando ocorrem distúrbios de origem natural ou alterações antrópicas em uma dada área (Rodrigues *et al.* 2004).

Haveria por fim uma rede de interações entre os fatores climáticos (precipitação, luminosidade, temperatura), a dispersão e o banco de sementes, a competição, a floresta circundante, a herbivoria e os patógenos na determinação das espécies que emergem e se estabelecem na floresta (Cersósimo 1993).

2.Regeneração natural em povoamentos de espécies comerciais

Plantios homogêneos de espécies florestais nativas e exóticas com fins comerciais têm papel importante na composição da paisagem e da economia rural em muitas regiões tropicais.

Além dos diversos usos comerciais proporcionados por esses plantios, a preocupação cada vez maior com os efeitos da degradação e fragmentação das paisagens naturais e a pressão exercida no âmbito legal têm levado a uma série de investigações quanto à capacidade dos mesmos em propiciarem a reabilitação e a restauração de áreas degradadas. Os plantios florestais possivelmente seriam ambientes mais permeáveis para a flora e fauna local que outras atividades agropecuárias também de grande expressão espacial, como a cultura canavieira, as pastagens, as culturas anuais, etc..

A capacidade de regeneração natural das espécies nativas em situações de competição com as árvores dos plantios florestais assume então grande importância, devido à frequência com que estas situações são encontradas no campo (Sartori 2001).

São várias as espécies florestais plantadas que têm sido objeto de investigação da regeneração natural em seus sub-bosques. Entre elas estão espécies de *Eucalyptus* spp. (e.g. Tabarelli *et al.* 1993, Calegario *et al.* 1993a, Rezende 1994, Silva Júnior *et al.* 1994, Durigan *et al.* 1997, Geldenhuys 1997, Parrotta 1999, Sartori 2001; Carneiro 2002, Saporetti Junior *et al.* 2003), *Pinus* spp. Engelm. (e.g. Lombardi & Motta Junior 1992, Geldenhuys 1997, Keenan *et al.* 1997, Oberhauser 1997), *Mimosa scabrella* Benth. (e.g. Nappo *et al.* 2000), *Araucaria cunninghamii* Aiton ex D. Don; *Flindersia brayleyana* F. Muell. e *Toona ciliata* M. Roem. (e.g. Keenan *et al.* 1997), *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit e *Casuarina equisetifolia* L. (e.g. Parrotta 1999).

Quando se considera a matriz vegetacional em que os trabalhos foram realizados, há no Brasil estudos da regeneração natural sob plantios de espécies florestais em áreas de cerrado (*e.g.* Lombardi & Motta Junior 1992, Durigan *et al.* 1997, Saporetti Junior *et al.* 2003), em florestas estacionais (*e.g.* Rezende 1994, Silva Júnior *et al.* 1994, Calegario *et al.* 1993a), em floresta ombrófila densa (*e.g.* Tabarelli *et al.* 1993) ou mesmo em áreas de contanto entre diferentes tipos de vegetação (*e.g.* Nappo *et al.* 2000, Sartori 2001, Carneiro 2002).

As plantações florestais têm a capacidade de exercer um efeito catalítico da sucessão secundária, facilitando a regeneração natural da vegetação nativa por meio de mudanças microclimáticas, favorecendo entre outros aspectos a germinação e estabelecimento de plântulas, o desenvolvimento de uma camada de serrapilheira e húmus e um aumento da complexidade estrutural do habitat (Engel & Parrotta 2003).

Desse modo, plantios florestais, quer pelas suas características de ciclo longo, quer pela aplicação reduzida de pesticidas funcionariam como um meio efetivo de se promover a regeneração florestal (Carneiro 2002), desempenhando o mesmo papel de espécies pioneiras sob condições naturais (Tabarelli *et al.* 1993, Silva Júnior *et al.* 1994). A condução dessa regeneração seria uma ferramenta viável e eficiente no processo de restauração florestal (Rodrigues & Gandolfi 1996, Carneiro 2002) e geraria acréscimos evidentes para a biodiversidade local (Lamb 1998).

Além do potencial de restauração das áreas sob os plantios florestais pela utilização da regeneração natural autóctone é citada a possibilidade de que os indivíduos regenerantes (plântulas e jovens) presentes no sub-bosque de plantios de espécies florestais, sejam utilizados como propágulos para a restauração de áreas adjacentes, por meio da transferência dos mesmos para viveiros de produção de mudas ou diretamente para o campo (Rodrigues & Gandolfi 2004).

O padrão de sucessão secundária dos sub-bosques de plantios florestais homogêneos caracteriza-se por se apresentar sob a forma de mosaico, onde a densidade e riqueza dos indivíduos regenerantes e a proporção destes nos diferentes grupos ecológicos variam significativamente no espaço, indo desde áreas sem regeneração arbórea até áreas onde há um conjunto de espécies, pertencentes aos diferentes grupos ecológicos (Tabarelli *et al.* 1993). Tais variações florísticas e estruturais da regeneração natural no espaço estariam ligadas à heterogeneidade proporcionada pelas diferentes

características físico-químicas dos solos sob as áreas dos plantios (Nappo *et al.* 2000, Sartori 2001).

A regeneração no sub-bosque dos plantios florestais comerciais pode ainda variar quantitativamente no espaço pela facilidade com que propágulos chegam ao sítio. Assim sendo, a borda dos reflorestamentos teria maior densidade de regeneração pela maior exposição aos ventos e por serem mais freqüentadas por dispersores (Lombardi & Motta Junior 1992).

Dessa mesma forma, a proximidade de remanescentes naturais influenciaria positivamente na densidade do banco de sementes (Borges & Engel 1993) e no estabelecimento de indivíduos regenerantes (Calegario *et al.* 1993a). No entanto, quando os plantios estão inseridos em paisagens onde a matriz ainda é florestal este efeito deixa de se pronunciar. Nessas condições, a dispersão seria homogênea por todo o talhão e a regeneração pouco influenciada pela distância dos remanescentes (Keenan *et al.* 1997). Há também uma forte tendência da regeneração natural aumentar em riqueza e densidade com o aumento da idade do plantio florestal (Geldenhuys 1997).

Outros fatores que afetariam a regeneração natural no sub-bosque dos plantios florestais estariam ligados às espécies utilizadas (Keenan *et al.* 1997) ao histórico de ocupação e práticas silviculturais adotadas, as unidades vegetacionais do entorno, a heterogeneidade no regime de oferta de luz (Carneiro 2002) e a espessura da serrapilheira (Facelli & Pickett 1991).

A distribuição espacial dos indivíduos regenerantes parece ser agregada para a maioria das espécies. Isso se torna mais evidente para as espécies com frutos pesados e não dispersos por animais (barocóricas) e para aquelas que apresentam exigência por determinado sítio específico, principalmente no que diz respeito às propriedades físicas, químicas e mecânicas do solo (Calegario *et al.* 1993b). O regime de luz que atinge o piso da floresta também afeta o padrão de distribuição dos indivíduos regenerantes, de modo que espécies pioneiras tendem a uma disposição agregada nos locais onde a intensidade luminosa é maior (Carneiro 2002).

Na escala temporal variações também são relatadas. Em fase inicial de desenvolvimento, os plantios favorecem o aparecimento de espécies pioneiras e à medida que ocorre o fechamento da copa (aumento do sombreamento) passam a beneficiar o desenvolvimento de espécies mais tardias e típicas da condição de sub-bosque em detrimento das espécies pioneiras (Carneiro 2002).

Quanto à distribuição das espécies nas síndromes de dispersão, parece haver um predomínio de espécies zoocóricas entre os indivíduos regenerantes (Lombardi & Motta Junior 1992, Keenan *et al.* 1997, Carneiro 2002) comprovando a importância desse tipo de dispersão para a colonização de ambientes alterados. No entanto, este padrão parece refletir os mesmos padrões encontrados para a formação vegetacional onde cada plantio está inserido (Tabarelli *et al.* 1993).

As espécies anemocóricas teriam uma proporção maior de ocorrência em plantações jovens, quando a altura do remanescente florestal próximo é significativamente superior e este tipo de dispersão é facilitado, porém à medida que as plantações crescem, aproximando ou até passando a floresta natural em altura, este efeito deixa de se pronunciar (Keenan *et al.* 1997).

Entre diversos trabalhos realizados no Brasil, a riqueza de espécies no sub-bosque dos plantios variou de 39 espécies, pertencentes a 24 famílias (perímetro ao nível do solo $\geq 10\text{cm}$) em talhões de *Eucalyptus grandis* W. Hild ex. Maiden, em área de cerrado, Despacho, estado de Minas Gerais (Saporetti Junior *et al.* 2003) até 123 espécies, distribuídas em 67 famílias (perímetro a altura do peito $\geq 5\text{cm}$) sob *E. grandis* em área de Floresta Estacional Semidecidual, Dionísio, Minas Gerais (Silva Júnior *et al.* 1994).

Tabarelli *et al.* (1993) avaliando a regeneração natural sob plantios de *E. grandis* no Núcleo Santa Virgínia, São Paulo, encontrou 67 espécies (perímetro a altura do peito $\geq 10\text{cm}$), sendo 52,40% espécies típicas de sub-bosque. A comparação da vegetação encontrada com uma floresta secundária inicial próxima e aproximadamente com a mesma idade revela que o sub-bosque da floresta de *E. grandis* possui em algumas áreas, uma riqueza maior de espécies e grupos ecológicos, apresentando porém na maioria dos casos, populações pouco expressivas.

Durigan *et al.* (1997) comparando a regeneração natural dos indivíduos em talhão de *Eucalyptus citriodora* Hook. que sofreu corte raso aos 20 anos, tendo sido o levantamento da regeneração efetuado dois anos após, com remanescente de cerradão, livre de perturbações há 22 anos, constatou que a densidade dos indivíduos e o número de espécies são praticamente os mesmos para ambas as áreas, ressaltando que a diferença reside apenas do fato de que no talhão de *E. citriodora* os indivíduos ainda são jovens. Isto evidencia que a vegetação sob floresta de eucalipto tem grande potencial da

regeneração natural e tende, com o decorrer do tempo, a se tornar cada vez mais semelhante à vegetação original da região.

3.A restauração florestal

A restauração de ecossistemas degradados é uma prática muito antiga, podendo-se encontrar exemplos de sua existência na história de diferentes povos, épocas e regiões (Rodrigues & Gandolfi 2004).

No entanto, só recentemente a restauração de áreas degradadas adquiriu o caráter de uma área de conhecimento, sendo denominada por alguns autores como ecologia de restauração (Palmer 1997). Com isto, incorporou conhecimentos sobre os processos envolvidos na dinâmica de formações naturais, fazendo com que os programas de restauração deixassem de ser mera aplicação de práticas agronômicas ou silviculturais de plantios de espécie perenes, objetivando apenas a reintrodução de espécies arbóreas numa dada área, para assumir a difícil tarefa de reconstrução das complexas interações da comunidade (Rodrigues & Gandolfi 2004).

Ainda assim, há muita divergência sobre os termos empregados para designar os processos de reparação dos danos ambientais nos ecossistemas. Recuperação seria um termo amplo e representaria o retorno de um sítio degradado a uma forma de utilização de acordo com um plano estabelecido de uso do solo (Minter/IBAMA 1990). Claramente esta definição mostra que a recuperação não garante que sejam restabelecidos os processos ecológicos e muito menos que haja sustentabilidade nas áreas recuperadas.

Já o termo restauração para alguns seria utópico e inadequado, uma vez que se refere ao retorno de uma área exatamente ao seu estado original (Dias & Griffith 1998). No entanto, a restauração pode ser dividida de acordo com os objetivos pretendidos, em restauração *sensu stricto* e *sensu lato*. A primeira representaria um retorno completo do ecossistema degradado às condições ambientais originais e pré-existentes, embora as possibilidades de isto ocorrer sejam remotas. Já a restauração *sensu lato* se aplicaria a um ecossistema que foi submetido a uma perturbação não muito intensa, e que retornaria por si só (resiliência) a um “estado estável alternativo” ou “intermediário”, se diferenciado ainda da reabilitação, por nesta última haver a necessidade de uma forte intervenção antrópica para se reverter o estado de degradação (Rodrigues & Gandolfi 2004).

Para Engel & Parrotta (2003) a diferença está na definição de metas e objetivos, bem como na escala de tempo adotada como horizonte. Na recuperação e reabilitação os objetivos são mais específicos e definidos para uma escala de tempo menor e sem preocupação de serem semelhantes com os ecossistemas naturais. Desse modo, qualquer trabalho que tenha como meta a longo prazo recriar um ecossistema auto-sustentável, estável e resiliente, regulado totalmente por processos naturais e com a estrutura mais próxima possível das comunidades naturais deve ser encarado como um trabalho de restauração ecológica. É, portanto neste sentido que o termo restauração é empregado aqui.

A restauração é limitada a uma série de fatores naturalmente controlados pelas condições do ambiente, sendo bastante variável o efeito que o conjunto de técnicas restauradoras pode proporcionar em cada situação (Abrahão & Mello 1998). Além disso, ecossistemas restaurados são sistemas abertos e estão sujeitos também ao impacto dos processos acontecendo exteriormente (Parker 1997). Desse modo, a diversidade de ambientes e situações que requerem restauração gera grande flexibilidade de metas que os programas de restauração devem estabelecer (Ehrenfeld 2000, Rodrigues & Gandolfi 2004).

Embora existam muitas metodologias que instrumentalizam o objetivo de restaurar um ecossistema florestal, uma abordagem científica desta questão implica conhecer a complexidade dos fenômenos que se desenvolvem na floresta e compreender os processos definidores da estruturação e manutenção destes ecossistemas no tempo (Rodrigues & Gandolfi 2004). Neste aspecto, a inclusão dos conhecimentos da dinâmica da sucessão secundária, como um processo não determinístico, fortemente influenciado por fatores históricos e pela atuação antrópica, bem como o entendimento da floresta como um mosaico de manchas em diferentes estágios sucessionais e com diferenças na composição e representatividade das espécies e dos grupos ecológicos aparece como ponto fundamental (White & Pickett 1985, Rodrigues & Gandolfi 1996, Kageyama & Gandara 2004).

Aliado a necessidade de uma abordagem científica da restauração está a necessidade da redução dos custos dessa atividade. O custo pode representar uma barreira significativa para a aceitação dos programas de restauração por parte dos executores e financiadores da atividade. Desse modo, metodologias eficientes, mas com custos excessivamente altos são prontamente esquecidas e/ou descartadas.

Várias têm sido as técnicas estudadas e empregadas na difícil tarefa de se restaurar os processos ecológicos e ao mesmo tempo baratear os custos de restauração. Entre outras, se destacam a indução e/ou condução da regeneração natural (Seitz 1994, Rodrigues & Gandolfi 1996 e 2004, Silva 2003, Kageyama & Gandara 2004), a utilização da serrapilheira e da camada superficial do solo como fonte de propágulos (Reis *et al.* 2003, Rodrigues & Gandolfi 2004), a transposição da chuva de sementes e da galharia (Reis *et al.* 2003), a semeadura direta (Engel & Parrotta 2001, Reis *et al.* 2003) e a utilização de poleiros artificiais (Melo *et al.* 2000, Reis *et al.* 2003).

Na restauração deve ser utilizado o maior número possível de técnicas alternativas de baixo custo. Várias técnicas existentes são baseadas no princípio da nucleação, ou seja, na capacidade de uma espécie em propiciar uma significativa melhora das qualidades ambientais, permitindo o aumento na probabilidade da ocupação deste ambiente por outras espécies. Uma vez que as ações nucleadoras se complementam, quanto maior o número de técnicas adotadas, maiores as chances do aumento do ritmo sucessional na área (Reis *et al.* 2003).

No entanto, ainda assim, a implantação de módulos de mudas é a técnica mais difundida e utilizada pelos restauradores, sendo normalmente empregada de forma isolada das demais técnicas. Os vários modelos de implantação de módulos de mudas existentes têm como premissa básica a inserção dos conceitos de sucessão florestal (Rodrigues & Gandolfi 1996 e 2004, Kageyama & Gandara 2004, Barbosa 2004), o conhecimento sobre espécies raras e a representatividade de grupos ecológicos e da base genética da população de cada espécie utilizada (Kageyama & Gandara 2004).

Um aspecto amplamente retratado na literatura, diz respeito a importância da flora regional na restauração das áreas. Apesar de divergências quanto ao uso exclusivo de espécies nativas (*e.g.* Campello 1998, Kendle & Rose 2000), de um modo geral, acredita-se que as espécies encontradas em um determinado local são evolutivamente as mais bem adaptadas para o conjunto de variáveis ambientais ali existentes. Portanto, supõe-se que as probabilidades de sucesso na restauração estejam vinculadas à utilização de espécies nativas regionais, dada a complexidade dos processos e a quantidade de variáveis envolvidas no sistema (Siqueira 2002, Rodrigues & Nave 2004).

Outro ponto de grande discussão tem sido a riqueza de espécies empregadas nos programas de restauração ecológica. Parece consenso, porém, que mais do que se preocupar com a riqueza de espécies na restauração, é importante que se garanta uma

riqueza promotora do funcionamento do ecossistema. Quando o foco é a restauração da função, não se deve concentrar em espécies individuais, mas sim no fato de que é necessária a representatividade dos grupos funcionais no *pool* de espécies utilizadas (Palmer 1997). O acréscimo de espécies nem sempre gera um acréscimo da diversidade funcional no sistema (Cavalheiro *et al.* 2002).

No entanto, é de extrema importância ressaltar que a maioria dos reflorestamentos encontrados não atende a critérios mínimos de riqueza e diversidade inicial para o restabelecimento da função e da estrutura de uma floresta. Alguns indicativos de áreas restauradas e monitoradas no estado de São Paulo mostram que tais florestas plantadas podem não ser auto-sustentáveis, entre outros fatores, pelo baixo número de espécies utilizadas (Siqueira 2002, Souza & Batista 2004).

Ainda para o estado de São Paulo, no plantio de restauração são utilizadas em média, apenas 35 espécies florestais, quase sempre as mesmas, sendo dois terços delas dos estágios iniciais da sucessão secundária e, portanto, com ciclos de vida geralmente curtos, de 10-20 anos (Barbosa *et al.* 2003).

Isto deixa claro que essas iniciativas não estão garantindo a restauração da diversidade vegetal e funcional e muito menos a restauração dos processos ecológicos e, portanto a auto-perpetuação das áreas reflorestadas. Esta condição se deve principalmente a não disponibilidade de mudas de um grande número de espécie regionais, impedindo que os projetos de restauração utilizem uma alta diversidade florística e genética e principalmente diferentes formas de vida, fundamentais para o sucesso da restauração dos processos ecológicos.

4. Produção de mudas de espécies nativas

Um dos grandes pontos de estrangulamento quando se pensa na restauração de uma dada área é a obtenção de mudas de diversas espécies do ambiente regional, em quantidades suficientes para o plantio (Fonseca *et al.* 2001). O déficit de sementes de espécies florestais nativas é ainda sem dúvida, um dos mais importantes problemas na implantação de reflorestamentos (Barbosa 2003).

Exemplo disto, na consulta a 30 viveiros florestais no Estado de São Paulo, foi verificado que cerca de 340 espécies arbóreas nativas são produzidas. Contudo, a maioria deles concentra suas produções em cerca de 30 espécies, que são as prontamente disponíveis e as mesmas que predominam nos reflorestamentos (Barbosa *et al.* 2003). Apesar de não existir estudos similares em outros estados, é provável que esta situação se repita ou que seja ainda mais crítica para as demais regiões do país.

Em decorrência desse fato, foi editada em 2001 pela Secretaria do Estado do Meio Ambiente, a resolução SMA 021/2001 que fixa a orientação para reflorestamentos heterogêneos de áreas degradadas para o Estado de São Paulo, estabelecendo um número mínimo de espécies nativas para a restauração, de acordo com o tamanho da área a ser restaurada. Posteriormente, em 2003 foi editada pela mesma secretaria a resolução SMA 047/2003 (anexo 1.1) que substitui a SMA 21/2001 e que além do número total de espécies, fixa os limites de indivíduos para cada espécie e o número de espécies por grupo sucessional. Essas iniciativas têm grande importância, pois podem se consolidar como instrumentos legais de estímulo a restauração da biodiversidade, aumentando a probabilidade de sucesso de programas de restauração de áreas degradadas.

No entanto, para que tais medidas sejam rigorosamente seguidas é necessário buscar novas metodologias e reconsiderar os processos de obtenção de propágulos e produção de mudas para a restauração florestal, de modo que haja disponibilidade suficiente de sementes e/ou mudas de um grande número de espécies e grupos funcionais.

Os sistemas de produção de mudas de espécies nativas são normalmente divididos em dois tipos: a partir de sementes (via sexuada) e por enraizamento de estaca (via assexuada). O primeiro método é o mais utilizado e indicado por ser o sistema mais econômico e eficaz na garantia da variabilidade genética das populações produzidas, tendo a via assexuada como inconveniente a restrição significativa da diversidade genética nas mudas produzidas (Santarelli 2004).

Um terceiro método, prática antiga dos silvicultores europeus, mas ainda pouco difundido e estudado no Brasil, seria a produção de mudas a partir da coleta e transferência dos indivíduos da regeneração natural (Seitz & Corvello 1984). Isto seria possível tanto em formações florestais nativas que por algum motivo serão perturbadas ou destruídas, quanto em sistemas florestais cujas práticas de manejo possibilitam esta

presença, como é o caso de cultivos de *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp., que além de apresentarem ciclo longo, tem baixa intensidade de intervenção, se constituindo assim em possíveis ambientes fornecedores de plântulas para uso em restauração (Rodrigues & Gandolfi 2004).

Entre as vantagens da utilização da regeneração natural em comparação com as técnicas convencionais de produção de mudas estariam: (1) possibilidade de produção de mudas de espécies tradicionalmente não produzidas por apresentarem disponibilidade por períodos curtos de tempo, sazonalidade na produção, pouca quantidade, ou mesmo dificuldade de coleta das sementes. Ou ainda daquelas que apresentam sérios inconvenientes de dormência. (2) Eliminação de etapas trabalhosas, difíceis de serem executadas e muitas vezes desconhecidas para muitas espécies, como beneficiamento, armazenamento e tratamentos pré-germinativos das sementes. Não há, portanto neste método, a preocupação do fator semente na produção (Seitz 1991 *apud* Corvello 1983).

Entretanto, os trabalhos de restauração e de produção de mudas de espécies nativas com a utilização de propágulos alóctones advindos da regeneração natural são escassos, apresentam resultados distintos entre si e estão restritos a algumas espécies, não sendo considerada a comunidade arbustivo-arbórea como um todo (*e.g.* Corvello 1983, Auer & Graça 1995, Pareja 1998, Thoma 1998, Nemer *et al.* 2002).

Na utilização desta metodologia, embora não seja regra para todas as espécies, a manutenção das plântulas inicialmente sob condições de sombreamento tem elevado sua eficiência, pois minimiza o impacto sofrido no transplante do ambiente natural para o campo. Assim, a transferência das plantas primeiramente para um viveiro com sombreamento, proporciona maiores taxas de sobrevivência do que quando estas são colocadas diretamente no campo (*e.g.* Corvello 1983, Pareja 1998, Thoma 1998).

Os diferentes resultados que têm sido obtidos expressam a diversidade de variáveis envolvidas na sobrevivência de um indivíduo regenerante transplantado para o viveiro, tais como espécie, época do ano, tamanho dos indivíduos transplantados, as condições de sombreamento e transporte para o viveiro, etc.. Apesar disto, na maioria dos trabalhos já realizados a técnica de uma maneira geral é considerada viável e os resultados são tidos como satisfatórios (*e.g.* Corvello 1983, Auer & Graça 1995, Pareja 1998, Thoma 1998, Nemer *et al.* 2002, Nave 2005).

No entanto é preciso atentar para o fato que o uso da comunidade de plântulas, mesmo apresentando grande potencial para auxiliar na restauração das áreas, se não for

executada baseada em critérios cientificamente definidos, pode representar uma ação impactante, já que estaria interferindo negativamente na dinâmica das populações e formações remanescentes de onde foram retiradas (Rodrigues & Gandolfi 2004).

OBJETIVOS

O objetivo geral desse trabalho foi avaliar o potencial da regeneração natural na produção de mudas de espécies arbustivo-arbóreas nativas, como estratégia de resgate da diversidade vegetal na restauração ecológica. Partir-se da premissa que o aproveitamento da regeneração natural de remanescente de Floresta Estacional Semidecidual e de talhões de *Eucalyptus* spp. pode ser uma estratégia viável para a produção de mudas de espécies nativas com elevada diversidade, já que a regeneração natural se expressa nesses ambientes com um grande número de espécies e indivíduos.

A partir do objetivo geral foram propostos os seguintes objetivos específicos:

I) Caracterização florística e estrutural da comunidade de plântulas arbustivo-arbóreas em remanescente florestal e em plantios de *Eucalyptus* spp. com diferentes históricos e condições ambientais, identificando o potencial da utilização desta regeneração natural como fonte de propágulos para a restauração florestal.

II) Acompanhamento de áreas naturais submetidas a diferentes metodologias de retirada da comunidade de plântulas, avaliando a dinâmica a curto prazo e possíveis impactos na dinâmica florestal, bem como o papel do revolvimento do solo como indutor da regeneração natural.

III) Avaliação da sobrevivência em viveiro, de indivíduos de diferentes espécies, grupos ecológicos e classes de tamanho, transplantados da comunidade de plântulas de remanescentes naturais e de talhões de *Eucalyptus* spp..

CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na fazenda Santa Terezinha, município de Bofete, estado de São Paulo, entre as coordenadas geográficas 48°11'- 48°16'W e 23°00'- 23°05'S (Figura 1). A altitude média do local é aproximadamente 600m.

O Município de Bofete situa-se na região centro sul do Estado de São Paulo, entre as bacias hidrográficas do Alto Paranapanema e do rio Tietê e está inserido na depressão periférica paulista, muito próximo a Cuesta Basáltica de Botucatu.

Desde o início do século XVIII, a região passou por diversos ciclos de uso da terra, que vão desde a agricultura de subsistência com o cultivo de cereais até a cafeicultura e pecuária (Mosca 2003). Hoje, Bofete tem como atividades agropecuárias de maior expressão a pecuária bovina de corte e os plantios de eucaliptos, pertencendo a um dos principais pólos de reflorestamento comerciais do estado de São Paulo, denominado de Botucatu/Itatinga/Agudos (Kronka *et al.* 2002).

Propriedade da Eucatex S/A, a fazenda Santa Terezinha conta com uma área de 3.900ha, sendo cerca de 2.300ha destinados a plantios comerciais de eucalipto (*Eucalyptus* spp.), com diferentes formas de manejo e fins de exploração. A área da propriedade ocupada com remanescentes florestais em diferentes graus de perturbação também é expressiva, com aproximadamente 650ha distribuídos principalmente em formações de Floresta Estacional Semidecidual ribeirinha ao longo dos cursos d'água (Figura 2). Tais formações ribeirinhas vão desde áreas sem influência fluvial até áreas com influência fluvial permanente (*sensu* Rodrigues 2004).

Há ainda os remanescentes de vegetação localizados nos interflúvios, denominados de Floresta Estacional Semidecidual e caracterizados pelo fato de 20-50% das árvores do conjunto florestal perderem suas folhas na estação mais seca, ou seja, no inverno (*sensu* Veloso 1992). Esta formação compunha originalmente a matriz da paisagem regional, permeados por formações ciliares e manchas de cerrado. Atualmente essas áreas encontram-se altamente fragmentadas em manchas isoladas, normalmente em áreas onde o relevo ou as características do solo impediram o desenvolvimento da agropecuária.

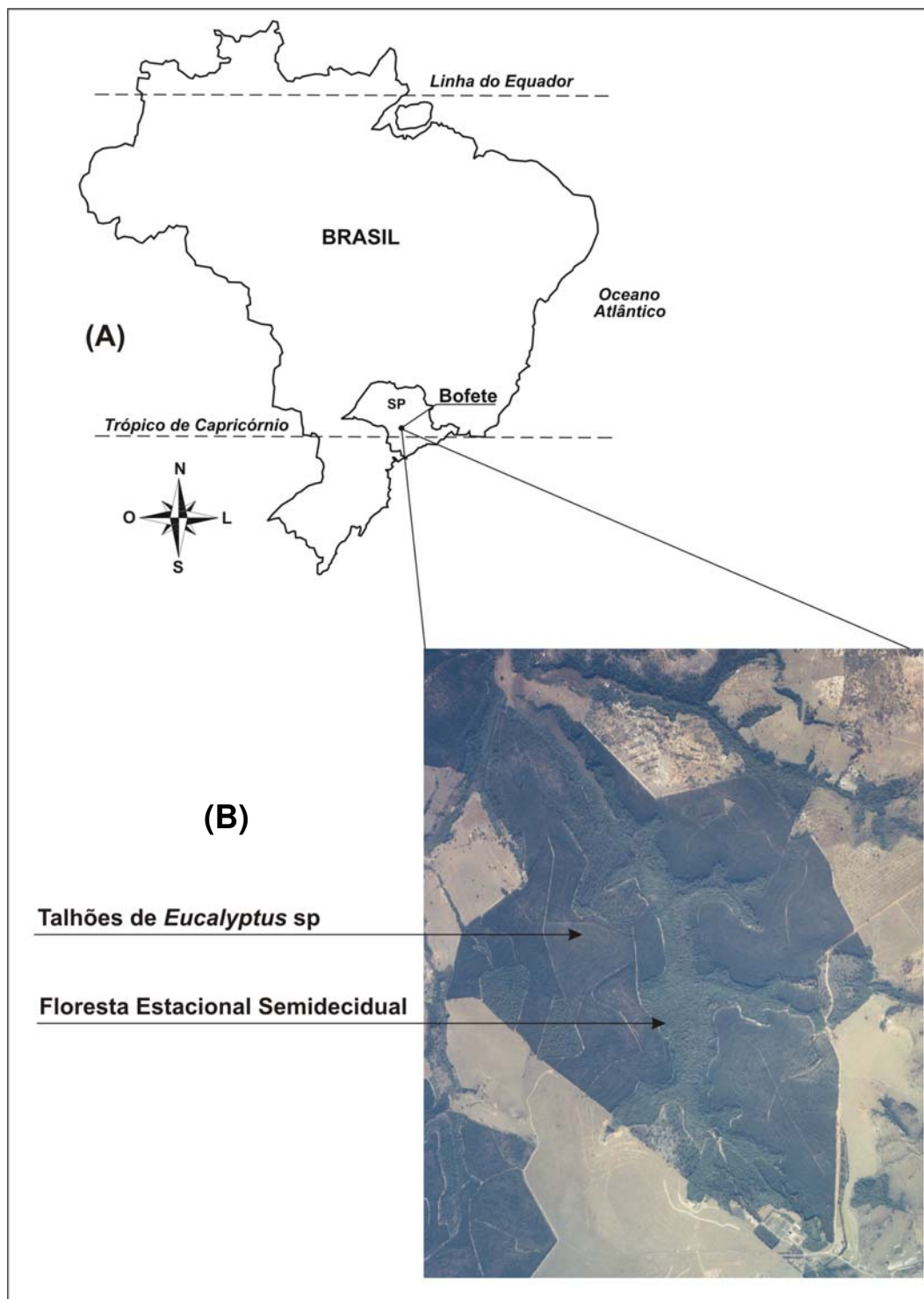


Figura 1. (A) Localização geográfica do município de Bofete, estado de São Paulo, Brasil. (B) Fotografia aérea de 07/07/2000, mostrando trechos da Fazenda Santa Terezinha cobertos com talhões de *Eucalyptus* sp. e fragmento de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes níveis de influência fluvial.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa. A temperatura média do mês mais quente é superior a 22°C e a do mês mais frio inferior a 18°C. A precipitação média do mês mais seco está entre 30-60mm e considerando-se uma média dos dados extraídos entre 1980-1999, a precipitação média anual é 1.440mm (Mosca 2003). O inverno (junho a setembro) é, além da estação mais fria, o período de menor pluviosidade. Já o verão (dezembro a março), alia as temperaturas mais altas, com os maiores índices de pluviosidade.

Geologicamente a região pertence ao Grupo São Bento, Formação Pirambóia, caracterizada por uma sucessão de camadas arenosas, predominantemente vermelhas. Os arenitos são geralmente de granulação média a fina, possuindo maior proporção da fração argilosa na parte inferior que na superior da formação, onde também ocorrem arenitos grossos e conglomeráticos. Decorrente disso, os solos encontrados na Fazenda Santa Terezinha são todos de textura arenosa, com predominância de Latossolo Vermelho-Amarelo, Neossolo Quartzarênico nas áreas de relevo suave ondulado e ondulado e Argissolos Vermelho-Amarelo e Vermelho em menores proporções, ocupando as formas onduladas do relevo (Pessotti 1998).

A Fazenda Santa Terezinha foi o local escolhido para este estudo por conter remanescentes florestais com áreas significativas, pelo fato de sua vegetação ser representativa da região e mesmo de outras localidades do estado de São Paulo e do país, pela sua atividade agrícola voltada a produção de *Eucalyptus* spp., tendo conseqüentemente áreas de plantios com diferentes idades, formas de manejo e fins de exploração e finalmente por abrigar um viveiro florestal tecnificado, facilitando a etapa de transplante dos indivíduos regenerantes retirados das áreas experimentais.

Dentro da propriedade foram selecionados para o estudo, cinco talhões de duas espécies de *Eucalyptus* (T67, T78, T79, T83, T189) com diferentes idades e condições de manejo (Figuras 2, 3) e trecho remanescente de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes níveis de influência fluvial (Figuras 2, 4). Tais áreas serão detalhadas no decorrer dos capítulos.

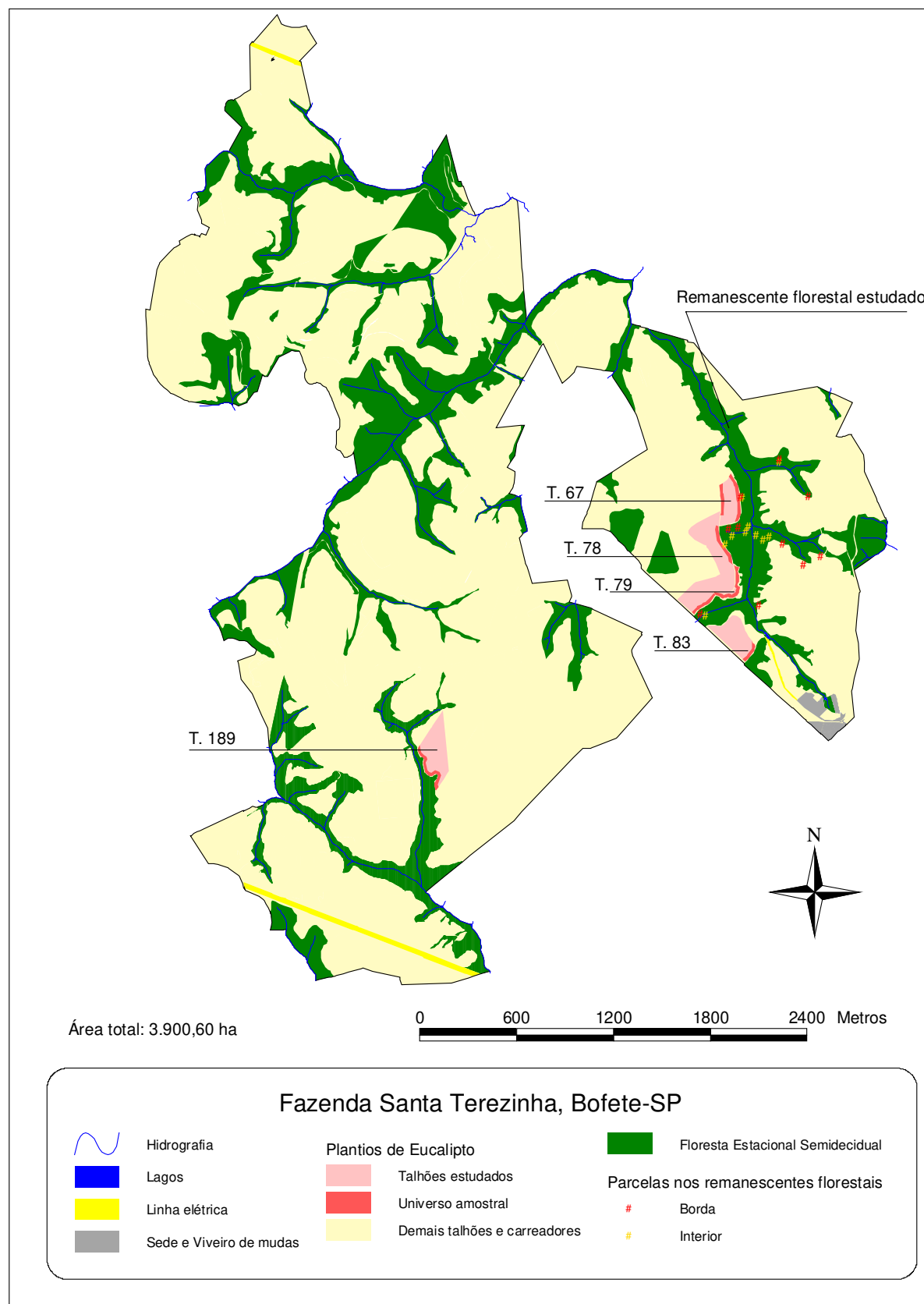


Figura 2. Mapa da Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo, demonstrando suas ocupações atuais e as áreas escolhidas para o presente estudo.



Figura 3. Visão do sub-bosque do T67, um dos talhões de *Eucalyptus grandis* W. Hilld ex. Maiden estudado, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.



Figura 4. Interior do remanescente de Floresta Estacional Semidecidual onde foi realizado o presente estudo, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

CAPÍTULO 1

A COMUNIDADE DE PLÂNTULAS DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL E O SEU POTENCIAL PARA USO NA RESTAURAÇÃO FLORESTAL

1.Introdução

O recrutamento, o desenvolvimento e a sobrevivência das plântulas são eventos reguladores do crescimento e/ou manutenção das populações arbustivo-arbóreas tropicais (Melo *et al.* 2004). A sobrevivência no período inicial de vida afeta não só a abundância e distribuição de uma população ou espécie, mas toda a composição e estrutura da comunidade (Denslow 1991). Desse modo, plântulas desempenham importante papel no ecossistema florestal, visto que sua distribuição e abundância implicam na disposição dos futuros adultos da população e na dinâmica da comunidade vegetal como um todo (Harper 1977).

Salvo algumas exceções, arbustos e árvores da floresta tropical apresentam curvas de sobrevivência do tipo III, caracterizadas por altas taxas de mortalidade e um número significativamente maior de indivíduos nos estádios iniciais de vida (Fenner 1987).

Em florestas tropicais, a manutenção do banco de plântulas é uma estratégia na qual a espécie mantém sua população no sub-bosque, em condições de baixa luminosidade e alta competição. Este banco forma um estoque de material genético que será prontamente estimulado para o seu desenvolvimento quando as locais condições forem propícias.

Normalmente a comunidade de plântulas é relacionada às espécies não pioneiras, as quais germinam sob o dossel e cujas plântulas podem se estabelecer e permanecer sob a sombra da floresta por muitos anos, formando o banco de plântulas (Swaine & Whitmore 1988). No entanto, para formações altamente fragmentadas, com histórico acentuado de degradação ou em declividade acentuada do terreno, a comunidade de plântulas não está restrita aos ambientes mais sombreados e nem ao grupo de espécies mais final da sucessão, principalmente nas proximidades das bordas e/ou clareiras desses fragmentos (Martins & Rodrigues 2002, Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002).

A comunidade de plântulas é afetada pela sazonalidade no recrutamento, resultado não só do fato de espécies arbóreas tropicais apresentarem características reprodutivas supra-anuais (Lieberman 1996), mas também por existirem variações nas condições ambientais durante o ano, as quais propiciam diferentes nichos para a emergência e recrutamento das espécies.

Além disso, a composição e densidade da comunidade de plântulas são dependentes, dentre outros fatores, do histórico de perturbação e da idade da floresta secundária (Baider 1994) e da luminosidade dos habitats (Cersósimo 1993). Assim sendo, existiriam variações na composição e estrutura da comunidade de plântulas arbustivo-arbóreas entre ambientes de interior e borda de remanescentes florestais.

A comunidade de plântulas em regiões tropicais caracteriza-se de maneira geral por apresentar um elevado número de indivíduos por área (*e.g.* Cersósimo 1993, Baider 1994, Oliveira *et al.* 2001) e em certas situações, por um elevado número de espécies arbustivo-arbóreas (*e.g.* Oliveira *et al.* 2001).

Do outro lado, reflorestamentos com espécies nativas voltados à restauração ecológica de áreas degradadas, de maneira geral não atendem a critérios mínimos de diversidade, contando geralmente, com apenas cerca de 35 espécies florestais, quase sempre as mesmas, independente das características fisiográficas locais, sendo dois terços delas dos estágios iniciais da sucessão secundária (Barbosa *et al.* 2003). Tais florestas plantadas podem não ser auto-sustentáveis, entre outros fatores, pelo baixo número de espécies com que são implantadas (Siqueira 2002, Souza & Batista 2004), reflexo do déficit de sementes de espécies florestais (Barbosa 2003) e da baixa diversidade dos viveiros de produção de mudas de espécies nativas (Barbosa *et al.* 2003).

Muitos aspectos teóricos e metodológicos da restauração de áreas degradadas estão sendo exaustivamente discutidos e testados, mas um dos pontos de quase total consenso é que o sucesso das propostas está pautado pelo sucesso no restabelecimento da biodiversidade (Rodrigues 2003).

Dentro desse contexto, o objetivo do trabalho foi caracterizar florística e estruturalmente a comunidade de plântulas, tanto na borda como no interior de um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual e pela abordagem de aspectos como densidade de indivíduos, riqueza de espécies e diversidade de grupos funcionais nos dois ambientes (borda e interior), avaliar o potencial do uso dessa comunidade como fonte de propágulos para projetos de restauração ecológica com alta diversidade.

2.Material e métodos

2.1.Caracterização da área

O local de estudo do presente capítulo está inserido em remanescente de Floresta Estacional Semidecidual da Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo, entre as coordenadas geográficas 48°11' - 48°12'W e 23°02' - 23°03'S. Os aspectos gerais da área de estudo foram descritos no item “Caracterização geral da área de estudo” deste trabalho.

Apesar da significativa área da fazenda ocupada com remanescentes naturais (cerca de 16%), o trecho estudado não se caracteriza por um contínuo ou mesmo por uma extensa área de vegetação nativa. O estudo foi realizado num único remanescente florestal, que contém aproximadamente 150 ha e é caracterizado como um mosaico de áreas ciliares de vegetação secundária, num formato estreito e alongado, abrangendo desde vegetação de interflúvio, sem nenhuma influência fluvial (Floresta Estacional Semidecidual) até locais de vegetação ribeirinha com influência sazonal quase permanente (Floresta Paludosa).

Nas condições atuais de fragmentação da paisagem regional, a área apresenta condições similares às encontradas na maioria dos fragmentos florestais remanescentes da região (mosaicos de vegetação ao longo dos cursos d'água e de áreas não agricultáveis, apresentando no mesmo fragmento, diferentes tipos de vegetação, em diferentes estados de degradação). A escolha da área justifica-se, portanto, por representar as condições da vegetação nativa predominante na maioria das propriedades agrícolas da região e do estado de São Paulo, as quais ao mesmo tempo, contêm a maior parte das áreas que demandam restauração e, portanto propágulos para a produção de mudas.

2.2. Obtenção dos dados

2.2.1.Plântulas

Para a amostragem das plântulas, a área foi previamente estratificada em borda e interior. O critério utilizado para definir as áreas de borda foi a distância da borda do

remanescente, sendo considerada borda toda a faixa de floresta contida a até 35m da extremidade do remanescente. Esta distância foi adotada, baseando-se no fato que vários efeitos de borda deixam de se manifestar a partir desta largura (Rodrigues 1998).

Em cada ambiente (borda e interior) foram instaladas 10 parcelas (unidades amostrais), dentro da qual foram inseridas quatro sub-parcelas de amostragem de 2x2m cada (Figura 5). As parcelas da borda foram locadas ao longo da borda do remanescente e do interior, ao longo de trilhas aleatórias que cortam o fragmento florestal estudado (Figura 6). Assim sendo, a área amostral total foi 320m² (20 parcelas), sendo 160m² (10 parcelas) para cada ambiente.

Baseando-se nos objetivos do trabalho, definiu-se plântula como os indivíduos arbustivo-arbóreos de 5-30cm de altura, medidos do nível do solo à inserção da última gema. Para os indivíduos da família Arecaceae, a altura foi tomada medindo-se a altura do nível do solo até a extremidade da folha mais alta, quando estas eram posicionadas na vertical.



Figura 5. Sub-parcela de 2x2m para amostragem das plântulas do remanescente florestal, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

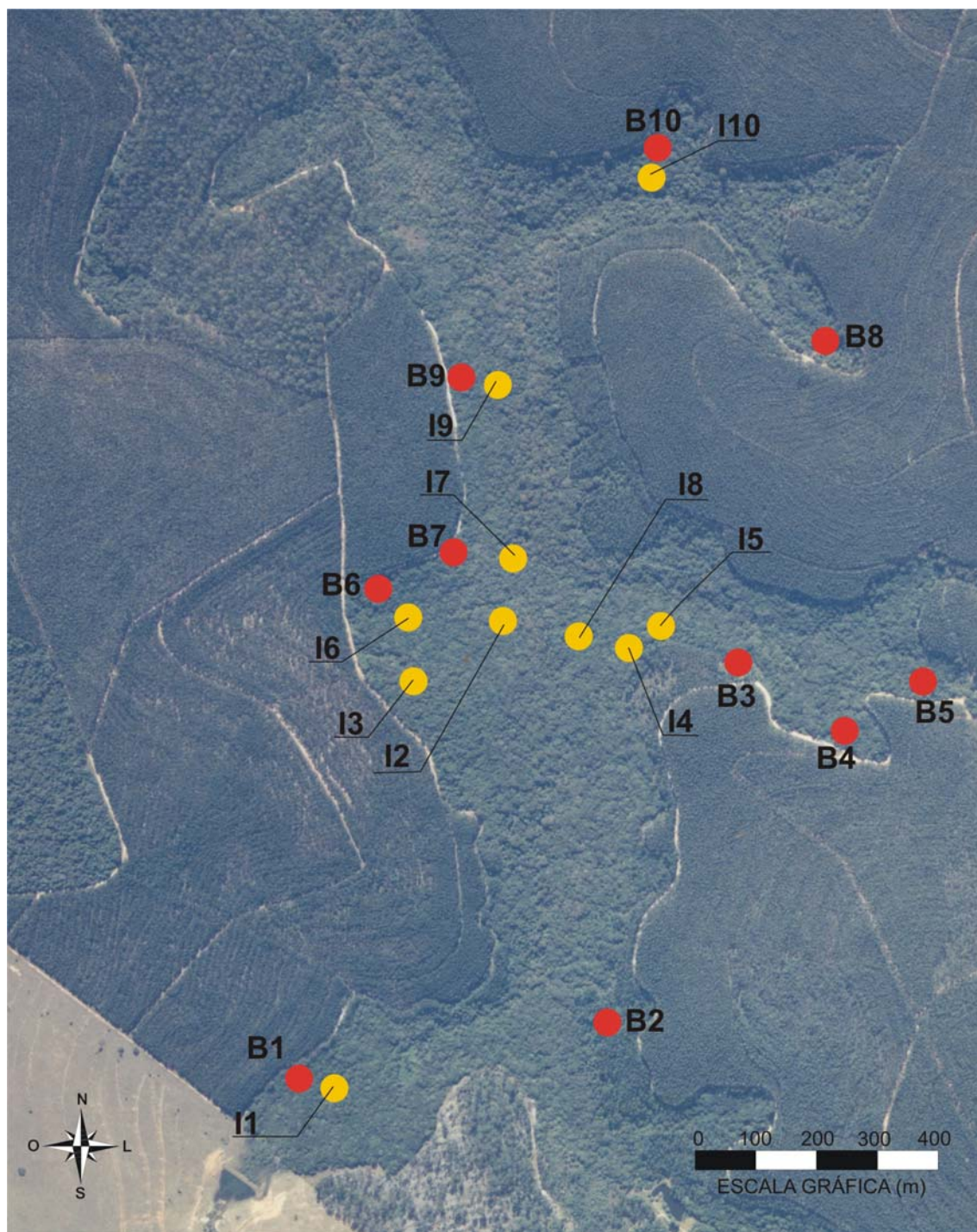


Figura 6. Localização das parcelas de amostragem das plântulas arbustivo-arbóreas no remanescente florestal. B (●): Borda, I (●): Interior. Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

A amostragem foi realizada uma única vez, em abril/maio de 2003. Dentro das parcelas, todos os indivíduos definidos como plântula, tiveram a altura tomada e foram

identificados de acordo com o sistema de classificação APG II (APG 2003). Para os indivíduos não identificados a nível específico no momento da amostragem, quando possível, foram coletados e herborizados indivíduos da mesma morfo-espécie que se localizavam fora das parcelas, para posterior identificação em herbário. Não foram coletados indivíduos dentro das parcelas, pois as mesmas foram utilizadas posteriormente para estudos da dinâmica temporal da comunidade de plântulas. Por este motivo e por dificuldades ligadas ao estágio de desenvolvimento, o qual não permitia a visualização e a precisa caracterização morfológica dos indivíduos, vários ficaram sem identificação. Estes indivíduos foram então agrupados numa única morfo-espécie denominada “indeterminados”.

2.2.2.Componente arbustivo-arbóreo

Com o objetivo de fazer inferências da composição e estrutura da comunidade de plântulas com a dos demais componentes da vegetação arbustivo-arbóreo, realizou-se no remanescente florestal em questão, utilizando o método dos quadrantes (Cottam & Curtis 1956), um levantamento estratificado dos indivíduos arbustivo-arbóreos com perímetro a altura do peito (PAP) $< 15\text{cm}$ e altura $\geq 1,5\text{m}$ (denominado estrato de regeneração) e dos indivíduos com PAP $\geq 15\text{cm}$ (denominado estrato arbóreo). Na classe de indivíduos com PAP $\geq 15\text{cm}$, indivíduos ramificados foram incluídos quando a soma da área da seção de cada ramificação a altura do peito (1,3m) permitia a obtenção de uma seção única com PAP $\geq 15\text{cm}$.

No total foram instalados 201 pontos quadrantes, correspondendo a 1.608 indivíduos amostrados (oito por ponto). De cada indivíduo amostrado foram tomados o PAP (fita métrica) e a altura (estimada pela comparação com a vara de coleta) e coletado material botânico para identificação de acordo com o sistema de classificação APG II (APG 2003). O material coletado foi incorporado ao herbário ESA (Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ/USP).

2.3. Análise dos dados

2.3.1. Composição florística, diversidade e estrutura

Tanto para as plântulas (borda e interior e os dois ambientes juntos) como para o estrato arbóreo e o de regeneração, foram obtidos o número de indivíduos e espécies, as frequências absoluta e relativa e as densidades absoluta e relativa, por meio do programa FITOPAC (Shepherd 1995), conforme descritos por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974). Como medidas de diversidade foram estimados, também para todos os estratos e ambientes de amostragem (borda e interior), o índice de diversidade de Shannon (H') (nats.indiv^{-1}) e a equidade (J).

O número de indivíduos em cada ambiente foi comparado pelo teste não paramétrico de Mann-Whitney (amostras independentes). Ainda para cada ambiente foram elaboradas curvas de acúmulo médio de espécies utilizando o programa "EcoSim7". Tais curvas são obtidas por métodos de reamostragem e relacionam o número de indivíduos amostrados com a riqueza da comunidade, permitindo a comparação de comunidades com números distintos de indivíduos amostrados.

A similaridade florística entre a comunidade de plântulas e os estratos arbóreo e de regeneração e entre as plântulas amostradas na borda e no interior foi calculada por meio do índice de similaridade de Jaccard. Dendrogramas foram elaborados utilizando o método do pareamento por média matemática não ponderada (UPGMA), por meio do programa MVSP 3.1 (Multi-Variate Statistical Package). Ainda utilizando este mesmo programa foi realizado a Análise dos Componentes Principais (PCA) por meio do cálculo das distâncias euclidianas entre as parcelas de amostragem, identificando os possíveis agrupamentos de áreas e seus possíveis fatores definidores.

Com relação às classes de tamanho, os indivíduos amostrados foram separados em três classes de altura, instituídas de forma arbitrária. Classe I quando até 10cm, classe II de 11-20cm e classe III de 21-30cm. Pelo teste Qui-Quadrado foi verificado se o número de indivíduos em cada classe diferia de uma distribuição eqüitativa entre as classes.

2.3.2.Classificação sucessional e em grupos de plantio

Não há ainda conhecimento e consenso suficiente que permita a classificação sucessional das espécies arbustivo-arbóreas amostradas em grupos ecológicos. Esta classificação é muitas vezes considerada como meramente didática, pois as espécies apresentariam um contínuo de variação entre dois extremos, pioneiras e clímax, nem sempre se enquadrando perfeitamente numa única categoria.

No entanto, o agrupamento das espécies de plântulas amostradas em pioneiras (incluindo pioneiras/secundárias iniciais) e não pioneiras (secundárias tardias/clímax) foi adotado por constar em legislações que disciplinam a restauração de áreas degradadas, como por exemplo, a resolução SMA 047 do estado de São Paulo, editada em dezembro de 2003 (anexo 1.1). Para tanto foram consultadas as classificações existentes em Ferretti *et al.* (1995), Gandolfi *et al.* (1995), Albuquerque (1999) e Ivanauskas *et al.* (2002). Espécies não enquadradas nas categorias acima, como as tipicamente adaptadas às áreas paludosas, ou ainda espécies sem dados disponíveis na literatura foram denominadas “não caracterizadas”. Quando a consulta aos diferentes trabalhos mostrava resultados distintos para a mesma espécie, foi considerada a classe sucessional em que a espécie mais aparecia.

Ainda considerando as espécies das plântulas amostradas, estas foram classificadas em espécies de preenchimento (P) ou de diversidade (D). Esta classificação, denominada de classificação em grupos de plantio, separa as espécies de acordo com a função principal que estas desempenhariam nos plantios de restauração ecológica. Espécies de preenchimento são aquelas que em plantios de restauração apresentam rápido crescimento, copa frondosa e, além disso, um bom recobrimento do solo, criando um ambiente favorável ao desenvolvimento das demais espécies e desfavorecendo espécies competidoras como gramíneas agressivas. Já o grupo de diversidade inclui todas as demais espécies sem o conjunto de características acima, sendo representado normalmente por um número maior de espécies (Nave 2005).

2.3.3.Distribuição espacial dos indivíduos

Foi testado para a comunidade de plântulas de uma forma geral e nos dois ambientes (borda e interior) isoladamente se a distribuição no espaço do total de indivíduos e das 10 espécies mais abundantes foi aleatória, agregada ou regular. Para tanto, calculou-se o Índice de Dispersão ($ID = \text{variância observada} / \text{média observada}$) com o respectivo Qui-Quadrado, conforme descrito por Ludwig & Reynolds (1988). Índices de dispersão entre os valores críticos ($P_{0,975}$ e $P_{0,025}$) indicam um padrão aleatório de distribuição; valores maiores indicam distribuição agregada, enquanto valores menores indicam padrão uniforme de distribuição.

Foi também calculado o Índice Padronizado de Morisita (I_p) (Krebs 1989). Este índice é independente da densidade de indivíduos nas parcelas. Seus valores variam de -1 a 1, com limites de confiança de 0,5 e -0,5. Padrões aleatórios têm índice igual a zero, agregados acima de zero e uniformes menores que zero.

3.Resultados

3.1. Composição florística

Nas parcelas de amostragem da comunidade de plântulas foram levantados 6.134 indivíduos, sendo identificadas 118 morfo-espécies, pertencentes a 83 gêneros e 41 famílias. Desse total de espécies, 24 (20,51%) não foram identificadas ao nível específico. Já do total de indivíduos, 390 (6,35%) não foram identificados, sendo que deste número, 120 (1,95%) foram incluídos no grupo dos indeterminados, não sendo possível nem ao menos a distinção destes entre morfo-espécies.

Para as parcelas da borda do remanescente foram identificadas 81 morfo-espécies de plântulas, pertencentes a 63 gêneros e 32 famílias. Já para as parcelas do interior do fragmento florestal foram identificadas 102 morfo-espécies, distribuídas em 78 gêneros e 40 famílias.

Com relação ao estrato arbóreo, os indivíduos amostrados pertencem a 107 espécies, distribuídas em 84 gêneros e 44 famílias. Já para o estrato de regeneração, os

números de espécies, gêneros e famílias amostrados foram respectivamente 128, 88 e 43 (Tabela 1).

Tabela 1. Listagem das espécies amostradas em remanescente de Floresta estacional Semidecidual, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. Sendo: A: plântulas da borda, B: plântulas do interior, C: estrato de regeneração ($PAP \leq 15\text{cm}$), D: estrato arbóreo ($PAP \geq 15\text{cm}$), CS: classe sucessional (Nc: não caracterizada, NPi: não pioneira, Pi: pioneira), GP: grupo de plantio (D: diversidade, Nc: não caracterizada, P: preenchimento), N°: número de incorporação do material no herbário ESA.

FAMÍLIA/Espécie	Nome vulgar	Categoria				CS	GP	Nº
		A	B	C	D			
ANACARDIACEAE								
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Guaritá	-	x	-	-	Pi	D	91.397
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Peito-de-pombo	x	x	x	x	Pi	P	
ANNONACEAE								
<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	Pindaíba-preta	-	x	x	x	NPi	D	91.399
APOCYNACEAE								
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	Guatambu	x	x	-	-	NPi	D	91.400
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	Leiteiro	x	x	-	x	Pi	P	91.401
AQUIFOLIACEAE								
<i>Ilex</i> cf. <i>brasiliensis</i> (Spreng.) Loes.	Congonha	-	-	x	-	NPi	D	91.524
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Erva-mate	-	-	x	x	NPi	D	91.402
<i>Ilex</i> sp.		-	-	x	-	Nc	D	91.523
ARECACEAE								
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Palmito-jussura	x	x	x	x	NPi	D	91.403
<i>Geonoma brevispatha</i> Barb. Rodr.	Guaricanga-do-brejo	x	x	x	x	NPi	D	91.404
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	x	x	-	x	Pi	D	91.405
ASTERACEAE								
<i>Baccharis brachylaenoides</i> DC.		-	-	-	x	Pi	D	91.406
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Cambará	x	x	x	x	Nc	D	91.408
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker		-	-	x	x	Pi	D	91.410
<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	Assa-peixe	-	-	x	-	Pi	D	91.411
BIGNONIACEAE								
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.	Ipê-amarelo	-	-	-	x	Pi	D	91.413
BORAGINACEAE								
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Café-de-bugre	-	-	-	x	Pi	D	91.414
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Jurutê	-	x	-	-	Pi	D	91.416
BURSERACEAE								
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	Almecegueiro	x	x	x	x	Nc	D	91.417
CANNABACEAE								
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Grão-de-galo	-	-	x	-	Pi	D	91.516
CELASTRACEAE								
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	Espinheira-santa	-	x	-	-	NPi	D	91.420
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	Cafezinho	x	x	x	x	NPi	D	
CHLORANTHACEAE								
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Miq.	Chá-de-soldado	x	x	x	x	Nc	D	91.421
CLETHRACEAE								
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Guaperê	-	-	x	x	Pi	D	91.422
CLUSIACEAE								
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Guanandi	x	x	x	x	Nc	D	91.423
COMBRETACEAE								
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess. ex A.St.-Hil.) Eichler	Capitão-do-campo	-	-	-	x	NPi	D	91.424
EBENACEAE								
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Caqui-do-mato	-	x	-	x	NPi	D	91.585
ELAEOCARPACEAE								

FAMÍLIA/Espécie	Nome vulgar	Categoria				CS	GP	Nº
		A	B	C	D			
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Laranjeira-do-mato	x	-	-	x	NPi	D	91.426
ERYTHROXYLACEAE								
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	Cocão	-	x	-	-	NPi	D	91.425
EUPHORBIACEAE								
<i>Actinostemon communis</i> (Müll. Arg.) Pax	Laranjeira-brava	x	x	x	-	NPi	D	91.427
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Laranjeira-brava	-	-	x	-	NPi	D	91.428
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Tapiá	x	x	x	x	Pi	P	91.429
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	x	x	x	x	Pi	P	91.430
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	Licurana	-	-	-	x	Pi	D	91.431
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Marmelinho-do-campo	x	-	x	x	Pi	D	91.432
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Pau-de-sapateiro	x	x	x	x	NPi	D	91.433
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. & Downs	Branquilho	x	x	x	x	NPi	D	91.434
FABACEAE-CAESALPINIOIDEAE								
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	x	x	x	x	NPi	D	91.436
FABACEAE-CERCIDEAE								
<i>Bauhinia longifolia</i> D. Dietr.	Pata-de-vaca	-	x	-	x	Nc	P	91.435
FABACEAE-FABOIDEAE								
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Angelim	x	x	x	x	Pi	D	91.396
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemin ex Benth.	Araribá	x	x	x	x	Pi	D	91.395
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton		x	x	x	x	Nc	D	91.574
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	Canafístula-brava	-	-	-	x	Nc	D	91.394
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) AMG. Azevedo & HC. Lima	Embira-de-sapo	-	x	x	x	Pi	D	91.393
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Bico-de-pato	x	x	x	x	Pi	P	91.392
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Jacarandá	x	x	x	x	Pi	D	91.391
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Bico-de-pato	-	-	x	x	Pi	D	91.586
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Sapuvinha	-	x	x	x	Pi	D	91.587
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Jacarandá-paulista	-	-	-	x	NPi	D	91.588
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Jacarandá-do-campo	-	-	x	x	Pi	D	91.589
FABACEAE-MIMOSOIDEAE								
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	Angico-branco	-	x	-	x	Nc	D	91.438
<i>Calliandra tweediei</i> Benth.	Calliandra	-	x	x	x	Pi	D	91.439
<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá-feijão	-	x	-	-	Pi	P	
<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá	x	x	x	x	Pi	P	91.581
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pau-jacaré	x	x	-	x	Pi	P	91.441
INDETERMINADA								
Indeterminados		x	x	-	-	Nc	Nc	
LACISTEMACEAE								
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	Cafezinho	x	-	x	x	NPi	D	91.594
LAURACEAE								
<i>Aniba firmula</i> (Nees & C. Mart.) Mez	Canela-de-cheiro	x	x	-	-	NPi	D	91.442
<i>Cryptocaria aschersoniana</i> Mez	Canela-batalha	-	-	x	x	NPi	D	91.443
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	Canela-do-brejo	x	x	x	x	NPi	D	91.444
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees & C. Mart. ex Nees	Canela-amarela	x	x	x	x	NPi	D	91.445
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	Canela-ferrugem	x	-	x	x	NPi	D	91.446
<i>Ocotea cf. velutina</i> (Nees) Rohwer	Canelão-amarelo	x	x	-	-	Nc	D	
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Canela-fedorenta	x	x	x	x	Pi	D	91.447
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	Canelão-amarelo	-	-	x	x	Nc	D	91.449
<i>Persea pyrifolia</i> (D. Don) Spreng.	Abacateiro-do-mato	-	x	x	x	NPi	D	91.450
LECYTHIDACEAE								
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá-branco	-	-	-	x	NPi	D	91.451
LOGANIACEAE								
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Salta-martim	-	-	x	-	NPi	D	91.452
LYTHRACEAE								
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Dedaleiro	-	x	x	x	Pi	D	91.453
MAGNOLIACEAE								
<i>Talauma ovata</i> A.St.-Hil.	Pinha-do-brejo	-	-	x	x	Nc	D	91.454
MALPIGHIACEAE								
<i>Byrsonima cf. intermedia</i> A. Juss.	Murici	-	-	x	-	Nc	D	91.526
MALVACEAE								
<i>Luehea candicans</i> Mart.	Açoita-cavalo	-	-	-	x	Pi	P	91.515
MELASTOMATACEAE								
<i>Leandra scabra</i> DC.	Quaresmeira	-	x	x	-	Nc	D	91.459
Melastomataceae sp1		x	-	-	-	Nc	Nc	

FAMÍLIA/Espécie	Nome vulgar	Categoria				CS	GP	Nº
		A	B	C	D			
<i>Miconia chamissois</i> Naudin	Folha-de-bolo	-	-	-	x	Nc	D	91.460
<i>Miconia elegans</i> Cogn.		-	-	x	-	Nc	D	91.598
<i>Miconia langsdorffii</i> Cogn.		-	-	x	x	NPi	D	91.461
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	Jacaratião-do-cerrado	x	x	x	x	Pi	D	91.462
<i>Miconia pseudonervosa</i> Cogn.		-	-	x	x	Nc	D	91.463
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin		-	-	x	-	Pi	D	91.464
<i>Miconia</i> cf. <i> trianaei</i> Cogn.		-	-	x	-	Nc	D	91.595
<i>Miconia</i> sp1		-	-	x	-	Nc	D	
<i>Ossaea</i> sp.		x	-	x	-	Nc	D	91.599
<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	Manacá	x	x	x	x	Nc	D	91.465
MELIACEAE								
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjarana	-	-	x	x	NPi	D	91.455
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-rosa	-	x	-	x	NPi	D	91.456
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Catiguá	x	x	-	-	NPi	D	91.583
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Catiguá	-	x	-	-	NPi	D	91.538
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Catiguá	x	x	x	x	Pi	D	91.457
MONIMIACEAE								
<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	Pimenteira	-	-	x	-	NPi	D	91.466
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins		x	x	x	-	NPi	D	91.467
MORACEAE								
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Mamica	-	-	x	x	NPi	D	91.458
MYRSINACEAE								
<i>Ardisia ambigua</i> C. Mart.	Capororoca	-	-	x	-	NPi	D	91.469
<i>Cybianthus densicomus</i> Mart.		-	-	x	-	Nc	D	91.470
<i>Rapanea</i> cf. <i>umbellata</i> (Mart.) Mez	Capororoca	x	x	-	-	Pi	D	
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Capororoca	x	x	x	x	Pi	D	91.471
<i>Rapanea gardneriana</i> (A. DC.) Mez	Capororoca	-	-	x	x	Nc	D	91.472
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	Capororoca	-	-	x	x	Pi	D	91.473
MYRTACEAE								
<i>Calyptanthus clusiaefolia</i> (Miq.) O. Berg	Araçarana	-	-	x	-	NPi	D	91.560
<i>Campomanesia</i> cf. <i>xanthocarpa</i> O. Berg.	Guabiroba	-	x	x	x	NPi	D	91.558
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg.	Sete-capote	-	-	x	x	NPi	D	91.570
<i>Eugenia</i> cf. <i>dodonaefolia</i> Cambess.	Guamirim	-	-	x	x	NPi	D	91.548
<i>Eugenia</i> cf. <i>hyemalis</i> Cambess.	Guamirim-da-folha-miúda	-	x	x	-	NPi	D	91.553
<i>Eugenia florida</i> DC.	Guamirim	-	x	-	x	NPi	D	91.545
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cerejeira-do-mato	-	-	x	x	NPi	D	91.554
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.		-	x	-	-	NPi	D	91.559
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Guamirm	-	x	x	x	NPi	D	91.555
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D. Legrand	Perta-guela	x	x	x	x	NPi	D	91.541
<i>Myrcia breviramis</i> (O. Berg.) D. Legrand.	Cambuí	-	-	x	x	NPi	D	91.565
<i>Myrcia</i> cf. <i>hartwegiana</i> (O. Berg.) Kiaersk.	Cambuí	-	x	x	x	NPi	D	91.547
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	Guamirim-da-folha-fina	x	x	x	x	Pi	D	91.544
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Cambuí	x	x	x	x	NPi	D	91.542
<i>Myrcia laruttea</i> Cambess.	Cambuí	-	-	x	-	NPi	D	91.551
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Cambuí	x	x	x	x	NPi	D	91.539
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	Cambuí	-	-	x	x	NPi	D	91.540
<i>Myrciaria</i> cf. <i>tenella</i> (DC.) O. Berg.	Cambuí	-	x	x	x	NPi	D	91.557
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	Cambuí	x	x	x	x	NPi	D	91.543
Myrtaceae sp1		x	-	-	-	Nc	D	
Myrtaceae sp2		x	-	-	-	Nc	D	
Myrtaceae sp3		-	x	-	-	Nc	D	
Myrtaceae sp4		-	x	-	-	Nc	D	
Myrtaceae sp5		-	-	x	-	Nc	D	91.571
Myrtaceae sp7		-	x	-	-	Nc	D	
Myrtaceae sp8		x	x	-	-	Nc	D	
Myrtaceae sp9		x	-	-	-	Nc	D	
<i>Psidium</i> cf. <i>myrtoides</i> O. Berg.	Araçá	-	-	x	-	NPi	D	91.549
<i>Psidium rufum</i> DC.	Araçá	-	-	x	-	NPi	D	91.566
<i>Siphoneugenia</i> aff. <i>widgreniana</i> O. Berg.	Cambuí	x	x	x	x	NPi	D	91.546
NYCTAGINACEAE								
<i>Guapira</i> cf. <i>opposita</i> (Vell.) Reitz	Maria-mole	x	x	-	-	Pi	D	
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Maria-mole	-	-	-	x	Pi	D	91.474
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Maria-mole	-	-	x	x	Pi	D	91.475

FAMÍLIA/Espécie	Nome vulgar	Categoria				CS	GP	Nº
		A	B	C	D			
PIPERACEAE								
<i>Otonia</i> cf. <i>leptostachya</i> Kunth		x	-	-	-	NPi	D	91.525
<i>Piper amalago</i> L.		-	-	x	x	Pi	D	91.476
<i>Piper arboreum</i> Aubl.		-	x	x	-	Pi	D	91.477
<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth.	Falso-jaborandi	x	x	x	-	Nc	D	91.580
POLYGALACEAE								
<i>Polygala klotzschii</i> Chodat.	Gelol	-	-	x	-	NPi	D	91.480
<i>Securidaca</i> sp.		x	x	-	-	Nc	D	91.536
<i>Coccoloba cordata</i> Cham.		-	x	x	x	Nc	D	91.481
PROTEACEAE								
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Carne-de-vaca	-	x	x	x	NPi	D	91.482
RHAMNACEAE								
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.		-	-	-	x	Pi	D	91.483
ROSACEAE								
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-bravo	x	x	x	-	Pi	P	91.484
RUBIACEAE								
<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K. Schum.	Marmelinho-do-campo	-	-	x	-	NPi	D	91.485
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	Carvoeiro	x	x	x	-	NPi	D	91.486
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltld.		-	x	x	-	NPi	D	91.487
<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltld.) DC.		x	x	-	-	NPi	D	91.572
<i>Ixora venulosa</i> Benth.		-	x	x	x	NPi	D	91.488
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	Erva-de-rato	x	x	x	-	Nc	D	91.489
<i>Posoqueria</i> sp.		-	x	x	-	Nc	D	91.529
<i>Psychotria</i> cf. <i>cartagenensis</i>		-	x	-	-	NPi	D	
<i>Psychotria hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Müll. Arg.		-	-	x	-	NPi	D	91.490
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltld.		x	x	x	-	NPi	D	91.491
<i>Psychotria myriantha</i> Müll. Arg.		-	-	x	-	NPi	D	91.492
<i>Psychotria</i> sp.		-	x	-	-	Nc	D	
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.		x	x	x	x	NPi	D	91.493
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.		x	-	-	-	Nc	D	
<i>Rubiaceae</i> sp.		x	-	-	-	Nc	Nc	
RUTACEAE								
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Pau-marfim	x	-	-	-	NPi	D	
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Mamoninha	x	x	x	x	NPi	D	91.495
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	Guaxupita	x	x	x	-	NPi	D	91.496
<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A. St.-Hil.	Jaborandi	-	-	x	-	NPi	D	91.497
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-porca	x	x	x	x	Pi	D	91.498
SALICACEAE								
<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	Cambroé-mirim	-	-	x	x	NPi	D	91.590
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guaçatonga	x	x	x	-	NPi	D	91.591
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga	x	x	x	x	Pi	D	91.592
<i>Xylosma tweediana</i> (Clos) Eichler	Espinho-de-judeu	-	-	-	x	NPi	D	
SAPINDACEAE								
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Chal-chal	x	x	-	x	Pi	D	91.499
<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	Camboatã	x	x	x	x	NPi	D	91.500
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatã	x	x	x	x	Pi	D	91.501
SAPOTACEAE								
<i>Pouteria</i> sp.		x	-	-	-	Nc	D	91.531
SIPARUNACEAE								
<i>Siparuna cujabana</i> (Mart.) A. DC.	Figueirinha	x	-	x	-	NPi	D	91.468
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Limão-bravo	x	x	x	x	NPi	D	91.577
SOLANACEAE								
<i>Cestrum</i> cf. <i>sendtnerianum</i> Mart.	Coerana	x	x	-	-	Pi	D	
<i>Cestrum schlechtendalii</i> G. Don.	Coerana	x	-	x	-	Nc	D	91.503
<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart.	Coerana	-	-	x	-	Pi	D	91.504
<i>Solanum</i> cf. <i>acerifolium</i> Dunal		-	-	x	-	Pi	D	91.530
STYRACACEAE								
<i>Styrax pohl</i> A. DC.	Benjoeiro	x	x	-	x	Nc	D	91.510
SYMPLOCACEAE								
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand		-	x	x	-	Nc	D	91.511
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.		-	-	x	x	NPi	D	91.512
TERNSTROEMACEAE								
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	Camélia-da-mata	-	-	x	x	Nc	D	91.513

FAMÍLIA/Espécie	Nome vulgar	Categoria				CS	GP	Nº
		A	B	C	D			
THYMELAEACEAE								
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	Embira	-	-	x	-	NPi	D	91.514
URTICACEAE								
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba	-	-	x	x	Pi	D	91.418
VERBENACEAE								
<i>Lantana camara</i> L.	Lantana	-	-	x	-	Nc	D	91.517
VIOLACEAE								
<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A. St.-Hil.) Taub.		-	x	-	-	NPi	D	91.519
VOCHYSIACEAE								
<i>Callisthene minor</i> Mart.	Pau-de-pilão	-	-	x	x	NPi	D	91.521
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Pau-tucano	x	x	x	x	Pi	D	91.520
WINTERACEAE								
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	Casca-d'anta	-	-	-	x	Nc	D	91.533
TOTAL		81	102	128	107			

3.2. Diferenças na estrutura, riqueza e diversidade nos dois ambientes: borda e interior

Dos 6.134 indivíduos amostrados no banco de plântula, 2.236 estavam nas parcelas da borda e 3.898 nas parcelas do interior do remanescente florestal. Assim como o número de espécies (respectivamente 81 e 102 para as parcelas da borda e interior), os valores do índice de diversidade de Shannon (H') e de equidade (J) foram superiores para a comunidade de plântulas do interior do remanescente (Tabela 2).

Porém o número de indivíduos da borda e do interior não diferiu significativamente pelo teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$). Os valores estimados de número de indivíduos.ha⁻¹ (densidade absoluta) corresponderam a 243.625 (± 142.945) para o interior do remanescente e 139.750 (± 90.307) para a borda, sendo os valores contidos entre parênteses referentes ao intervalo de confiança dos valores estimados ($\alpha = 0,05$). Ambos os valores de intervalo de confiança foram consideravelmente elevados e ocasionados pela grande variância no número de indivíduos entre as parcelas.

Para a riqueza específica, a curva de acúmulo médio de espécies demonstra que a partir de aproximadamente 1.300 indivíduos amostrados o interior passa a ter um número significativamente maior de espécies. Esta diferença se acentua ainda mais à medida que o número de indivíduos aumenta (Figura 7).

Tabela 2. Síntese dos parâmetros gerais de estrutura e diversidade da comunidade de plântulas de trechos de Floresta Estacional Semidecidual, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Parâmetros	Borda	Interior	Geral
Nº de indivíduos	2.236	3.898	6.134
Densidade ¹ (Nº ind.ha ⁻¹)	243.625	139.750	191.688
Nº espécies	82	102	118
Nº gêneros	62	78	83
Nº famílias	32	40	41
Nº espécies exclusivas	16	37	65 ²
Nº espécies com 1 indivíduo (%)	17 (20,98)	18 (17,68%)	19 (16,10%)
Diversidade H' (nat.ind. ⁻¹)	2,174	2,308	2,349
Eqüidade (J)	0,495	0,499	0,492

¹ Estimativa

² Número de espécies comuns às duas áreas

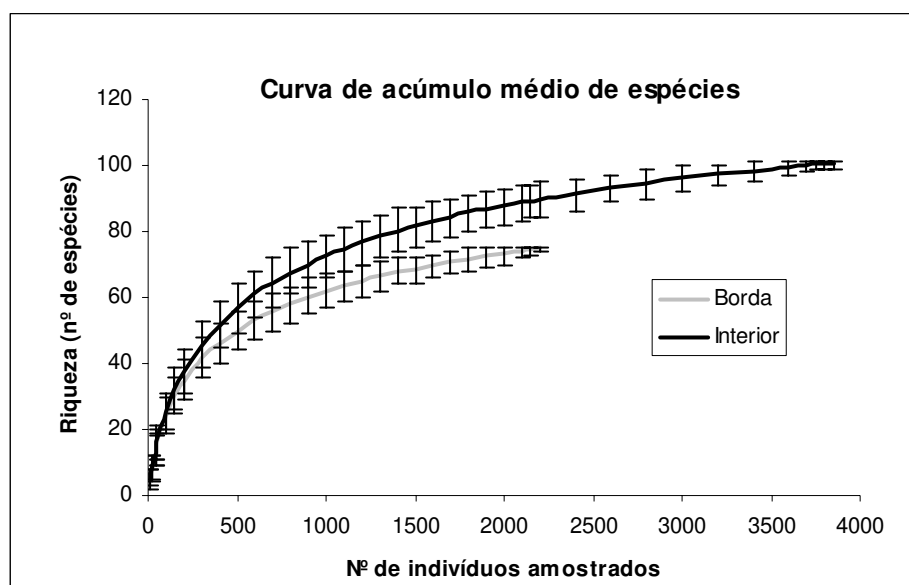


Figura 7. Curva de acúmulo médio de espécies (1.000 interações) com os intervalos de confiança (barras verticais) para os ambientes de amostragem da comunidade de plântulas, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

A comunidade de plântulas apresentou como famílias mais ricas, em ordem decrescente de número de espécies, Myrtaceae (20 espécies), Fabaceae (14), Rubiaceae (13) e Lauraceae (7). Estas quatro famílias juntas representaram 45,76% do total de espécies amostradas. Quando analisadas separadamente, borda e interior do

remanescente apresentaram também essas quatro famílias como as mais ricas. Na borda Myrtaceae (10), Fabaceae (8), Rubiaceae (8) e Lauraceae (6) representaram 39,52% do total de espécies e no interior Myrtaceae (17 espécies), Fabaceae (14), Rubiaceae (11) e Lauraceae (6) corresponderam a 47,52% do total de espécies amostradas.

Tanto na borda como no interior, *Protium spruceanum* apresentou valores de densidade bem superiores aos das demais espécies. Respectivamente na borda e no interior do remanescente, do total de indivíduos, 1.327 (59,34%) e 2.155 (55,28%) eram de *P. spruceanum*. Em algumas parcelas ocorriam aglomerados de plântulas com indivíduos apenas desta espécie (Figura 8).

Os dados de *P. spruceanum* proporcionaram ainda a família Burseraceae os maiores valores de densidade relativa nos dois ambientes (borda e interior). Para o parâmetro de densidade relativa, Burseraceae é seguida de Euphorbiaceae, Fabaceae e Rubiaceae na borda e Myrtaceae, Celastraceae e Rubiaceae no interior.

Quanto ao parâmetro frequência relativa para espécies, os “indeterminados” apresentaram os maiores valores, tanto na borda quanto no interior do remanescente. Ressalta-se que o grupo denominado “indeterminados” agrupou todos os indivíduos em que não foi possível a separação em morfo-espécies. Na borda, *Tabernaemontana catharinensis* e *Rapanea* cf. *umbellata*, ambas iniciais na sucessão ecológica, aparecem também como as mais freqüentes. Já para as famílias, Myrtaceae e Rubiaceae, com várias espécies características do sub-bosque florestal, além de Fabaceae, ocorreram em todas as parcelas de amostragem e apresentaram os maiores valores de frequência relativa nas parcelas instaladas no interior. Myrsinaceae, Sapindaceae e Rubiaceae, também com representantes em todas as parcelas, foram as mais freqüentes na borda do remanescente florestal.



Figura 8. Plântulas de *Protium spruceanum* em parcela de amostragem no interior de remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Com relação ao número de indivíduos, as 10 espécies de maior densidade relativa na borda e no interior do remanescente florestal representaram respectivamente 77,86% e 79,01% do número total de indivíduos amostrados. Na borda 17 espécies (20,98%) foram amostradas com apenas um indivíduo e no interior 18 espécies (17,64%) tiveram um único indivíduo como representante. No geral, sem a distinção entre borda e interior, a amostragem apresentou 19 espécies (16,10%) com apenas um indivíduo. Do total de espécies amostradas na comunidade de plântulas, 65 espécies foram comuns a borda e ao interior, 16 espécies foram exclusivas da borda e 37 exclusivas do interior do remanescente. Das espécies exclusivas oito na borda e 10 no interior foram amostradas por um único indivíduo.

Quando analisadas de forma conjunta, das 10 espécies de maior densidade na comunidade de plântulas, apenas três (*Protium spruceanum*, *Palicourea marcgravii*, e

“indeterminados”) são comuns às áreas de borda e interior, exceção (Tabela 3). Os demais parâmetros obtidos para as plântulas (borda, interior e os dois juntos) podem ser vistos respectivamente nos anexos 1.2, 1.3 e 1.4.

Tabela 3. Dez espécies de maior densidade, listadas em ordem decrescente, em levantamento da comunidade de plântulas de remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, Fazenda SantaTerezinha, Bofete, São Paulo.

Borda	Interior	Geral (borda e interior)
<i>Protium spruceanum</i>	<i>Protium spruceanum</i>	<i>Protium spruceanum</i>
<i>Croton floribundus</i>	<i>Maytenus salicifolia</i>	<i>Maytenus salicifolia</i>
<i>Palicourea marcgravii</i>	<i>Eugenia ligustrina</i>	<i>Eugenia ligustrina</i>
<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Palicourea marcgravii</i>	<i>Palicourea marcgravii</i>
Indeterminada	<i>Matayba elaeagnoides</i>	<i>Croton floribundus</i>
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	Indeterminada	Indeterminada
<i>Dalbergia frutescens</i>	<i>Myrcia fallax</i>	<i>Matayba elaeagnoides</i>
<i>Psychotria vellosiana</i>	<i>Rapanea cf. umbellata</i>	<i>Myrcia fallax</i>
<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Esenbeckia febrifuga</i>	<i>Rapanea cf. umbellata</i>
<i>Trichilia pallida</i>	<i>Roupala brasiliensis</i>	<i>Tapirira guianensis</i>

3.3.Classificação sucessional e nos grupos de plantio

A classe sucessional não pioneiras (secundárias tardias/clímax), com 52 espécies (44,07%), foi a classe mais encontrada na comunidade de plântulas, seguida das pioneiras (pioneiras e secundárias iniciais) com 35 espécies (29,66%). Do total, 31 espécies (26,27%) não foram caracterizadas por falta de dados na literatura ou ainda por serem características e/ou exclusivas de formações paludosas, onde esta classificação talvez não se justifique.

Tanto para a borda quanto para o interior do remanescente, a distribuição das espécies nas classes sucessionais manteve a ordenação acima. Na borda, as não pioneiras com 32 espécies, representaram 39,51% do total de espécies, enquanto que no interior o número de espécies não pioneiras foi de 47 espécies (46,08%). As pioneiras representaram respectivamente na borda e no interior 27 (33,33%) e 33 espécies (32,35%). Já as não caracterizadas apresentaram em ambas as áreas 22 espécies, o que corresponde a 27,16% do total de espécies da borda e 21,57% do total de espécies do interior.

Considerando não mais o número de espécies, mas o número de indivíduos, a comunidade de plântulas apresentou 1.163 indivíduos não pioneiros (18,96%), 916 pioneiros (14,93%) e 4.055 não caracterizados (66,11%). O elevado número de indivíduos não caracterizados se deve ao fato de *Protium spruceanum*, espécie de maior densidade relativa na área, ser típica de formações paludosas, não se enquadrando, portanto na classificação sucessional proposta.

Analisadas separadamente, borda e interior apresentaram padrões distintos de distribuição dos indivíduos entre as classes sucessionais. As não caracterizadas foram as mais representativas com 1.551 (68,37%) e 2.504 (64,25%) indivíduos respectivamente na borda e no interior. Entretanto, enquanto na borda as pioneiras foram após as não caracterizadas, a classe mais representativa com 429 (19,18%) plântulas, no interior as pioneiras foram a classe de menor frequência, com 487 (12,49%) indivíduos. Já as não pioneiras no interior correspondem a 907 (23,26%) indivíduos, contra apenas 256 (11,45%) dos indivíduos na borda.

Tanto na comunidade de plântulas de uma forma geral, como para as áreas de borda e interior, o grupo de plantio de diversidade foi o mais freqüente entre indivíduos e espécies amostradas. O grupo diversidade foi representado respectivamente na borda e no interior por 71 e 91 espécies, contra apenas oito e 10 espécies de preenchimento. Duas espécies na borda e uma no interior não foram caracterizadas. Quanto ao número de indivíduos, borda e interior têm respectivamente 1.919 e 3.691 plântulas do grupo de diversidade, contra apenas 267 e 132 indivíduos de preenchimento. Cinquenta na borda e 75 indivíduos no interior não foram caracterizados.

3.4. A comunidade de plântulas e os demais estratos de vegetação

Quando comparados com os demais estratos de vegetação, a comunidade de plântulas apresentou 33 espécies exclusivas (13 do interior, 9 da borda e 11 comuns), não amostradas nos estratos arbóreo e de regeneração. De maneira inversa, 68 espécies (14 exclusivas do estrato arbóreo, 28 exclusivas do estrato de regeneração e 26 comuns) não foram amostradas na comunidade de plântulas.

As comunidades de plântulas da borda e do interior são mais similares floristicamente entre si do que com os estratos arbóreo e de regeneração (Figura 9).

Ressalta-se, no entanto, que as comparações devem ser vistas com certa ressalva, uma vez que algumas espécies não foram identificadas, principalmente plântulas, as quais podem corresponder a espécies identificadas nos demais estratos de vegetação analisados.

Os índices de similaridade das plântulas da borda e do interior para com o estrato arbóreo e com o estrato de regeneração são semelhantes. Entretanto, a comunidade de plântulas do interior é mais similar floristicamente com os demais estratos do que é a comunidade da borda (Tabela 4).

Os anexos 1.5 e 1.6 contém respectivamente os parâmetros estruturais obtidos para os estratos de regeneração e arbóreo.

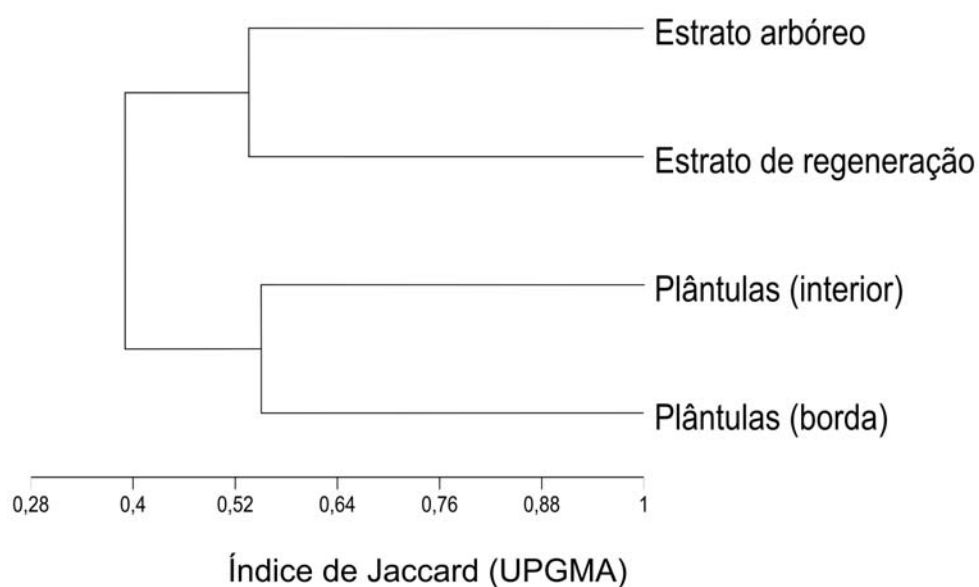


Figura 9. Dendrograma de similaridade florística entre a comunidade de plântulas e os demais estratos de vegetação de remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Tabela 4. Similaridade florística pelo índice de Jaccard, entre as comunidades de plântulas e os demais estratos de vegetação de remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Comunidade	Plântulas (borda)	Plântulas (interior)	Estrato de regeneração	Estrato arbóreo
Plântulas (borda)	1	-	-	-
Plântulas (interior)	0,551	1	-	-
Estrato de regeneração	0,357	0,420	1	-
Estrato arbóreo	0,353	0,432	0,536	1

3.5. Distribuição em classes de altura

A classe de altura I foi significativamente mais freqüente que as demais em todas as áreas. No geral, do total de indivíduos amostrados no remanescente, 4.213 (68,68%) são da classe I e apenas 1.454 (23,70%) e 467 (7,61%) plântulas pertencem respectivamente às classes II e III (Figura 10).

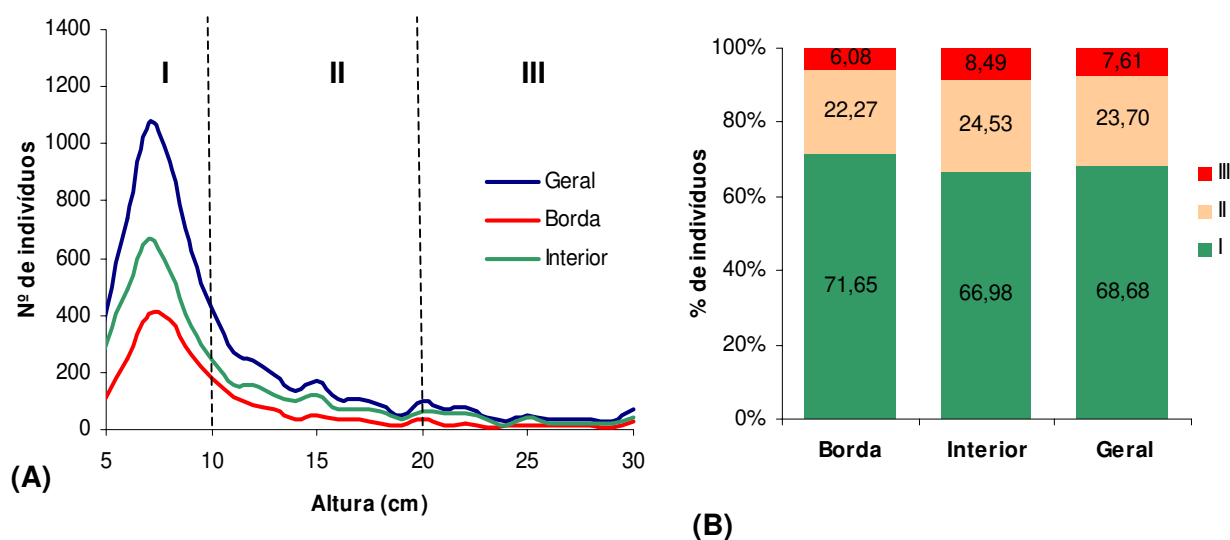


Figura 10. (A) Distribuição dos indivíduos amostrados nas classes de altura, sendo I: até 10cm; II: 11-20cm e III: 21-30cm. (B) Dentro de cada ambiente, as proporções observadas de cada classe diferem significativamente pelo teste Qui-quadrado, de uma proporção com números iguais de indivíduos (Borda: $\chi^2=1.564,86$; $p<0,0001$; Interior: $\chi^2=2.136,49$; $p<0,0001$; Geral: $\chi^2=3.687,44$; $p<0,0001$). Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

3.6. Distribuição espacial dos indivíduos

Tantos a comunidade (borda, interior e geral) quanto as 10 espécies mais abundantes apresentaram para os dois índices calculados, padrão de distribuição espacial agregado (Tabela 5). Ressalta-se, no entanto, que os resultados são referentes apenas para a escala em questão (4x4m) e devem ser vistas com cautela.

Esses resultados são conseqüências da grande variância do número de indivíduos por parcela e também do fato que grande parte das espécies apresentaram baixas freqüências, porém altas densidades nos locais onde foram amostradas.

A análise dos componentes principais (PCA) para as 20 parcelas de amostragem, demonstra que não houve formação de grupos característicos, compostos pelas parcelas dos diferentes ambientes de amostragem (ou seja, grupo com parcelas da borda e grupo com parcelas do interior). Portanto, parcelas da borda nem sempre são mais similares entre si do que são com parcelas do interior e vice-versa. Ressalta-se, porém, que algumas parcelas se separaram das demais pela alta densidade de indivíduos de algumas espécies, como a parcela 17 (*Eugenia ligustrina*) e as parcelas (*Protium spruceanum*) (Figura 11).

Tabela 5. Padrões de distribuição espacial dos indivíduos e das 10 espécies mais abundantes. Valores de Índice de Dispersão (ID) superiores a 19,0 ($P_{0,025}$) e Índice Padronizado de Morisita (I_p) entre 0,5 e 1 (com limite de confiança de 95%) indicam padrão de distribuição espacial agregado.

Espécies	Borda			Interior			Geral		
	ID	I_p	Distribuição espacial	ID	I_p	Distribuição espacial	ID	I_p	Distribuição espacial
Todas	243,06	0,55	agregado	349,33	0,54	agregado	317,95	0,52	agregado
<i>Protium spruceanum</i>	415,15	0,65	agregado	816,06	0,69	agregado	638,73	0,59	agregado
<i>Maytenus salicifolia</i>	6,67	0,64	agregado	53,96	0,61	agregado	57,12	0,62	agregado
<i>Eugenia ligustrina</i>	-	-	agregado	209,79	0,99	agregado	209,90	1,00	agregado
<i>Palicourea marcgravii</i>	20,06	0,64	agregado	35,46	0,62	agregado	30,43	0,57	agregado
<i>Croton floribundus</i>	32,83	0,64	agregado	23,86	0,95	agregado	31,98	0,61	agregado
<i>Dalbergia frutescens</i>	12,00	0,62	agregado	32,84	0,97	agregado	20,6	0,63	agregado
<i>Matayba elaeagnoides</i>	12,62	0,56	agregado	2,75	0,51	agregado	12,6	0,55	agregado
<i>Myrcia fallax</i>	9,66	0,55	agregado	4,55	0,54	agregado	8,596	0,54	agregado
<i>Rapanea cf. umbellata</i>	5,81	0,53	agregado	6,69	0,59	agregado	6,328	0,53	agregado
<i>Tapirira guianensis</i>	3,33	0,52	agregado	6,19	0,54	agregado	5,598	0,53	agregado

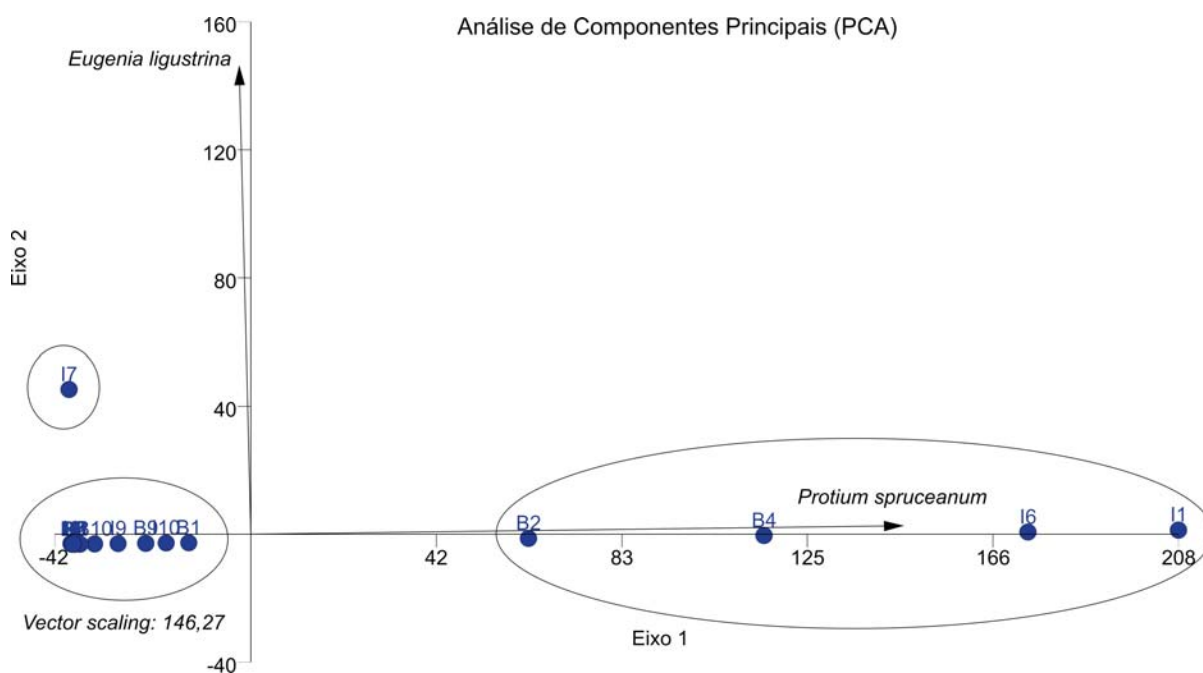


Figura 11. Diagrama de Análise dos Componentes Principais para as parcelas de amostragem, evidenciando a separação das mesmas pela densidade de *Eugenia ligustrina* e *Protium spruceanum*. Os autovalores do Eixo 1 e 2 são respectivamente 111,275 (explica 96,44% da variação) e 2,190 (explica 1,90% da variação). Fazenda Terezinha, Bofete, São Paulo.

4. Discussão

4.1. Aspectos gerais da comunidade de plântulas

A comunidade de plântulas em ambos os ambientes avaliados (borda e interior) caracteriza-se por apresentar um elevado número de espécies (alta riqueza), pertencentes a grupos ecológicos distintos. Porém caracteriza-se também por apresentar uma elevada heterogeneidade espacial na densidade dos indivíduos e espécies que a compõem (baixa equidade e agregação espacial em pequenas escalas).

O número de espécies arbustivo-arbóreas amostradas na comunidade de plântulas (118) é consideravelmente superior ao dos demais levantamentos de plântulas.

Nave (2005) amostrando os indivíduos regenerantes (5-60cm de altura), da flora arbustivo-arbóreas de um trecho de floresta secundária, encontrou respectivamente em julho e dezembro, 48 e 44 espécies. Já Oliveira *et al.* (2001) amostraram 68 espécies arbustivo-arbóreas com até 15cm de altura em trecho de floresta atlântica secundária de encosta. A riqueza de espécies foi também superior às encontradas por Baider (1994) e Cersósimo (1993). No entanto, tais resultados devem ser interpretados com cautela, pois além das comparações serem entre áreas distintas, com históricos diferentes, foram utilizadas intensidades amostrais diferentes, bem como critérios de definição de plântulas não coincidentes.

Com relação aos parâmetros florísticos, a família Myrtaceae, com o maior número de espécies na comunidade de plântulas, também foi a família mais rica em outros trabalhos envolvendo o levantamento da comunidade de plântulas em florestas tropicais da região (*e.g.* Oliveira *et al.* 2001, Nave 2005). Isso demonstra a sua importância na composição da comunidade de plântulas e justifica também sua grande riqueza nos demais estratos da vegetação arbustivo-arbórea. As demais famílias que se destacaram pelo elevado número de espécies, como Rubiaceae, Fabaceae e Lauraceae são também famílias ricas e comumente amostradas por um grande número de espécies, tanto nos trabalhos de amostragem de plântulas, quanto nos levantamentos dos indivíduos arbustivo-arbóreas já realizados em remanescentes de Florestas Estacionais Semidecíduais da região (Cesar & Leitão-Filho 1990, Gabriel 1997, Ivanauskas *et al.* 2002). Dessa forma, quanto à distribuição de riqueza entre as famílias, a floresta estudada apresenta estrutura semelhante às outras comunidades de plântulas estudadas nas florestas tropicais e também estrutura semelhante ao do estrato arbustivo-arbóreo das formações florestais regionais.

A significativa diminuição do número de indivíduos com o aumento da altura é coerente com os padrões encontrados para as florestas tropicais e com os trabalhos existentes (*e.g.* Nave 2005). Nos trópicos, as espécies arbustivo-arbóreas normalmente apresentam curvas de sobrevivência do tipo III, caracterizadas por um número grande de indivíduos e altas taxas de mortalidade nas fases iniciais de vida, com decréscimo à medida que a idade aumenta (Fenner 1987).

Quanto às espécies, merece destaque a posição ocupada por *Protium spruceanum*, espécie com valores de densidade bem superiores ao das demais. Tida como espécie peculiar não exclusiva de florestas de brejo, praticamente não ocorrendo

fora de locais úmidos, ou quando em locais mais secos, apresentando valores bem inferiores de densidade (Ivanauskas *et al.* 1997), *Protium spruceanum* apresentou, neste estudo, maciços em que as plântulas eram exclusivas de sua espécie. De fato, foi observada sua ocorrência em maior densidade nas parcelas localizadas em áreas de maior umidade do solo, onde indivíduos adultos de sua espécie também eram dominantes.

Portanto, explicação para tal fato se dá pela alta densidade de indivíduos adultos de *Protium spruceanum* nos locais de amostragem, e também porque a época de amostragem das plântulas se deu em um período imediatamente posterior ao da produção de sementes de grande parte destes indivíduos. Embora em florestas paludícolas a classificação sucessional em pioneiras e não pioneiras não seja usualmente empregada, *Protium spruceanum* se comporta como espécie não pioneira, as quais não apresentam dormência de sementes e germinam sob o dossel, com suas plântulas permanecendo sob a sombra por longos períodos (Swaine & Whitmore 1988). Além desse aspecto salienta-se que o elevado número de indivíduos sob as matrizes é fato comum e que embora nestes locais possa haver maior ataque de patógenos e predadores (Janzen 1970) o recrutamento é maior, pois a alta densidade de sementes que atinge o solo compensa a elevada mortalidade (Hubbell 1980). E por fim, um outro ponto a se considerar é que muitas das espécies e/ou indivíduos arbóreos tropicais apresentam características reprodutivas supra-anuais, com a produção de novas coortes em intervalos superiores a um ano (Lieberman 1996). Nesses períodos tais espécies concentrariam a produção de sementes, gerando coortes muito numerosas.

Ainda em consideração a *Protium spruceanum*, a análise de componentes principais (PCA) demonstra que esta espécie foi a mais importante na separação das áreas de amostragem. Embora não tenha sido realizada análise do grau de umidade do solo sobre as parcelas, visualmente foi observado que os grupos formados pelo PCA correspondem às parcelas alocadas nas áreas mais úmidas do fragmento, ou seja, nos trechos de florestas paludícolas do mosaico florestal, onde a densidade de *Protium spruceanum* foi muito elevada.

Também importante na separação das áreas de amostragem foi a espécie *Eugenia ligustrina*. Esta foi encontrada em apenas uma parcela, tendo, portanto uma frequência muito baixa. Entretanto apresentou nesta parcela, um grande número de

indivíduos. Novamente por observação visual, foi possível constatar que sobre as parcelas concentravam-se indivíduos adultos desta espécie.

Quanto à distribuição espacial agregada tanto da comunidade como das espécies mais importantes, há que se ressaltar que embora tenham sido utilizados dois índices, ambos apresentam problemas (Hurlbert 1990) e permitem a interpretação apenas para a escala de amostragem utilizada (4x4m). Ainda assim, é possível identificar algumas tendências e suas origens.

A agregação para a comunidade de plântulas como um todo se dá também pela grande heterogeneidade da regeneração (tanto no número de espécies quanto na densidade da regeneração em cada parcela), consequência da grande heterogeneidade da floresta estudada, que se apresenta como um mosaico, com diferentes formações florestais e diferentes graus de perturbação interagindo entre si. Considerando não mais a comunidade como um todo, mas as espécies avaliadas individualmente, a agregação encontrada sugere que os indivíduos de cada espécie estão concentrados em alguns habitats devido à exigência de sítios específicos para o recrutamento ou devido a ineficiência na dispersão dos propágulos, além é claro da já citada heterogeneidade ambiental.

Em estudo realizado em trecho de Floresta Atlântica secundária de encosta Oliveira *et al.* (2001) encontrou também padrão agregado de distribuição para os indivíduos e para seis das 10 espécies mais abundantes da comunidade arbustivo-arbórea, considerando para tanto as plantas com até 15cm de altura.

A agregação nos estágios iniciais de vida é usual. Pelo fato de muitas espécies não conseguirem dispersar suas sementes com eficácia a grandes distâncias, apresentam altos níveis de agregação, especialmente ao redor dos parentais (Houle 1992). Já espécies iniciais da sucessão, que recrutam em clareiras, mostram tendência à agregação em escalas de poucos metros quadrados, correspondendo às áreas do solo sob clareiras que recebem a iluminação direta, imprescindível para a germinação (Grau 2000).

Várias podem ser as justificativas para o fato de um grande número de espécies serem amostradas com um ou poucos indivíduos, entre elas a sazonalidade no recrutamento (Lieberman 1996), a heterogeneidade ambiental, a falta de sítios seguros específicos para o recrutamento de cada espécie ou ainda questões referentes à amostragem. No entanto, ressalta-se que muitas espécies da floresta tropical são tidas

como raras, ocorrendo nas florestas em densidades muito baixas (Kageyama & Gandara 2004).

A ocorrência de um grande número de espécies exclusivas aos estratos arbóreo e de regeneração, ou seja, não amostradas no estágio de plântula, foi verificada também por Hubbell *et al.* (1999). Possivelmente isto se deva a sazonalidade no recrutamento dos indivíduos, causada entre outros aspectos, pela existência de padrões fenológicos de maturação dos frutos e dispersão das sementes (Santos & Válio 2002) e pela variação das condições ambientais durante o ano (Cersósimo 1993). Já o inverso, ou seja, espécies que foram exclusivas a comunidade de plântulas, podem ser conseqüências da amostragem utilizada para o levantamento dos estratos arbóreo e de regeneração ou mesmo uma indicação de transformações ocorridas no fragmento florestal em questão, manifestadas ainda somente na comunidade de plântulas, o qual reflete mais a condição atual da área, do que os demais estratos avaliados. No entanto, todas as justificativas devem ser vistas com ressalva, pois muitas das espécies de plântulas não foram identificadas, podendo corresponder às espécies amostradas nos demais estratos.

4.2.As diferenças entre borda e interior

Uma vez que a flora local é representada principalmente por espécies não pioneiras, não surpreende o fato de parcelas tanto da borda quanto do interior da floresta apresentarem mais espécies não pioneiras do que pioneiras na comunidade de plântulas. Porém, para as parcelas da borda, há que se ressaltar que este predomínio de espécies não pioneiras se deva também as características do entorno da área estudada, a qual é um ambiente florestal (floresta plantada de *Eucalyptus* spp.). Nestas situações o efeito de borda da área externa para o fragmento de floresta nativa é menos intenso, já que dentre outros aspectos, plantios florestais são ambientes com relativo grau de sombreamento.

O interior apresentou um maior número de indivíduos (embora não significativamente diferente da borda pelos testes utilizados) e espécies na comunidade de plântulas. Possivelmente isto explique o fato do interior do remanescente apresentar um maior número de espécies e de indivíduos pioneiros que a borda, contrariando as expectativas. Porém isto também é uma indicação que mesmo no interior da floresta

estudada há pontos com luminosidade suficiente para a germinação de espécies iniciais na sucessão florestal.

Já a borda demonstrou um menor número de indivíduos e espécies não pioneiras. Uma vez que tais espécies não são formadoras de banco de sementes, germinando tanto sob o dossel quanto sob clareiras (Swaine & Whitmore 1988) as explicações para o menor número de não pioneiras na borda versam sobre o fato de as árvores adultas nestes locais serem predominantemente de espécies pioneiras. Ao contrário disso, no interior foram amostradas mais espécies e mais indivíduos característicos e exclusivos do sub-bosque e tipicamente não pioneiros, em estágio adulto, as quais proporcionariam um recrutamento com maior riqueza e densidade de indivíduos.

Além deste aspecto, na borda normalmente há maior densidade de indivíduos de outras formas de vida em desequilíbrio, tais como lianas, ervas e gramíneas agressivas (Forman 1995), as quais podem interferir negativamente sobre a regeneração arbustivo-arbórea (Maguire & Forman 1983).

Entretanto, para a melhor compreensão destes aspectos seria necessária uma análise mais criteriosa entre as condições ambientais da borda e do interior do remanescente estudado, uma vez que neste trabalho a borda foi delimitada apenas segundo o critério de distância do exterior, sem considerar aspectos ambientais (radiação solar) e biológicos e as características específicas do entorno (plantios de *Eucalyptus* spp.).

Com relação à similaridade do interior e da borda com os demais estratos, o número maior de espécies exclusivas do interior teoricamente o tornaria mais dissimilar, porém seu índice de similaridade é maior porque apresentou um número maior de espécies e conseqüentemente de espécies comuns aos demais estratos do que a borda. Esta tendência fica evidente quando se analisa os componentes utilizados para o cálculo do índice de Jaccard, ou seja, a relação entre as espécies comuns às duas condições comparadas, sobre a somatória dessas espécies comuns com as espécies exclusivas de cada condição.

4.3.O potencial da comunidade de plântulas da floresta para uso na restauração

Em consideração aos valores de riqueza e densidade encontrados, a comunidade de plântulas do remanescente estudado apresenta enorme potencial para a utilização como fonte de propágulos para a restauração de áreas degradadas. Ainda em relação a riqueza e densidade, os valores indicam um maior potencial do que o encontrado por Nave (2005) em trecho de floresta secundária.

Mesmo considerando os valores inferiores do intervalo de confiança, o número de plântulas encontrados na área amostral (320m²) seria suficiente para a produção de mudas para a restauração de aproximadamente 1ha e 2ha, respectivamente com os valores de amostragem da borda e do interior do remanescente florestal, considerando para tanto o espaçamento comumente utilizado nos plantios (2x3m). Se utilizados não mais os valores inferiores do intervalo de confiança da média de indivíduos, mas as próprias médias, estes valores seriam cerca de duas a três vezes maiores.

Não só o número total de 118 espécies amostradas, mas o número de 82 e 102 espécies, respectivamente para borda e interior, são superiores aos valores comumente utilizados nos plantios de restauração (Siqueira 2002, Barbosa *et al.* 2003, Souza & Batista 2004). São também superiores às exigências da resolução SMA 047 de 2003 (anexo 1.1), que estabelece o número de 80 espécies nos plantios heterogêneos para fins de restauração no estado de São Paulo.

Outro aspecto interessante é o fato que do total de espécies amostradas na comunidade de plântulas (borda e interior), somente três espécies, *Croton floribundus*, *Cedrela fissilis* e *Copaifera langsdorffii* constam na lista das 30 mais utilizadas nos projetos de restauração do estado de São Paulo (Barbosa *et al.* 2003).

Ainda em comparação com Barbosa *et al.* (2003) e considerando somente as espécies identificadas, 46 espécies amostradas não foram sequer encontradas nos 30 principais viveiros de produção de mudas do estado de São Paulo, 26 foram encontradas em até 17% dos viveiros (Tabela 6), 12 entre 18 a 50% dos viveiros e apenas oito espécies constam em mais de 50% dos viveiros avaliados. Embora esta comparação seja possível somente para o estado de São Paulo, acredita-se que as condições nos viveiros dos demais estados com as mesmas formações vegetacionais sejam iguais ou ainda mais comprometedoras.

A utilização não da comunidade de plântulas como um todo, mas de populações de algumas espécies, principalmente daquelas que por algum motivo não são produzidas pelos métodos convencionais ou daquelas com produção de sementes notadamente supra-anual, com grande densidade de indivíduos em certos períodos, é perfeitamente justificável. Como exemplo mais notável têm-se os resultados obtidos com *Protium spruceanum*, não encontrada por Barbosa *et al.* (2003) nos principais viveiros de São Paulo, mas amostrada na comunidade de plântulas com densidade extremamente alta.

Tabela 6. Espécies amostradas na comunidade de plântulas de remanescente florestal na Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo que não foram encontradas ou foram observadas em até 5 (17%) dos principais viveiros do estado de São Paulo (Barbosa *et al.* 2003).

0%		1-17%
<i>Actinostemon communis</i>	<i>Maytenus aquifolia</i>	<i>Cordia sellowiana</i>
<i>Aniba firmula</i>	<i>Maytenus salicifolia</i>	<i>Diospyros inconstans</i>
<i>Aspidosperma subincanum</i>	<i>Miconia ligustroides</i>	<i>Alchornea triplinervia</i>
<i>Casearia decandra</i>	<i>Mollinedia schottiana</i>	<i>Pera glabrata</i>
<i>Cestrum schlechtendalii.</i>	<i>Myrcia guianensis</i>	<i>Sebastiania commersoniana</i>
<i>Chomelia obtusa</i>	<i>Myrciaria floribunda</i>	<i>Lacistema hasslerianum</i>
<i>Coccoloba cordata</i>	<i>Ocotea corymbosa</i>	<i>Nectandra grandiflora</i>
<i>Cupania tenuivalvis</i>	<i>Palicourea marcgravii</i>	<i>Nectandra oppositifolia.</i>
<i>Dalbergia frutescens</i>	<i>Piper arboreum</i>	<i>Persea pyrifolia</i>
<i>Endlicheria paniculata</i>	<i>Piper gaudichaudianum</i>	<i>Bauhinia longifolia</i>
<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	<i>Protium spruceanum</i>	<i>Andira fraxinifolia</i>
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	<i>Psychotria leiocarpa</i>	<i>Machaerium brasiliense</i>
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	<i>Psychotria vellosiana</i>	<i>Albizia polycephala</i>
<i>Eugenia ligustrina</i>	<i>Randia armata</i>	<i>Calliandra tweediei</i>
<i>Eugenia pluriflora</i>	<i>Siparuna cujabana</i>	<i>Inga marginata</i>
<i>Faramea montevidensis</i>	<i>Siparuna guianensis</i>	<i>Eugenia florida</i>
<i>Geonoma brevispatha</i>	<i>Sloanea monosperma</i>	<i>Gomidesia affinis</i>
<i>Guatteria nigrescens</i>	<i>Symplocos tenuifolia</i>	<i>Myrcia fallax</i>
<i>Hedyosmum brasiliense</i>	<i>Tibouchina sellowiana</i>	<i>Myrcia multiflora</i>
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	<i>Trichilia catigua</i>	<i>Roupala brasiliensis</i>
<i>Ixora venulosa</i>	<i>Trichilia elegans.</i>	<i>Prunus myrtifolia</i>
<i>Leandra scabra</i>	<i>Trichilia pallida.</i>	<i>Amaioua intermedia</i>
<i>Maprounea guianensis</i>	<i>Vochysia tucanorum.</i>	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>
		<i>Allophylus edulis</i>
		<i>Matayba elaeagnoides</i>
		<i>Styrax pohli</i>

O predomínio de espécies e indivíduos não pioneiros e também a presença maciça de espécies do grupo de diversidade reforçam ainda mais o potencial do emprego da comunidade de plântulas como fonte de propágulos para a restauração. Tanto o interior quanto a borda tiveram resultados satisfatórios, de modo que ambas as áreas apresentam grande potencial para uso em programas de restauração ecológica, visando sempre o aumento da diversidade vegetal dos plantios.

Ressalta-se que a grande heterogeneidade da regeneração e a distribuição espacial agregada não só dos indivíduos como também das principais espécies, demonstra que os altos valores de riqueza e diversidade estão condicionados a uma amostragem ampla e dispersa por todo o remanescente. Pensando em termos práticos de utilização da comunidade de plântulas, isto dá uma indicação que quanto maior distribuída e maior a área de abrangência no momento da transferência dos indivíduos para viveiro, certamente maior será a riqueza específica. Há que se destacar também que diante da sazonalidade do recrutamento (Lieberman 1996) certamente o potencial da comunidade de plântulas (em riqueza de espécies) seja ainda maior, caso esta seja amostrada em mais de um período do ano.

Entretanto, embora esteja demonstrado de forma clara o grande potencial da comunidade de plântulas para a elevação da diversidade dos viveiros de produção de mudas nativas e conseqüentemente dos plantios de restauração, é fundamental destacar que o presente estudo não questiona os impactos para a regeneração florestal que a retirada e a transferência destes para viveiro podem gerar. Há, portanto necessidade de estudos que avaliem esses aspectos e que possam gerar parâmetros reguladores dessa atividade, para que ela seja sustentável, não se constituindo em mais uma atividade degradadora das formações naturais. Dessa forma, a princípio tal metodologia seria perfeitamente aceita somente em áreas comprometidas e com supressão autorizada para mineração, construção de pontes e estradas, etc., funcionando como uma medida mitigadora obrigatória.

CAPÍTULO 2

O IMPACTO DA RETIRADA DA COMUNIDADE DE PLÂNTULAS PARA FINS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL, EM FRAGMENTOS FLORESTAIS REMANESCENTES

1.Introdução

Processos ecológicos que afetam a estrutura e composição da comunidade de plântulas podem ter efeitos significativos na regeneração arbórea de florestas tropicais (Clark & Clark 1985). A sobrevivência no período inicial de vida garante a manutenção da população e da espécie, e afeta não só a sua abundância e distribuição, mas toda a composição e estrutura da comunidade (Denslow 1991).

O processo de regeneração natural é determinado pela junção das probabilidades de chegada e sobrevivência no mosaico florestal. A probabilidade de chegada é determinada pela dispersão dos propágulos, já a probabilidade de sobrevivência depende dos atributos fisiológicos da espécie, das características do ambiente e das interações das espécies entre si (Schupp *et al.* 1989, Melo *et al.* 2004).

Tanto a chuva de sementes quanto o banco de sementes se constituem como processos importantes na geração de novos indivíduos para o recrutamento. Estes processos apresentam características sazonais e a disponibilidade dos propágulos ao longo do ano, influencia o modo como a vegetação se restabelecerá após distúrbios e/ou intervenções antrópicas (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002).

A formação do banco de plântulas é uma estratégia empregada por espécies não pioneiras ou clímax que germinam sob o dossel e cujos indivíduos podem se estabelecer e permanecer sob a sombra da floresta, na mesma classe de tamanho por muitos anos até que o espaço ou os recursos limitantes se tornem disponíveis (Swaine & Whitmore 1988, Whitmore 1989, Lieberman 1996). No entanto, para formações com histórico acentuado de degradação ou com declividade acentuada, o banco de plântulas não está restrito aos ambientes sombreados e nem ao grupo de espécies mais final da sucessão (Grambone-Guaratini & Rodrigues 2002).

Para a maioria das espécies, o recrutamento das plântulas é nitidamente sazonal. Há variação ao longo do ano na germinação e no estabelecimento dos indivíduos, fator dependente não só da estacionalidade climática, mas também da variação na produção de sementes e da fenologia de dispersão dos propágulos (Cersósimo 1993, De Steven 1994). Esta sazonalidade no recrutamento é também fruto das características reprodutivas supra-anuais, comum em espécies arbóreas tropicais. Enquanto algumas

espécies produzem coortes anuais, outras produzem coortes de maneira esporádica ou mesmo em intervalos de tempo muito longos (Lieberman 1996).

O recrutamento de plântulas responde a ocorrência de chuvas, aumentando o número de plântulas que emergem, mesmo sob precipitações de baixa intensidade (Santos & Válio 2002). Desse modo, a germinação e a densidade das plantas são maiores na estação chuvosa, quando os dias são mais quentes e úmidos, sendo isto mais evidente para as heliófitas do que para as umbrófilas, que germinam ao longo do ano (Cersósimo 1993).

Trabalhos têm demonstrado o revolvimento superficial do solo como importante fator de desencadeamento do processo de regeneração natural, principalmente para as espécies pioneiras, constituintes do banco de sementes (*e.g.* Putz 1983, Kwit *et al.* 2000). O revolvimento do solo tem sido inclusive recomendado como prática indutora da regeneração, na restauração de áreas com vegetação arbustivo-arbórea de baixa densidade (Farah 2003).

A utilização de plântulas e de indivíduos jovens regenerantes alóctones como fonte de propágulos para a restauração ecológica é ainda pouco expressiva no Brasil. No entanto, alguns estudos têm demonstrado a viabilidade desta prática, recomendando-a com estratégia de produção de mudas de algumas espécies (*e.g.* Corvello 1983, Seitz & Corvello 1984, Auer & Graça 1995, Pareja 1998, Thoma 1998) ou mesmo na produção de mudas da comunidade arbustivo-arbórea de uma forma geral (Nave 2005).

Contudo, qualquer uso antrópico, modificação ou manejo de áreas naturais, neste caso especificamente sobre a comunidade de plântulas, requer investigação prévia, para que a intervenção não comprometa, de forma irrecuperável, a diversidade, produtividade e conectividade da população, da comunidade e do ecossistema como um todo.

Há, portanto a necessidade de se monitorar áreas submetidas à retirada do de plântulas, para verificar a possibilidade de emprego desta metodologia em programas de restauração ecológica, sem que se torne mais uma atividade degradadora dos fragmentos florestais remanescentes.

Nesse contexto, o objetivo deste capítulo foi avaliar a dinâmica a curto prazo de dois ambientes (borda e interior) de um fragmento remanescente de Floresta Estacional Semidecidual. Ambientes esses submetidos a diferentes metodologias de retirada de plântulas, visando seu uso como fonte de propágulos em projetos de restauração florestal.

2. Material e métodos

2.1. Caracterização da área

O estudo foi realizado em fragmento remanescente de Floresta Estacional Semidecidual da Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo, localizado entre as coordenadas geográficas 48°11' - 48°12'W e 23°02' - 23°03'S. Os aspectos gerais da área foram descritos no item “Caracterização geral da área de estudo” desse trabalho.

A vegetação na área de estudo é caracterizada como um mosaico sucessional e ambiental, abrangendo trechos de vegetação secundária em diferentes estados de degradação e trechos de interflúvio, sem nenhuma influência fluvial sazonal, até trechos de vegetação ribeirinha com influência sazonal quase permanente. Nas condições atuais de fragmentação da paisagem regional, o remanescente estudado apresenta condições similares à maioria dos fragmentos florestais remanescentes.

2.2. Obtenção dos dados

Inicialmente o remanescente florestal foi estratificado em borda e interior. O critério utilizado para definir borda foi a distância da borda do remanescente, sendo considerada borda, toda a faixa de floresta contida a até 35m da extremidade. Esta distância foi adotada, baseando-se no fato que vários efeitos de borda deixam de se manifestar a partir desta largura (Rodrigues 1998).

Dentro de cada ambiente (borda e interior), foram instalados 10 blocos com quatro parcelas de 2x2m cada. Os blocos da borda foram locados ao longo da borda do remanescente e os do interior, ao longo de trilhas que cortam o fragmento florestal estudado. Cada parcela do bloco foi submetida a um tratamento distinto, determinado de forma aleatória, por meio de sorteio. Os quatro tratamentos testados foram:

I - retirada de todos os indivíduos regenerantes (≤ 30 cm altura) de espécies arbustivo-arbóreas da parcela, com posterior revolvimento superficial do solo, na profundidade de 5 cm (Figura 1);

II - retirada de todos os indivíduos regenerantes ($\leq 30\text{cm}$ altura) de espécies arbustivo-arbóreas da parcela sem posterior revolvimento superficial do solo;

III - retirada de 50% dos indivíduos regenerantes ($\leq 30\text{cm}$ altura) de espécies arbustivo-arbóreas, de forma aleatória, sem posterior revolvimento superficial do solo;

IV – testemunha, sem a retirada dos indivíduos regenerantes ($\leq 30\text{cm}$ altura) de espécies arbustivo-arbóreas da parcela.



Figura 1. Revolvimento superficial do solo em parcela submetida ao tratamento I, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Dessa forma, a área amostral total foi 320m^2 , sendo 160m^2 (40 parcelas) para cada ambiente, com 40m^2 (10 parcelas) por tratamento.

Definiu-se plântula, de acordo com os objetivos do trabalho, como os indivíduos arbustivo-arbóreos com até 30cm de altura, medidos do nível do solo à inserção da última gema. Para os indivíduos da família Arecaceae, a altura foi tomada medindo-se a altura

do nível do solo até a extremidade da folha mais alta, quando estas eram posicionadas na vertical.

A avaliação inicial (tempo 0) foi realizada em maio de 2003. Nesta, dentro de cada parcela todos os indivíduos definidos como plântula tiveram a altura tomada e foram identificados de acordo com o sistema de classificação APG II (APG 2003). Para os indivíduos não identificados a nível específico no momento da amostragem, quando possível foram coletados e herborizados (herbário ESA - ESALQ/USP) indivíduos da mesma morfo-espécie que se localizavam fora das parcelas. Quando ainda assim não foi possível a identificação, nem ao menos ao nível de família, os indivíduos foram agregados em uma única morfo-espécie denominada “indeterminada”.

Imediatamente após a avaliação inicial, os tratamentos foram executados em cada parcela, conforme delineamento prévio. Seguindo os mesmos procedimentos acima, foram realizadas avaliações semestrais aos seis, 12 e 18 meses, respectivamente em novembro de 2003, maio e novembro de 2004.

2.3. Análise dos dados

Não há ainda consenso e conhecimento suficiente que permita a classificação sucessional de todas as espécies arbustivo-arbóreas em grupos ecológicos, principalmente de espécies típicas dos estratos inferiores da comunidade florestal ou de ecossistemas com restrição ambiental característica. No entanto, as espécies de plântulas amostradas foram agrupadas quanto à classe sucessional em pioneiras (incluindo pioneiras/secundárias iniciais) e não pioneiras (secundárias tardias/clímax). Para tanto foram consultadas as classificações existentes em Ferretti *et al.* (1995), Gandolfi *et al.* (1995), Albuquerque (1999) e Ivanauskas *et al.* (2002). Espécies não enquadradas nas categorias acima, como as tipicamente adaptadas às áreas com encharcamento do solo, ou ainda espécies sem dados disponíveis na literatura, foram denominadas de não caracterizadas.

Para cada tratamento, nos quatro períodos de avaliação (0, 6, 12 e 18 meses) foi obtido, de forma separada para os dois ambientes (borda e interior do remanescente florestal), o número total de espécies. Seguindo os mesmos procedimentos, foram

calculados o índice de diversidade de Shannon (H') (nats.indiv^{-1}) e a equidade ($J = H'/\ln(S)$), por meio do programa MVSP 3.1 (Multi-Variate Statistical Package).

Para avaliar o possível efeito dos tratamentos sobre o número médio de indivíduos e de espécies nas avaliações aos 6, 12 e 18 meses, procedeu-se uma análise de covariância conjunta (Pimentel-Gomes & Garcia 2002) com os dados da borda e do interior do remanescente florestal, sendo a covariável os dados do tempo 0 (dados da avaliação inicial, antes da execução dos tratamentos). Considerou-se a covariável no tempo 0, pois os valores iniciais de número de indivíduos e espécies eram diferentes entre as parcelas do bloco e entre os tratamentos. Para o enquadramento dos dados dentro das suposições da estatística paramétrica e da análise de variância, os valores originais foram transformados, de acordo com a metodologia de Box Cox (Box *et al.* 1978). As transformações são mostradas a seguir:

Número de indivíduos aos 6 meses = $(\text{n}^\circ \text{ de indivíduos aos 6 meses} + 0,5)^{0,3}$

Número de indivíduos aos 12 meses = $(\text{n}^\circ \text{ de indivíduos aos 12 meses} + 0,5)^{0,2}$

Número de indivíduos aos 18 meses = $(\text{n}^\circ \text{ de indivíduos aos 18 meses} + 0,5)^{0,2}$

Número de espécies aos 6 meses = $(\text{n}^\circ \text{ de espécies aos 6 meses} + 0,5)^{0,5}$

Número de espécies aos 12 meses = $(\text{n}^\circ \text{ de espécies aos 12 meses} + 0,5)^{0,5}$

Número de espécies aos 18 meses = $(\text{n}^\circ \text{ de espécies aos 18 meses} + 0,5)^{0,5}$

Quando os resultados da análise conjunta demonstraram interação significativa entre as duas áreas (borda e interior do remanescente florestal) com os tratamentos, as médias dos tratamentos foram comparadas separadamente em cada área. No entanto, quando isto não ocorreu, sendo apenas significativos os tratamentos, estes foram comparados sem a separação entre borda e interior. Para tanto, em ambos os casos, utilizou-se o teste de comparação múltipla de Tukey-Kramer (nível de significância de 0,05).

Ainda com o objetivo de comparar a dinâmica da regeneração da comunidade de plântulas, foram feitas, dentro de cada tratamento separadamente, comparações das médias de número de indivíduos e espécies da avaliação inicial (tempo 0, antes da intervenção) com os demais períodos de avaliação (6, 12 e 18 meses). Para tanto, procedeu-se a comparação das médias para dados pareados, por meio (1) do teste “t” de Student, quando os dados apresentavam normalidade, (2) do teste de Wilcoxon para dados pareados (Ordem Assinaladas) quando os dados não eram normais, mas

apresentavam simetria e (3) do teste do Sinal, quando os dados não eram nem normais e nem simétricos, conforme descrito por Campos (1983) e sempre considerando o nível de 0,05% de significância.

3.Resultados

3.1. Composição florística e parâmetros de riqueza e diversidade

Os valores de índice de Diversidade de Shannon, de eqüidade e a riqueza de espécies para cada tratamento, nos quatro períodos de avaliação (0, 6, 12 e 18 meses) são mostrados na tabela 1.

Com exceção do tratamento IV (testemunha), onde o número maior de espécies ocorreu na avaliação aos 12 e aos 18 meses, respectivamente para o interior e a borda do remanescente florestal, todos os demais apresentaram um número total de espécies maior na avaliação inicial (tempo 0). Ainda com exceção do tratamento IV, os demais tratamentos apresentaram o menor número de espécies na avaliação aos 6 meses. A variação do número de espécies entre todos os períodos de avaliação foi nitidamente superior para os tratamentos I e II (retirada total dos indivíduos da comunidade de plântulas) seguidos do tratamento III (retirada de 50% dos indivíduos de cada parcela) e do tratamento IV (testemunha).

Observa-se que o tratamento IV (testemunha), embora muitas vezes com um número de espécies bem superior ao dos demais, apresentou, com exceção de quando é comparado com a avaliação aos 6 meses para o tratamento I (100% de retirada das plântulas, com revolvimento do solo) na borda florestal, sempre um índice de diversidade de Shannon menor ao dos demais. Isto é resultado do seu menor valor de eqüidade, que neste caso especificamente, foi causado pela predominância de indivíduos de *Protium spruceanum* no tratamento IV, principalmente na avaliação inicial (anexo 2.1). O anexo 2.1 contém além da classificação sucessional de cada espécie, a listagem completa das espécies amostradas e seus respectivos número de indivíduos por tratamento, em cada período de avaliação.

Tabela 01. Parâmetros de diversidade da comunidade de plântulas de cada tratamento, nos diferentes períodos de avaliação das parcelas, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. H': índice de diversidade de Shannon, J: Equidade, N° spp.: número total de espécies. N° ind.m⁻²: número médio de indivíduos por metro quadrado; I.C. (95%): intervalo de confiança do número médio de indivíduos por metro quadrado, com 95% de significância.

Área	Tratamento	Avaliação	H'	J	N° spp.	N° ind. m ⁻²	IC (95%)
Borda	I (100% de retirada das plântulas com revolvimento posterior do solo)	Inicial (antes da intervenção)	2,617	0,672	49	8,43	±8,40
		6 meses após intervenção	2,372	0,899	14	0,85	±0,57
		12 meses após intervenção	2,785	0,771	37	6,93	±4,20
		18 meses após intervenção	2,657	0,781	30	4,35	±2,26
	II (100% de retirada das plântulas sem revolvimento posterior do solo)	Inicial (antes da intervenção)	3,345	0,864	48	6,43	±2,32
		6 meses após intervenção	2,490	0,898	16	1,00	±0,85
		12 meses após intervenção	2,916	0,849	31	2,30	±1,16
		18 meses após intervenção	3,236	0,918	34	1,58	0,86
	III (50% de retirada das plântulas sem revolvimento posterior do solo)	Inicial (antes da intervenção)	2,636	0,725	38	8,98	±3,91
		6 meses após intervenção	2,672	0,811	27	3,10	±1,50
		12 meses após intervenção	2,932	0,832	34	4,98	±2,15
		18 meses após intervenção	2,914	0,849	31	3,43	±1,12
	IV (testemunha - sem retirada das plântulas)	Inicial (antes da intervenção)	1,190	0,307	48	32,08	±36,15
		6 meses após intervenção	2,101	0,543	48	12,38	±8,15
		12 meses após intervenção	2,778	0,703	52	10,08	±4,46
		18 meses após intervenção	2,590	0,652	53	8,25	±5,03
Interior	I (100% de retirada das plântulas com revolvimento posterior do solo)	Inicial (antes da intervenção)	3,175	0,775	60	12,05	±6,32
		6 meses após intervenção	1,975	0,795	12	1,03	±0,83
		12 meses após intervenção	3,178	0,835	45	5,68	±2,47
		18 meses após intervenção	3,072	0,833	40	3,15	±1,65
	II (100% de retirada das plântulas sem revolvimento posterior do solo)	Inicial (antes da intervenção)	2,591	0,623	64	17,70	±10,65
		6 meses após intervenção	2,625	0,837	23	1,45	±0,64
		12 meses após intervenção	3,200	0,831	47	5,15	±2,09
		18 meses após intervenção	2,977	0,796	42	4,73	±2,54
	III (50% de retirada das plântulas sem revolvimento posterior do solo)	Inicial (antes da intervenção)	2,347	0,549	72	25,28	±14,17
		6 meses após intervenção	2,845	0,739	47	6,88	±2,55
		12 meses após intervenção	3,124	0,769	58	11,73	±5,67
		18 meses após intervenção	3,162	0,800	52	7,65	±3,52
	IV (testemunha - sem retirada das plântulas)	Inicial (antes da intervenção)	1,4910	0,3690	57	42,43	±42,28
		6 meses após intervenção	2,3120	0,5720	57	17,43	±12,44
		12 meses após intervenção	2,787	0,661	68	20,25	±13,90
		18 meses após intervenção	2,622	0,640	60	15,68	±13,89

Quanto à densidade (número de indivíduos.m⁻²), embora os valores do intervalo de confiança sejam consideravelmente altos, destaca-se que sempre os maiores valores de densidade estiveram na avaliação inicial ou na avaliação aos 12 meses, nunca aos 6 ou 18 meses, indicando que deve haver um efeito sazonal sobre este parâmetro. Além disto,

mesmo nas parcelas do tratamento IV (testemunha, sem retirada de plântulas) houve grande variação no número de indivíduos.m⁻², demonstrando a grande heterogeneidade temporal da comunidade de plântulas.

Os tratamentos, tanto na borda quanto no interior do remanescente florestal, apresentaram espécies exclusivas em todos os períodos de avaliação, com exceção do tratamento I (100% de retirada das plântulas, com revolvimento do solo) no interior do remanescente florestal. Outro aspecto diz respeito às espécies exclusivas a avaliação inicial. Observa-se que estes valores foram bem inferiores para o tratamento IV (testemunha) e que, com exceção do mesmo, todos os demais tratamentos apresentaram um número bem inferior de espécies exclusivas nas avaliações ao 6, 12 e 18 meses, em relação avaliação inicial. Por outro lado, várias espécies não amostradas na avaliação inicial foram observadas nas avaliações subsequentes, porém poucas apareceram em todas as avaliações (aos 6, 12 e 18 meses) (tabela 2).

Tabela 2. Número de espécies exclusivas a cada tratamento de retirada de plântulas arbustivo-arbóreas do remanescente florestal, nos diferentes períodos de avaliação, após a intervenção. Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. Tratamentos: I: retirada total das plântulas, com posterior revolvimento superficial do solo; II: retirada total das plântulas, sem posterior revolvimento superficial do solo; III: retirada de 50% dos indivíduos da parcela, sem posterior revolvimento superficial do solo; IV: testemunha sem retirada de plântulas.

Área	Tratamento	Espécies exclusivas				Total de espécies ausentes na a.i	Espécies ausentes na a.i., sempre presentes nas avaliações seguintes
		Avaliação inicial (a.i.)	6 meses	12 meses	18 meses		
Borda	I	18	1	5	2	11	0
	II	16	2	4	6	16	2
	III	11	4	5	4	16	0
	IV	2	1	4	6	21	3
Interior	I	23	0	10	7	19	1
	II	17	2	9	4	19	1
	III	16	1	4	1	13	2
	IV	4	5	8	6	29	1

3.2. Número de plântulas entre tratamentos

A análise conjunta para a comparação do número de plântulas por parcela (2x2m), por meio da análise de covariância (covariável sendo o número de indivíduos na avaliação inicial), demonstrou que apenas aos 18 meses houve interação entre a área (borda e interior do remanescente florestal) e os tratamentos, de forma que nesta situação os tratamentos tiveram as médias comparadas separadamente em cada área (figura 2). Na análise de covariância nos demais períodos de avaliação (6 e 12 meses), cada tratamento se comportou de forma semelhante tanto na borda quanto no interior do remanescente florestal, não ocorrendo, portanto o efeito da área (borda e interior do remanescente florestal) sobre os tratamentos.

Aos 6 meses, os tratamentos III e IV tiveram um número médio de indivíduos por parcela significativamente superiores aos tratamentos I e II. Aos 12 meses e aos 18 meses para o interior do remanescente florestal, não houve diferenças significativas no número médio de indivíduos por parcela entre os tratamentos. Por fim, aos 18 meses para a borda do remanescente florestal, os tratamentos I e IV tiveram médias de número de indivíduos por parcela significativamente maiores que o tratamento II, porém não diferiram do tratamento III, que também não diferiu do tratamento II (figura 2).

Quanto ao número médio de espécies por parcela de 2x2m², em nenhum período de avaliação houve interação entre a área de amostragem (borda e interior do remanescente florestal) e os tratamentos. Dessa forma não há influência da área sobre cada tratamento e as médias das duas áreas (borda e interior do remanescente florestal) foram agrupadas para a comparação (figura 3).

Aos 12 meses, o tratamento IV apresentou um número médio de espécies por parcela significativamente maior que os demais tratamentos. Aos 6 e 18 meses o tratamento IV apresentou também a maior média de espécies por parcela, porém não diferiu do tratamento III. O tratamento III apresentou uma média de espécies por parcela significativamente maior que o tratamento I (aos 6 meses), tratamento II (aos 12 meses) e tratamentos I e II (18 meses). Já os tratamentos I e II não diferiram entre si quanto ao número médio de espécies por parcela, em nenhum dos períodos de avaliação (figura 3).

Ressalta-se que as comparações acima levaram em conta os valores da amostragem inicial, antes da execução dos tratamentos (covariável) e que comparações baseadas nos valores absolutos de densidade não devem ser feitas.

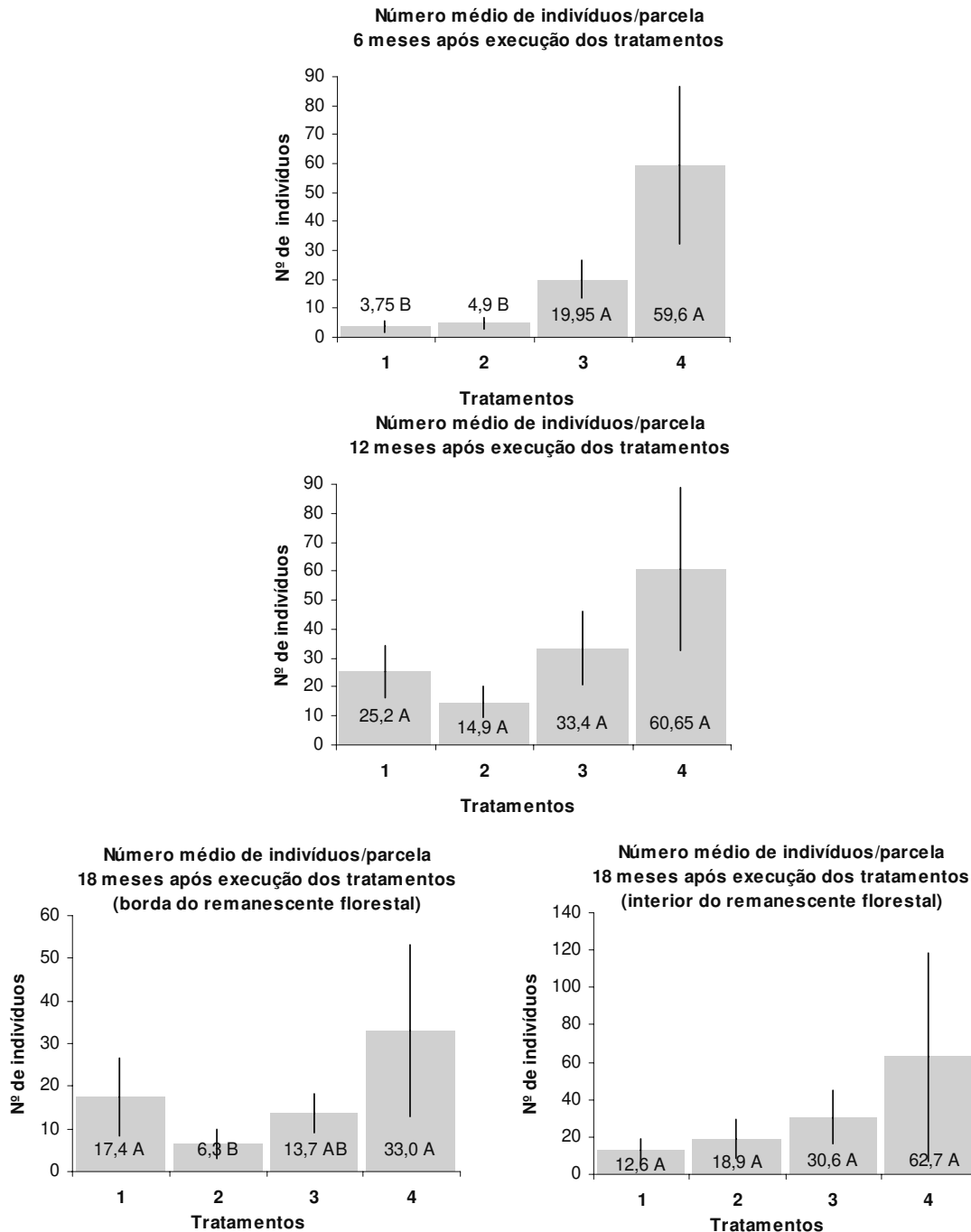


Figura 2. Resultados da comparação do número médio de plântulas arbustivo-arbóreas/parcela (2x2m) entre os tratamentos, nos períodos de avaliação de 6, 12 e 18 meses, por meio da análise de variância com covariável (número de indivíduos no período inicial - tempo 0). Sendo tratamento **1**: 100% de retirada das plântulas com revolvimento posterior do solo; **2**: 100% de retirada das plântulas sem revolvimento posterior do solo; **3**: 50% de retirada das plântulas sem revolvimento posterior do solo e **4**: testemunha sem retirada das plântulas. Remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, SP. Barras com letras diferentes, diferem entre si (nível de significância = 0,05).

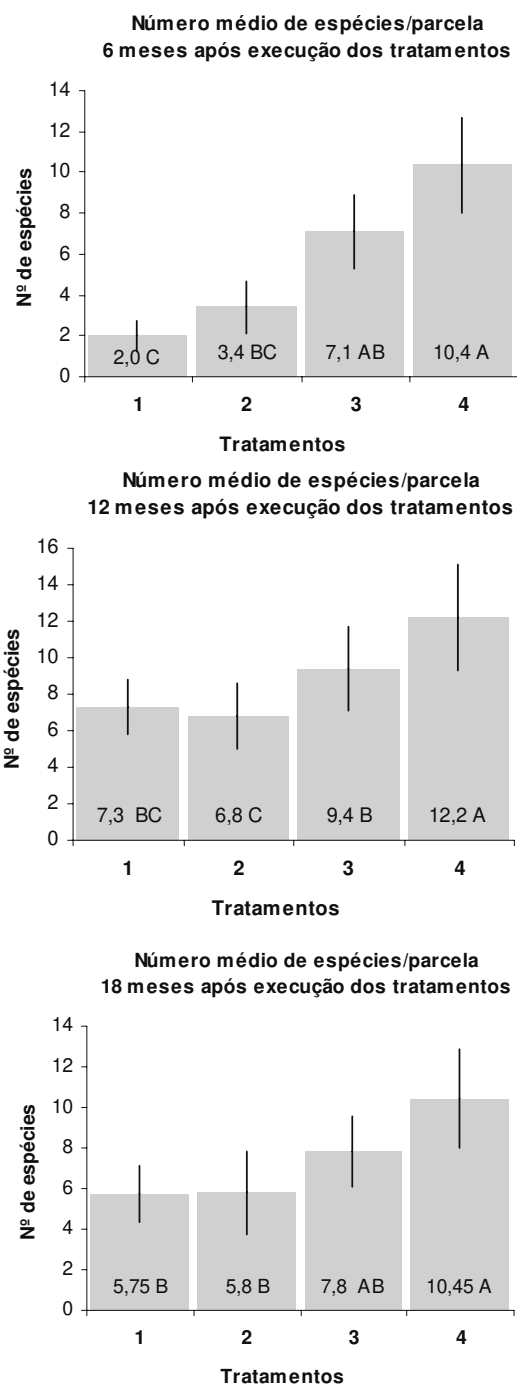


Figura 3. Resultados da comparação do número médio de espécies arbustivo-arbóreas/parcela (2x2m) entre os tratamentos, nos períodos de avaliação de 6, 12 e 18 meses, por meio da análise de variância com covariável (número de espécies no período inicial - tempo 0). Sendo tratamento **1**: 100% de retirada das plântulas com revolvimento posterior do solo; **2**: 100% de retirada das plântulas sem revolvimento posterior do solo; **3**: 50% de retirada das plântulas sem revolvimento posterior do solo e **4**: testemunha sem retirada das plântulas. Remanescente de Floresta Estacional semidecidual, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, SP. Barras com letras diferentes diferem entre si (nível de significância = 0,05).

3.3. Comparação das médias de cada tratamento entre as épocas de avaliação

Em todas as condições e tratamentos houve em relação à avaliação inicial diminuição do número médio de indivíduos por parcela aos 6 meses, inclusive no tratamento testemunha, onde não ocorreu retirada de indivíduos regenerantes. Apenas no tratamento IV - borda do remanescente florestal, o número médio de indivíduos por parcela aos 6 meses, apesar de ser menor, não diferiu significativamente do valor encontrado na avaliação inicial. Para todos os tratamentos houve também aumento do número médio de indivíduos por parcela da avaliação aos 12 meses em relação aos 6 meses e diminuição da avaliação aos 18 meses em relação aos 12 meses, com exceção novamente do tratamento IV - borda do remanescente florestal, onde tal padrão não foi observado (figura 4). Esta constatação demonstra mais uma vez que há variação temporal na densidade da comunidade de plântulas, possivelmente definido por uma flutuação sazonal.

Os tratamentos II e III apresentaram em todas as condições, um número significativamente maior de plântulas por parcela no período inicial em relação aos demais períodos (6, 12 e 18 meses). Da mesma forma ocorreu com o tratamento I – interior do remanescente florestal e com o tratamento IV – interior do remanescente florestal aos 18 meses. Já para os tratamentos I (borda) nas comparações entre o período inicial com o períodos de 12 e 18 meses e IV (borda) nas comparações entre o período inicial com os períodos de 6 e 12 meses não houve diferença significativa.

Nos tratamentos I e II, o número médio de espécies por parcela do período inicial foi significativamente superior aos valores das avaliações posteriores. Isto se repetiu para o tratamento III, nas avaliações entre o período inicial e o período de 6 e 18 meses. Para o tratamento IV, tanto na borda quanto no interior florestal, não houve diferença significativa no número médio de espécies por parcela da avaliação inicial em relação às demais avaliações (6, 12 e 18 meses) (figura 5).

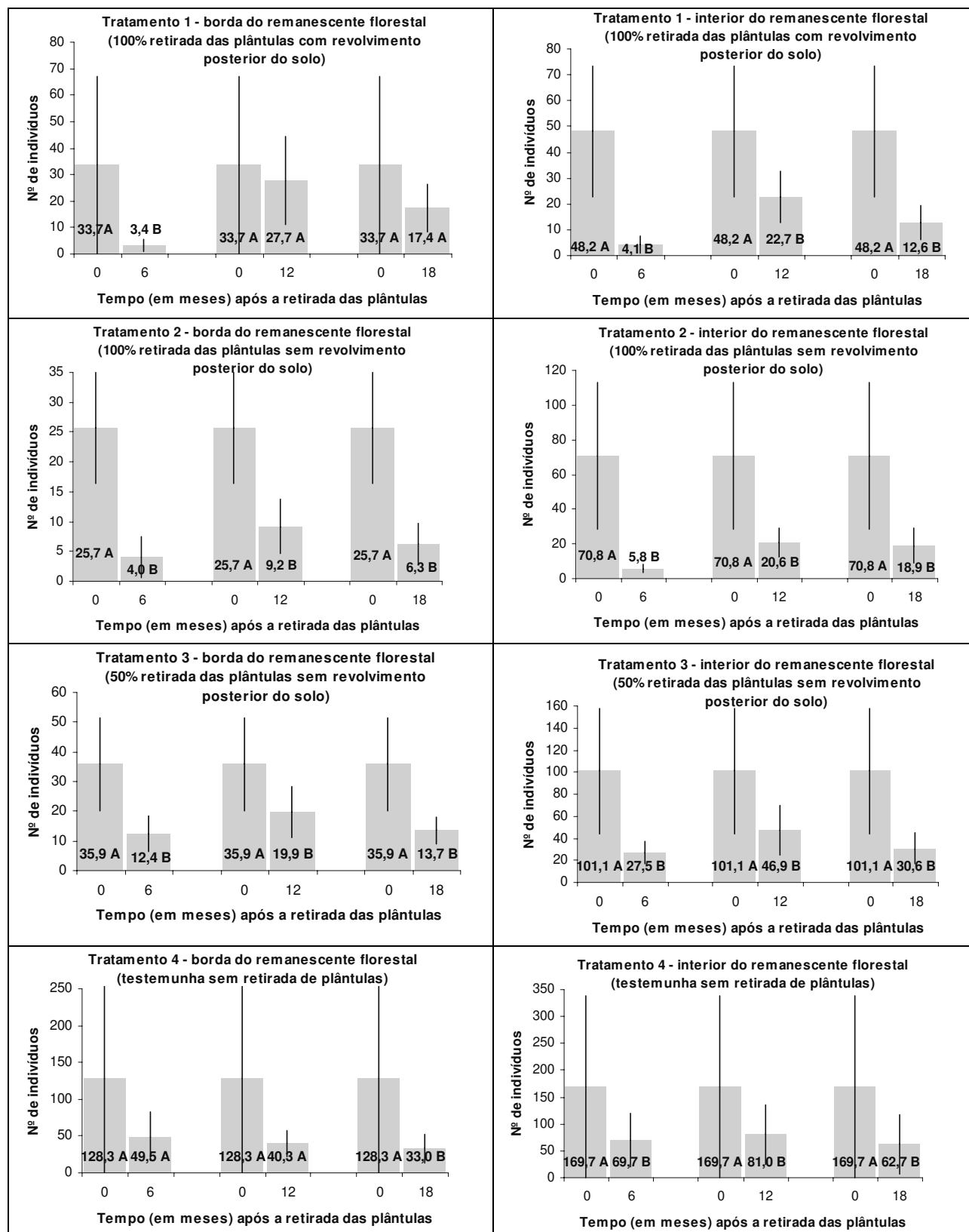


Figura 4. Comparação do número médio de plântulas arbustivo-arbóreas por parcela (2x2m), nos períodos de avaliação de 6, 12 e 18 meses em relação ao período inicial (tempo 0) por meio de testes de comparação de médias para dados pareados. Barras com letras diferentes, diferem entre si (nível de significância = 0,05). Linhas verticais em preto correspondem ao intervalo de confiança (95%). Remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, SP.

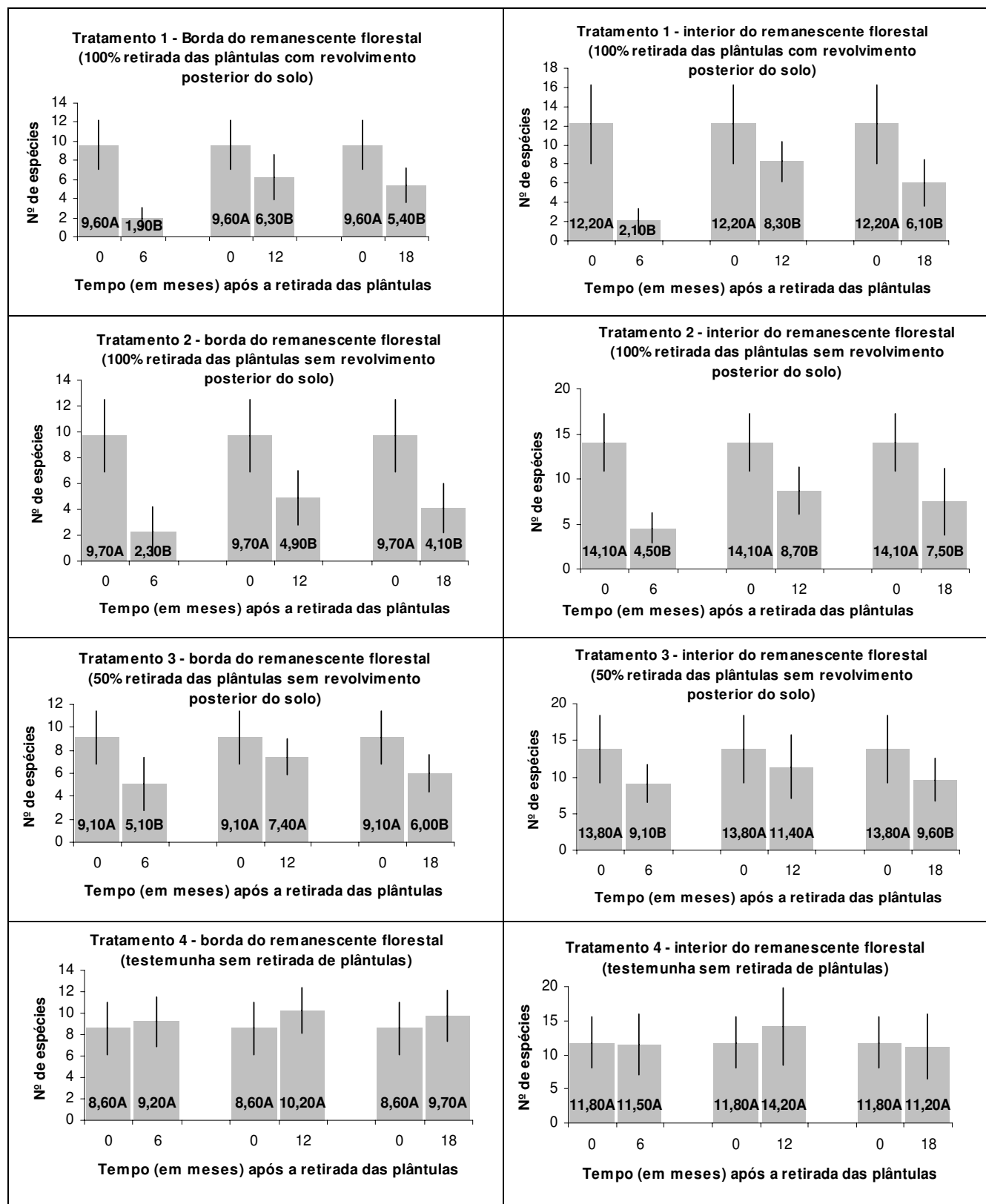


Figura 5. Comparação do número médio de espécies de plântulas arbustivo-arbóreas por parcela (2x2m), nos períodos de avaliação de 6, 12 e 18 meses em relação ao período inicial (tempo 0), por meio do teste “t” de Student para dados pareados. Barras com letras diferentes diferem entre si (nível de significância = 0,05). Linhas verticais em preto correspondem ao intervalo de confiança (95%). Remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, SP.

4. Discussão

4.1. Variações temporais da comunidade de plântulas

A maior densidade de indivíduos sempre na avaliação inicial ou na avaliação aos 12 meses, além do fato de que em todos os tratamentos e áreas (borda e interior do remanescente florestal) houve queda na densidade de indivíduos do 12º para 18º mês após o início dos experimentos, indicam que há sazonalidade no recrutamento das espécies arbustivo-arbóreas.

É sabido que grande parte das espécies arbustivo-arbóreas tropicais apresenta sazonalidade na germinação e no estabelecimento dos indivíduos (Lieberman 1996). De fato, muitos estudos têm demonstrado variações anuais na densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes que compõem a comunidade de plântulas na floresta tropical (*e.g.* Cersósimo 1993, Oliveira 1999, Nave 2005).

No presente estudo, a avaliação inicial e a avaliação aos 12 meses ocorreram respectivamente em maio (final do outono) de 2003 e 2004, enquanto que as avaliações aos seis e 18 meses ocorreram em novembro (final da primavera) de 2003 e 2004.

O período de chuvas (final da primavera e no verão) proporciona a quebra de dormência e a germinação de muitos indivíduos contidos no banco de sementes (Santos & Válio 2002). Além disso, na Floresta Estacional Semidecidual, o banco de sementes também é sazonal, tendo uma densidade muito maior na estação chuvosa (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). Outro aspecto é que as Florestas Estacionais Semidecduais apresentam pico de frutificação das espécies arbustivo-arbóreas nos meses de setembro e outubro (Morellato 1995), ou ainda em novembro, quando as formações são ribeirinhas (Carmo & Morellato 2004), como grande parte da área deste estudo.

Porém a densidade de plântulas foi maior nas avaliações ocorridas em maio (inicial e 12 meses), possivelmente pelo favorecimento da germinação e do recrutamento, em função do estímulo no período imediatamente anterior, ou seja, verão. Já em novembro, muitas das plântulas germinadas e amostradas em maio haviam morrido, provavelmente em consequência do período de frio e seca (inverno) ou por outros fatores abióticos e bióticos, sem que houvesse ainda um grande recrutamento para compensar tais perdas.

É provável que em novembro, o estímulo à germinação dos propágulos dispersos (pico de frutificação de setembro a novembro) ou oriundos do banco de sementes ainda não tenha refletido na amostragem da comunidade de plântulas.

Além da sazonalidade relacionada às estações do ano, há ainda a sazonalidade devido às características reprodutivas supra-anuais de muitas espécies e/ou indivíduos arbóreos tropicais. Enquanto algumas espécies produzem coortes de forma contínua, outras produziram esporadicamente e outras ainda somente em longos intervalos de tempo (De Steven 1994, Lieberman 1996).

Neste estudo, *Protium spruceanum*, única espécie amostrada em todos os tratamentos e em todas as épocas de avaliação (anexo 2.1), apresentou densidade bem superior às demais espécies. No tratamento IV, onde não houve retirada das plântulas, o número de indivíduos amostrados na avaliação inicial é imensamente superior aos amostrados nas avaliações subseqüentes, mesmo nas avaliações dos 12º e 18º mês. Isto demonstra claramente que a avaliação inicial coincidiu com a época de germinação dos propágulos, num ano excepcional de produção de sementes e recrutamento para esta espécie. Sendo assim, *Protium spruceanum* não apresentou intensidade iguais de recrutamento entre os anos, levando a crer que é uma espécie com características reprodutivas supra-anuais.

Assim como *Protium spruceanum*, muitas outras espécies amostradas neste estudo podem apresentar tal comportamento. Porém isto pode não ter sido constatado, provavelmente pelo curto período de avaliação, que não abrangeu os anos ótimos para outras espécies ou ainda pelo fato de que as espécies podem ter apresentado tal comportamento, mas com coortes não tão numerosas quanto *Protium spruceanum*.

Um outro aspecto também relacionado à *Protium spruceanum* é que, embora não tenha havido um acompanhamento individual das plântulas que permita saber quantas morreram e quantas passaram a classe de altura superior a 30cm, a redução considerável do número de indivíduos desta espécie do tratamento testemunha, da primeira para a última avaliação, dá indícios da ocorrência de um raleamento intra-específico de sua população, quer pela atuação de fatores bióticos, abióticos ou ambos em conjunto.

4.2. Os diferentes métodos de retirada das plântulas e a resiliência da floresta

A não ocorrência, na maioria dos casos analisados neste estudo, de diferenças nos tratamentos em função de estarem na borda ou no interior do remanescente florestal indica possivelmente que os ambientes de borda e interior não sejam tão dissimilares.

Deve-se destacar que a borda foi delimitada apenas segundo o critério de distância do exterior, sem considerar aspectos ambientais (radiação solar) e biológicos. Além disto, o entorno do remanescente é todo ocupado por plantios de *Eucalyptus* spp.. Plantios florestais são ambientes com relativo grau de sombreamento, minimizando o efeito de borda sobre o remanescente florestal. Assim sendo, as condições do entorno devem ter afetado a não diferenciação entre tratamentos na borda ou no interior do remanescente florestal estudado.

O tratamento com revolvimento superficial do solo após a retirada das plântulas (tratamento I) mostrou-se não significativamente diferente até os 12 meses do tratamento sem o revolvimento superficial do solo após a retirada das plântulas (tratamento II), tanto para o número médio de espécies quanto para o número médio de indivíduos por parcela, e tanto na borda como no interior do fragmento florestal remanescente. Aos 18 meses após a execução dos tratamentos, estes resultados se repetiram, com exceção do número médio de indivíduos por parcela na borda do remanescente, que foi significativamente maior para as parcelas com revolvimento do solo.

Portanto, de maneira geral, na escala de tempo de observação e nas condições específicas deste estudo, o revolvimento superficial do solo não se comportou como um indutor da regeneração natural, contrariando as observações de Putz (1983), Kwit *et al.* (2000) e Farah (2003). Possíveis explicações para este fato, dizem respeito à época em que foi realizado o revolvimento (maio), quando as chuvas já haviam cessado. Outro aspecto está relacionado à luminosidade, que mesmo na borda do remanescente florestal, pode ser baixa, não estimulando a germinação das espécies iniciais da sucessão, expostas no piso florestal, por meio do revolvimento superficial do solo. Novamente as características do entorno do remanescente florestal (plantios de *Eucalyptus* spp.) deve ter influenciado esses resultados.

O revolvimento do solo funciona como prática indutora da regeneração natural, principalmente das espécies iniciais da sucessão, somente quando realizado no início de um longo período de chuvas e quando em área cuja cobertura arbustivo-arbórea é insuficiente para o sombreamento da mesma. Caso contrário, o revolvimento do solo não

traz benefícios, podendo inclusive ser prejudicial, levando a perda da viabilidade das sementes das espécies mais tardias na sucessão florestal (Farah 2003).

Quanto às diferenças nos tratamentos com retirada total de plântulas (I, II) em relação ao tratamento testemunha (IV) nota-se que é compreensível que aos 6 meses após a execução dos tratamentos, a testemunha, sem retirada das plântulas, apresente um valor significativamente maior no número médio de indivíduos. Neste curto período, pouco recrutamento era esperado, além do fato que a maior parte destes seis meses (junho até novembro), corresponde ao período do ano não tido como o mais favorável à germinação e ao recrutamento dos indivíduos arbustivo-arbóreos nas florestas tropicais (Cersósimo 1993, Santos & Válio 2002).

Entretanto, ainda aos 6 meses, esta mesma situação não ocorreu quando o tratamento IV (sem retirada de plântulas) é comparado com o tratamento III (50% de retirada das plântulas), indicando que em apenas seis meses, as parcelas submetidas a tal tratamento já tinham, de certa forma, recuperado o número de indivíduos.

Aos 12 meses não foram observadas diferenças significativas no número médio de indivíduos entre os tratamentos, o que dá indícios da capacidade de auto-recuperação no tempo (resiliência) das áreas que foram submetidas à retirada das plântulas. Porém, no período (12 meses) foi verificada grande redução do número de plântulas no tratamento IV (testemunha). Casualmente, o tratamento testemunha continha um número inicial de indivíduos bem maior que os outros tratamentos, principalmente em função da alta densidade de *Protium spruceanum*, a qual apresentou no período uma mortalidade significativa. Tal fato dificulta em parte a interpretação dos resultados, uma vez que a mortalidade de grande parte dos indivíduos de *Protium spruceanum* possa compensar as plântulas que foram retiradas nos demais tratamentos.

Porém, fica claro que houve uma grande dinâmica na comunidade de plântulas durante o período de 12 meses, com mortalidade de grande número de indivíduos e ingresso de outros indivíduos e espécies. O recrutamento de espécies arbustivo arbóreas é, portanto, um processo altamente dinâmico.

Nenhum tratamento, com exceção do tratamento IV (testemunha) entre a avaliação inicial e a avaliação de 6 meses e de 12 meses na borda da floresta, atingiu valores significativamente não diferentes dos valores médios de número de plântulas por parcela da avaliação inicial. Entretanto, nota-se que embora o tratamento IV (testemunha) tenha diminuído o número médio de plântulas por parcela entre a avaliação aos 6 meses e aos 18 meses, fruto da flutuação anual e da sazonalidade da comunidade de plântulas,

os outros três tratamentos, que envolveram a retirada de plântulas (I, II e III), apresentaram elevação no número médio de indivíduos, demonstrando-se assim em processo de auto-recuperação.

Com relação ao número de espécies, não só o número médio de espécies por parcela, mas também o número total de espécies por tratamento, até o 18º mês ainda se mostravam maiores para o tratamento IV (testemunha), seguido respectivamente pelo tratamento III (retirada de 50% das plântulas) e pelos tratamentos I e II (100% de retirada das plântulas). Da mesma forma, nenhum tratamento, com exceção do tratamento IV (testemunha), tinha aos 18 meses, número médio de espécies por parcela significativamente iguais ao da avaliação inicial. Porém, nota-se novamente que os outros três tratamentos que envolveram a retirada de plântulas (I, II e III), apresentaram elevação no número médio espécies, na comparação entre a avaliação aos 6 meses e aos 18 meses, demonstrando resiliência e capacidade de auto-recuperação. Dentre estes três tratamentos (I, II e III), o tratamento III (retirada de 50 % das plântulas) é o que mais se aproxima dos valores do número médio de espécies da avaliação inicial, tendo aos 12 meses, não diferido dos seus valores iniciais e aos 18 meses, não diferido dos valores do tratamento I (testemunha).

O fato de ainda não completa recuperação do número médio de espécies por parcela e do número total de espécies nos tratamentos que envolveram a retirada de plântulas (I, II e III) em relação ao tratamento testemunha (IV), indica que muitas espécies têm um recrutamento descontínuo e não anual, mas sim supra-anual. Além disso, indica que muitas destas espécies podem permanecer por longos períodos no banco de plântulas, aguardando passar à classe de altura superior.

É sabido que as espécies arbóreas são capazes de permanecer na mesma classe de tamanho por longos períodos, até que o espaço para crescer ou outros recursos limitantes se tornem disponíveis (Lieberman 1996).

A presença de espécies exclusivas em quase todos os períodos de avaliação em cada tratamento demonstra mais uma vez a grande heterogeneidade temporal do recrutamento. Muitas espécies apareceram em uma avaliação, porém estavam ausentes nas avaliações posteriores, principalmente espécies que ocorriam em baixa densidade de indivíduos. De fato, muitas espécies da floresta tropical são tidas como raras, ocorrendo nas florestas em densidades muito baixas (Kageyama & Gandara 2004). Isto parece se repetir também para a fase de plântulas, conforme demonstrado neste trabalho e também por Hubbell *et al.* (1999).

A explanação acima indica que estas espécies permaneceram por pouco tempo como plântulas, ou por mortalidade dos indivíduos, ou porque passaram a classe de altura superior, sem que houvesse nova entrada de indivíduos nas avaliações subseqüentes (características sazonais e supra-anuais do recrutamento). É possível ainda que alguns indivíduos e espécies possam ter composto a comunidade de plântulas temporariamente, somente durante o período entre duas avaliações (período inferior a seis meses), não tendo sido, portanto amostrados nas avaliações semestrais.

Nos tratamentos envolvendo a retirada de plântulas, a redução considerável do número de espécies exclusivas nas avaliações posteriores à avaliação inicial, espécies estas que contavam com um ou poucos indivíduos amostrados, demonstra que o impacto da retirada das plântulas contidas no banco pode ser significativo para as populações de espécies arbustivo-arbóreas que ocorrem em baixa densidade. Possivelmente para estas espécies, tidas como raras, a retirada das plântulas comprometa a regeneração e a dinâmica da população. Este fato pode ser ainda agravado, caso além da baixa densidade, a espécie apresente reprodução supra-anual, com recrutamento esporádico ou em longos intervalos de tempo.

Apesar da comunidade de plântulas ser normalmente relacionada às espécies não pioneiras, que germinam sob o dossel e cujas plântulas permanecem sob a sombra da floresta por um longo período, constituindo o banco de plântulas (Swaine & Whitmore 1988, Whitmore 1989), em muitas formações fragmentadas e com histórico de perturbação e mesmo em formações com certa deciduidade do dossel, como a trabalhada nessa dissertação, a comunidade de plântulas não está restrita ao grupo de espécies mais final da sucessão (Martins & Rodrigues 2002, Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002), sendo constituída também por espécies pioneiras, cujos indivíduos permanecem por períodos mais curtos na comunidade de plântulas, ora por mortalidade (condições não ideais para o recrutamento) ora pelo rápido desenvolvimento, atingindo os estratos superiores em altura em pouco tempo.

4.3. Considerações finais

Embora este estudo não tenha acompanhado as plantas individualmente, não sendo possível, por exemplo, saber se a retirada comprometeu o recrutamento na classe de altura superior ($\geq 30\text{cm}$) durante o período de estudo, os resultados demonstram que

as áreas submetidas aos diferentes manejos na retirada de plântulas apresentam capacidade de autorecuperação no tempo (resiliência) e portanto estão se recuperando da retirada controlada de indivíduos regenerantes, tanto no número de espécies, quanto em relação ao número de indivíduos, sendo já capazes de, em alguns casos, no curto período de estudo, recompor a densidade de plântulas. Porém ressalta-se que mesmo o fato da comunidade estar se recompondo, populações de espécies com menor densidade de regeneração e de espécies raras locais podem ter sido removidas da área experimental, mostrando que o efeito da retirada de plântulas sobre populações específicas também deve ser considerado.

Destaca-se também que a recuperação ao longo do tempo da comunidade de plântulas após a sua retirada, indica que o impacto sobre a dinâmica da floresta esteja ligado a frequência com que está prática é realizada numa mesma área. Intervalos muito curtos de retirada de plântulas num mesmo local, proporcionariam intervalos muito curtos para a autorecuperação da comunidade de plântulas, intensificando o impacto desta prática sobre a dinâmica da floresta.

Nas condições específicas da área, o revolvimento do solo não se mostrou indutor da regeneração natural, principalmente em decorrência da boa cobertura de vegetação. Além disso, embora para a densidade de indivíduos os três tratamentos de retirada de plântulas se mostraram semelhantes aos 12 e 18 meses, a retirada de apenas 50% dos indivíduos (tratamento III) parece ser menos impactante sobre o número de espécies.

Há que se ressaltar que os estudos foram realizados num período possivelmente atípico (ou de fato, normal, nas florestas tropicais), onde uma espécie (*Protium spruceanum*) se destacou imensamente das demais, apresentando um recrutamento maciço, o que pode ter influenciado diretamente os resultados.

A heterogeneidade espacial e temporal parece ser uma característica marcante da comunidade de plântulas. Esta heterogeneidade por si só retrata a dificuldade de compreensão do real impacto que a retirada da comunidade de plântulas causa sobre a dinâmica florestal e de certa forma justifica a não recomendação a princípio, da retirada da comunidade de plântulas em áreas naturais remanescentes. Mesmo para o remanescente florestal em questão, é difícil acreditar que os resultados se repetiriam caso os tratamentos fossem executados novamente.

É necessário ainda que novos estudos sejam realizados. Estudos estes que acompanhem individualmente cada plântula e que além de monitorar as áreas submetidas

à retirada dos indivíduos regenerantes por períodos maiores, sejam executados em várias épocas do ano.

Sendo assim, possivelmente o enfoque na utilização das plântulas nestes casos deva ser dado para espécies com alta densidade de regeneração e com raleamento intra-específico evidente, tal como observado em *Protium spruceanum*, porém ainda assim, são necessários estudos sobre a dinâmica de regeneração não só destas populações, mas também das populações de espécies com baixa densidade de plântulas por área.

CAPÍTULO 3

O POTENCIAL DA COMUNIDADE DE PLÂNTULAS DE ESPÉCIES NATIVAS OCORRENTE SOB POVOAMENTOS COMERCIAIS DE *Eucalyptus* spp. PARA USO EM PROJETOS DE RESTAURAÇÃO

1.Introdução

Em virtude da intensa fragmentação das áreas com vegetação nativa na paisagem atual e da necessidade de se restaurar ecossistemas degradados, há grande demanda por novas metodologias de restauração, que aliem principalmente o baixo custo de implantação, com a capacidade de restabelecimento da biodiversidade e conseqüentemente a sustentabilidade das áreas recuperadas.

Hoje, os plantios homogêneos de espécies florestais nativas e exóticas com fins comerciais, desempenham papel importante na composição da paisagem e da economia rural de muitas regiões tropicais. No Brasil, os plantios de florestas econômicas também apresentam significativa importância e estão representados principalmente pelas plantações de eucalipto (*Eucalyptus* spp.), pinus (*Pinus* spp.) e araucária (*Araucaria angustifolia* (Bertol) Kuntze). Somente no estado de São Paulo, os reflorestamentos com *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. ocupavam em 1999-2000 uma área de 770.010ha, correspondendo a 3,1% de sua área total (Kronka *et al.* 2003).

Ao mesmo tempo em que há a preocupação cada vez maior com os efeitos da degradação e fragmentação das paisagens naturais de uma grande faixa de área ocupada com estas plantações, há a pressão exercida no âmbito legal. Isto em conjunto tem levado a uma série de investigações focadas na identificação dos principais fatores que efetivamente controlariam o potencial de regeneração natural de cada plantio florestal econômico e na capacidade dos mesmos em propiciarem uma melhoria da paisagem, por se constituírem em ambientes mais permeáveis para a fauna e flora regional, atuando como facilitadores de processos de reabilitação e de restauração de áreas degradadas (*e.g.* Tabarelli *et al.* 1993, Sartori 2001, Carneiro 2002).

Neste aspecto, há evidências crescentes que plantios florestais podem facilitar ou catalisar a sucessão florestal no ambiente de sub-bosque, principalmente em regiões com fragmentos florestais remanescentes na paisagem e onde o manejo florestal é menos intensivo, de modo que não haja barreiras que impeçam a recolonização pelas espécies florestais nativas (Parrotta *et al.* 1997, Carneiro 2002). Para os plantios de *Eucalyptus* spp., diversos são os estudos que corroboram com esta idéia (*e.g.* Tabarelli *et al.* 1993, Calegario *et al.* 1993a, Rezende 1994, Silva Júnior *et al.* 1994, Durigan *et al.* 1997, Geldenhuys 1997, Parrotta 1999, Sartori 2001; Carneiro 2002, Saporetti Junior *et al.* 2003).

Dentre os fatores promotores de elevada heterogeneidade espacial, tanto florística como estrutural da regeneração natural do sub-bosque dos plantios florestais comerciais, o principal se refere a facilidade com que os propágulos chegam ao sítio de regeneração. Desse modo, quando há fragmentos florestais remanescentes no entorno, reflorestamentos econômicos tendem a apresentar maior densidade de regeneração natural na borda, que em trechos mais distantes desta, pela maior exposição aos ventos e por serem mais freqüentadas por dispersores (Lombardi & Motta Junior 1992).

A proximidade de remanescentes naturais, portanto influenciaria positivamente na densidade do banco de sementes (Borges & Engel 1993) e no estabelecimento de indivíduos regenerantes no sub-bosque de plantios florestais econômicos (Calegario *et al.* 1993a). No entanto, plantios inseridos em paisagens onde a matriz ainda é florestal não seriam significativamente afetados por este efeito. Nessas condições, a dispersão seria homogênea por todo o talhão e a regeneração pouco se influenciaria pela distância dos remanescentes (Keenan *et al.* 1997).

Há também uma forte tendência da regeneração natural aumentar em riqueza e densidade com o aumento da idade do plantio florestal (Geldenhuys 1997). Plantios de *Eucalyptus* mais novos, em fase inicial de desenvolvimento, demonstram recrutamento maior de espécies pioneiras e invasoras. No entanto, a partir do fechamento da copa do povoamento, as condições no piso do talhão, notadamente o aumento do sombreamento, passam a beneficiar espécies mais tardias na sucessão ecológica, em detrimento das pioneiras. Dessa forma, os fatores acima e sua interação com outros fatores, como características do entorno, espécie utilizada, histórico de ocupação e as práticas silviculturais adotadas durante o ciclo de condução da cultura definiriam o potencial de regeneração natural de espécies nativas nos plantios de *Eucalyptus* spp. (Carneiro 2002).

Além do potencial de restauração das áreas sob os plantios florestais pela utilização da regeneração natural autóctone é citada a possibilidade de que os indivíduos regenerantes (plântulas e jovens), presentes no sub-bosque de plantios de espécies florestais comerciais, sejam utilizados como propágulos para a restauração de áreas adjacentes. Isto ocorreria pela transferência dos mesmos diretamente para as áreas a serem restauradas ou para viveiros de produção de mudas, com posterior plantio no campo (Rodrigues & Gandolfi 2004).

No entanto, os estudos de regeneração natural nos plantios florestais econômicos foram normalmente focados para a restauração autóctone, não envolvendo a caracterização específica da comunidade de plântulas e seu potencial de transferência, e muito menos a relação de fatores históricos e ambientais sobre a sua composição.

O objetivo deste estudo foi, portanto, caracterizar a comunidade de plântulas em talhões de *Eucalyptus* spp. com diferentes históricos de manejo e distância de remanescentes florestais, relacionando os resultados obtidos com o estrato de regeneração natural ($\geq 1,5$ m de altura) do sub-bosque e a composição florística da borda dos remanescentes florestais do entorno. Avaliou-se ainda o potencial da comunidade de plântulas como fonte de propágulos para a produção de mudas visando à restauração de áreas degradadas.

2. Material e métodos

2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado em talhões de eucalipto (*Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden e *Eucalyptus saligna* Sm.) localizados na Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo, sob as coordenadas geográficas 48°11'- 48°13'W, 23°02'- 23°04'S. Demais aspectos gerais da propriedade e dos talhões foram previamente descritos no item "Caracterização geral da área de estudo" deste trabalho.

No total foram avaliados cinco talhões, nomeados como T67, T78, T79, T83 e T189. Todos os talhões escolhidos têm, pelo menos em parte do seu contorno, contato com fragmentos florestais remanescentes, estando separado destes apenas por carreador de circulação. Quatro talhões são plantios de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden e apenas um de *Eucalyptus saligna* Sm.. Cada talhão apresenta características próprias quanto aos fins de exploração, idade, histórico de manejo e aspectos silviculturais (Tabela 1).

Como um dos objetivos foi identificar o potencial de emprego da comunidade de plântulas de espécies nativas de eucaliptais para a produção de mudas, foram escolhidos

previamente talhões com características temporais e espaciais que facilitavam a existência de plântulas, tais como histórico de manejo e localização na paisagem (Tabela 1). Portanto, de antemão já foram eliminados talhões que visualmente não continham plântulas e/ou regeneração natural de vegetação nativa, de forma que os resultados refletirão apenas as condições encontradas nos talhões amostrados. No entanto, estes talhões representavam a maioria das situações das florestas econômicas plantadas nessa propriedade.

Tabela 1. Características dos talhões de eucalipto estudados. Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Talhão	Espécie	Fins de exploração	Data de plantio (mês/ano)	Idade (anos)	Última Intervenção (mês/ano)	Tipo de intervenção	Espaçamento original (m)	Faixa de floresta remanescente no entorno (m)
T67	<i>E. grandis</i>	fábrica	set/84	19	jun/93	1º corte	3,00x1,50	774,21 (54,39%) ²
T78	<i>E. grandis</i>	fábrica	dez/90	13	fev/97	1º corte	3,00x1,75	786,88 (23,29%)
T79	<i>E. grandis</i>	fábrica	jan/91	12	mar/97	1º corte	3,00x1,75	671,24 (54,66%)
T83	<i>E. saligna</i>	APS ¹	mai/72	31	out/99	desbaste	3,00x1,50	201,51 (12,81%)
T189	<i>E. grandis</i>	serraria	abr/79	24	1986	desbaste	3,00x1,50	656,11 (31,01%)

¹APS: Área de Produção de Sementes de *Eucalyptus saligna*

²Entre parênteses, porcentagem em relação ao perímetro total do talhão

2.2.Obtenção dos dados

2.2.1. Definição do universo amostral

Em cada talhão foi delimitada uma faixa de 35m de largura, a partir da borda que apresentava o contato com o fragmento de vegetação nativa. Nesta faixa, de comprimento variável, de acordo com a extensão da borda de contato de cada talhão com o remanescente de floresta, é que se procedeu a amostragem dos dados (universo amostral).

No entanto, no talhão T67, além desta faixa de amostragem, foi definida também uma faixa de amostragem com a mesma largura, porém a partir da borda oposta àquela de contato com o remanescente de vegetação nativa, de forma a investigar o real efeito da distância do remanescente sobre a regeneração natural. A distância entre esta área de

amostragem e o remanescente florestal é sempre superior a 130m. Dessa maneira a amostragem compreendeu cinco talhões, porém em seis ambientes distintos (Tabela 2).

2.2.2. Plântulas

A comunidade de plântulas foi amostrada a partir de parcelas de 2x2m, instaladas de forma assistemática em cada ambiente de amostragem. O número de parcelas instaladas foi variável para cada ambiente (Tabela 2).

Definiu-se plântula como os indivíduos arbustivo-arbóreos com até 30cm de altura, medidos do nível do solo à inserção da última gema. Para os indivíduos da família Arecaceae, a altura foi tomada medindo-se do nível do solo até a extremidade da folha mais alta, quando estas eram posicionadas na vertical.

Tabela 2. Informações referentes à amostragem da vegetação nativa em cada ambiente. Talhões de *Eucalyptus* spp., Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Talhão	Universo amostral (m ²) ¹	Avaliação das plântulas (até 30 cm altura)			Avaliação dos indivíduos jovens e/ou adultos (≥ 1,5m de altura)			Contato com vegetação nativa	Faixa de floresta remanescente no entorno (m)
		Nº de parcelas (2x2m)	Área Amostral (m ²)	% área amostral ²	Nº de parcelas (5x5m)	Área Amostral (m ²)	% área amostral ²		
T67A	22.000	17	68	0,31	24	600	2,73	sim	774,21 (50 %) ³
T67B	10.500	17	68	0,65	24	600	5,71	não	0 (0%)
T78	9.500	10	40	0,42	24	600	6,31	sim	786,88 (50 %)
T79	17.900	11	44	0,25	24	600	3,35	sim	671,24 (50 %)
T83	6.400	15	60	0,94	24	600	9,38	sim	201,51 (50 %)
T189	19.900	17	68	0,34	24	600	3,02	sim	656,11 (50 %)
TOTAL	86.200	87	348	0,40	144	3.600	4,18	-	-

¹Definido como a faixa de 35m de largura, a partir da borda, pelo comprimento do talhão que continha o contato com remanescente florestal.

²Em relação ao universo amostral

³Entre parênteses, porcentagem em relação ao perímetro do universo amostral

A amostragem foi realizada uma única vez, em junho de 2003. Dentro de cada parcela, todos os indivíduos definidos como plântula tiveram a altura tomada e foram identificados de acordo com o sistema de classificação APG II (APG 2003). Para os indivíduos não identificados, sempre que possível, no momento da amostragem foram

coletados e herborizados para posterior identificação, indivíduos da mesma morfo-espécie que se localizavam fora das parcelas. Indivíduos localizados dentro das parcelas não foram destinados à herborização, pois as mesmas plântulas foram utilizadas em estudos paralelos (Capítulo 4).

2.2.3.Componente arbustivo-arbóreo

Com o objetivo de fazer inferências da composição e estrutura da comunidade de plântulas arbustivo-arbóreas com os demais estratos de vegetação nativa sob a floresta econômica de *Eucalyptus* spp., realizou-se a amostragem dos indivíduos arbustivo-arbóreos da regeneração natural, com altura $\geq 1,5\text{m}$. Nesta amostragem, foram instaladas de forma aleatória, 24 parcelas de 5x5m, nos mesmos ambientes de amostragem da comunidade de plântulas (Tabela 2).

Em cada parcela foram amostrados todos os indivíduos que atendiam aos critérios de inclusão e de cada um foi coletado material botânico para a identificação, de acordo com o sistema de classificação APG II (APG 2003). O material coletado foi incorporado ao herbário ESA, da ESALQ/USP.

2.2.4.Levantamento florístico da borda do remanescente florestal

Com o propósito de comparar a flora da comunidade de plântulas dos talhões de *Eucalyptus* spp. com a flora da borda do remanescente, foi realizado para cada talhão avaliado, um levantamento florístico da borda do remanescente florestal com o qual cada mantém contato.

Procedeu-se o levantamento por meio de caminhadas assistemáticas numa faixa de até 35m da borda para o interior do remanescente florestal. Foram considerados apenas os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura $\geq 1,5\text{m}$. Cada nova espécie encontrada era anotada para posterior elaboração de uma listagem da flora. A identificação botânica seguiu o sistema de classificação proposto pela APG II (APG 2003). O material coletado foi incorporado ao herbário ESA, da ESALQ/USP.

2.3. Análise dos dados

2.3.1.Descritores de estrutura

Para a comunidade de plântulas foram obtidos, por meio do programa FITOPAC (Shepherd 1995), o número de indivíduos e espécies, as freqüências absoluta e relativa e as densidades absoluta e relativa, conforme descritos por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974). Como medidas de diversidade, foram estimados o índice de diversidade de Shannon (H') (nats.indiv^{-1}) e a eqüidade ($J = H'/\ln(S)$). Para os dados de plântulas nos diferentes ambientes, foi obtido também o número médio de indivíduos. ha^{-1} , com os respectivos valores do intervalo de confiança.

Para o conjunto de plântulas amostradas em todos os talhões, foi elaborada a curva de acúmulo médio de espécies, utilizando o programa “EcoSim7”. Tais curvas são obtidas por métodos de reamostragem e relacionam o número de indivíduos amostrados com a riqueza da comunidade, permitindo a comparação de comunidades com intensidades amostrais diferentes.

Foi testado também se a comunidade de plântulas apresentava distribuição aleatória, agregada ou regular dos indivíduos no espaço. Para tanto, calculou-se o Índice de Dispersão ($ID = \text{variância observada}/\text{média observada}$) com o respectivo Qui-Quadrado para $N > 30$, conforme descrito por Ludwig & Reynolds (1988). Índices de dispersão entre -1,96 e 1,96 indicam um padrão aleatório de distribuição; valores maiores indicam distribuição agregada, enquanto valores menores indicam padrão uniforme de distribuição. Foi também calculado o Índice Padronizado de Morisita (Krebs 1989), que é um índice independente da densidade de indivíduos nas parcelas. Seus valores variam de -1 a 1, com limites de confiança de 0,5 e -0,5. Padrões aleatórios têm índice igual a zero, agregados acima de zero e uniformes menores que zero.

Com relação às classes de tamanho, os indivíduos amostrados foram separados em três classes de altura, instituídas de forma arbitrária. Classe I quando até 10cm, classe II de 11-20cm e classe III de 21-30cm. Pelo teste Qui-Quadrado foi verificado se o número de indivíduos em cada classe diferia de uma distribuição eqüitativa entre as classes.

Não há ainda consenso e conhecimento suficiente que permita de forma clara a classificação sucessional de todas as espécies arbustivo-arbóreas em grupos ecológicos, principalmente de espécies típicas dos estratos inferiores da comunidade florestal. Esta classificação é muitas vezes considerada como meramente didática, pois as espécies apresentariam um contínuo de variação entre dois extremos, pioneiras e clímax, nem sempre se enquadrando perfeitamente numa classe. No entanto, o agrupamento das espécies de plântulas amostradas em pioneiras (incluindo pioneiras/secundárias iniciais) e não pioneiras (secundárias tardias/clímax) foi adotado por constar em legislações que disciplinam a restauração de áreas degradadas no estado de São Paulo, como por exemplo, a resolução SMA 047/2003 (anexo 1.1). Para tanto foram consultadas as classificações existentes em Ferretti *et al.* (1995), Gandolfi *et al.* (1995), Albuquerque (1999) e Ivanauskas *et al.* (2002). Espécies não enquadradas nas categorias acima, como as tipicamente adaptadas às áreas paludosas, ou ainda espécies sem dados disponíveis na literatura foram denominadas sem caracterização. Quando a consulta aos diferentes trabalhos mostrava resultados distintos para a mesma espécie foi considerada a classe sucessional em que a espécie mais aparecia.

Ainda considerando as espécies das plântulas amostradas, estas também foram classificadas em espécies de preenchimento (P) ou de diversidade (D). Esta classificação, denominada de classificação em grupos de plantio, separa as espécies principalmente de acordo com a função que estas espécies desempenhariam nos plantios de restauração ecológica, com destaque para aquelas que promoveriam a cobertura de área em menor espaço de tempo (preenchimento), melhorando as características do ambiente para o desenvolvimento das demais (diversidade). Espécies de preenchimento, em plantios de restauração ecológica, apresentam rápido crescimento e copa frondosa, promovendo assim um bom recobrimento do solo, criando um ambiente favorável ao desenvolvimento das demais espécies e, ao mesmo tempo, desfavorecendo espécies competidoras (gramíneas agressivas). Já o grupo de diversidade inclui todas as demais espécies sem essas características, sendo representado normalmente por um número muito maior de espécies (Nave 2005).

Quanto as síndromes de dispersão, as espécies foram classificadas de acordo com as categorias e critérios propostos por Van der Pijl (1982), reunidas em três grupos básicos: anemocóricas, zoocóricas e barocóricas/autocóricas.

2.3.2. Similaridade entre as áreas de amostragem da comunidade de plântulas

Foi realizada, para as seis situações de amostragem das plântulas, uma análise da similaridade florística e estrutural, respectivamente utilizando o índice qualitativo de similaridade de Jaccard e o índice quantitativo de distância Euclidiana (Krebs 1989). Dendrogramas foram elaborados, utilizando o método do pareamento por média matemática não ponderada (UPGMA), por meio do programa MVSP 3.1 (Multi-Variate Statistical Package).

3. Resultados

Ao todo, nas 87 parcelas para amostragem da comunidade de plântulas, nos cinco talhões avaliados (seis situações), foram amostrados 280 indivíduos, pertencentes a 42 espécies, 35 gêneros e 24 famílias (Tabela 3). Desse total, 15 indivíduos (5,36%), de sete morfo-espécies (16,66%) não foram identificados. Os parâmetros estruturais das espécies e famílias da comunidade de plântulas dos talhões são apresentados no anexo 3.1.

No estrato de regeneração natural ($\geq 1,5\text{m}$ de altura) foram amostrados, nos cinco talhões avaliados (seis situações), 1.076 indivíduos, pertencentes a 85 espécies, 73 gêneros e 40 famílias. Já na borda dos remanescentes florestais do entorno dos talhões de *Eucalyptus* avaliados, foram encontradas 118 espécies, pertencentes a 85 gêneros e 47 famílias. Os anexos 3.2 e 3.3 contém respectivamente a listagem das espécies amostradas no estrato de regeneração natural ($\geq 1,5\text{m}$ de altura) dos talhões e a listagem de espécies da borda dos remanescentes florestais no entorno de cada talhão.

Tabela 3. Listagem das espécies amostradas nos diferentes talhões de *Eucalyptus*, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. Sendo: SD: síndrome de dispersão (Nc: não caracterizada, A: anemocoria, A/B: autocoria/barocoria, Z: zoocoria), CS: classe sucessional (Nc: não caracterizada, NPi: não pioneira, Pi: pioneira), GP: grupo de plantio (Nc: não caracterizada, D: diversidade, P: preenchimento), N^o: número de incorporação do material no herbário ESA (ESALQ/USP).

Espécie	Nome vulgar	Talhão						SD	CS	GP	N ^o
		78	79	83	189	67A ¹	67B ²				
ANACARDIACEAE											
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Peito-de-pombo			1		1		Z	Pi	P	91.397
ANNONACEAE											
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Pindaíba			1				Z	Pi	D	91.579
APOCYNACEAE											
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	Leiteiro	1	9	7		3	27	Z	Pi	P	91.582
ARECACEAE											
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Palmito-jussara			1				Z	NPi	D	91.403
ASTERACEAE											
<i>Vernonia</i> sp.						1		A	Pi	D	
CELASTRACEAE											
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	Cafezinho		1			2		Z	NPi	D	91.420
CLUSIACEAE											
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Guanandi		2	2				Z	Nc	D	91.423
COMBRETACEAE											
<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo	Amarelinho					1		A	Pi	D	
EUPHORBIACEAE											
<i>Actinostemon communis</i> (Müll. Arg.) Pax	Laranjeira-brava					4		A/B	NPi	D	91.427
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Tapiá	1			1			Z	Pi	P	91.429
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui		5			2	2	A/B	Pi	P	91.430
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Marmelinho-do-campo					4		A/B	Pi	D	91.432
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Pau-de-sapateiro	1	2	1	1	2		Z	NPi	D	91.433
FABACEAE-CAESALPINOIDEAE											
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba					1		Z	Nc	Nc	91.436
<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby	Fedegoso			1				A/B	Nc	Nc	91.437
FABACEAE-MIMOSOIDEAE									Nc	Nc	
<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá					1		Z			91.440
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pau-jacaré		2					A	Nc	D	
FABACEAE-PAPILIONOIDEAE											
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Angelim	1				1		Z	NPi	D	91.396
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Bico-de-pato					1		A	Pi	P	91.586
INDETERMINADA											
Indeterminada E01				1				Nc	Pi	P	
Indeterminada E02						1		Nc	Pi	P	
Indeterminada E03				1				Nc			
LAURACEAE									Pi	D	
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	Canelão-amarelo			1	7	2		Z	Pi	D	91.449
MELASTOMATACEAE											
<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	Quaresmeira				1			A	Nc	D	91.465
MELIACEAE											
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Catiguá		1					Z	NPi	D	91.583
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Catiguá			3		2		Z	Pi	D	91.457
MYRSINACEAE											
<i>Rapanea cf. umbellata</i> (Mart.) Mez	Capororoca			4		1		Z	Pi	D	
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Capororoca			1				Z	Pi	D	91.471
MYRTACEAE											
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.						1		Z	NPi	D	91.559
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.						1		Z	NPi	D	91.552
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	Guamirim-da-folha-miúda					8	2	Z	Pi	D	91.544
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.						3		Z	NPi	D	91.542
<i>Siphoneugenia aff. widgreniana</i> O. Berg.						1		Z	NPi	D	91.550
ROSACEAE											
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-bravo			11				Z	Pi	P	91.484

Espécie	Nome vulgar	Talhão						SD	CS	GP	Nº
		78	79	83	189	67A ¹	67B ²				
RUBIACEAE											
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	Erva-de-rato		4	11		40		Z	Nc	D	91.489
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.			1	9		9		Z	NPi	D	91.493
RUTACEAE											
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Mamoninha				1			A/B	NPi	D	91.495
SALICACEAE											
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga				1	1	1	Z	Pi	D	91.592
SAPINDACEAE											
<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	Camboatã	3	2	1	3	2	1	Z	NPi	D	91.500
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatã			1	3			Z	Pi	D	91.501
SIPARUNACEAE											
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Limão-bravo				30	2	2	Z	NPi	D	91.577
SOLANACEAE											
<i>Cestrum</i> cf. <i>sendtnerianum</i> Mart.					5			Z	Pi	D	

¹ lado com contato com remanescente florestal

² lado oposto ao remanescente florestal

3.1. Comunidade de plântulas (≤ 30cm de altura)

Na comunidade de plântulas sob os talhões de *Eucalyptus* avaliados, as famílias mais ricas foram Fabaceae (seis espécies), Myrtaceae (5) e Euphorbiaceae (4). Estas três famílias juntas representaram 35,71% do total de espécies. Para o número de indivíduos, destacaram-se Rubiaceae com 74 indivíduos, seguida de Apocynaceae e Siparunaceae, respectivamente com 47 e 34 indivíduos. Juntas, estas três famílias contêm 55,36% dos indivíduos amostrados.

Quanto às espécies, as que apresentaram maior densidade absoluta, foram *Palicourea marcgravii*, *Tabernaemontana catharinensis*, *Siparuna guianensis*, *Psychotria vellosiana* e *Cupania tenuivalvis*. As cinco espécies de maior densidade absoluta corresponderam a 59,65% do total de plântulas amostradas. Essas mesmas espécies foram também as cinco que apresentaram os maiores valores de freqüência. Entretanto, para a freqüência relativa, há troca nas duas primeiras posições, ou seja, *Tabernaemontana catharinensis* foi a mais freqüente, seguida de *Palicourea marcgravii*.

Do número total de espécies, 18 (42,86%) foram amostradas com apenas um indivíduo. Apenas oito espécies (19,04%) tiveram 10 ou mais indivíduos amostrados. Dessa forma, as cinco espécies de maior freqüência contavam com 167 indivíduos, o que representa 56,64% do total de plântulas amostradas. A curva de acúmulo médio de espécies com seus respectivos valores de intervalo de confiança consta na Figura 1.

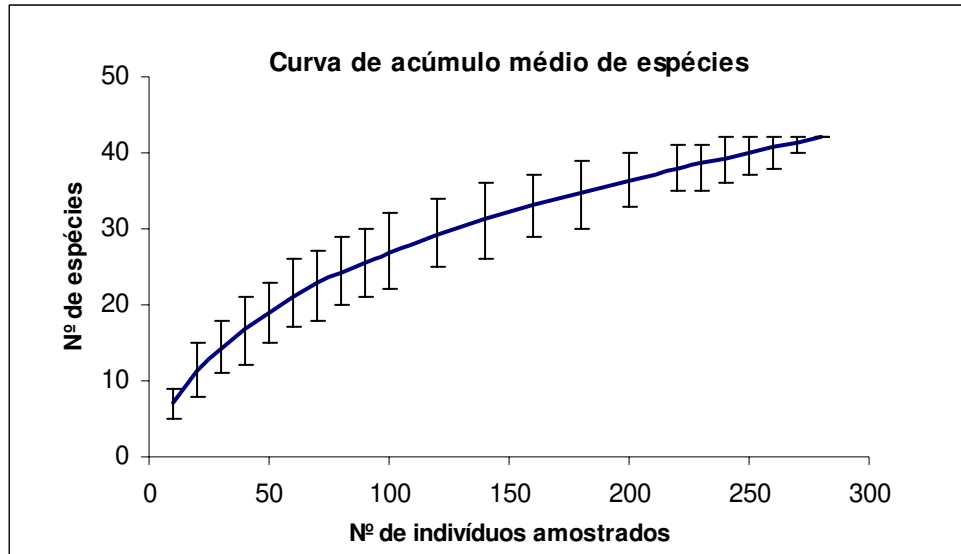


Figura 1. Curva de acúmulo médio de espécies (1.000 interações) com os intervalos de confiança (barras verticais, $\alpha = 0,05$) para a comunidade de plântulas dos talhões de *Eucalyptus* spp.. Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

O valor estimado de número de indivíduos.ha⁻¹ (densidade absoluta) correspondeu a 8.046 (± 2.295) indivíduos, sendo o valor contido entre parênteses referente ao intervalo de confiança dos valores estimados ($\alpha = 0,05$).

Com relação a distribuição espacial, os valores do Índice de Dispersão e do Índice Padronizado de Morisita foram respectivamente 18,86 e 0,51 e portanto, correspondem a padrões agregados de distribuição, para a escala de amostragem utilizada.

A síndrome de dispersão zoocórica foi a mais freqüente entre os indivíduos e entre as espécies amostradas no sub-bosque dos talhões de *Eucalyptus* spp.. Do total de indivíduos, 252 (90%) apresentam zoocoria, 19 (6,79%) autocoria/barocoria e apenas seis (2,14%) são anemocóricas. Três indivíduos não identificados, não foram classificados quanto à síndrome de dispersão. O número de espécies zoocóricas também foi superior às demais. Enquanto a anemocoria e a autocoria/barocoria contaram com cinco espécies cada (11,90% cada), a zoocoria é a síndrome de dispersão de 29 das espécies amostradas (69,05%). Novamente três espécies não identificadas, não foram classificadas quanto à síndrome de dispersão (Figura 2).

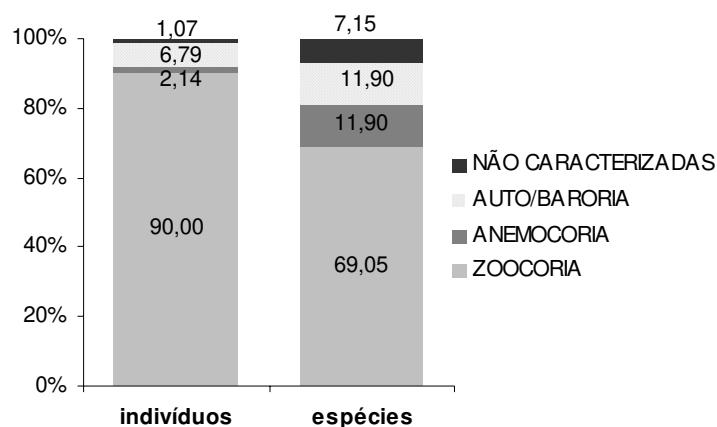


Figura 2. Porcentagem dos indivíduos e espécies em cada síndrome de dispersão dos propágulos, em levantamento da comunidade de plântulas sob talhões de *Eucalyptus* spp., Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Com relação à distribuição dos indivíduos em classes de altura, observou-se que a classe II (11-20cm) foi a mais freqüente com 128 indivíduos, seguida das classes I (até 10cm) e III (21-30cm) com 82 e 70 indivíduos respectivamente. Não ficou, portanto, caracterizada uma tendência de um número maior de plântulas nas menores classes de altura, com diminuição da freqüência à medida que se aumenta a altura dos indivíduos (Figura 3). Ainda sobre este aspecto, a proporção de indivíduos em cada classe de altura diferiu significativamente ($\alpha = 0,05$) de uma proporção com números iguais de plântulas em cada classe.

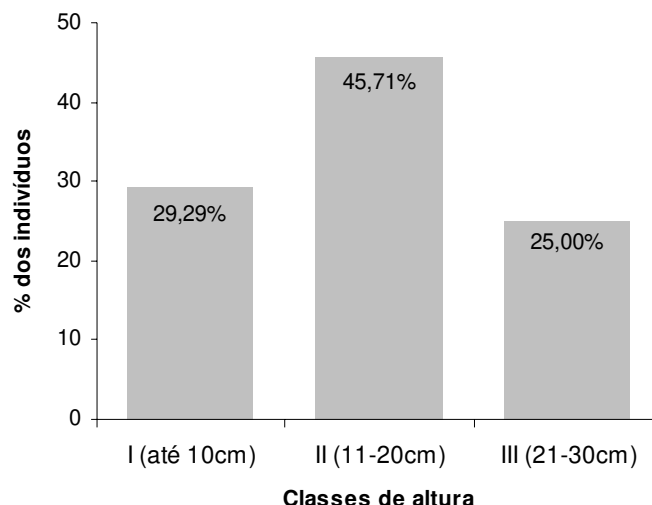


Figura 3. Distribuição dos indivíduos amostrados na comunidade de plântulas do sub-bosque de talhões de *Eucalyptus* spp., nas diferentes classes de altura, sendo I: até 10cm; II: 11-20cm e III: 21-30cm. Proporção difere significativamente ($\chi^2=20,08$; $p<0,001$) de uma proporção com números iguais de plântulas em cada classe. Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

A comunidade de plântulas em cada talhão apresentou grande variação, tanto na densidade de indivíduos quanto na riqueza de espécies. Os valores de riqueza, em número de espécies arbustivo-arbóreas, variaram de cinco para o talhão 78 até 27 para o talhão 67A. Já os valores de densidade, expressos pelo número estimado de indivíduos por hectare, situou-se entre 1.750 (± 1.469) indivíduos.ha⁻¹ para o talhão 78 até 15.500 (± 6.275) plântulas.ha⁻¹ para o talhão 83. (Tabela 4).

Em decorrência da grande variação no número de indivíduos por parcela, mesmo dentro de cada área avaliada, foi observada ainda, uma grande amplitude nos valores do intervalo de confiança dos parâmetros de densidade estimados. Observa-se também distinção nas espécies de maior valor de densidade para cada situação avaliada. Com exceção de *Tabernaemontana catharinensis*, que alcançou os maiores valores de densidade para os talhões 67B e 79, cada área apresentou uma espécie diferente com o maior valor de densidade. Apenas *Cupania tenuivalvis* foi amostrada em todos os talhões.

Ressalta-se que em algumas áreas, o número de indivíduos amostrados foi consideravelmente baixo, principalmente nos talhões 78 e 189, onde menos de 20 indivíduos foram encontrados.

Tabela 4. Valores de riqueza e densidade de indivíduos da comunidade de plântulas sob talhões de *Eucalyptus* spp., Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. Sendo H' : índice de diversidade de Shannon (nats.indiv⁻¹).

Talhão	Área Amostral (m ²)	Nº de Indivíduos amostrados	H'	Nº de indivíduos.ha ⁻¹	Nº de espécies	Espécie de maior densidade (densidade relativa)
T67A ¹	68	98	2,43	14.412 (± 6.924)	27	<i>Palicourea marcgravii</i> (40,82)
T67B ²	68	35	0,90	5.147 (± 4.315)	6	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> (77,14)
T78	40	7	1,48	1.750 (± 1.469)	5	<i>Cupania tenuivalvis</i> (42,86)
T79	44	30	2,10	6.818 (± 3.743)	11	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> (30,00)
T83	60	93	2,31	15.500 (± 6.275)	20	<i>Siparuna guianensis</i> (32,26)
T189	68	17	1,64	2.500 (± 2.183)	7	<i>Ocotea velutina</i> (41,18)

¹ lado com contato com remanescente florestal

² lado oposto ao remanescente florestal

Com relação a similaridade florística entre as áreas de amostragem, verificou-se que tanto para a similaridade florística (Jaccard), quanto estrutural (Distância Euclidiana) o talhão 67A é mais similar ao 83 do que ao 67B, que apresenta as mesmas condições de manejo. Assim como o 78 é mais similar ao 189, um talhão com histórico completamente diferente e o mais distante fisicamente dos demais, do que é ao 79 (Figuras 4 e 5, Tabelas 5 e 6), seu talhão vizinho e com histórico e intervenções semelhantes (Tabela 1). Entretanto novamente ressalta-se que ambas as análises de similaridade, devem ser vistas com ressalva, pois muitos talhões tiveram um número muito baixo de indivíduos amostrados, influenciando sobremaneira os resultados encontrados.

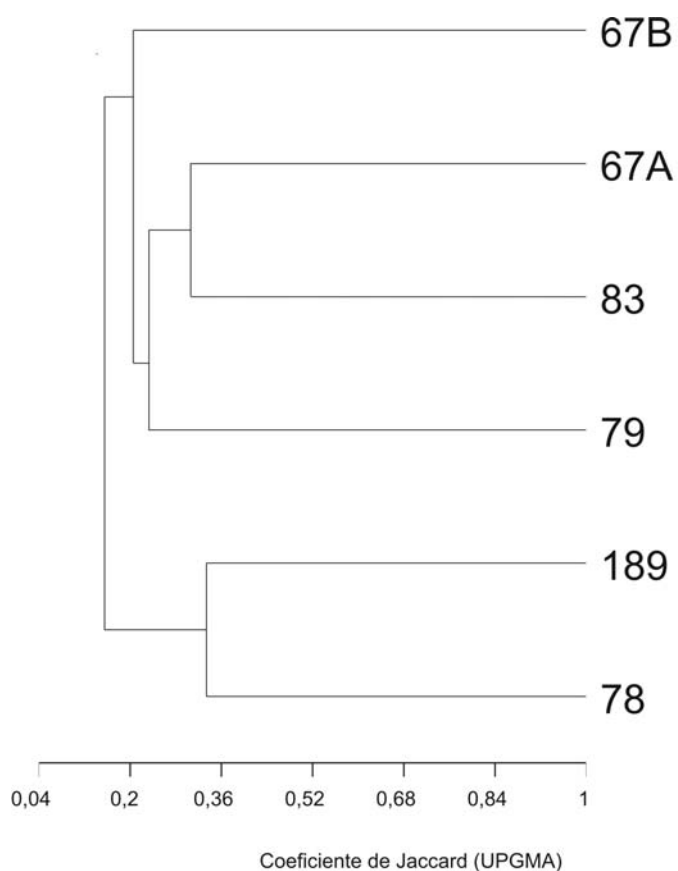


Figura 4. Similaridade florística pelo índice de Jaccard (UPGMA), entre as diversas áreas de *Eucalyptus* spp. submetidas ao levantamento da comunidade de plântulas do sub-bosque, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Tabela 5. Matriz de Similaridade pelo índice de Jaccard (UPGMA), entre as áreas de amostragem da comunidade de plântulas de espécies nativas, sob plantações de *Eucalyptus* spp., Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Áreas	T78	T79	T83	T189	T67 A	T67B
T78	1,00	-	-	-	-	-
T79	0,23	1,00	-	-	-	-
T83	0,14	0,24	1,00	-	-	-
T189	0,33	0,20	0,13	1,00	-	-
T67A	0,14	0,23	0,31	0,10	1,00	-
T67B	0,22	0,21	0,18	0,08	0,22	1,00

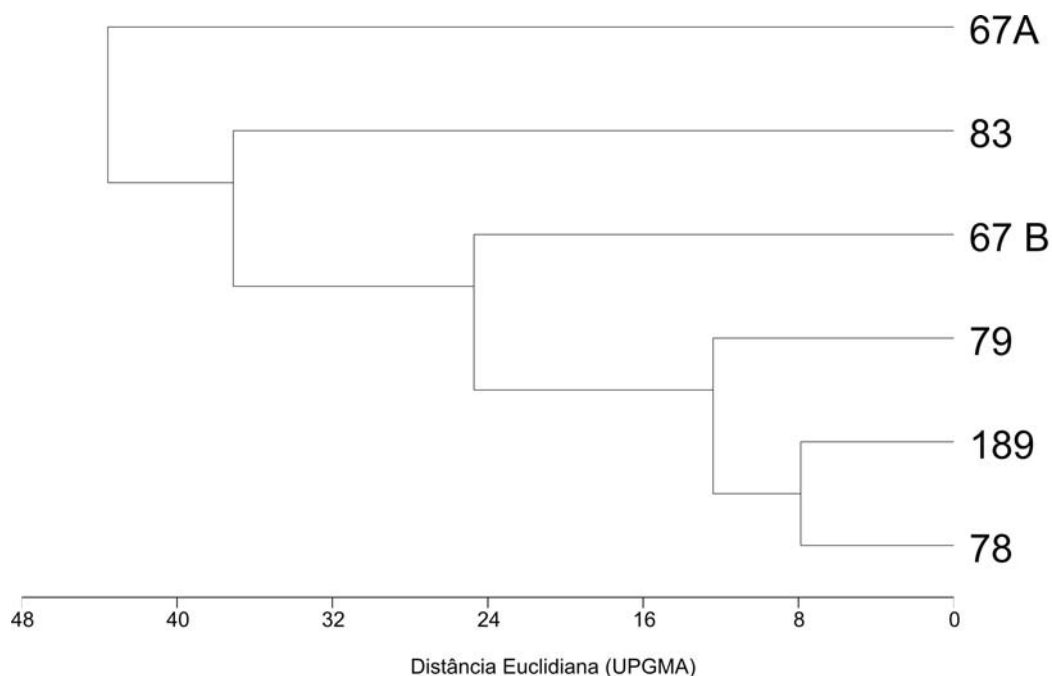


Figura 5. Distância Euclidiana por UPGMA, entre as diversas áreas de *Eucalyptus* spp. submetidas ao levantamento da comunidade de plântulas nativas do sub-bosque, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Tabela 6. Matriz de Distância Euclidiana (UPGMA) entre as áreas de amostragem da comunidade de plântulas de espécies nativas, sob plantações de *Eucalyptus* spp., Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Áreas	T78	T79	T83	T189	T67A	T67 B
T78	0	-	-	-	-	-
T79	11	0	-	-	-	-
T83	36,44	35,09	0	-	-	-
T189	7,87	13,82	37,23	0	-	-
T67A	42,72	39,32	43,97	43,16	0	-
T67 B	26,38	19,37	39,72	28,43	48,61	0

3.2. Comparações da comunidade de plântulas com o estrato de regeneração ($\geq 1,5\text{m}$ de altura) e com a borda dos remanescentes florestais do entorno

Os resultados do levantamento da comunidade de plântulas, quando comparados com os do estrato de regeneração natural ($\geq 1,5\text{m}$ de altura) (anexo 3.2) demonstram que, em todas as situações de amostragem a densidade de plântulas é superior ao do estrato de regeneração ($\geq 1,5\text{m}$ de altura). No entanto, quando analisada a riqueza de espécies, observa-se que está foi maior em todas as situações avaliadas para o estrato de regeneração natural ($\geq 1,5\text{m}$ de altura) e para a borda dos remanescentes florestais com que cada talhão mantém contato (Tabela 7). Portanto, grande parte das espécies amostradas no estrato de regeneração natural ($\geq 1,5\text{m}$ de altura) e na borda dos remanescentes florestais não constavam na comunidade de plântulas amostrada.

De maneira geral, os talhões com maiores densidades de plântulas também apresentaram maiores densidades de indivíduos no estrato de regeneração ($\geq 1,5\text{m}$ de altura). Os três talhões com os maiores número de plântulas. ha^{-1} , em ordem decrescente, T83, T67A e T79, foram também, na mesma ordenação, os talhões com maiores densidades no estrato de regeneração ($\geq 1,5\text{m}$ de altura). Já para a riqueza, embora a ordenação dos talhões mais ricos em espécies na comunidade de plântulas e no estrato de regeneração natural ($\geq 1,5\text{m}$ de altura) não tenha sido a mesma, esta tendência também ocorre, pois os talhões T67A e T83, consideravelmente mais ricos em plântulas, apresentaram também riqueza superior aos demais para o estrato de regeneração ($\geq 1,5\text{m}$ de altura).

Com exceção do talhão 79, que apresentou *Tabernaemontana catharinensis* como espécie de maior densidade tanto na comunidade de plântulas quanto no estrato de regeneração ($\geq 1,5\text{m}$ de altura), os demais talhões apresentaram variação entre estas espécies para os dois estratos da vegetação avaliados. No entanto, as espécies de maior densidade na comunidade de plântulas para os talhões T67B e T83 (respectivamente *Tabernaemontana catharinensis* e *Siparuna guianensis*), também foram bem representadas na amostragem do estrato de regeneração ($\geq 1,5\text{m}$ de altura), aparecendo como segunda espécie em ordem decrescente de densidade nos respectivos talhões (Tabela 8).

Tabela 7. Riqueza e densidade de indivíduos da comunidade de plântulas e do estrato de regeneração natural ($\geq 1,5\text{m}$ de altura) sob talhões de *Eucalyptus* spp. e riqueza de espécies da borda dos remanescentes florestais do entorno de cada talhão, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. Sendo H' : índice de diversidade de Shannon (nats.indiv^{-1}).

Talhão	Plântulas ($\leq 30\text{cm}$ de altura)			Estrato de regeneração ($\geq 1,5\text{m}$ de altura)			Borda do remanescente florestal de contato
	Nº de indivíduos.ha ⁻¹	Nº de espécies	H'	Nº de indivíduos.ha ⁻¹	Nº de espécies	H'	Nº de espécies
T67A ¹	14.412 (± 6.924)	27	2,43	3.317 (± 547)	42	3,35	66
T67B ²	5.147 (± 4.315)	6	0,90	2.000 (± 440)	27	2,58	-
T78	1.750 (± 1.469)	5	1,48	1.167 (± 497)	15	1,56	53
T79	6.818 (± 3.743)	11	2,10	2.733 (± 535)	32	2,61	64
T83	15.500 (± 6.275)	20	2,31	6.366 (± 799)	49	2,70	52
T189	2.500 (± 2.183)	7	1,64	2.350 (± 547)	30	3,01	60

¹ lado com contato com remanescente florestal

² lado oposto ao remanescente florestal

Tabela 8. Espécies de maior densidade, listadas em ordem decrescente de número de indivíduos amostrados no estrato de regeneração ($\geq 1,5\text{m}$ de altura), sob talhões de *Eucalyptus* spp., Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Talhão	Espécies em ordem decrescente de densidade		
	1ª	2ª	3ª
T67A ¹	<i>Maprounea guianensis</i>	<i>Myrcia guianensis</i>	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>
T67B ²	<i>Siparuna guianensis</i>	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>
T78	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	<i>Tabebuia crysotricha</i>	<i>Maprounea guianensis</i> e <i>Tapirira guianensis</i>
T79	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	<i>Croton floribundus</i>	<i>Cupania tenuivalvis</i>
T83	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	<i>Siparuna guianensis</i>	<i>Endlicheria paniculata</i>
T189	<i>Pera glabrata</i>	<i>Myrcia guianensis</i>	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> e <i>Casearia sylvestris</i>

¹ lado com contato com remanescente florestal

² lado oposto ao remanescente florestal

Em relação à borda dos remanescentes florestais, com exceção da borda do remanescente de contato com o talhão 189, que não continha a espécie *Ocotea velutina*, todas as demais bordas de floresta natural continham a espécie que apresentou o maior valor de densidade no seu respectivo talhão de contato. O anexo 3.3 contém a listagem completa das espécies amostradas na borda dos remanescentes florestais do entorno.

4. Discussão

4.1. Características da comunidade de plântulas sob talhões de *Eucalyptus* spp.

Com relação aos parâmetros florísticos para a comunidade de plântulas, as famílias que apresentaram maior riqueza de espécies estão também entre as mais ricas nos trabalhos realizados em remanescentes florestais da região (e.g. Gabriel 1997, Ivanauskas *et al.* 2002), nos estudos envolvendo a comunidade de plântulas em áreas naturais na floresta Atlântica (e.g. Oliveira *et al.* 2001) e também nos levantamentos da regeneração natural sob plantios de eucalipto (e.g. Carneiro 2002). Era, portanto, esperado que tais famílias se destacassem.

Já o número total de 42 espécies amostradas é bastante inferior ao relatado para a comunidade de plântulas arbustivo-arbóreas de áreas naturais (Capítulo 1) e também aos resultados obtidos por Baider (1994), Oliveira *et al.* (2001) e Nave (2005) em trechos de florestas secundárias na Mata atlântica. No entanto é superior ao encontrado por Cersósimo (1993) também em trecho de floresta secundária. Muito embora as comparações devam ser vistas com ressalva, pois se referem somente a riqueza e não a densidade de indivíduos, além do fato de serem áreas distintas e com critérios de inclusão e amostragem dos indivíduos diferenciados, é relevante a condição de talhões de eucalipto abrigarem sob o seu dossel, maior número de espécies nativas que áreas de floresta secundária.

De fato, vários autores e trabalhos têm chamado a atenção para a capacidade de plantios florestais serem catalisadores da sucessão florestal (Rezende *et al.* 1994, Silva Júnior *et al.* 1994, Keenan *et al.* 1997, Engel & Parrotta 2003). Funcionalmente a floresta de *Eucalyptus* exerceria o papel de espécie pioneira, possuindo um componente de sub-bosque com riqueza de espécies e grupos ecológicos muitas vezes superiores às áreas naturais em estágio sucessional inicial (Tabarelli *et al.* 1993). No entanto, é importante destacar que a riqueza da regeneração natural sob os plantios de *Eucalyptus*, mais precisamente da comunidade de plântulas, muitas vezes maior do que em áreas naturais, normalmente não é acompanhada de uma maior densidade de regeneração, a qual é notadamente superior nas áreas naturais.

Observou-se também uma baixa eqüidade da comunidade de plântulas dos talhões avaliados, consequência da grande diferença no número de indivíduos entre as espécies amostradas. Destacaram-se com um grande número de indivíduos *Palicourea marcgravii*, *Siparuna guianensis* e *Tabernaemontana catharinensis* que juntas representam 48,57% do total de indivíduos. Esta última, a espécie com maior frequência relativa, apresenta intensa reprodução vegetativa por rebrota de estruturas vegetativas que ficam no solo após o corte da parte aérea (Lorenzi 2000). Nesse caso, acredita-se que práticas de cultivo e revolvimento do solo, comuns às plantações de eucalipto, estariam facilitando a sua dispersão e que muitos dos indivíduos amostrados desta espécie seriam oriundos de propagação vegetativa (Figura 6).



Figura 6. Rebrotas de estrutura vegetativa em *Tabernaemontana catharinensis* (Apocynaceae). Sub-bosque de talhão de *Eucalyptus grandis*, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Outras características observadas na comunidade de plântulas que merecem destaque são a grande variação no número de indivíduos por parcela e o fato de muitas

espécies apresentarem baixa frequência, porém alta densidade nos pontos em que ocorrem, conseqüência dentro outros aspectos, da grande heterogeneidade ambiental local. Tal característica, além de gerar altos valores para o intervalo de confiança da densidade de regeneração, proporcionou uma distribuição agregada dos indivíduos. Dessa forma, a comunidade de plântulas nessas áreas, assim como a regeneração natural sob plantações florestais de uma forma geral, caracteriza-se como um mosaico, ora com alta densidade de indivíduos e espécies de diferentes grupos ecológicos, ora com predomínio de plantas típicas de sub-bosque e, finalmente ora sob locais onde não há ocorrência de espécies arbustivo-arbóreas (Tabarelli *et al.* 1993).

Na amostragem das plântulas foram encontradas tanto espécies tipicamente pioneiras (*Tabernaemontana catharinensis*, *Croton floribundus*, etc.) quanto espécies do sub-bosque florestal (*Psychotria vellosiana*, *Actinostemon communis*, etc.) Embora em alguns locais espécies pioneiras tenham se destacado, em outros tal característica não foi observada, como no talhão 83, onde *Siparuna guianensis*, espécie comum às condições do sub-bosque de formações florestais (Durigan *et al.* 2004), apresentou a maior densidade relativa dentre as espécies amostradas. Novamente as diferenças entre os padrões de regeneração seriam explicadas pela heterogeneidade ambiental de cada local de amostragem e seriam importantes para o aumento da diversidade da regeneração natural sob os plantios florestais.

Quanto a distribuição agregada dos indivíduos, embora haja críticas aos índices utilizados (Hurlbert 1990) e a interpretação esteja limitada pela escala espacial utilizada (2x2m), certamente os resultados são fruto de características específicas de manejo e distância dos remanescentes florestais de cada situação amostrada. Evidentemente, a grande heterogeneidade das áreas levou à concentração dos indivíduos nos locais mais favoráveis a regeneração e conseqüentemente os índices obtidos indicam um padrão agregado para a regeneração da comunidade de plântulas.

A predominância, tanto de espécies quanto de indivíduos com síndrome de dispersão zoocórica na comunidade de plântulas, demonstra a importância desta síndrome na regeneração natural sob os plantios de *Eucalyptus*, além de ser concordante com os demais trabalhos envolvendo a regeneração natural arbustivo-arbórea sob plantações de *Eucalyptus* (Tabarelli *et al.* 1993, Carneiro 2002) e para os estudos já realizados para as florestas do domínio atlântico, tanto considerando indivíduos adultos

(Morellato & Leitão-Filho 1992) quanto a comunidade de plântulas (Baider 1994, Oliveira *et al.* 2001).

Em plantios de florestas comerciais, espécies anemocóricas somente se destacariam em plantações jovens, quando ainda não há o impedimento para a dispersão dos propágulos pelo vento, dos fragmentos de floresta nativa do entorno para as plantações. No entanto, à medida que as plantações crescem, este processo deixaria de se pronunciar e a zoocoria passaria a predominar (Keenan *et al.* 1997). Uma vez que todos os plantios estudados se apresentam já com alturas superiores as alturas das florestas nativas do entorno, justifica-se o baixo número de indivíduos e espécies anemocóricas.

Os resultados da distribuição das plântulas nas classes de altura foram contraditórios aos normalmente verificados para as florestas tropicais, onde o número de indivíduos diminui com o aumento em altura (Fenner 1987, Nave 2005). Os resultados contrariam também os relatados no Capítulo 1 para a comunidade de plântulas de remanescente florestal, quando o número de indivíduos diminuiu significativamente da classe de menor altura para as classes com maiores alturas dos indivíduos.

Possivelmente a chegada dos propágulos e/ou a germinação das sementes contidas no solo sob os plantios não ocorra de maneira uniforme e nem com a mesma intensidade e frequência ao longo do tempo. A sazonalidade na germinação e estabelecimento, além de depender das condições climáticas, estaria condicionada a fenologia de dispersão dos propágulos de cada espécie (Cersósimo 1993) e também as características reprodutivas supra-anuais de indivíduos e espécies arbóreas tropicais (Lierberman 1996). Estes fatores também explicariam o fato de algumas espécies ocorrerem em altas densidades no estrato de regeneração ($\geq 1,5\text{m}$ de altura), onde certamente há indivíduos já em estágio reprodutivo, porém não sendo sequer amostradas no estágio de plântula.

Analisando a densidade e a riqueza da regeneração de cada talhão, observa-se que houve também grande variação, porém nota-se que há certa tendência de talhões com maior densidade e riqueza do estrato de regeneração natural ($\geq 1,5\text{m}$ de altura) apresentarem também maior densidade e riqueza na comunidade de plântulas. Dessa forma, um estrato de regeneração natural ($\geq 1,5\text{m}$ de altura) mais denso e rico seria um indicativo da presença de uma comunidade de plântulas também mais densa e rica no sub-bosque dos plantios de *Eucalyptus*.

Embora a idade do plantio (Geldenhuys 1997), o histórico de ocupação e as práticas silviculturais (Carneiro 2002) e a distância de remanescentes florestais (Lombardi & Motta Junior 1992) sejam importantes para definir o potencial de regeneração natural sob plantios florestais, há que se destacar que existem outros fatores atuando sobre a capacidade de regeneração de uma área. Tal aspecto é exemplificado pelo fato dos talhões 78 e 79 serem vizinhos, terem a mesma distância de remanescentes florestais e semelhanças nas práticas silviculturais adotadas, porém valores consideravelmente diferentes de riqueza e densidade de regeneração tanto na comunidade de plântulas quanto no estrato de regeneração ($\geq 1,5\text{m}$ de altura). Nestes casos, fatores ainda mais específicos e variáveis em pequenas escalas espaciais, como características físico-químicas do solo (Nappo *et al.* 2000, Sartori 2001) e espessura da serrapilheira (Facelli & Pickett 1991, Santos & Válio 2002) poderiam influenciar a germinação e o estabelecimento das plântulas.

Possivelmente, um outro ponto a se considerar, na explicação do fato de talhões tão próximos apresentarem níveis de regeneração natural consideravelmente distintos, seja a época de renovação do talhão (quando há abertura do dossel e revolvimento do solo). Quando a renovação coincide com a estação chuvosa, o banco de sementes do solo é exposto e estimulado a germinar, ao contrário de renovações realizadas na estação seca.

Dessa forma, de acordo com os parâmetros de regeneração natural encontrados para o talhão 78, por exemplo, fica evidente que áreas próximas uma da outra não são sempre mais similares florística e estruturalmente entre si do que são com áreas distantes. O talhão 78 é mais similar ao talhão 189, do que é com o talhão 79, seu vizinho. Também é importante ressaltar que nem sempre a presença de um remanescente florestal no entorno garante uma maior regeneração natural do que a encontrada em alguns locais mais distantes de áreas naturais, como no talhão 67B.

Portanto, plântulas sob os plantios florestais de *Eucalyptus* seriam originadas tanto dos remanescentes florestais do entorno, quanto dos indivíduos da regeneração natural já existente no talhão. Neste último caso, não só por reprodução sexuada, mas também por propagação vegetativa.

Além disso, embora não considerado nesse trabalho, o papel do remanescente de entorno como fonte de propágulo depende fundamentalmente do seu estado de degradação e do seu tipo vegetacional, de modo que áreas naturais muito degradadas ou

sob influência fluvial sazonal ou permanente são pouco eficazes no fornecimento de propágulos para o interior do talhão. Nestas condições e em áreas mais distantes da borda dos fragmentos florestais, possivelmente a comunidade de plântulas sob talhões de *Eucalyptus* seja mais dependente da própria regeneração natural já existente, do que dos propágulos advindos das áreas naturais.

Por fim, enfatiza-se que a adoção de padrões gerais para a riqueza e a densidade da comunidade de plântulas sob os plantios de *Eucalyptus* spp., de acordo com algumas características históricas e ambientais é de certa forma limitada, sendo, portanto a regeneração natural nestas áreas, resultado de um processo complexo que envolve a interação de vários fatores históricos e ambientais.

4.2.Potencial da comunidade de plântulas sob *Eucalyptus* para uso na restauração

Uma vez que talhões de *Eucalyptus* são áreas agrícolas, voltadas para a produção e que a propriedade rural estudada contém grande quantidade de áreas sob plantios florestais, com condições semelhantes às estudadas, considera-se que o potencial de utilização da comunidade de plântulas sob plantios de *Eucalyptus* na restauração ecológica é alto, sendo representado por um bom número de espécies e indivíduos.

No entanto, ressalta-se que estes números, tanto em número de espécies e indivíduos, são consideravelmente mais baixos aos obtidos para as áreas naturais nesse mesmo trabalho (Capítulo 1). Além disso, o número total de espécies amostradas (42) está aquém não só do que é pregado em termos de diversidade funcional necessária para que áreas restauradas possam se perpetuar, mas também das exigências legais para o estado de São Paulo (Resolução SMA 047/2003). Dessa forma, a produção de mudas exclusivamente pelo uso das plântulas dos talhões avaliados não seria suficiente para a execução de projetos de restauração ecológica pautados na alta diversidade florística e funcional.

Diante disto, fica claro o caráter complementar da possível transferência e utilização dos indivíduos regenerantes sob os plantios, na produção de mudas para a restauração de áreas degradadas. Não se pode ainda, portanto, abrir mão das metodologias convencionais de produção de mudas e/ou da utilização também de propágulos da regeneração natural advindos de áreas naturais.

Porém é importante ressaltar que sob os talhões de *Eucalyptus* spp. foram encontradas espécies tradicionalmente não produzidas nos viveiros de mudas florestais, possivelmente em consequência da dificuldade na obtenção das sementes ou mesmo, por desconhecimento dos processos envolvidos na produção de sementes e mudas destas espécies, tais como quebra de dormência, armazenamento, beneficiamento, etc..

Comparando-se a listagem das espécies amostradas com o levantamento da produção de mudas para o estado de São Paulo, realizado por Barbosa *et al.* (2003) observa-se que algumas espécies amostradas com um bom número de indivíduos sob os talhões, sequer são encontradas nos 30 principais viveiros do estado de São Paulo, como por exemplo, *Siparuna guianensis*, *Palicourea marcgravii* e *Cupania tenuivalvis*. Há também muitas outras espécies encontradas em baixa porcentagem nos viveiros amostrados. Esta indicação demonstra que embora a riqueza geral de plântulas sob os plantios de *Eucalyptus* seja baixa para a execução de plantios de restauração com alta diversidade, o trabalho focado em algumas espécies é perfeitamente justificável e interessante.

A ocorrência de espécies que, em plantios de restauração ecológica, apresentam rápido crescimento, copa frondosa e bom recobrimento do solo (grupo de preenchimento) e também de espécies sem estas características (grupo de diversidade) demonstra que propágulos advindos da regeneração natural dos plantios de *Eucalyptus* podem ser utilizados tanto para o adensamento, quanto para o enriquecimento de áreas restauradas.

A heterogeneidade dos resultados, quanto à riqueza e densidade de plântulas nos talhões avaliados, evidencia que o potencial de uso da comunidade de plântulas para a produção de mudas de espécies nativas também é variável para cada situação. No caso específico desse estudo, o potencial de uso da regeneração natural encontrado nos talhões 67A e 83 são bem superiores às demais áreas.

Ainda com relação à heterogeneidade dos resultados obtidos e de acordo com a análise dos parâmetros de distribuição dos indivíduos e espécies nos talhões avaliados, sugere-se que, com o objetivo de garantir a maior diversidade vegetal possível, a retirada das plântulas sob os talhões de *Eucalyptus* spp. seja realizada na maior quantidade de área possível, principalmente nos talhões com regeneração natural evidente no sub-bosque, procurando sempre identificar os locais de concentração das plântulas arbustivo-arbóreas.

Entretanto, por ser este um estudo único e pioneiro, a realização de novos estudos, em outras áreas e plantios florestais, seria pertinente na tentativa de melhor elucidar os mecanismos que definem o potencial de regeneração e conseqüentemente o potencial de produção de mudas de regeneração natural provenientes dos talhões de *Eucalyptus*.

Enfim, o potencial de utilização da comunidade de plântulas de espécies nativas encontrada sob talhões de *Eucalyptus* spp. é variável em cada área e influenciado pela interação de vários fatores históricos e ambientais locais. Os resultados obtidos permitem dizer que a utilização da comunidade de plântulas como prática complementar aos demais métodos de produção de mudas para a restauração é justificável. Deve-se, no entanto, focar esta metodologia principalmente em espécies regenerantes que ocorrem em maiores densidades sob os plantios e para espécies que, por diferentes causas, são pouco comuns nos viveiro de produção de mudas florestais e conseqüentemente nos plantios de restauração de áreas degradadas.

CAPÍTULO 4

SOBREVIVÊNCIA EM VIVEIRO DE MUDAS RETIRADAS DA REGENERAÇÃO NATURAL

1.Introdução

A produção de mudas florestais com qualidade, quantidade e diversidade suficiente é uma das fases mais importantes para o estabelecimento de bons povoamentos florestais com espécies nativas (Gonçalves *et al.* 2000). Porém, é ao mesmo tempo a primeira dificuldade e um dos pontos de estrangulamento dos projetos de restauração, principalmente no que se refere a sua diversidade vegetal (Fonseca *et al.* 2001, Santarelli 2004).

Há um grande déficit de sementes e conseqüentemente de produção de mudas de espécies nativas com alta diversidade, para uso na restauração de áreas degradadas. A análise recente de 30 viveiros florestais do Estado de São Paulo revelou que cerca de 340 espécies arbóreas nativas são produzidas, contudo, a maioria deles concentra sua produção em cerca de 30 espécies apenas, as quais são as prontamente disponíveis e com tecnologia de produção conhecida e por isso as que predominam nos reflorestamentos (Barbosa *et al.* 2003).

Em vista dos problemas acima, vem sendo discutido e estudado o método de produção de mudas a partir da coleta e transferência dos indivíduos da regeneração natural em formações florestais nativas. Da mesma forma, sistemas de produção de espécies florestais econômicas, cujas práticas de manejo possibilitam a presença de plântulas e regenerantes de espécies nativas, como os cultivos de *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp., devem também ser investigados como possíveis ambientes fornecedores de plântulas para uso em restauração (Rodrigues & Gandolfi 2004).

A utilização de indivíduos da regeneração natural na produção de mudas é prática antiga, muito empregada pelos silvicultores europeus, os quais alcançam resultados satisfatórios no reflorestamento com espécies econômicas. Porém, muito embora apresente vantagens como a eliminação de etapas trabalhosas da tecnologia de sementes e a possibilidade de se produzir mudas de espécies com sérios inconvenientes de dormência de sementes ou mesmo de espécies com baixa produção e/ou dificuldade de coleta de sementes, a produção de mudas usando a transferência de indivíduos de regeneração natural como prática complementar, é ainda pouco expressiva no Brasil (Corvello 1983).

Trabalhos sobre a utilização de propágulos alóctones, advindos da regeneração natural, na produção de mudas são escassos, apresentam resultados distintos entre si e estão normalmente restritos a algumas espécies, não sendo considerada a comunidade

arbustivo-arbórea como um todo (*e.g.* Corvello 1983, Auer & Graça 1995, Pareja 1998, Thoma 1998).

Embora não seja regra para todas as espécies, o transplante direto para o campo, sem uma pré-adaptação em viveiro, apresenta maiores taxas de mortalidade, de forma que a transferência das plantas, primeiramente para um viveiro com sombreamento, minimiza o impacto sofrido no transplante e aumenta as taxas de sobrevivência (*e.g.* Corvello 1983, Pareja 1998, Thoma 1998).

Os diferentes resultados que têm sido obtidos com a metodologia de transferência dos indivíduos regenerantes expressam também a diversidade de variáveis envolvidas na sobrevivência de um indivíduo quando transplantado para o viveiro. Entre estas variáveis estão a própria espécie e suas respectivas características fisiológicas (Seitz & Corvello 1984), a época do ano em que a transferência é realizada (Nave 2005), o tamanho dos indivíduos transplantados (Seitz & Corvello 1984, Nave 2005) e as condições de sombreamento do local em que os indivíduos permanecem após a transferência (Pareja 1998, Thoma 1998).

No entanto, a maioria dos trabalhos já realizados testando essa técnica, considera a técnica uma metodologia viável e complementar para a produção de mudas de espécies nativas em viveiros, com resultados de sobrevivência dos indivíduos transplantados tidos como satisfatórios (*e.g.* Corvello 1983, Auer & Graça 1995, Pareja 1998, Thoma 1998, Nave 2005).

Num dos poucos estudos conduzidos com toda a comunidade arbórea de regenerantes, Nave (2005) trabalhando com a transferência para viveiro de um total de 63 espécies, obteve taxas médias de sobrevivência de 42,6% e 70,2% em diferentes épocas do ano, recomendado esta técnica como complementar a produção de mudas oriundas de sementes, visando o aumento da diversidade dos viveiros florestais.

Neste contexto, este trabalho teve o objetivo de avaliar a sobrevivência de comunidades de plântulas arbustivo-arbóreas nativas, transplantadas para viveiro de produção de mudas florestais

2.Material e métodos

2.1.Origem dos regenerantes

Os indivíduos regenerantes foram coletados em dois ambientes distintos: fragmento remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (FES) e sub-bosque de cinco talhões de produção de *Eucalyptus* spp.. Ambas as áreas de obtenção estão localizadas na Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo e foram caracterizadas com detalhes respectivamente nos capítulos 1 e 3 deste trabalho.

Para a obtenção dos indivíduos regenerantes foram consideradas as mesmas parcelas de estudo das comunidades de plântulas (2x2m) dos capítulos anteriores. No caso do remanescente florestal foram transplantadas as plântulas obtidas dos tratamentos com 100% e 50% de retirada dos indivíduos, conforme delineamento apresentado no capítulo 2.

Ressalta-se que os critérios de inclusão para definir quais os indivíduos que seriam transplantados foram os mesmos utilizados para a definição das plântulas nos demais capítulos, sendo, portanto transferidos para viveiro, todos os indivíduos arbustivo-arbóreos que continham até 30cm de altura.

2.2.Coleta e condução das mudas

Os regenerantes foram extraídos do solo com auxílio de pá de jardinagem, evitando assim maiores danos e quebra ao sistema de raízes e/ou a possíveis estruturas associadas. Em seguida procedeu-se o destorroamento até a planta ficar com as raízes nuas (Figura 1). A retirada com raízes nuas foi decidida com base nos resultados preliminares já acumulados sobre o tema e pelo fato de não só a retirada, mas também o transporte e o transplante dos indivíduos com torrão ser mais difícil, prejudicando o uso dessa técnica em grande escala.

Imediatamente após a retirada, os regenerantes foram agrupados por parcela e colocados em recipientes com água, sendo mantidos nesta condição até o transplante para viveiro (no máximo 36h após). O transplante, que consiste em passar as plântulas e indivíduos jovens regenerantes para o recipiente definitivo, foi realizada em viveiro instalado na Fazenda Santa Terezinha, muito próximo das áreas de retirada dos indivíduos. Os mesmos (a partir de agora já chamados de mudas) foram colocados em sacos pretos de polietileno (10x15cm) e mantidos sempre sob sombrites 50% (Figura 2).

Foi utilizado o substrato PLANTMAX® florestal estaca, que tem como base cascas vegetais e turfas processadas e enriquecidas, além de vermiculita expandida (anexo 4.1). A disposição dos indivíduos e espécies no viveiro foi aleatória.

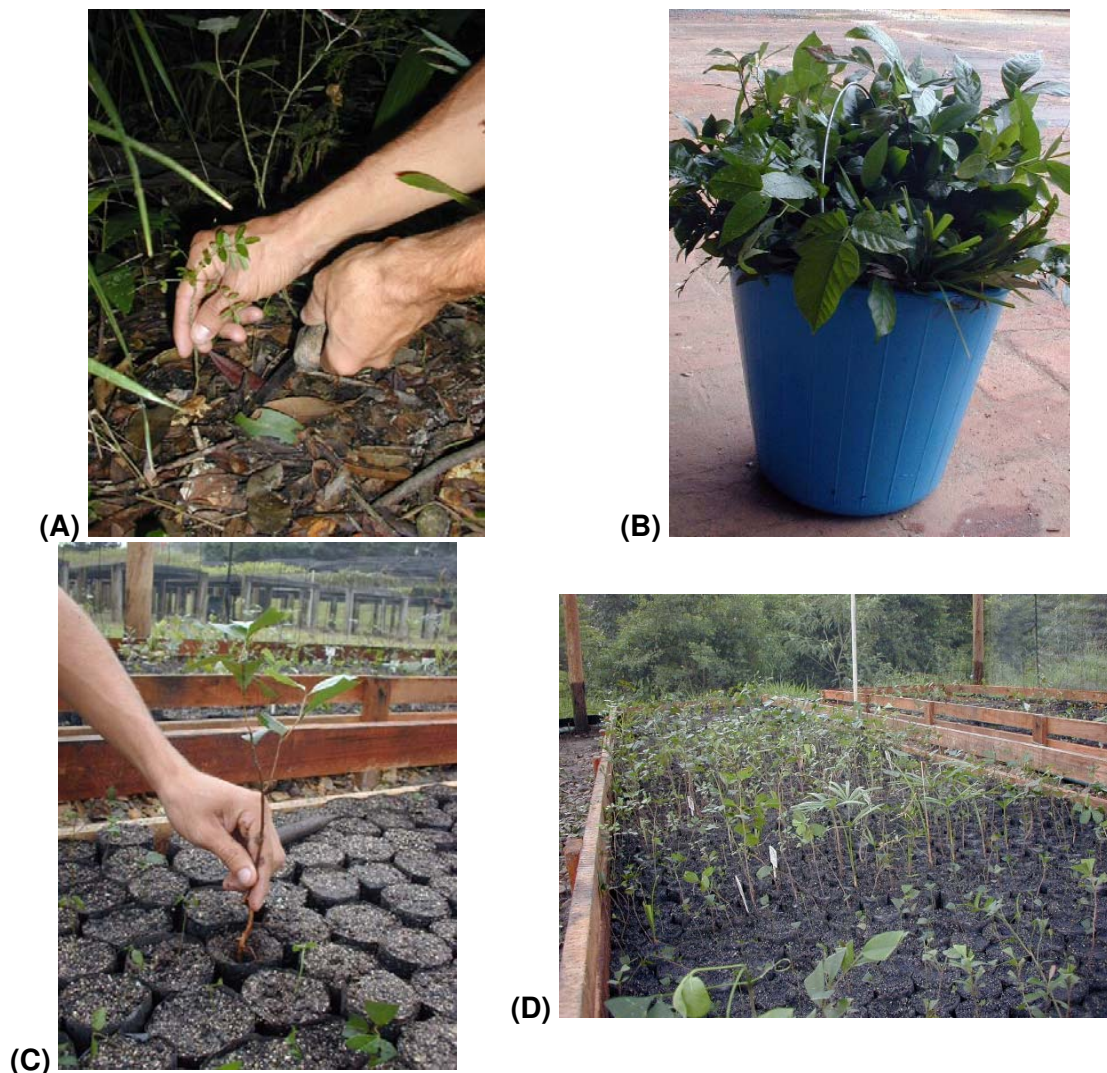


Figura 1. Seqüência ilustrativa da transferência de indivíduos regenerantes para viveiro de produção de mudas: (A) coleta do indivíduo regenerante no sub-bosque de remanescente florestal; (B) acondicionamento imediato em recipiente com água; (C) transplante para sacos plásticos; (D) mudas transplantadas no viveiro da Fazenda Terezinha, Bofete, São Paulo.

Tomou-se o devido cuidado com as raízes durante o transplante, de modo a evitar que estas ficassem dobradas ou em bolsas de ar formadas no substrato. Raízes excessivamente grandes ou tortas, fato comum nos indivíduos obtidos de regeneração

natural, foram podadas quando necessário, para que houvesse a devida acomodação nos recipientes. No momento do transplante, também foi realizado o corte de 50% das folhas de cada indivíduo, facilitando a visualização das folhas novas que eram emitidas.

Os tratos culturais realizados foram os mesmos comumente utilizados na produção de mudas, ou seja, irrigações por aspersão duas vezes ao dia, controle manual de ervas daninhas e adubação líquida mensal, a partir dos 30 dias até o término das avaliações (anexo 4.2).

Os indivíduos regenerantes foram retirados do sub-bosque do remanescente de FES e dos talhões de eucalipto respectivamente em abril e junho de 2003.



Figura 2. Viveiro utilizado para o transplante dos indivíduos regenerantes. Observar cobertura com sombrite 50 %. Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

2.3. Classificação sucessional e em grupos de plantio

Depois de os indivíduos regenerantes terem sido transplantados e devidamente identificados de acordo com o sistema de classificação APG II (APG 2003), as espécies foram classificadas quanto à classe sucessional em pioneiras (incluindo pioneiras/secundárias iniciais) e não pioneiras (secundárias tardias/clímax).

Embora ainda não haja consenso e conhecimento suficiente que permita uma classificação sucessional segura de todas as espécies arbustivo-arbóreas em grupos ecológicos, adotou-se esta classificação, por constar em legislações que disciplinam a restauração de áreas degradadas, como por exemplo, a resolução SMA 047/2003 do estado de São Paulo (anexo 1.1) e também por ser a sucessão secundária a base da maioria das metodologias de restauração. Para tanto foram consultadas as classificações existentes em Ferretti *et al.* (1995), Gandolfi *et al.* (1995), Albuquerque (1999) e Ivanauskas *et al.* (2002). Espécies não enquadradas nas categorias acima, como as tipicamente adaptadas às áreas paludosas, ou ainda espécies sem dados disponíveis na literatura foram denominadas “não caracterizadas”. Quando a consulta aos diferentes trabalhos mostrava resultados distintos para a mesma espécie foi considerada a classe sucessional em que a espécie mais aparecia.

Ainda considerando as espécies transplantadas, estas foram classificadas em espécies de preenchimento (P) ou de diversidade (D). Esta classificação, denominada de classificação em grupos de plantio, separa as espécies de acordo com a função principal que estas desempenhariam nos plantios de restauração ecológica. Espécies de preenchimento são aquelas que em plantios de restauração apresentam rápido crescimento, copa frondosa e, além disso, um bom recobrimento do solo, criando um ambiente favorável ao desenvolvimento das demais espécies e, ao mesmo tempo, desfavorecendo espécies competidoras como gramíneas agressivas. Já o grupo de diversidade inclui todas as demais espécies sem o conjunto de características acima, sendo representado normalmente por um número maior de espécies (Nave 2005).

2.4. Coleta dos dados

Uma vez transplantados, procedeu-se a primeira tomada de dados com a medição da altura dos indivíduos. A altura foi medida do colo à inserção da última gema. Para os indivíduos da família Arecaceae, a altura foi tomada medindo-se a altura do nível do solo até a extremidade da folha mais alta, com esta posicionada na vertical.

Este mesmo procedimento foi repetido aos três, cinco, sete e nove meses após o transplante. Nestas avaliações os indivíduos eram também classificados em sobreviventes e mortos. Indivíduos visualmente não mortos, mas que até a última avaliação não haviam emitido ou estavam desprovidos de folhas foram considerados mortos.

2.5. Análise dos dados

Para cada área (remanescente de FES e talhões de eucalipto) foram obtidas de forma independente, as taxas de sobrevivência geral (para o remanescente de FES com e sem *Protium spruceanum*), por espécie, família, classe sucessional e grupo de plantio. Analisaram-se os dados de cada área de forma independente, não por serem áreas diferentes, mas pelo fato dos transplantes terem sido realizados em épocas diferentes. A retirada dos indivíduos de *Protium spruceanum* para a obtenção das taxas gerais de sobrevivência do remanescente florestal se deu pelo fato desta espécie corresponder por aproximadamente um terço das mudas do viveiro, influenciando demais os resultados e dificultando em certos casos a interpretação dos mesmos. Ressalta-se que muitas espécies e famílias foram representadas por poucos indivíduos ($n < 20$), neste caso os resultados devem ser interpretados com cautela.

As proporções de sobreviventes e mortos por classe sucessional (não-pioneiras e pioneiras) e por grupo de plantio (preenchimento e diversidade) foram comparadas pelo teste Qui-Quadrado, com correção de Yates ($G.L.=1$).

A fim de se proceder a uma análise mais criteriosa quando a sobrevivência nos diferentes tamanhos de plântulas, os indivíduos foram separados em classes de altura, instituídas de forma arbitrária. Sendo, classe I quando até 10cm, classe II, quando 11-20cm e classe III quando de 21-30cm. Com isso, foram obtidas as taxas de sobrevivência geral

(para o remanescente com e sem *Protium spruceanum*), por espécie, família, classe sucessional e grupo de plantio em cada classe de altura. A proporção de sobreviventes e mortos em cada classe de altura foi comparada para os dados gerais e para as diferentes classes sucessionais em cada área e para *Protium spruceanum* no caso das mudas oriundas do remanescente florestal. Para tanto, utilizou-se o teste Qui-quadrado, comparando as classes duas a duas, com a correção de Yates (G.L.=1) e a correção de Bonferroni para comparações múltiplas. Nos casos de freqüências inferiores a cinco, o teste Qui-quadrado foi substituído pelo teste Exato de Fisher.

Por fim, com os dados dos indivíduos retirados do remanescente florestal, para cada época de avaliação foram obtidas as taxas de mortalidade e a porcentagem de indivíduos que já haviam emitido folhas. Estas análises forneceram informações sobre o período após o transplante em que as mudas foram mais afetadas e o período em que a maior parte dos indivíduos emitiu folhas novas.

3.Resultados

No total foram transplantados respectivamente 2.424 indivíduos (110 espécies) do remanescente de FES e 280 indivíduos (42 espécies) dos talhões de eucalipto.

Os regenerantes provenientes dos talhões de eucalipto apresentaram taxa de sobrevivência de 66,79%, ou seja, dos 280 indivíduos transplantados, 187 sobreviveram. Do total de espécies transplantadas dos talhões, cinco apresentaram 100% de mortalidade. Todas essas cinco espécies estavam representadas no viveiro por apenas um indivíduo. Ao contrário, 21 espécies alcançaram 100% de sobrevivência, porém, o número de indivíduos no viveiro também foi baixo, sendo que apenas uma espécie foi representada por mais de cinco indivíduos (Tabela 1). Dessa forma, devido ao baixo número de indivíduos para muitas espécies, ressalta-se que estes dados devem ser interpretados com cautela.

Ainda para as mudas provenientes dos talhões de eucalipto, apenas oito espécies contavam com pelo menos 10 indivíduos transplantados. Destas, cinco tiveram taxas superiores a 75% de sobrevivência (*Myrcia fallax*, *Ocotea velutina*, *Prunus myrtifolia*, *Siparuna guianensis* e *Tabernaemontana catharinensis*), uma apresentou taxa de sobrevivência entre 50-75% (*Cupania tenuivalvis*) e duas apresentaram taxas de sobrevivência inferiores a 50% (*Palicourea marcgravii*, *Psychotria vellosiana*) (Tabela 1). Já

para as oito famílias com pelo menos 10 indivíduos, seis alcançaram taxas de sobrevivência maiores que 75% (Apocynaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Myrtaceae, Rosaceae e Siparunaceae), uma apresentou taxa de sobrevivência entre 50-75% (Sapindaceae) e outra taxa inferior a 50% de sobrevivência (Rubiaceae) (Tabela 2).

As plântulas provenientes do fragmento de FES apresentaram taxa geral de sobrevivência em viveiro de 69,01% (Tabela 3). Dessa forma, dos 2.424 indivíduos transplantados, 1.675 sobreviveram. Quando a espécie *Protium spruceanum* é desconsiderada desta análise, o número total de indivíduos avaliados cai para 1526, porém, a taxa de sobrevivência sobe para 75,43%. Do total de espécies provenientes do remanescente florestal, 52 tiveram 100% de sobrevivência em viveiro, entretanto 36 destas apresentavam menos de cinco indivíduos transplantados e, portanto, os resultados de sobrevivência em viveiro devem ser vistos com ressalva. De maneira contrária, apenas duas espécies, *Inga marginata* (1 indivíduo) e Indet sp9 (2 indivíduos), tiveram 100% de mortalidade. Ressalta-se, no entanto, que do total de indivíduos transferidos do remanescente para o viveiro, 27 morreram antes da morfo-identificação.

Para as plântulas oriundas do remanescente florestal, das 22 espécies com pelo menos 20 indivíduos transferidos para o viveiro, 13 (*Eugenia ligustrina*, *Myrcia fallax*, *Dalbergia frutescens*, *Tabernaemontana catharinensis*, *Croton floribundus*, *Tapirira guianensis*, *Rapanea cf. umbellata*, *Trichilia pallida*, *Inga vera*, *Gomidesia affinis*, *Esenbeckia febrifuga*, *Nectandra cf. grandiflora* e *Syagrus romanzoffiana*) apresentaram taxas de sobrevivência superiores a 75%, sendo que destas, somente *Esenbeckia febrifuga* teve 100% de sobrevivência. Para cinco espécies (*Protium spruceanum*, *Maytenus salicifolia*, *Psychotria velloziana*, *Matayba elaeagnoides* e *Roupala brasiliensis*) as taxas de sobrevivência ficaram entre 50-75% e apenas três (*Palicourea marcgravii*, *Securidaca* sp. e *Copaifera langsdorffii*) tiveram taxas de sobrevivência inferiores a 50% (Tabela 3).

Ainda para o remanescente florestal, quando analisadas as 18 famílias com mais de 20 indivíduos, 10 se destacaram e tiveram taxas superiores a 75% de sobrevivência (Myrtaceae, Fabaceae-Papilionoideae, Euphorbiaceae, Myrsinaceae, Apocynaceae, Meliaceae, Anacardiaceae, Lauraceae, Arecaceae, Rutaceae e Fabaceae-Mimosoideae). Cinco famílias (Burseraceae, Rubiaceae, Celastraceae, Sapindaceae e Proteaceae) apresentaram taxas de sobrevivência dos indivíduos entre 50-75% e apenas duas famílias (Polygalaceae e Fabaceae-Caesalpinoideae) tiveram taxas inferiores a 50% de sobrevivência (Tabela 4).

Tabela 1. Sobrevivência em viveiro por espécie, para os indivíduos provenientes do sub-bosque de talhões de eucalipto, nas diferentes classes de altura, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. CS: classe sucessional, Nc: não caracterizada, Npi: não pioneira, Pi: pioneira, GP: grupo de plantio, d: diversidade, P: preenchimento, N^o: número de indivíduos, S(%): percentagem de sobrevivência.

Espécie	CS	GP	Classe I (até 10cm)		Classe II (11cm - 20cm)		Classe III (21cm – 30cm)		Geral	
			N ^o	S (%)	N ^o	S (%)	N ^o	S (%)	N ^o	S (%)
<i>Actinostemon communis</i> (Müll. Arg.) Pax	Npi	D	1	100,00	2	100,00	1	100,00	4	100,00
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Pi	P	1	100,00	-	-	1	100,00	2	100,00
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Pi	D	-	-	-	-	2	50,00	2	50,00
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Nc	D	-	-	-	-	4	25,00	4	25,00
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Pi	P	-	-	3	100,00	-	-	3	100,00
<i>Cestrum</i> cf. <i>sendtnerianum</i> Mart.	Pi	D	-	-	4	100,00	1	100,00	5	100,00
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Npi	D	-	-	-	-	1	100,00	1	100,00
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Pi	P	1	100,00	4	100,00	4	100,00	9	100,00
<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	Npi	D	2	100,00	8	50,00	2	50,00	12	58,33
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Npi	D	-	-	-	-	1	100,00	1	100,00
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	Npi	D	1	100,00	-	-	-	-	1	100,00
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Npi	D	1	100,00	-	-	-	-	1	100,00
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Npi	D	-	-	1	100,00	-	-	1	100,00
Indet E sp1	Nc	Nc	-	-	1	0,00	-	-	1	0,00
Indet E sp2	Nc	Nc	-	-	1	100,00	-	-	1	100,00
Indet E sp3	Nc	Nc	1	0,00	-	-	-	-	1	0,00
<i>Inga vera</i> Willd.	Pi	P	1	0,00	-	-	-	-	1	0,00
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Pi	D	-	-	1	0,00	-	-	1	0,00
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Pi	D	1	0,00	2	100,00	1	100,00	4	75,00
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Pi	D	1	100,00	1	0,00	2	50,00	4	50,00
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	Npi	D	1	100,00	2	50,00	-	-	3	66,67
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	Pi	D	2	50,00	7	100,00	1	0,00	10	80,00
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Npi	D	1	100,00	2	100,00	-	-	3	100,00
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	Npi	D	3	100,00	6	66,67	1	100,00	10	80,00
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	Nc	D	31	12,90	22	50,00	2	100,00	55	30,91
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Npi	D	2	100,00	3	100,00	2	50,00	7	85,71
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pi	P	-	-	-	-	2	50,00	2	50,00
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pi	P	-	-	7	71,43	4	100,00	11	81,82
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Npi	D	9	22,22	8	12,50	2	50,00	19	21,05
<i>Rapanea</i> cf. <i>umbellata</i> (Mart.) Mez	Pi	P	3	100,00	1	0,00	1	0,00	5	60,00
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Pi	P	-	-	1	100,00	-	-	1	100,00
<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby	PI	P	-	-	-	-	1	100,00	1	100,00
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Npi	D	4	25,00	16	75,00	14	100,00	34	79,41
<i>Siphoneugenia</i> aff. <i>widgreniana</i> O. Berg.	Npi	D	-	-	-	-	1	100,00	1	100,00
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	Pi	P	10	80,00	22	86,36	15	100,00	47	89,36
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Pi	P	-	-	1	100,00	1	100,00	2	100,00
<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo	Pi	D	-	-	-	-	1	100,00	1	100,00
<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	Nc	D	1	100,00	-	-	-	-	1	100,00
<i>Trichillia catigua</i> A. Juss.	Npi	D	-	-	-	-	1	100,00	1	100,00
<i>Trichillia pallida</i> Sw.	Pi	D	4	100,00	1	100,00	-	-	5	100,00
<i>Vernonia</i> sp.	Pi	D	-	-	-	-	1	100,00	1	100,00
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Pi	D	-	-	1	0,00	-	-	1	0,00
TOTAL			82	47,56	128	69,53	70	84,29	280	66,79

Tabela 2. Sobrevivência em viveiro por família, para os indivíduos provenientes do sub-bosque de talhões de eucalipto, nas diferentes classes de altura, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. CS: classe sucessional, Nc: não caracterizada, Npi: não pioneira, Pi: pioneira, GP: grupo de plantio, D: diversidade, P: preenchimento, N°: número de indivíduos, S(%): percentagem de sobrevivência.

Família	N° spp.	Classe I (até 10cm)		Classe II (11cm - 20cm)		Classe III (21cm – 30cm)		Geral	
		N°	S (%)	N°	S (%)	N°	S (%)	N°	S (%)
Anacardiaceae	1	-	-	1	100,00	1	100,00	2	100,00
Annonaceae	1	-	-	1	0,00	-	-	1	0,00
Apocynaceae	1	10	80,00	22	86,36	15	100,00	47	89,36
Arecaceae	1	-	-	1	100,00	-	-	1	100,00
Asteraceae	1	-	-	-	-	1	100,00	1	100,00
Celastraceae	1	1	100,00	2	50,00	-	-	3	66,67
Clusiaceae	1	-	-	-	-	4	25,00	4	25,00
Combretaceae	1	-	-	-	-	1	100,00	1	100,00
Euphorbiaceae	5	6	83,33	11	100,00	9	88,89	26	92,31
Fabaceae-Caesalpinoideae	2	-	-	-	-	2	100,00	2	100,00
Fabaceae-Mimosoideae	2	1	0,00	-	-	2	50,00	3	33,33
Fabaceae-Papilionoideae	2	-	-	1	0,00	2	50,00	3	33,33
Indermianadas	3	1	0,00	2	50,00	-	-	3	33,33
Lauraceae	1	3	100,00	6	66,67	1	100,00	10	80,00
Melastomataceae	1	1	100,00	-	-	-	-	1	100,00
Meliaceae	2	4	100,00	1	100,00	1	100,00	6	100,00
Myrsinaceae	2	3	100,00	2	50,00	1	0,00	6	66,67
Myrtaceae	5	5	80,00	9	100,00	2	50,00	16	87,50
Rosaceae	1	-	-	7	71,43	4	100,00	11	81,82
Rubiaceae	2	40	15,00	30	40,00	4	75,00	74	28,38
Rutaceae	1	-	-	-	-	1	100,00	1	100,00
Salicaceae	1	-	-	3	100,00	-	-	3	100,00
Sapindaceae	2	3	100,00	9	44,44	4	50,00	16	56,25
Siparunaceae	1	4	25,00	16	75,00	14	100,00	34	79,41
Solanaceae	1	-	-	4	100,00	1	100,00	5	100,00

Tabela 3. Sobrevivência em viveiro por espécie, dos indivíduos provenientes de remanescente florestal, nas diferentes classes de altura, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. CS: classe sucessional, Nc: não caracterizada, Npi: não pioneira, Pi: pioneira, GP: grupo de plantio, D: diversidade, P: preenchimento, N°: número de indivíduos, S(%): percentagem de sobrevivência.

Espécie			Classe I (até 10cm)		Classe II (11cm - 20cm)		Classe III (21cm – 30cm)		Geral	
	CS	GP	N°	S (%)	N°	S (%)	N°	S (%)	N°	S (%)
<i>Actinostemon communis</i> (Müll. Arg.) Pax	NPi	D	6	100,0	6	100,0	2	100,0	14	100,0
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	Nc	D	-	-	1	100,0	-	-	1	100,0
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Pi	P	1	0,0	2	50,0	1	100,0	4	50,0
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.)	Pi	D	-	-	3	100,0	-	-	3	100,0
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	NPi	D	1	0,0	2	100,0	-	-	3	66,7
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Pi	D	1	0,0	2	50,0	-	-	3	33,3
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	NPi	D	2	100,0	-	-	-	-	2	100,0

Espécie	CS	GP	Classe I (até 10cm)		Classe II (11cm - 20cm)		Classe III (21cm – 30cm)		Geral	
			Nº	S (%)	Nº	S (%)	Nº	S (%)	Nº	S (%)
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	NPi	D	2	100,0	1	100,0	-	-	3	100,0
<i>Bauhinia longifolia</i> D. Dietr.	Nc	P	2	100,0	6	83,3	2	50,0	10	80,0
<i>Calliandra tweediei</i> Benth.	Pi	D	1	100,0	-	-	-	-	1	100,0
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Nc	D	-	-	5	20,0	1	100,0	6	33,3
<i>Campomanesia</i> cf. <i>xanthocarpa</i> O. Berg.	NPi	D	2	100,0	1	100,0	1	100,0	4	100,0
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	NPi	D	3	100,0	2	100,0	2	100,0	7	100,0
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Pi	D	-	-	1	100,0	-	-	1	100,0
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	NPi	D	1	100,0	2	50,0	-	-	3	66,7
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemin ex Benth.	Pi	D	1	100,0	5	80,0	3	100,0	9	88,9
<i>Cestrum</i> cf. <i>sendtnerianum</i> Mart.	Pi	D	2	100,0	1	100,0	2	100,0	5	100,0
<i>Cestrum schlechtendalii</i> G. Don.	Nc	D	4	100,0	-	-	-	-	4	100,0
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.	NPi	D	1	100,0	2	100,0	2	100,0	5	100,0
<i>Coccoloba cordata</i> Cham.	Nc	D	3	66,7	-	-	-	-	3	66,7
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	NPi	D	1	0,0	10	40,0	12	8,3	23	21,7
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Pi	D	-	-	3	100,0	2	100,0	5	100,0
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Pi	P	17	82,4	29	93,1	9	100,0	55	90,9
<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	NPi	D	9	44,4	20	65,0	1	0,0	30	56,7
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Nc	D	49	98,0	13	92,3	2	50,0	64	95,3
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	NPi	D	-	-	1	100,0	-	-	1	100,0
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	NPi	D	-	-	-	-	1	100,0	1	100,0
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	NPi	D	-	-	1	100,0	4	100,0	5	100,0
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	NPi	D	3	100,0	12	100,0	8	100,0	23	100,0
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	NPi	D	-	-	4	100,0	1	100,0	5	100,0
<i>Eugenia</i> cf. <i>hyemalis</i> Cambess.	NPi	D	-	-	1	100,0	-	-	1	100,0
<i>Eugenia florida</i> DC.	NPi	D	-	-	1	100,0	-	-	1	100,0
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	NPi	D	37	94,6	31	100,0	3	100,0	71	97,2
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	NPi	D	13	92,3	6	100,0	-	-	19	94,7
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	NPi	D	-	-	9	66,7	8	50,0	17	58,8
<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	NPi	D	6	33,3	5	20,0	-	-	11	27,3
<i>Geonoma brevispatha</i> Barb. Rodr.	NPi	D	-	-	2	50,0	2	100,0	4	75,0
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Nc	D	2	100,0	1	100,0	1	100,0	4	100,0
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D. Legrand	NPi	D	12	91,7	11	72,7	3	66,7	26	80,8
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Pi	D	1	100,0	12	100,0	6	100,0	19	100,0
<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	NPi	D	1	100,0	-	-	2	100,0	3	100,0
Indet sp1	Nc	Nc	-	-	1	100,0	-	-	1	100,0
Indet sp2	Nc	Nc	4	75,0	-	-	-	-	4	75,0
Indet sp3	Nc	Nc	-	-	1	100,0	-	-	1	100,0
Indet sp4	Nc	Nc	1	100,0	-	-	-	-	1	100,0
Indet sp5	Nc	Nc	-	-	-	-	1	100,0	1	100,0
Indet sp6	Nc	Nc	-	-	2	100,0	-	-	2	100,0
Indet sp7	Nc	Nc	1	100,0	-	-	-	-	1	100,0
Indet sp8	Nc	Nc	-	-	1	100,0	-	-	1	100,0
Indet sp9	Nc	Nc	-	-	-	-	2	0,0	2	0,0
Indet sp10	Nc	Nc	4	50,0	2	50,0	-	-	6	50,0
<i>Inga marginata</i> Willd.	Pi	P	-	-	-	-	1	0,0	1	0,0
<i>Inga vera</i> Willd.	Pi	P	9	100,0	19	78,9	1	0,0	29	82,8
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	NPi	D	4	100,0	4	100,0	2	100,0	10	100,0
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Pi	D	1	100,0	-	-	-	-	1	100,0
<i>Leandra scabra</i> DC.	Nc	D	1	100,0	6	50,0	-	-	7	57,1
<i>Leandra</i> sp.	Nc	D	-	-	1	100,0	-	-	1	100,0
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) AMG. Azevedo & HC.	Pi	D	2	50,0	2	100,0	-	-	4	75,0
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Pi	P	7	100,0	8	100,0	-	-	15	100,0
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Pi	D	-	-	3	100,0	3	100,0	6	100,0
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) vogel	Pi	D	2	100,0	5	100,0	-	-	7	100,0
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Pi	D	5	60,0	-	-	1	0,0	6	50,0
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Pi	D	6	83,3	34	70,6	8	50,0	48	68,8
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	NPi	D	-	-	1	100,0	-	-	1	100,0
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	NPi	D	31	83,9	72	66,7	39	43,6	142	64,1
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	Pi	D	3	33,3	2	100,0	2	50,0	7	57,1
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	NPi	D	1	100,0	1	100,0	1	100,0	3	100,0
Mortas antes da morfo-identificação	Nc	Nc	15	0,0	7	0,0	5	0,0	27	0,0
<i>Myrcia</i> cf. <i>hartwegiana</i> (O. Berg.) Kiaersk.	NPi	D	3	66,7	-	-	2	100,0	5	80,0

Espécie	CS	GP	Classe I (até 10cm)		Classe II (11cm - 20cm)		Classe III (21cm – 30cm)		Geral	
			Nº	S (%)	Nº	S (%)	Nº	S (%)	Nº	S (%)
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	Pi	D	16	100,0	38	97,4	12	75,0	66	93,9
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	NPi	D	4	75,0	7	100,0	6	100,0	17	94,1
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	NPi	D	2	100,0	11	100,0	4	100,0	17	100,0
<i>Myrciaria cf. tenella</i> (DC.) O. Berg.	NPi	D	4	100,0	2	100,0	3	66,7	9	88,9
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	NPi	D	2	100,0	1	0,0	4	25,0	7	42,9
Myrtaceae sp8	Nc	D	-	-	2	50,0	2	50,0	4	50,0
Myrtaceae sp9	Nc	D	1	100,0	-	-	-	-	1	100,0
<i>Nectandra cf. grandiflora</i> Nees & C. Mart. ex Nees	NPi	D	3	100,0	14	71,4	5	80,0	22	77,3
<i>Ocotea cf. velutina</i> (Nees) Rohwer	Nc	D	9	66,7	4	100,0	6	83,3	19	78,9
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Pi	D	-	-	1	100,0	1	100,0	2	100,0
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	Nc	D	53	35,8	27	33,3	6	66,7	86	37,2
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	NPi	D	3	100,0	6	83,3	-	-	9	88,9
<i>Persea pyrifolia</i> (D. Don) Spreng.	NPi	D	-	-	1	100,0	-	-	1	100,0
<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth.	Nc	D	-	-	3	100,0	-	-	3	100,0
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pi	P	-	-	3	66,7	2	50,0	5	60,0
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	Pi	D	728	59,5	147	50,3	23	73,9	898	58,4
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pi	P	2	100,0	3	100,0	2	100,0	7	100,0
<i>Psychotria cf. cartagenensis</i>	NPi	D	1	100,0	-	-	-	-	1	100,0
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	NPi	D	2	100,0	1	100,0	-	-	3	100,0
<i>Psychotria</i> sp.	Nc	D	-	-	4	50,0	1	100,0	5	60,0
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	NPi	D	25	60,0	23	69,6	5	60,0	53	64,2
<i>Rapanea cf. umbellata</i> (Mart.) Mez	Pi	D	31	83,9	16	62,5	2	100,0	49	77,6
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Pi	D	4	75,0	10	90,0	1	0,0	15	80,0
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	NPi	D	4	50,0	20	80,0	15	40,0	39	61,5
Rubiaceae sp.	NPi	D	3	100,0	2	100,0	-	-	5	100,0
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. & Downs	NPi	D	6	83,3	5	100,0	1	100,0	12	91,7
<i>Securidaca</i> sp.	NPi	D	9	33,3	16	50,0	-	-	25	44,0
<i>Siparuna cujabana</i> (Mart.) A. DC.	NPi	D	1	100,0	-	-	-	-	1	100,0
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	NPi	D	3	66,7	8	87,5	1	0,0	12	75,0
<i>Siphoneugenia aff. widgreniana</i> O. Berg.	NPi	D	1	100,0	8	87,5	2	100,0	11	90,9
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Nc	D	-	-	-	-	1	100,0	1	100,0
<i>Styrax pohli</i> A. DC.	Pi	D	3	66,7	2	100,0	-	-	5	80,0
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Nc	D	-	-	5	100,0	15	86,7	20	90,0
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	Pi	P	-	-	1	100,0	-	-	1	100,0
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	Pi	P	27	81,5	29	89,7	1	100,0	57	86,0
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nc	D	27	77,8	20	85,0	3	100,0	50	82,0
<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	Nc	D	2	100,0	2	100,0	-	-	4	100,0
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	NPi	D	2	100,0	6	83,3	-	-	8	87,5
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	NPi	D	-	-	2	100,0	1	100,0	3	100,0
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Pi	D	10	80,0	23	91,3	4	50,0	37	83,8
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Pi	D	-	-	2	50,0	3	0,0	5	20,0
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Pi	D	3	66,7	6	50,0	1	100,0	10	60,0
TOTAL			1275	66,6	867	73,7	282	66,3	2424	69,1

Tabela 4. Sobrevivência em viveiro por família, dos indivíduos provenientes de remanescente florestal, nas diferentes classes de altura. Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. CS: classe sucessional, Nc: não caracterizada, Npi: não pioneira, Pi: pioneira, GP: grupo de plantio, D: diversidade, P: preenchimento, N^o: número de indivíduos, S(%): porcentagem de sobrevivência.

Família	N ^o spp.	Classe I (até 10cm)		Classe II (11cm - 20cm)		Classe III (21cm – 30cm)		Geral	
		N ^o	S (%)	N ^o	S (%)	N ^o	S (%)	N ^o	S (%)
Anacardiaceae	1	27	77,8	20	85,0	3	100,0	50	82,0
Annonaceae	1	1	100,0	0	0,0	2	100,0	3	100,0
Apocynaceae	2	29	82,8	29	89,7	1	100,0	59	86,4
Arecaceae	3	0	0,0	16	75,0	25	76,0	41	75,6
Asteraceae	1	2	100,0	1	100,0	1	100,0	4	100,0
Boraginaceae	1	0	0,0	3	100,0	2	100,0	5	100,0
Burseraceae	1	728	59,5	147	50,3	23	73,9	898	58,4
Celastraceae	2	31	83,9	73	67,1	39	43,6	143	64,3
Clusiaceae	1	0	0,0	5	20,0	1	100,0	6	33,3
Ebenaceae	1	0	0,0	1	100,0	0	0,0	1	100,0
Elaeocarpaceae	1	0	0,0	0	0,0	1	100,0	1	100,0
Erythroxylaceae	1	0	0,0	1	100,0	4	100,0	5	100,0
Euphorbiaceae	6	38	81,6	48	91,7	14	92,9	100	88,0
Fabaceae-Caesalpinioideae	1	1	0,0	10	40,0	12	8,3	23	21,7
Fabaceae-Cercidae	1	2	100,0	6	83,3	2	50,0	10	80,0
Fabaceae-Mimosoideae	5	10	100,0	23	78,3	4	25,0	37	78,4
Fabaceae-Papilionoideae	7	62	95,2	38	92,1	8	87,5	108	93,5
Indeterminados	10	10	70,0	7	85,7	3	33,3	20	70,0
Lacistemaceae	1	4	100,0	4	100,0	2	100,0	10	100,0
Lauraceae	5	12	75,0	20	80,0	13	84,6	45	80,0
Lythraceae	1	1	100,0	0	0,0	0	0,0	1	100,0
Melastomataceae	4	6	66,7	11	72,7	2	50,0	19	68,4
Meliaceae	4	13	84,6	33	87,9	5	60,0	51	84,3
Monimiaceae	1	1	100,0	1	100,0	1	100,0	3	100,0
Morta antes da morfo-identificação	-	15	0,0	7	0,0	5	0,0	27	0,0
Myrsinaceae	2	35	82,9	26	73,1	3	66,7	64	78,1
Myrtaceae	15	97	93,8	120	94,2	42	78,6	259	91,5
Nyctaginaceae	1	1	100,0	12	100,0	6	100,0	19	100,0
Piperaceae	1	0	0,0	3	100,0	0	0,0	3	100,0
Polygalaceae	1	9	33,3	16	50,0	0	0,0	25	44,0
Polygonaceae	1	3	66,7	0	0,0	0	0,0	3	66,7
Proteaceae	1	4	50,0	20	80,0	15	40,0	39	61,5
Rosaceae	1	2	100,0	3	100,0	2	100,0	7	100,0
Rubiaceae	9	92	46,7	66	53,0	14	71,4	172	51,2
Rutaceae	4	8	87,5	23	87,0	10	100,0	41	90,2
Salicaceae	2	3	100,0	3	100,0	2	100,0	8	100,0
Sapindaceae	3	15	60,0	57	70,2	9	44,4	81	65,4
Siparunaceae	2	4	75,0	8	87,5	1	0,0	13	76,9
Solanaceae	2	6	100,0	1	100,0	2	100,0	9	100,0
Styracaceae	1	3	66,7	2	100,0	0	0,0	5	80,0
Symplocaceae	1	0	0,0	1	100,0	0	0,0	1	100,0
Vochysiaceae	1	0	0,0	2	50,0	3	0,0	5	20,0

Para as classes sucessionais, considerando-se os grupos de pioneiras e não pioneiras, tanto para as plântulas provenientes dos talhões de eucalipto quanto para as provenientes do remanescente florestal, as taxas de sobrevivência em viveiro diferiram significativamente ($\alpha = 0,05$) e foram sempre superiores para as pioneiras. Da mesma forma, o grupo de preenchimento apresentou taxas de sobrevivência significativamente maiores que o grupo de diversidade, tanto para os indivíduos provenientes do eucalipto quanto para os oriundos do remanescente florestal (Figura 3).

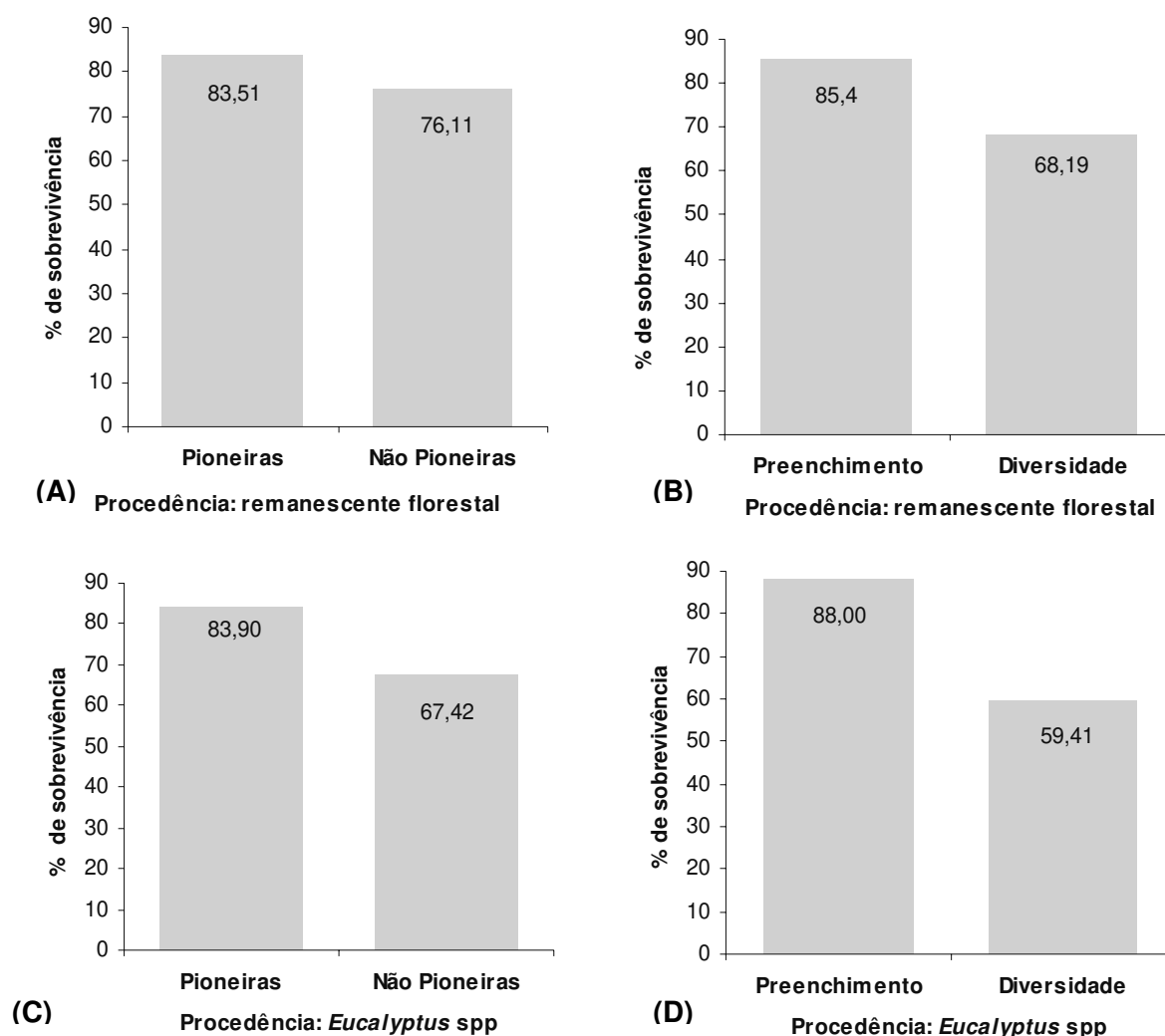


Figura 3. Taxa de sobrevivência em viveiro dos indivíduos regenerantes das duas áreas: remanescente florestal e talhões de eucalipto, nas diferentes classes sucessionais e grupos de plantios. Fazenda Santa Terezinha, Bofete São Paulo. (A) $\chi^2=9,73$; $p=0,0018$; (B) $\chi^2=13,33$; $p=0,0003$; (C) $\chi^2=6,84$; $p=0,0089$; (D) $\chi^2=19,00$; $p<0,0001$.

Com relação à sobrevivência entre as classes sucessionais nas diferentes classes de altura dos indivíduos transplantados, para as plântulas retiradas do remanescente florestal as não pioneiras apresentaram taxas de sobrevivência significativamente maiores nas classes I (até 10cm) e II (11-20cm), entretanto, para as pioneiras não houve diferença significativa na proporção de indivíduos sobreviventes e mortos entre as classes de altura. Para os indivíduos vindos dos talhões de eucalipto, em ambas as classes sucessionais, não houve significância para as diferenças das proporções de sobreviventes e mortos, entre as três classes de altura de transplante analisadas (Tabelas 5 e 6).

Considerando novamente todos os indivíduos vindos do remanescente florestal, observa-se que a taxa de sobrevivência foi significativamente maior na classe de altura II (11-20cm). Quando a espécie *Protium spruceanum* é retirada da análise, a sobrevivência das plântulas passa a ser significativamente maior nas classes I (até 10cm) e II (11-20cm) e analisando individualmente *Protium spruceanum* constata-se que não há diferenças significativas entre a proporção de indivíduos sobreviventes e mortos em viveiro entre as três classes de altura. Quanto à sobrevivência nas classes de altura para os regenerantes vindos dos talhões de eucalipto, as classes II (11-20cm) e III (21-30cm) apresentaram proporção de sobreviventes significativamente maiores que a classe I (até 10cm) (Tabelas 5 e 6).

Tabela 5. Sobrevivência dos diferentes conjuntos de plântulas analisados nas diferentes classes de altura de transplante para o viveiro, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. N°: número de indivíduos, S(%): porcentagem de sobrevivência. Classes de altura; I: até 10 cm de altura; II: 11-20 cm de altura; III: 21-30 cm de altura.

Conjunto de plântulas	Classe I (até 10cm)		Classe II (11cm - 20cm)		Classe III (21cm – 30cm)	
	Nº	S(%)	Nº	S(%)	Nº	S(%)
Talhões de Eucalipto	82	47,56	128	69,53	70	84,29
Remanescente florestal	1.275	66,59	867	73,70	282	66,31
Remanescente florestal (desconsiderando <i>Protium spruceanum</i>)	547	76,05	720	78,47	259	65,64
<i>Protium spruceanum</i>	728	59,48	147	50,34	23	73,91
Pioneiras (Remanescente florestal)	179	82,68	287	86,06	86	76,74
Não Pioneiras (Remanescente florestal)	205	82,44	325	78,77	144	61,11
Pioneiras (Talhões de Eucalipto)	24	79,17	56	83,93	38	86,84
Não Pioneiras (Talhões de Eucalipto)	22	54,56	42	61,90	25	88,00

De maneira geral, tanto as taxas de mortalidade quanto a porcentagem dos indivíduos sobreviventes que emitiram folhas, foram maiores na primeira avaliação, realizada três meses após o transplante, e diminuíram sensivelmente nas avaliações seguintes. Entretanto, a análise destes parâmetros para as diferentes classes de tamanho, revela que há uma tendência dos indivíduos menores apresentarem taxas de mortalidade e porcentagens de indivíduos rebrotados maiores logo na primeira avaliação, três meses após o transplante. Também revela que quanto maior a altura dos indivíduos, menor a diferença das taxas de mortalidade e porcentagem de indivíduos rebrotados entre a avaliação inicial e as avaliações subseqüentes (Tabela 7). Assim sendo, os indivíduos menores ou morreriam ou emitiram folhas mais cedo que os maiores.

Tabela 6. Comparações das proporções de sobreviventes e mortos nos diferentes conjuntos de plântulas analisados, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. Classes de altura; I: até 10 cm de altura; II: 11-20 cm de altura; III: 21-30 cm de altura. Valor crítico de P = 0,0167, ajustado para comparações múltiplas pela correção de Bonferroni. Resultados significativos em negrito

Conjunto de plântulas	Classes de altura	P
Talhões de Eucalipto	I - II	0,0024
	I - III	<0,0001
	II - III	0,0346
Remanescente florestal	I - II	0,0005
	I - III	0,9847
	II - III	0,0202
Remanescente florestal (desconsiderando <i>Protium spruceanum</i>)	I - II	0,3405
	I - III	0,0026
	II - III	<0,0001
<i>Protium spruceanum</i>	I - II	0,0505
	I - III	0,2401
	II - III	0,0597
Não Pioneiras (Remanescente florestal)	I - II	0,3574
	I - III	0,0001
	II - III	<0,0001
Pioneiras (Remanescente florestal)	I - II	0,3924
	I - III	0,3264
	II - III	0,0580
Não Pioneiras (Talhões de Eucalipto)	I - II	0,7631
	I - III	0,0244
	II - III	0,0388
Pioneiras (Talhões de Eucalipto)	I - II	0,8472
	I - III	0,6557

Tabela 7. Taxas de mortalidade e porcentagem de rebrota nas classes de altura para os diferentes períodos de avaliação dos indivíduos transplantados de remanescente florestal para viveiro de produção de mudas, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. Classes de altura; I: até 10 cm de altura; II: 11-20 cm de altura; III: >21-30 cm de altura.

Classes de altura	Meses após transplante	Taxa de mortalidade	% indivíduos vivos rebrotados
I	0 - 3	24,39	78,68
	3 - 5	4,36	17,79
	5 - 7	4,01	2,24
	7 - 9	4,07	1,30
II	0 - 3	15,11	66,20
	3 - 5	4,62	20,50
	5 - 7	5,13	9,70
	7 - 9	4,05	3,60
III	0 - 3	12,77	56,68
	3 - 5	10,16	17,65
	5 - 7	9,95	13,90
	7 - 9	6,03	11,76
Geral	0 - 3	19,72	71,46
	3 - 5	5,19	18,81
	5 - 7	4,88	6,39
	7 - 9	4,29	3,34

4. Discussão

4.1. Taxas de sobrevivência

As taxas gerais de sobrevivência em viveiro, obtidas para os dois ambientes de transferência dos indivíduos, sub-bosque de remanescente florestal e de talhões de eucalipto, foram elevadas (respectivamente 69,01 e 66,79%) e muito similares. Nave (2005), na transferência para viveiro de regenerantes arbustivo-arbóreos de áreas naturais, no período de dezembro de 2002, obteve 70,2% de sobrevivência, resultado próximo ao deste trabalho. No entanto, o mesmo autor encontrou 42,6% de sobrevivência para a mesma área, no período de julho de 2002, índice bem inferior aos relatados neste estudo e também aos resultados do próprio autor para o transplante em dezembro de 2002. Segundo Nave (2005), as diferenças climáticas entre as épocas de transplante podem refletir significativamente nas taxas de sobrevivência em viveiro, já que a região onde foi realizado esse experimento (Capão Bonito, SP.) apresenta inverno rigoroso, com ocorrência de geadas.

Analisadas isoladamente, algumas espécies apresentaram resultados muito semelhantes aos descritos na literatura. Thoma (1998) obteve índice de 82% de sobrevivência para *Tapirira guianensis*, quando os indivíduos com 3-4 folhas foram transplantados para viveiro a pleno sol e sob sombrite 60%. Estes valores são exatamente iguais aos obtidos no presente estudo para os regenerantes de *Tapirira guianensis* advindos do remanescente florestal. Já sob sombrite 30% o autor obteve valores de sobrevivência de 70%.

Sob as condições naturais do sub-bosque florestal, a sobrevivência e a capacidade das plântulas de se adaptarem as mudanças do ambiente dependem de uma complexa interação entre seus atributos morfológicos e fisiológicos (Fenner 1987, Garwood 1996). Tais atributos incluem área foliar, biomassa, arranjo das folhas e ramos, taxas fotossintética e respiratória, eficiência no uso da água, etc. (Garwood 1996). A sobrevivência e a capacidade de desenvolvimento destes indivíduos quando transplantados para viveiro de produção de mudas também seria afetada pelos mesmos aspectos. É evidente que as espécies apresentam características morfológicas e fisiológicas intrínsecas e muito específicas, portanto, justifica-se a grande variação nas taxas de sobrevivência em viveiro para cada espécie, conforme resultados deste estudo. Estas constatações são concordantes com as dos demais estudos que avaliaram a transferência de plântulas, utilizando esta metodologia (e.g. Seitz & Corvello 1984, Pareja 1998, Thoma 1998).

Com relação à sobrevivência nas diferentes classes de altura, enquanto os melhores índices de sobrevivência para os propágulos advindos do sub-bosque de talhões de eucalipto ocorreram para os indivíduos com 11-20cm e 21-30cm de altura, para as plântulas advindas do sub-bosque do remanescente florestal ocorreu o melhor índice apenas para os indivíduos de 11-20cm de altura. Há, no entanto grande divergência sobre o tema. Corvello (1983) recomenda para *Ocotea puberula* e *Ilex paraguariensis* a utilização de regenerantes com 30-60cm. Entretanto Nave (2005) obteve melhores resultados quando os indivíduos transplantados continham até 20cm de altura e justifica que taxas de mortalidade maiores para indivíduos de maior porte estariam ligadas ao dano às raízes que estes sofreriam, provocando um desequilíbrio hídrico na planta, que perderia mais água do que suas raízes danificadas seriam capazes de absorver do substrato. Thoma (1998) argumenta que plântulas maiores são normalmente mais exigentes em água e nutrientes, sendo a sobrevivência comprometida em razão do estresse hídrico.

Ainda sobre esse aspecto, plântulas de porte menor responderam nesse estudo, de forma mais rápida às condições em que foram transplantadas, ou apresentando indícios que sobreviveriam ao processo de transplante, através da emissão de folhas novas, ou morrendo logo na primeira avaliação, o que explica as maiores taxas de mortalidade e de sobrevivência com emissão de folhas ocorrendo concomitantemente na primeira avaliação, quando considerada a comunidade transplantada. Ao contrário, grande parte dos indivíduos maiores permaneceu por certo tempo num estado de latência, sem rebrotar ou emitir folhas, mas também sem dar indícios de estar morto, muitos inclusive apresentaram murchamento e perda severa de folhas. Porém, para todas as classes de altura foi evidente que o período inicial após o transplante, representado neste trabalho pelos primeiros três meses após a transferência, é o período mais crítico para a sobrevivência das plântulas. Uma vez ultrapassada esta etapa, as chances do indivíduo sobreviver e se desenvolver torna-se grande, gerando uma muda capaz de ser utilizada na restauração de áreas degradadas.

Porém, ressalta-se novamente que as respostas das espécies quanto à sobrevivência em cada classe de altura foram muito variáveis, portanto, comparações e extrapolações dos resultados gerais aqui obtidos para outras áreas e comunidades não devem ser realizadas, uma vez que as condições ambientais no momento e após a transferência das plântulas e a composição florística e estrutural da comunidade interferem fortemente nessas variáveis. Os próprios resultados obtidos exemplificam a situação acima. Quando *Protium spruceanum* é retirada da análise, o conjunto de plântulas obtidas do remanescente florestal deixa de apresentar somente a classe de altura de 11-20cm como a com maior taxa de sobrevivência e passa a apresentar as duas primeiras classes de altura (até 10cm e de 11-20cm) como as melhores para o transplante.

Ao contrário, quando o foco deixa de ser o transplante da comunidade arbustivo-arbórea e passa a ser o de espécies pré-determinadas os resultados de sobrevivência em cada classe devem ser considerados na definição da melhor altura de transplante. Contudo, além da classe de altura com os melhores resultados deve-se observar o fato que salvo poucas exceções, espécies arbustivo-arbóreas tropicais apresentam um número consideravelmente maior de indivíduos nas fases iniciais de vida, com decréscimo à medida que a idade aumenta (Fenner 1987) e conseqüentemente também nas classes de indivíduos com alturas menores como observado no Capítulo 1 deste trabalho e por Nave (2005).

Por exemplo, *Protium spruceanum*, espécie com número de indivíduos avaliados bem superior ao das demais, apresentou as melhores taxas de sobrevivência para a classe

de indivíduos com altura de 21-30cm, no entanto, além destas diferenças não serem significativas, observou-se que o número de indivíduos nessa classe foi bem inferior ao das demais classes, de forma que mesmo sob taxas inferiores de sobrevivência, ao final das avaliações o número de indivíduos sobreviventes nas classes de até 10cm e de 11-20cm foi superior ao da classe de 21-30cm de altura. Os indivíduos menores, portanto, seriam encontrados com maior facilidade e em maior densidade, de forma que, mesmo apresentando índices menores de sobrevivência, sua transferência seria mais adequada.

Com relação às diferenças nas taxas de sobrevivência entre as pioneiras e as não pioneiras ou tardias, há que se considerar que plântulas não pioneiras normalmente germinam e permanecem sob o dossel florestal, como banco de plântulas em locais sombreados, onde a luminosidade é bastante reduzida, a umidade do ar é mais alta e a temperatura mais amena. Por outro lado, as pioneiras germinariam e ocupariam os ambientes mais abertos, onde os índices de radiação solar seriam mais altos, a umidade do ar menor e as temperaturas mais elevadas (Budowski 1965, Swaine & Whitmore 1988, Whitmore 1989).

Dessa maneira, plântulas de espécies não pioneiras, quando comparadas às pioneiras, sofreriam maiores impactos quando transferidas para viveiro com canteiros a pleno sol ou mesmo com certo grau de sombreamento, pois não estariam adaptadas as condições ambientais destes locais, principalmente ao aumento na radiação solar, temperatura e umidade. Exposições destas mudas às condições adversas provocariam o aquecimento das folhas. Isso exigiria por parte da planta uma maior transpiração para um eficaz resfriamento, e conseqüentemente maior necessidade de água para as folhas, que o sistema de raízes não está em condições de oferecer (Corvello 1983). Isso explica a maior taxa de sobrevivência das pioneiras nesse experimento, quando comparadas as não pioneiras e deixa claro que os valores de sobrevivência em viveiro, principalmente para as espécies não pioneiras, podem ser elevados, caso os indivíduos transplantados sejam adequadamente conduzidos ao viveiro, respeitando-se suas particularidades fisiológicas.

O comportamento diferenciado de pioneiras e não pioneiras em viveiro é fato conhecido na produção de mudas de espécies nativas, quando propagadas pelo método convencional, ou seja, por sementes (Gonçalves *et al.* 2000) e parece ser também evidente quando as mudas são obtidas por meio do transplante da regeneração natural. O mesmo ocorreu entre as espécies de preenchimento e diversidade, pois no caso específico deste estudo, estes grupos de plantio foram respectivamente representados de maneira geral, por

espécies mais iniciais da sucessão (principalmente pioneiras) e espécies mais finais da sucessão florestal (não pioneiras).

No entanto, há várias exceções de espécies não pioneiras que apresentaram altos índices de sobrevivência na transferência, tais como *Actinostemon communis*, *Esenbeckia febrifuga*, *Lacistema hasslerianum* e muitas espécies da família Myrtaceae. Esta família, segunda tanto em número de espécies quanto de indivíduos no viveiro, caracterizada como família típica do sub-bosque florestal, obteve taxas de sobrevivência de 87,50% e 91,50% respectivamente para os indivíduos oriundos dos talhões de eucalipto e do remanescente florestal.

Dessa forma, diferenças nas taxas gerais de sobrevivência entre os dois ambientes estudados neste trabalho, ou mesmo destes ambientes com as dos demais estudos de transferência para viveiro da comunidade arbustivo-arbórea de indivíduos regenerantes, podem ser explicadas por vários fatores. Conforme demonstrado, tais diferenças poderiam ter origem na época do ano em que a transferência foi realizada, na altura dos indivíduos transplantados e principalmente na composição florística e número de indivíduos de cada espécie no conjunto de plântulas transplantadas.

4.2. Implicações para a restauração ecológica de áreas degradadas

Embora os melhores resultados de sobrevivência em viveiro tenham sido alcançados com as pioneiras, as quais são as espécies mais disponíveis nos viveiros e as mais utilizadas nos reflorestamentos com fins de restauração ecológica (Barbosa *et al.* 2003) a maior parte de espécies não pioneiras também apresentou índices de sobrevivência satisfatórios. Considerando-se o número total de espécies nas duas áreas de retirada dos indivíduos (sub-bosque de remanescente florestal e de talhões de eucalipto), ao final das avaliações o viveiro contava com mudas de 113 espécies arbustivo-arbóreas, número bem superior aos comumente encontrados tanto nos viveiros de espécies nativas quanto nos plantios de restauração de áreas degradadas. Estes números são maiores inclusive aos exigidos pela resolução SMA 047, de 2003 (anexo 1.1), que estabelece o número de 80 espécies nativas em plantios para fins de restauração para o estado de São Paulo.

A comparação dos resultados obtidos neste trabalho com o levantamento da produção de mudas nativas no estado de São Paulo (Barbosa *et al.* 2003) revela que muitas espécies transplantadas que tiveram sucesso na produção de mudas, sequer foram encontradas no levantamento das espécies produzidas nos 30 principais viveiros do estado. Considerando-se apenas as espécies que, ao final do período de avaliações deste estudo, continham pelo menos 10 indivíduos sobreviventes no viveiro, o talhão de eucalipto contém duas espécies não citadas no levantamento de Barbosa *et al.* (2003). Já por meio do transplante da regeneração natural do remanescente florestal, considerando também apenas as espécies com um número mínimo de 10 indivíduos no viveiro, foi possível produzir mudas de 13 espécies arbustivo-arbóreas não encontradas nos viveiros analisados por Barbosa *et al.* (2003) (Tabela 8).

Tabela 8. Espécies transferidas em cada ambiente (sub-bosque de talhões de eucalipto e de remanescente florestal) com pelo menos 10 indivíduos sobreviventes no viveiro e a porcentagem de viveiros de produção de mudas em que foram observadas no estado de São Paulo (Barbosa *et al.* 2003).

Frequência nos Viveiros (%)	Espécies advindas do sub-bosque de talhões de eucalipto	Espécies advindas do sub-bosque do remanescente florestal	
0%	<i>Palicourea marcgravii</i> <i>Siparuna guianensis</i>	<i>Actinostemon communis</i>	<i>Maytenus salicifolia</i>
		<i>Cupania tenuivalvis</i>	<i>Myrcia guianensis</i>
		<i>Dalbergia frutescens</i>	<i>Palicourea marcgravii</i>
		<i>Esenbeckia febrifuga</i>	<i>Protium spruceanum</i>
		<i>Eugenia ligustrina</i>	<i>Psychotria vellosiana</i>
		<i>Eugenia pluriflora</i>	<i>Trichilia pallida</i>
		<i>Guapira hirsuta</i>	
1 – 17%	-	<i>Gomidesia affinis</i>	<i>Myrcia multiflora</i>
		<i>Lacistema hasslerianum</i>	<i>Rapanea ferruginea</i>
		<i>Matayba elaeagnoides</i>	<i>Roupala brasiliensis</i>
		<i>Myrcia fallax</i>	<i>Sebastiania commersoniana</i>
17 – 50 %	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	<i>Machaerium aculeatum</i>	<i>Tapirira guianensis</i>
		<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	
> 50%	-	<i>Croton floribundus</i>	<i>Inga vera</i>
		<i>Euterpe edulis</i>	<i>Syagrus romanzoffiana</i>

Embora a comparação com o levantamento das espécies produzidas nos viveiros tenha sido realizada somente com dados do estado de São Paulo, é certo que em outras

regiões do país com a mesma formação vegetacional, os resultados também revelariam que muitas das espécies da qual foram produzidas mudas, não estariam disponíveis nos viveiros e muito menos nos plantios de restauração ecológica.

Muitas das espécies transplantadas não são encontradas nos viveiros provavelmente em função da dificuldade na coleta de sementes, ou mesmo pelo desconhecimento dos seus mecanismos fisiológicos e das tecnologias empregadas na germinação de suas sementes. Para muitas destas espécies, a transferência dos regenerantes para viveiro seria uma alternativa simples e perfeitamente viável.

Os resultados apresentados acima demonstram de forma clara que o comportamento das plântulas em viveiro não compromete o potencial da transferência da regeneração natural como metodologia eficaz de resgate da diversidade vegetal e funcional dos programas de restauração ecológica. Muito pelo contrário, a comprovação de que por meio da retirada controlada da regeneração natural é possível produzir mudas de um grande número de espécies, normalmente não encontradas nos viveiros florestais e certamente também ausentes nos plantios de restauração de áreas degradadas, evidencia ainda mais o potencial desta metodologia.

Por fim, considera-se que as taxas gerais de sobrevivência foram satisfatórias e que a metodologia empregada para a produção de mudas de espécies nativas é eficaz e aplicável como técnica complementar às convencionais, buscando-se sempre o aumento da diversidade florística, genética e funcional dos viveiros de produção de mudas florestais e consequentemente dos plantios de restauração ecológica.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comunidade de plântulas arbustivo-arbóreas do fragmento remanescente de FES da Fazenda Santa Terezinha, Bofete-SP., apresentou alta riqueza de espécies e alta densidade de indivíduos, bem como representatividade de espécies dos diferentes grupos ecológicos da sucessão florestal e dos grupos de plantio (preenchimento e diversidade). Além disto, tanto a borda quanto o interior foram representados por várias espécies pouco comuns ou não utilizadas nos plantios de restauração ecológica. Dessa forma, a comunidade de plântulas da floresta seguramente demonstrou grande potencial para a utilização como fonte de plântulas alóctones nos projetos de restauração ecológica, visando o resgate da diversidade vegetal.

No sub-bosque dos plantios de *Eucalyptus* spp., a comunidade de plântulas de espécies arbustivo-arbóreas nativas se mostrou também muito heterogênea, com grande variação no número de espécies e indivíduos entre os diferentes talhões analisados. Encontrou-se, porém, tendência de talhões com maior riqueza de espécies e densidade de regeneração natural ($\geq 1,5\text{m}$) serem também mais ricos e densos na comunidade de plântulas.

Diante da constatação da heterogeneidade, não só espacial, mas também temporal da comunidade de plântulas, fruto da marcada sazonalidade do recrutamento, ao menos para o remanescente florestal pode se dizer que a retirada de plântulas em diferentes épocas do ano eleva ainda mais a riqueza de espécies passíveis de transplante ao viveiro.

Apesar dos valores de diversidade bem inferiores aos do remanescente florestal, a comunidade de plântulas dos plantios florestais também apresentou potencial de utilização na restauração florestal, principalmente quando a metodologia é voltada para as espécies que apresentam alta densidade, ou para aquelas pouco comuns nos viveiros e/ou plantios de restauração ecológica. Além disso, por serem áreas de produção agrícola, amplamente distribuídas nas regiões tropicais e não protegidas pela legislação ambiental, o transplante dos indivíduos regenerantes neste ambientes se torna ainda mais interessante, podendo ser executado livremente, sem preocupações quanto ao impacto sobre a regeneração natural da área.

Ao contrário, em áreas naturais deve-se ter a preocupação com o impacto que a retirada das plântulas pode gerar sobre a regeneração natural do ecossistema em questão.

Apesar das áreas submetidas à retirada de plântulas terem apresentado elevado potencial de auto-recuperação no tempo (resiliência), o curto período de acompanhamento da área, a marcada heterogeneidade espacial e temporal da comunidade de plântulas e a ocorrência de um ano atípico (ou, de fato, normal para as florestas tropicais), com elevados níveis de recrutamento de pelo menos uma espécie, comprometem a compreensão dos reais efeitos desta prática sobre a dinâmica de regeneração desse fragmento de floresta. Há, portanto a necessidade de mais estudos nesse sentido.

Por fim, apesar da grande variação nos índices de sobrevivência entre as espécies estudadas, as taxas gerais de sobrevivência em viveiro foram satisfatórias. Muitas das espécies que sobreviveram ao transplante não são encontradas nos viveiros florestais comerciais e muito menos nos reflorestamentos com espécies nativas. Sendo assim, a metodologia de transferência da regeneração natural é uma estratégia importante e complementar às técnicas convencionais de produção de mudas de espécies nativas (sementes), resgatando a diversidade vegetal e funcional dos viveiros florestais e contribuindo consideravelmente aos programas de restauração ecológica, com base na utilização não só de espécies, mas de material genético regional.

Porém, ressalta-se que ao contrário de plantios florestais comerciais, em áreas naturais esta metodologia é a princípio recomendada apenas para áreas que irreversivelmente serão desmatadas com a autorização dos órgãos de licenciamento ambiental, como áreas de represamento para geração de energia, de construção e manutenção de estradas, de mineração, etc., sendo nestes casos uma importante medida mitigadora dos impactos gerados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHÃO, W.A.P. & MELLO, J.W.V. de. Fundamentos de pedologia e geologia de interesse no processo de recuperação de uma área degradada. In: DIAS, L.E. & MELLO, J.W.V. (Ed.) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Depto de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.15-26.

ALBUQUERQUE, G.B. Floresta Nacional de Ipanema: caracterização da vegetação em dois trechos distintos do Morro de Araçoiaba, Iperó, SP. Piracicaba, 1999. 186p. Tese (mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.

APG 2003. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**. v.141, p.399-436, 2003.

AUER, C.G. & GRAÇA, M.C.E. Método de produção de mudas de canela-sassafrás a partir de mudas de regeneração natural. **Boletim de Pesquisas Florestais**, n.30/31 p.75-77, 1995.

AUGSPURGER, C.K. Seed dispersal of the tropical tree, *Platypodium elegans*, and the escape of its seedlings from fungal pathogens. **Journal of Ecology**, v.71, p.759-771, 1983.

AUGSPURGER, C.K. Seedling survival of tropical tree species: interactions of dispersal distance, light gaps, and pathogens. **Ecology**, v.65, p.1705-1712, 1984.

BAIDER, C. O banco de sementes e de plântulas na sucessão da Mata Atlântica. 1994. 137p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo.

BAIDER, C.; TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de Floresta Atlântica Montana (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.2, p.319-328, 1999.

BAIDER, C.; TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.61, n.1, p.35-44, 2001.

BARBOSA, J.M. A tecnologia de produção de sementes e mudas e aspectos ecofisiológicos de espécies arbóreas nativas como instrumento de viabilidade da resolução SMA 21 - 21/11/2001. In: SEMINÁRIO TEMÁTICO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. São Paulo, 2003. **Anais** São Paulo: Instituto de Botânica, 2003, p.59-63.

BARBOSA, L.M. & MANTOVANI, W. Degradação ambiental: conceituação e bases para o repovoamento vegetal. **Recuperação de áreas degradadas da serra do mar e formações florestais litorâneas**, p. 33-40, 2000.

BARBOSA, L.M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**, 3 ed. São Paulo: EDUSP, Fapesp, 2004. p.289-312.

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.; MATTIOLI, D.S.; GUEDES, D.C.; SANTOS JÚNIOR, N.; SILVA, P.M.S. & PLAZA, A.P. Recuperação florestal com espécies nativas no estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, v.6, p.28-34, 2003.

BARONE, J.A. Comparison of herbivores and herbivory in the canopy and understory for two tropical tree species. **Biotropica**, v.32, p.307-317, 2000.

BOOT, R.G.A. The significance of seedling size and growth rate of tropical rain forest tree seedling for regeneration in canopy openings. In: Swaine, MD. (Ed.) **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO and Parthenon Publishing Group, 1996. p.267-283.

BORGES, K.H. & ENGEL, V.L. Influência de fragmentos de vegetação nativa na composição do banco de sementes de povoamentos implantados de eucaliptos. In: CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO, 1. CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7, Curitiba, 1993. **Anais**. Curitiba: SBS, SBEF, 1993. p.434-437.

BOX, G.E.P.; HUNTER, W.G. & HUNTER, J.S. **Statistics for experimenters: An introduction to design, data analysis, and model building**. New York: John Wiley & Sons, Inc. 1978.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v.15, n.1, p.40-42, 1965.

CALEGARIO, N.; SOUZA, A.L. de; MARAGON, L.C. & SILVA, A.F. da. Parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de *Eucalyptus*. **Revista Árvore**, v.17, n.1, p.16-29, 1993a.

CALEGARIO, N.; SOUZA, A.L. de; MARAGON, L.C. & SILVA, A.F. da. Estimativa de parâmetros de distribuição e associação de espécies vegetais nativas regeneradas no sub-bosque de *Eucalyptus*, no município de Belo Oriente-MG. **Revista Árvore**, v.17, n.2, p.146-161, 1993b.

CAMPELLO, E.F.C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas In: Dias, L.E. & Mello, J.W.V. (Ed.) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Depto de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.183-196.

CAMPOS, H. **Estatística experimental não-paramétrica**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1983. 332p.

CARMO, M.R.B. do & MORELLATO, L.C.P. Fenologia de árvores e arbustos das matas ciliares da bacia do rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil. In: Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**, 3 ed. São Paulo: EDUSP, Fapesp, 2004. p.125-141.

CARNEIRO, P.H.M. Caracterização florística e estrutural da dinâmica da regeneração de espécies nativas em um povoamento comercial de *Eucalyptus grandis* em Itatinga-SP. Piracicaba, 2002. 131p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

CAVALHEIRO, A.L.; TOREZAN, J.M.D. & FADELLI, L. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In: Medri, M.E.; Bianchini, E.; Shibatta, O.A; Pimenta, J.A. N. (Ed.) **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: 2002.

CERSÓSIMO, L.F. Variações espaciais e temporais no estabelecimento de plântulas em floresta secundária em São Paulo. São Paulo, 1993. 195p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo.

CESAR, O. & LEITÃO-FILHO, H. de F. Estudo fitossociológico de Mata Mesófila Semidecídua na fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.50, n.2, p.443-452, 1990.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. Seedling dynamics of a tropical tree: impacts of herbivory and meristem damage. **Ecology**, v.66, p.1884-1892, 1985.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. The role of physical damage in tree seedling mortality regime of a neotropical tree. **Biotropica**, v.19, p.236-244, 1989.

CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v.111, n.982, p.1119-1144, 1977.

CORVELLO, W.B.V. Utilização de mudas da regeneração natural em reflorestamentos com espécies nativas. Curitiba, 1983. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná.

COTTAM, G. & CURTIS, J.T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology**, v.37, n.3, p.451-460, 1956.

CRAWLEY, M.J. The structure of plant communities. In: Crawley, M.J. (Ed.) **Plant Ecology** Oxford: Blackwell Science, 1986a. p.475-531.

CRAWLEY, M.J. Plant-herbivores dynamics. In: Crawley, M.J. (Ed.) **Plant Ecology** Oxford: Blackwell Science, 1986b. p.401-474.

DE STEVEN, D. Tropical tree seedling dynamics: recruitment patterns and their population consequences for three canopy species in Panama. **Journal of Tropical Ecology**, v.10, p.385-398, 1994.

DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v.12 (supplement), p.47-55, 1980.

DENSLOW, J.S. The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of *Inga* seedlings. **Biotropica**, v.23, n.3, p.225-234, 1991.

DIAS, L.E. & GRIFFITH, J.J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. In: Dias, L.E. & Mello, J.W.V. (Ed.) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Depto de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.1-8.

DURIGAN, G.; BAITELLO, J.B.; FRANCO, G.A.D.C. & SIQUEIRA, M.F. de. **Plantas do Cerrado Paulista: imagens de uma paisagem ameaçada**. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2004. 475p.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; PASTORE, J.A. & AGUIAR, O.T. de. Regeneração natural da vegetação de cerrado sob floresta de *Eucalyptus citriodora*. **Revista do Instituto Florestal**, v.9, n.1, p.71-85, 1997.

EHRENFELD, J.G. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. **Restoration Ecology**, v.8, n.1, p.2-9, 2000.

ENGEL, V.L. & PARROTTA, A.J. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.152, p.169-181, 2001.

ENGEL, V.L. & PARROTTA, A.J. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E. de; Moraes, L.F.D. de; Engel, V.L. & Gandara, F.B. (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap.1, p.1-26.

FACELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, v.57, n.1, p.1-32, 1991.

FACELLI, J.M. Multiple indirect effects of plant litter affect the establishment of woody seedlings in old fields. **Ecology**, v.75, p.1727-1735, 1994.

FARAH, F.T. Favorecimento da regeneração de um trecho degradado de Floresta Estacional Semidecidual. Campinas, 2003, 213p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas

FENNER, M. Seedlings. **The New Phytologist**, v.106 (Supplement), p.35-47. 1987.

FENNER, M. Susceptibility to shade in seedlings of colonizing and closed turf species. **The New Phytologist**, v.81, p.739-744, 1978.

FERRETTI, A.R.; KAGEYAMA, P.Y.; ÁRBOCZ, G de F.; SANTOS, J.D. dos; BARROS, M.I.A. de; LORZA, R.AF & OLIVEIRA, C. de. Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para revegetação com nativas no estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, v.3, n.7, 1995.

FINEGAN, B. Forest succession. **Nature**, v.312, p.109-114, 1984.

FONSECA, C.E.L da; RIBEIRO, J.F.; SOUZA, C.C. de; REZENDE, R.P. & BALBINO, V.K. Recuperação da vegetação de matas de galeria: estudos de caso no Distrito Federal e entorno. In: Ribeiro, J.F; Fonseca, C.E.L. da; Souza E Silva, J.C. (Ed.) **Caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina: Embrapa-CPAC. 2001.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics - The ecology of landscape and regions**. 1995. Cambridge: Cambridge University Press. 632p.

GABRIEL, J.L.C. Florística, fitossociologia de espécies lenhosas e aspectos da ciclagem de nutrientes em Floresta Mesófila Semidecídua nos municípios de Anhembi e Bofete-SP. 1997. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H. DE F. & BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, n.4, p.753-767, 1995.

GARWOOD, N.C. Functional morphology of tropical tree seedlings. In: Swaine, M.D. (Ed.) **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO and Parthenon Publishing Group, 1996. p.59-129.

GARWOOD, N.C. Seed germination in a seasonal tropical forest in Panama - a community study. **Ecological Monographs**, v.53, n.2, p.159-181, 1983.

GELDENHUYS, C.J. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.101-115, 1997.

GLEASON, H.A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v.53, n.1, p.7-26, 1926.

GONÇALVES, J.L.M.; SANTARELLI, E.D.; MORAES NETO, S.P. de & MANARA, M.P. Produção de mudas de espécies nativas: substrato, nutrição, sombreamento e fertilização. In: Gonçalves, J.L.M.; Benedetti, V. (Ed.) **Nutrição e fertilização florestal** Piracicaba: IPEF, 2000. p.309-350.

GRAU, H. Regeneration patterns of *Cedrela lilloi* (Meliaceae) in Northwestern Argentina Subtropical Montane Forests. **Journal of Tropical Ecology**, v.16, p.227-242, 2000.

GROMBONE-GUARATINI, M.T. & RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**. v.18, p.759-774, 2002.

GROMBONE-GUARATINI, M.T. Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração. Campinas, 1999, 150p. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas.

HAMRICK, J.L. & LEE, J.M. Effect of soil surface topography and litter cover on the germination, survival, and growth of musk thistle (*Carduus nutans*). **American Journal of Botany**, v.74, n.3, p.451-457, 1987.

HARPER, J.L. **Population biology of plants** London: Academic Press, 1977. 892p.

HARTSHORN, G.S. Gap-phase dynamics and tropical tree species richness. In: Holms-Nielsen, L.B.; Nielsen, I.C. & Balsley, H. (Ed.) **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity**. San Diego: Academic Press, 1989.

HOULE, G. Spatial relationship between seed and seedling abundance and mortality in a deciduous forest of North-eastern North America. **Journal of Ecology**, v.80, p.99-108, 1992.

HOWE, H.F., SCHUPP, E.W. & WESTLEY, L.C. Early consequences of seed dispersal for a neotropical tree (*Virola surinamensis*). **Ecology**, v.66, p.781-791, 1985.

HUBBELL, S.P. Seed predation and the coexistence of tree species in tropical forests. **Oikos**, v.35, p.214-229, 1980.

HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B.; O'BRIEN, S.T.; HARMS, K.E.; CONDIT, B.; WESCHSLER, B.; WRIGHT, S.J. & LOO de LAO, S. Light-gap disturbance, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical Forest. **Science**, v.283, p.554-557, 1999.

HURLBERT, S.H. Spatial distribution of the montane unicorn. **Oikos**, v.58, p.257-271, 1990.

HUTCHINGS, M.J. The structure of plant population. In: Crawley, M.J. (Ed.) **Plant Ecology** Oxford: Blackwell Science, 1986. p.325-358.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R. & NAVE, A. A. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP.: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, v.20, n.2, p.139-153, 1997.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R. & NAVE, A. A. Fitossociologia de um remanescente de floresta estacional semidecidual em Itatinga-SP., para fins de restauração de áreas degradadas. **Árvore**, v.26, n.1, p.43-57, 2002.

JANZEN, D.H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **The American Naturalist**, v.104, n.940, p.501-528, 1970.

JENÍK, J. Clonal growth in wood plants: a review. **Folia Geobotanica Et Phytotaxonomica**, v.29, p.291-306, 1994.

KAGEYAMA, P.Y. & GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: Rodrigues, R.R., Leitão Filho, HF. (Ed.), **Matas ciliares: conservação e recuperação**, 3 ed. São Paulo: EDUSP, Fapesp, 2004. p.249-270.

KEENAN, R.; LAMB, D.; WOLDRING, O.; IRVINE, T. & JENSEN, R. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.117-131, 1997.

KENDLE, A.D. & ROSE, J.E. **The** aliens have landed! What are the justifications for native only' in landscape plantings? **Landscape and Urban Planning**, v.47, p.19-31, 2000.

KENNARD, D.K.; GOULD, K.; PUTZ, F.E.; FREDERICKSEN, T.S. & MORALES, F. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v.162, p.197-208, 2002.

KOBE, R.K. Light gradient partitioning among tropical tree species through differential seedling mortality and growth. **Ecology**, v.80, n.1, p.187-201, 1999.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper & Row, 1989. 654p

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA C.K.; PAVÃO, M.; YWANE, M.S.S. KANASHIRO, M.M.; LIMA, L.M.P.R.; PIRES, A.S.; SHIDA, C.N.; FUKUDA, J.C.; JOLY, C.A.; COUTO, H.T.Z. do; GUILLAUMON, J.R.; BARBOSA, O.; BARRADAS, A.M.F.; BORG, S.C.; MONTEIRO, C.H.B.; PONTINHAS, A.A.S.; ANDRADE, G.G. de & VILELA, F.E.S.P. Mapeamento e quantificação do reflorestamento no estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, v.6, p.19-27, 2003.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; PAVÃO, M.; YWANE, M.S.S.; KANASHIRO, M.M.; LIMA, L.M.P.R.; PIRES, A.S.; SHID, C.N.; FUKUDA, J.C. & GUILLAUMON, J.R. **Inventário florestal das áreas reflorestadas do estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2002, 184p.

KWIT, C.; PLATT, W.J. & SLATER, H.H. Post hurricane regeneration of pioneer plant species in south Florida subtropical hardwood hammocks. **Biotropica**, v.32, n.2, p.244-251, 2000.

LA CRUZ, M. de & DIRZO, R. A survey of the standing levels of herbivory in seedlings from a Mexican rain forest. **Biotropica**, v.19, p.98-106, 1987.

LAMB, D. Large-scale ecological restoration of degraded tropical lands: the potential role of timber plantations. **Restoration Ecology**, v.6, n.3, p.271-279, 1998.

LIEBERMAN, D. Demography of tropical tree seedlings: A review. In: Swaine, M.D. (Ed.) **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO and Parthenon Publishing Group, 1996. p.131-138.

LOMBARDI, J.A. & MOTTA JUNIOR, J.C. Levantamento do sub-bosque de um reflorestamento monoespecífico de *Pinus elliotti* em relação às síndromes de dispersão. **Turrialba**, v.42, n.4, p.438-442, 1992.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 608p.

LUDWIG, J.A. & REINOLDS, J.F. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. New York: John Wiley & Sons, 1988. 337p.

MAGUIRE, D.A. & FORMAN, T.T. Herb cover effects on tree seedling patterns in a mature hemlock-hardwood forest. **Ecology** v.64, p.1367-1380, 1983.

MARTINS, S. V. & RODRIGUES, R. R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, South-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v.00, p.1-12, 2002.

MELO, F.P.L. de; AGUIAR NETO, A.V. de; SIMABUKURO, E.A. & TABARELLI, M. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: Ferreira, A.G. & Borghetti, F. (Ed.) **Germinação do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p.237-250.

MELO, V.A.; GRIFFITH, J.J., MARCO JÚNIOR, P. de; SILVA, E.; SOUZA, A.I. de, GUEDES, M.C. & OZÓRIO, T.F. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. **Revista Árvore**, v.24, n.3, p.235-240, 2000.

MINTER/IBAMA. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação**. Brasília: IBAMA, 1990, 96p.

MOLOFSKY, J. & AUGSPURGER, C.K. The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. **Ecology**, v.73, n.1, p.68-77, 1992.

MOLOFSKY, J. & FISHER, B.L. Habitat and predation effects on seedling survival and growth in shade-tolerant tropical trees. **Ecology**. V.74, n.1, p.261-265, 1993.

MORELLATO, L.C.P. As estações do ano na floresta. In: Morellato, L.C.P. & Leitão Filho, H.F. (Ed.) **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana – reserva Santa Genebra**. Campinas: Editora da Unicamp, 1995. p.37-41.

MORELLATO, L.C.P. & LEITÃO-FILHO, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na serra do Japi. In: Morellato, L.C.P. (Ed.) **História natural da Serra do Japi**, Campinas: Unicamp, 1992. p.112-140.

MOSCA, A.A.O, Caracterização hidrológica de duas microbacias visando identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantadas. Piracicaba, 2003, 120p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974. 547p.

NAPPO, M.E.; OLIVEIRA FILHO, A.T. de & MARTINS, S.V. A estrutura do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth., em área minerada, em Poços de Caldas.MG. **Ciência Florestal**, v.10, n.2, p.17-29, 2000.

NAVE, A.G. Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP. 2005. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

NEMER, T.G.; JARDIM, F.C.S. & SERRÃO, D.R. Sobrevivência de mudas da regeneração natural de espécies arbóreas três meses após o plantio em clareiras de diferentes tamanhos, Moju-PA. **Revista Árvore**, v.26, n.2, p.217-221, 2002.

OBERHAUSER, U. Secondary forest regeneration beneath pine (*Pinus kesiya*) plantations in the northern Thai highlands: a chronosequence study. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.171-183, 1997.

OLIVEIRA, R.J. Dinâmica de plantulas e estrutura de mata Atlântica secundária de encosta, Peruíbe, SP. São Paulo, 1999, 125p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo.

OLIVEIRA, R.J.; MANTOVANI, W. & MELO, M.M.R.F. de. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da floresta atlântica de encosta, Peruíbe, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v.15, n.3, 2001.

PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F. & POFF, N.L. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology**, v5, n.4, p.291-300, 1997.

PAREJA, E.K. Utilização de banco de plantulas das espécies *Emmotun nitens*, *Ocotea spixiana* e *Mouriri elliptica* na recuperação de áreas degradadas do cerrado. Gurupi, 1998, 48p. Monografia (Graduação) - Campus Universitário de Gurupi, Fundação Universidade do Tocantins.

PARKER, V.T. The scale of successional models and restoration objectives. **Restoration ecology**, v.5 n.4, p. 301-306, 1997.

PARROTTA, J.A.; TURNBULL, J.W. & JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.1-7, 1997.

PARROTTA, J.A. Productivity, nutrient cycling, and succession in single and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v.124, p.45-77, 1999.

PESSOTTI, J.E.S. **Levantamento semidetalhado dos solos da fazenda Santa Terezinha**. Campinas: Pessotti Serviços Agrícolas e Florestais, 1998. 58p.

PICKETT, S.T.A & COLLINS, S.L. & ARMESTO, J.J. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession, **Vegetatio**, v.69, p.109-114, 1987.

PIMENTEL-GOMES, F. & GARCIA, C.R. **Estatística aplicada a experimentos agrônômicos e florestais: exposição com exemplos e orientações para uso de aplicativos**. Piracicaba: FEALQ, 2002. 309p.

PORTELA, R.C.Q. Estabelecimento de plântulas e jovens de espécies arbóreas em fragmentos florestais de diferentes tamanhos. Campinas, 2002, 90p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas.

PUTZ, F.E. Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v.64, n.5, p.1069-1074, 1983.

REIS, A.; ESPÍNDOLA, M.B. & VIEIRA, N.K. A nucleação como ferramenta para a restauração ambiental. In: SEMINÁRIO TEMÁTICO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. São Paulo, 2003. **Anais** São Paulo: Instituto de Botânica, 2003, p.32-39.

REZENDE, M.L.; VALE, A.B. do; SOUZA, A.L. de; REIS, M.G.F.; SILVA, A.F. da & NEVES, J.C.L. Regeneração natural de espécies florestais nativas em sub-bosque de *Eucalyptus* e em mata secundária no município de viçosa, zona da mata - Minas Gerais, Brasil. In: SIMPÓSIO SUL AMERICANO, 1. SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2. Foz do Iguaçu, 1994. **Anais** Curitiba: FUNEP, 1994. p.409-418.

RODRIGUES, E. Edge effects on the regeneration of forests fragments in North Paraná. Cambridge, 1998. Tese (Ph.D) - Harvard University.

RODRIGUES, R.R. & GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**, 3 ed. São Paulo: EDUSP, Fapesp, 2004. p.235-248.

RODRIGUES, R.R. & GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v.2, n.1, p.4-15, 1996.

RODRIGUES, R.R. & NAVE, A.G. Heterogenidade florística das matas ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**, 3 ed. São Paulo: EDUSP, Fapesp, 2004. p.45-71.

RODRIGUES, R.R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares: Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**, 3 ed. São Paulo: EDUSP, Fapesp, 2004. p.91-100.

RODRIGUES, R.R.; Avanços e perspectivas na recuperação de áreas dentro de programas de adequação ambiental. In: SEMINÁRIO TEMÁTICO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. São Paulo, 2003. **Anais** São Paulo: Instituto de Botânica, 2003, p.5-6.

RODRIGUES, R.R.; TORRES, R.B.; MATTHES, L.A.F. & PENHA, A.S. Tree species sprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.47, n.1, p. 127-133, 2004.

SANTARELLI, E.G. Produção de mudas de espécies nativas. In: Rodrigues, R.R, Leitão Filho, H. F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**, 3 ed. São Paulo: EDUSP, Fapesp, 2004. p.313-318.

SANTOS, S.L. dos & VÁLIO, I.F.M. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v.25, n.1, p.89-92, 2002.

SAPORETTI JÚNIOR, A.W.; MEIRA NETO J.A.A. & ALMADO, R. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no município de Bom Despacho-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.6, p.905-910, 2003.

SARTORI, M.S. Variação da regeneração natural da vegetação arbórea no sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. manejado por talhadia, localizado no município de Itatinga, SP. Piracicaba, 2001, 95p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

SCARPA, F. Crescimento inicial de espécies pioneiras e não pioneiras das florestas semidecíduas do estado de São Paulo. Campinas, 2002. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas.

SCHUPP, E.W. Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. *Oikos*, v.51, p.71-78, 1988.

SCHUPP, E.W.; HOWE, H.F.; AUGSPURGER, C.K. & LEVEY, D.J. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology**, v.70, p.562-564, 1989.

SEITZ, R.A & CORVELLO, W.B.V. Qualidade de mudas obtidas na regeneração natural. SEITZ, R.A. A regeneração natural na recuperação de áreas degradadas. In: SIMPOSIO INTERNACIONAL: METODOS DE PRODUCAO E CONTROLE DE QUALIDADE DE SEMENTES E MUDAS FLORESTAIS, Curitiba, 1984. **Anais** Curitiba: FUEF, 1984. p.392-402.

SEITZ, R.A. A regeneração natural na recuperação de áreas degradadas. In: SIMPOSIO SUL AMERICANO, 1. SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2. Foz do Iguaçu, 1994. **Anais** Curitiba: FUNEP, 1994. p.409-418.

SHEPHERD, G.J. **FITOPAC: Manual do usuário**. Campinas: Departamento de Botânica, Unicamp, 1995. 72p.

SILVA JÚNIOR, M.C.; SCARANO, F.R. & CARDEL, F.S. Regeneration of an Atlantic Forest in the understory of an *Eucalyptus grandis* stand in southern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.11, p.148-152, 1994.

SILVA, W.R. A importância da interação planta-animal nos processos de restauração. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E. de; Moraes, L.F.D. de; Engel, V.L. & Gandara, F.B. (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p.77-90.

SIQUEIRA, L.P. de. Monitoramento de áreas restauradas no estado de São Paulo, Brasil. Piracicaba, 2002. 128p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

SOUZA, F.M. de & BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p.185-200, 2004.

SOUZA, R.P. de & VÁLIO, I.F.M. Seed size, seed germination, and seedling survival of Brazilian tropical tree species differing in successional status. **Biotropica**, v.33, n.3, p.447-457, 2001.

SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. On the definition of ecological groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v.75, p.81-86, 1988.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P. & MANTOVANI, W. A recuperação da floresta atlântica sob plantios de *Eucalyptus* no núcleo Santa Virgínia, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v.5, n.2, p.187-201, 1993.

THOMA, A.C. Sobrevivência e desenvolvimento inicial de plântulas de *Tapirira guianensis* Aubl. e *Cheiloclinum cognatum* (Miers.) A.C. Smith após transferência direta para o campo e para o viveiro. Gurupi, 1998, 48p. Monografia (Graduação) - Campus Universitário de Gurupi, Fundação Universidade do Tocantins.

VAARTAJA, O. The relationship of fungi to survival of shaded tree seedlings. **Ecology**, v.43, p.547-549, 1962.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlim: Springer-Verlag, 1982. 213p.

VELOSO, H.P. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE - Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 1992. 91p.

WHITE, P.S. & PICKETT, S.T.A. Natural disturbance and patch Dynamics: An introduction. In: Pickett, S.T.A & White, P.S **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Orlando: Academic Press, 1985. p.3-13.

WHITMORE, T.C. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further inquiry. In: Swaine, M.D. (Ed.) **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO and Parthenon Publishing Group, 1996. cap.1, p.3-39.

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology** v.70, n.3, p.536-538, 1989.

YOUNG, K.R.; EWEL, J.J. & BROWN, B.J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**. v.71, p.157-173, 1987.

ANEXO 1.1

Resolução da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, que dispõe sobre os plantios de restauração de áreas degradadas. Tópicos relacionados a este trabalho foram ressaltados em negrito.

RESOLUÇÃO SMA Nº 47, DE 26 DE NOVEMBRO DE 2003.

O Secretário de Estado do Meio Ambiente, em cumprimento ao disposto nos artigos 23, VII, e 225, § 1º, I, da Constituição Federal, nos artigos 191 e 193 da Constituição do Estado, nos artigos 2º e 4º da Lei federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e nos 2º, 4º e 7º da Lei estadual nº 9.509, de 20 de março de 1997, e considerando o contido na Agenda 21 e na Convenção da Biodiversidade;

considerando a constatação feita pela equipe do Instituto de Botânica, relacionada ao projeto "Modelos de Repovoamento Vegetal para Proteção de Sistemas Hídricos em Áreas Degradadas dos Diversos Biomas no Estado de São Paulo" (Políticas Públicas / FAPESP) quanto à baixa diversidade vegetal das áreas reflorestadas com espécies nativas, nas quais têm sido utilizadas menos de 33 espécies arbóreas, o que se agrava, ainda mais, quando se verifica que são plantadas praticamente as mesmas espécies em todo o Estado, independentemente da região, sendo dois terços delas, em geral, de estágios iniciais da sucessão, de ciclo de vida curto (15-20 anos), o que irá levar os reflorestamentos ao declínio em um certo espaço de tempo, como vem sendo observado na prática;
considerando a necessidade de revisão periódica dos termos contidos na Resolução SMA 21, de 21-11-2001, tendo em vista o avanço do conhecimento científico e resultados obtidos com sua aplicação prática;

considerando que a perda da diversidade biológica significa a redução de recursos genéticos disponíveis ao desenvolvimento sustentável, na forma de madeira, frutos, forragem, plantas ornamentais e produtos de interesse alimentar, industrial e farmacológico;

considerando que o Departamento Estadual de Proteção de Recursos Naturais - DEPRN, tem constatado que dentre outras formas de Recuperação de Áreas Degradadas, os plantios realizados têm apresentado resultados mais satisfatórios a partir dos critérios técnicos para a escolha e combinação das espécies, estabelecidos na Resolução SMA 21/01, resolve:

Art. 1º - A recuperação de áreas degradadas exige elevada diversidade, que pode ser obtida com o plantio de mudas e/ou outras técnicas tais como semeadura direta, indução e/ou condução da regeneração natural.

§ 1 - O caput deste artigo não se aplica para áreas de recuperação com menos de 1 (um) hectare, nas quais deverão ser utilizadas, no mínimo, 30 espécies.

§ 2 - Respeitando-se as formações de ocorrência, recomenda-se a utilização de espécies ameaçadas de extinção, e/ou atrativas da fauna associada.

§3 - As espécies escolhidas deverão contemplar os dois grupos ecológicos: pioneiras (pioneiras e secundárias iniciais) e não pioneiras (secundárias tardias e climácicas), considerando-se o limite mínimo de 40% para qualquer dos grupos.

§4 - Com relação ao número de indivíduos por espécie, nenhuma espécie poderá ultrapassar o limite máximo de 20% do total do plantio.

Art. 2º - A recuperação florestal de áreas degradadas nas formações de floresta ombrófila, floresta estacional semidecidual e savanas florestadas (cerradão), será efetivada mediante o plantio de mudas de, no mínimo, 80 (oitenta) espécies arbóreas das formações vegetais de ocorrência regional, exemplificadas na listagem do Anexo a esta resolução, não excluindo espécies levantadas regionalmente.

Art. 3º - Na execução dos trabalhos de recuperação florestal, deverão ser priorizadas as seguintes áreas:

- a) as áreas consideradas de preservação permanente pela Lei Federal 4.771/65, em especial aquelas localizadas em nascentes e olhos d'água;
- b) de interligação de fragmentos florestais remanescentes na paisagem regional (corredores ecológicos);
- c) de elevado potencial de erodibilidade;

Art. 4º - Para formações ou situações de baixa diversidade de espécies arbóreas, tais como: florestas estacionais deciduais, formações paludosas e de restinga, manguezal, além das áreas rochosas, o número de espécies a ser utilizado será definido por projeto técnico circunstanciado, a ser aprovado no âmbito da Coordenadoria de Licenciamento Ambiental e de Proteção de Recursos Naturais - CPRN, considerando-se a maior diversidade possível.

Art. 5º - Para projetos de recuperação mediante plantio, o solo deverá ser devidamente preparado, atentando para as recomendações técnicas de conservação de solo, de calagem e adubação, do controle inicial de competidores, além de isolar a área dos fatores de degradação.

§ 1 - A manutenção das áreas restauradas deverá ser executada por, no mínimo, 18 meses após o plantio, incluindo o controle de formigas, capinas e/ou coroamentos, adubação e outros, conforme avaliação técnica do responsável pelo projeto.

§ 2 - Tendo como objetivo final a recuperação da floresta, será admitida a ocupação das entrelinhas, com espécies para adubação verde e/ou de interesse econômico, por até dois anos, desde que o projeto utilize princípios agroecológicos.

Art. 6º - Para recuperação de áreas com algum tipo de cobertura florestal nativa remanescente, recomenda-se:

- a) a proteção da área de qualquer ação de degradação;
- b) o controle de espécies exóticas ou nativas em desequilíbrio;
- c) o adensamento na borda da área, usando espécies de rápido crescimento e boa cobertura;
- d) o enriquecimento dessas áreas com espécies finais da sucessão.

Art. 7º - Para a recuperação de áreas degradadas mediante outras técnicas, associadas ou não ao plantio de mudas, deverá ser apresentado um projeto específico, contendo:

- a) avaliação da paisagem;
- b) avaliação do histórico de degradação da área;
- c) retirada dos fatores de degradação;
- d) avaliação dos processos de regeneração natural;
- e) aproveitamento do potencial de auto-recuperação.

Parágrafo único - A não presença e/ou expressão deste potencial de auto-recuperação adotar-se-ão as medidas previstas no artigo 2.

Art. 8º - A execução dos trabalhos de recuperação florestal deverá observar os seguintes aspectos:

I - O solo deverá ser preparado em consonância com a estratégia de recuperação adotada, atentando para as recomendações técnicas de conservação de solo, de calagem, adubação e aplicação de matéria orgânica, com destaque para análise físico-química do solo;

II - Avaliação do potencial de auto-recuperação dessas áreas no que se refere: à presença ou chegada de propágulos (sementes ou indivíduos remanescentes), oriundos do banco de sementes e da "chuva" de sementes, dependendo da área - objeto de recuperação e da vizinhança, em função da presença de remanescentes florestais próximos;

III - Avaliação do histórico e uso atual da área, no que se refere às práticas culturais, como alteração da drenagem do solo, retirada ou revolvimento periódico do solo, uso de herbicidas e outros;

IV - Em situações onde for observada a regeneração natural de espécies nativas, no pré e pós-plantio, esta deverá ser aproveitada na recuperação da área, estimulando e conduzindo os indivíduos regenerantes através de práticas silviculturais;

V - A área de recuperação deverá ser isolada dos fatores de degradação;

VI - Deverá haver controle de formigas cortadeiras e de espécies competidoras indesejáveis, especialmente gramíneas e cipós;

Artigo 9º - Na recuperação de áreas de restinga, manguezais e formações paludosas deverá ser promovida a restauração da hidrodinâmica no solo e, no caso de áreas com aterro, retirada ou revolvimento anterior do solo, de suas características físico-químicas;

Art. 10 - A Secretaria do Meio Ambiente, de forma integrada com outras Secretarias de Estado, Universidades, Instituições Científicas, Ministério Público, outras esferas de governo e organizações não governamentais, estimulará o desenvolvimento de pesquisas e extensão, bem como o aprimoramento do conhecimento científico das medidas estabelecidas nesta resolução, visando:

I - Ampliar os conhecimentos sobre ecologia das espécies e formações florestais, e sobre tecnologia de produção de sementes e mudas;

II - Estabelecer modelos alternativos, visando à obtenção de maior eficiência e menor custo, para recuperação de áreas degradadas;

III - Capacitar proprietários rurais e produtores de mudas e/ou sementes para práticas de restauração e produção, com diversidade florística e genética, de sementes e mudas de espécies nativas.

IV - Estimular processos de certificação de viveiros florestais, que garantam a produção de mudas com diversidade florística e genética.

Art. 11- A Secretaria Estadual do Meio Ambiente deverá atualizar, anualmente, a listagem exemplificativa das espécies florestais nativas de ocorrência nos diversos biomas do Estado de São Paulo.

Art. 12 - O cumprimento integral das disposições contidas nesta Resolução deverá ser exigido nos seguintes casos:

I - Recuperação de áreas degradadas ou reflorestamentos exigidos como condição para a emissão de licenças ambientais por órgãos integrantes do SEAQUA;

II - Recuperação de áreas degradadas ou reflorestamentos exigidos com o objetivo de promover a reparação de danos ambientais que foram objeto de autuações administrativas;

III - Recuperações ambientais ou reflorestamentos previstos em Termos de Ajustamento de Conduta firmados com a SMA;

IV - Projetos implantados com recursos públicos sujeitos à aprovação de órgãos integrantes do SEAQUA;

§ 1º - Nos casos previstos neste artigo deverá ser exigido projeto técnico, contendo todas as informações necessárias à sua análise, que deverá ser anexado ao processo administrativo que trata do licenciamento, autuação ou TAC, ou deverá ser tratado em processo administrativo específico a critério do órgão responsável.

§ 2º - Poderão ser dispensados da apresentação de projeto técnico, com a devida anotação de responsabilidade técnica (ART), a recuperação de áreas com até 1ha ou localizadas em propriedades rurais com até dois módulos rurais;

Art. 13 - Para fins de acompanhamento e para evitar conflitos com as atividades de fiscalização, os projetos de recuperação e reflorestamento de áreas consideradas de preservação permanente pela Lei Federal 4.771/65 para sua implantação deverão ser submetidos previamente ao DEPRN, independentemente da necessidade de licenciamento ou aprovação de projeto.

Parágrafo único: O DEPRN deverá estabelecer procedimentos a serem observados para o cumprimento deste artigo.

Art. 14 - Esta resolução entra em vigor na data de sua publicação, revogando-se as disposições em contrário.

Publicado no Diário Oficial do Estado de São Paulo - Meio Ambiente de 27 de novembro de 2003.

ANEXO 1.2

Parâmetros estruturais da comunidade de plântulas amostrada na borda do remanescente florestal, em ordem decrescente de DA, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. N° ind.: número de indivíduos; N° Parc.: número de parcelas em que a espécie foi amostrada, DA: densidade absoluta (n° indivíduos.ha⁻¹), DR: densidade relativa, FA: frequência absoluta, FR: frequência relativa; N° spp.: número de espécies, % spp.: percentagem do total de espécies.

Dados gerais: N° indiv.: 2.236; N° espécies: 81; Área total da amostra: 0,016ha;; Índice Shannon (H'): 2,174; Equidade (J = H'/ln(S)): 0,495; Índice Simpson(D): 0,358; N° famílias: 32; H' famílias: 1,823.

ESPÉCIES						
Espécie	N° ind.	N° Parc.	DA	DR	FA	FR
<i>Protium spruceanum</i>	1.327	7	82.937,50	59,35	70,00	3,02
<i>Croton floribundus</i>	106	5	6.625,00	4,74	50,00	2,16
<i>Palicourea marcgravii</i>	62	6	3.875,00	2,77	60,00	2,59
<i>Tapirira guianensis</i>	48	8	3.000,00	2,15	80,00	3,45
Indeterminadas	45	9	2.812,50	2,01	90,00	3,88
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	45	9	2.812,50	2,01	90,00	3,88
<i>Dalbergia frutescens</i>	35	2	2187,50	1,57	20,00	0,86
<i>Psychotria vellosiana</i>	29	8	1.812,50	1,30	80,00	3,45
<i>Copaifera langsdorffii</i>	28	7	1.750,00	1,25	70,00	3,02
<i>Trichilia pallida</i>	26	8	1.625,00	1,16	80,00	3,45
<i>Myrcia fallax</i>	26	6	1.625,00	1,16	60,00	2,59
<i>Rapanea cf. umbellata</i>	25	9	1.562,50	1,12	90,00	3,88
<i>Myrcia guianensis</i>	25	7	1.562,50	1,12	70,00	3,02
<i>Machaerium aculeatum</i>	25	3	1.562,50	1,12	30,00	1,29
<i>Inga vera</i>	24	4	1.500,00	1,07	40,00	1,72
<i>Cupania tenuivalvis</i>	21	6	1.312,50	0,94	60,00	2,59
<i>Rapanea ferruginea</i>	18	6	1.125,00	0,81	60,00	2,59
<i>Euterpe edulis</i>	18	4	1.125,00	0,81	40,00	1,72
<i>Otonia cf. leptostachya</i>	18	1	1.125,00	0,81	10,00	0,43
<i>Matayba elaeagnoides</i>	17	6	1.062,50	0,76	60,00	2,59
<i>Maytenus salicifolia</i>	17	3	1.062,50	0,76	30,00	1,29
<i>Gochnatia polymorpha</i>	16	4	1.000,00	0,72	40,00	1,72
<i>Ocotea cf. velutina</i>	15	5	937,50	0,67	50,00	2,16
<i>Calophyllum brasiliense</i>	15	4	937,50	0,67	40,00	1,72
<i>Maprounea guianensis</i>	13	3	812,50	0,58	30,00	1,29
<i>Myrcia multiflora</i>	13	2	812,50	0,58	20,00	0,86
<i>Lacistema hasslerianum</i>	11	5	687,50	0,49	50,00	2,16
<i>Pera glabrata</i>	9	5	562,50	0,40	50,00	2,16
<i>Prunus myrtifolia</i>	8	3	500,00	0,36	30,00	1,29
<i>Siparuna guianensis</i>	7	4	437,50	0,31	40,00	1,72
<i>Actinostemon communis</i>	7	3	437,50	0,31	30,00	1,29
<i>Endlicheria paniculata</i>	7	3	437,50	0,31	30,00	1,29
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	6	1	375,00	0,27	10,00	0,43
<i>Alchornea triplinervia</i>	5	3	312,50	0,22	30,00	1,29
<i>Ocotea corymbosa</i>	5	3	312,50	0,22	30,00	1,29
<i>Guapira cf. hirsuta</i>	5	2	312,50	0,22	20,00	0,86
<i>Siphoneugenia aff. widgreniana</i>	5	2	312,50	0,22	20,00	0,86
<i>Famea montevidensis</i>	5	1	312,50	0,22	10,00	0,43
<i>Hedyosmum brasiliense</i>	5	1	312,50	0,22	10,00	0,43
Rubiaceae sp1	5	1	312,50	0,22	10,00	0,43
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	4	3	250,00	0,18	30,00	1,29
<i>Cestrum cf. sendtnerianum</i>	4	2	250,00	0,18	20,00	0,86
<i>Trichilia catigua</i>	4	2	250,00	0,18	20,00	0,86
<i>Cestrum schlechtendalii</i>	4	1	250,00	0,18	10,00	0,43

Espécie	Nº ind.	Nº Parc.	DA	DR	FA	FR
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	4	1	250,00	0,18	10,00	0,43
<i>Miconia ligustroides</i>	4	1	250,00	0,18	10,00	0,43
<i>Styrax pohli</i>	4	1	250,00	0,18	10,00	0,43
<i>Nectandra cf. grandiflora</i>	3	3	187,50	0,13	30,00	1,29
<i>Gomidesia affinis</i>	3	2	187,50	0,13	20,00	0,86
<i>Tibouchina sellowiana</i>	3	2	187,50	0,13	20,00	0,86
<i>Allophylus edulis</i>	3	1	187,50	0,13	10,00	0,43
<i>Amaioua intermedia</i>	3	1	187,50	0,13	10,00	0,43
<i>Andira fraxinifolia</i>	3	1	187,50	0,13	10,00	0,43
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	3	1	187,50	0,13	10,00	0,43
<i>Machaerium brasiliense</i>	3	1	187,50	0,13	10,00	0,43
<i>Mollinedia schottiana</i>	3	1	187,50	0,13	10,00	0,43
<i>Piper gaudichaudianum</i>	3	1	187,50	0,13	10,00	0,43
<i>Casearia decandra</i>	2	2	125,00	0,09	20,00	0,86
<i>Myrciaria floribunda</i>	2	2	125,00	0,09	20,00	0,86
<i>Sebastiania commersoniana</i>	2	2	125,00	0,09	20,00	0,86
<i>Vochysia tucanorum</i>	2	2	125,00	0,09	20,00	0,86
Myrtaceae sp8	2	1	125,00	0,09	10,00	0,43
<i>Pouteria</i> sp.	2	1	125,00	0,09	10,00	0,43
<i>Randia armata</i>	2	1	125,00	0,09	10,00	0,43
<i>Aniba firmula</i>	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
<i>Aspidosperma subincanum</i>	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
<i>Casearia sylvestris</i>	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
<i>Centrolobium tomentosum</i>	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
<i>Geonoma brevispatha</i>	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
<i>Ossaea</i> sp.	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
Melastomataceae sp1	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
Myrtaceae sp1	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
Myrtaceae sp2	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
Myrtaceae sp9	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
<i>Nectandra oppositifolia</i>	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
<i>Psychotria leiocarpa</i>	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
<i>Securidaca</i> sp.	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
<i>Siparuna cujabana</i>	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
<i>Sloanea monosperma</i>	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	1	62,50	0,04	10,00	0,43

FAMILIAS

Família	Nº ind.	Nº spp.	% spp.	DA	DR	FA	FR
Burseraceae	1.327	1	1,23	82.937,50	59,35	70,00	4,43
Euphorbiaceae	133	5	6,17	8.312,50	5,95	90,00	5,70
Fabaceae	125	8	9,88	7.812,50	5,59	90,00	5,70
Rubiaceae	116	8	9,88	7.250,00	5,19	100,00	6,33
Myrtaceae	79	10	12,35	4.937,50	3,53	90,00	5,70
Anacardiaceae	48	1	1,23	3.000,00	2,15	80,00	5,06
Apocynaceae	46	2	2,47	2.875,00	2,06	90,00	5,70
Indeterminada	45	1	1,23	2.812,50	2,01	90,00	5,70
Myrsinaceae	43	2	2,47	2.687,50	1,92	100,00	6,33
Sapindaceae	41	3	3,7	2.562,50	1,83	100,00	6,33
Lauraceae	32	6	7,41	2.000,00	1,43	70,00	4,43
Meliaceae	30	2	2,47	1.875,00	1,34	80,00	5,06
Arecaceae	23	3	3,7	1.437,50	1,03	60,00	3,80
Piperaceae	21	2	2,47	1.312,50	0,94	20,00	1,27
Celastraceae	17	1	1,23	1.062,50	0,76	30,00	1,90
Asteraceae	16	1	1,23	1.000,00	0,72	40,00	2,53
Clusiaceae	15	1	1,23	937,50	0,67	40,00	2,53
Lacisternaceae	11	1	1,23	687,50	0,49	50,00	3,16
Melastomataceae	9	4	4,94	562,50	0,40	40,00	2,53
Rutaceae	9	4	4,94	562,50	0,40	30,00	1,90
Siparunaceae	8	2	2,47	500,00	0,36	40,00	2,53
Solanaceae	8	2	2,47	500,00	0,36	20,00	1,27
Rosaceae	8	1	1,23	500,00	0,36	30,00	1,90
Nyctaginaceae	5	1	1,23	312,50	0,22	20,00	1,27
Chloranthaceae	5	1	1,23	312,50	0,22	10,00	0,63

Familia	Nº ind.	Nº spp.	% spp.	DA	DR	FA	FR
Styracaceae	4	1	1,23	250,00	0,18	10,00	0,63
Salicaceae	3	2	2,47	187,50	0,13	30,00	1,90
Monimiaceae	3	1	1,23	187,50	0,13	10,00	0,63
Vochysiaceae	2	1	1,23	125,00	0,09	20,00	1,27
Sapotaceae	2	1	1,23	125,00	0,09	10,00	0,63
Polygalaceae	1	1	1,23	62,50	0,04	10,00	0,63
Elaeocarpaceae	1	1	1,23	62,50	0,04	10,00	0,63

ANEXO 1.3

Parâmetros estruturais da comunidade de plântulas amostrada no interior do remanescente florestal, em ordem decrescente de DA, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. Nº ind.: número de indivíduos; Nº Parc.: número de parcelas em que a espécie foi amostrada, DA: densidade absoluta (nº indivíduos.ha⁻¹), DR: densidade relativa, FA: frequência absoluta, FR: frequência relativa; Nº spp.: número de espécies, % spp.: percentagem do total de espécies.

Dados gerais: Nº indiv.: 3.898; Nº espécies: 102; Área total da amostra: 0,016ha; Índice Shannon (H'): 2,308; Equidade (J = H'/ln(S)): 0,499; Índice Simpson(D): 0,315; Nº famílias: 38; H' famílias:1,869.

ESPÉCIES						
Espécie	Nº ind.	Nº Parc.	DA	DR	FA	FR
<i>Protium spruceanum</i>	2.155	5	134.687,50	55,28	50,00	1,63
<i>Maytenus salicifolia</i>	221	9	13.812,50	5,67	90,00	2,93
<i>Eugenia ligustrina</i>	212	2	13.250,00	5,44	20,00	0,65
<i>Palicourea marcgravii</i>	135	9	8.437,50	3,46	90,00	2,93
<i>Matayba elaeagnoides</i>	82	9	5.125,00	2,10	90,00	2,93
Indeterminada	75	10	4.687,50	1,92	100,00	3,26
<i>Myrcia fallax</i>	64	8	4.000,00	1,64	80,00	2,61
<i>Rapanea cf. umbellata</i>	54	9	3.375,00	1,39	90,00	2,93
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	45	4	2.812,50	1,15	40,00	1,30
<i>Roupala brasiliensis</i>	43	5	2.687,50	1,10	50,00	1,63
<i>Cupania tenuivalvis</i>	42	7	2.625,00	1,08	70,00	2,28
<i>Dalbergia frutescens</i>	40	5	2.500,00	1,03	50,00	1,63
<i>Securidaca sp.</i>	39	1	2.437,50	1,00	10,00	0,33
<i>Gomidesia affinis</i>	34	6	2.125,00	0,87	60,00	1,95
<i>Psychotria vellosiana</i>	34	5	2.125,00	0,87	50,00	1,63
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	32	7	2.000,00	0,82	70,00	2,28
<i>Inga vera</i>	29	8	1.812,50	0,74	80,00	2,61
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	26	6	1.625,00	0,67	60,00	1,95
<i>Actinostemon communis</i>	26	4	1.625,00	0,67	40,00	1,30
<i>Croton floribundus</i>	26	2	1.625,00	0,67	20,00	0,65
<i>Faramea montevidensis</i>	23	2	1.437,50	0,59	20,00	0,65
<i>Guapira cf. hirsuta</i>	21	7	1.312,50	0,54	70,00	2,28
<i>Trichilia pallida</i>	21	7	1.312,50	0,54	70,00	2,28
<i>Tapirira guianensis</i>	21	6	1.312,50	0,54	60,00	1,95
<i>Nectandra cf. grandiflora</i>	20	6	1.250,00	0,51	60,00	1,95
<i>Myrciaria cf. tenella</i>	20	5	1.250,00	0,51	50,00	1,63
<i>Eugenia pluriflora</i>	20	3	1.250,00	0,51	30,00	0,98
<i>Copaifera langsdorffii</i>	13	6	812,50	0,33	60,00	1,95
<i>Myrcia guianensis</i>	12	4	750,00	0,31	40,00	1,30
<i>Rapanea ferruginea</i>	12	4	750,00	0,31	40,00	1,30
<i>Centrolobium tomentosum</i>	12	2	750,00	0,31	20,00	0,65
<i>Myrcia multiflora</i>	12	2	750,00	0,31	20,00	0,65
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	12	1	750,00	0,31	10,00	0,33
<i>Ocotea corymbosa</i>	11	4	687,50	0,28	40,00	1,30
<i>Siparuna guianensis</i>	10	5	625,00	0,26	50,00	1,63
<i>Siphoneugenia aff. widgreniana</i>	10	4	625,00	0,26	40,00	1,30
<i>Bauhinia longifolia</i>	10	2	625,00	0,26	20,00	0,65
<i>Trichilia catigua</i>	10	2	625,00	0,26	20,00	0,65
<i>Pera glabrata</i>	8	3	500,00	0,21	30,00	0,98
<i>Sebastiania commersoniana</i>	8	2	500,00	0,21	20,00	0,65
<i>Leandra scabra</i>	8	1	500,00	0,21	10,00	0,33
<i>Casearia decandra</i>	7	4	437,50	0,18	40,00	1,30

Espécie	Nº ind.	Nº Parc.	DA	DR	FA	FR	
<i>Myrciaria floribunda</i>	7	4	437,50	0,18	40,00	1,30	
<i>Ocotea cf. velutina</i>	7	4	437,50	0,18	40,00	1,30	
<i>Machaerium stipitatum</i>	7	3	437,50	0,18	30,00	0,98	
<i>Prunus myrtifolia</i>	7	3	437,50	0,18	30,00	0,98	
<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	7	2	437,50	0,18	20,00	0,65	
<i>Geonoma brevispatha</i>	7	2	437,50	0,18	20,00	0,65	
<i>Andira fraxinifolia</i>	6	2	375,00	0,15	20,00	0,65	
Myrtaceae sp8	6	2	375,00	0,15	20,00	0,65	
<i>Vochysia tucanorum</i>	6	1	375,00	0,15	10,00	0,33	
<i>Campomanesia cf. xanthocarpa</i>	5	4	312,50	0,13	40,00	1,30	
<i>Psychotria</i> sp.	5	4	312,50	0,13	40,00	1,30	
<i>Allophylus edulis</i>	5	3	312,50	0,13	30,00	0,98	
<i>Cedrela fissilis</i>	5	3	312,50	0,13	30,00	0,98	
<i>Chomelia obtusa</i>	5	3	312,50	0,13	30,00	0,98	
<i>Cordia sellowiana</i>	5	3	312,50	0,13	30,00	0,98	
<i>Myrcia cf. hartwegiana</i>	5	2	312,50	0,13	20,00	0,65	
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	5	1	312,50	0,13	10,00	0,33	
<i>Machaerium brasiliense</i>	4	3	250,00	0,10	30,00	0,98	
<i>Coccoloba cordata</i>	4	2	250,00	0,10	20,00	0,65	
<i>Ixora venulosa</i>	4	2	250,00	0,10	20,00	0,65	
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	4	2	250,00	0,10	20,00	0,65	
<i>Tibouchina sellowiana</i>	4	2	250,00	0,10	20,00	0,65	
<i>Gochnatia polymorpha</i>	3	3	187,50	0,08	30,00	0,98	
<i>Trichilia elegans</i>	3	3	187,50	0,08	30,00	0,98	
<i>Cestrum cf. sendtnerianum</i>	3	2	187,50	0,08	20,00	0,65	
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	3	2	187,50	0,08	20,00	0,65	
<i>Miconia ligustroides</i>	3	1	187,50	0,08	10,00	0,33	
Myrtaceae sp7	3	1	187,50	0,08	10,00	0,33	
<i>Diospyros inconstans</i>	2	2	125,00	0,05	20,00	0,65	
<i>Machaerium aculeatum</i>	2	2	125,00	0,05	20,00	0,65	
<i>Mollinedia schottiana</i>	2	2	125,00	0,05	20,00	0,65	
<i>Aniba firmula</i>	2	1	125,00	0,05	10,00	0,33	
<i>Calliandra tweediei</i>	2	1	125,00	0,05	10,00	0,33	
<i>Calophyllum brasiliense</i>	2	1	125,00	0,05	10,00	0,33	
<i>Endlicheria paniculata</i>	2	1	125,00	0,05	10,00	0,33	
<i>Guatteria nigrescens</i>	2	1	125,00	0,05	10,00	0,33	
<i>Maytenus aquifolia</i>	2	1	125,00	0,05	10,00	0,33	
<i>Piper arboreum</i> Aubl	2	1	125,00	0,05	10,00	0,33	
<i>Piper gaudichaudianum</i>	2	1	125,00	0,05	10,00	0,33	
<i>Posoqueria</i> sp.	2	1	125,00	0,05	10,00	0,33	
<i>Psychotria leiocarpa</i>	2	1	125,00	0,05	10,00	0,33	
<i>Albizia polycephala</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Alchornea triplinervia</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Amaioua intermedia</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Aspidosperma subincanum</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Astronium graveolens</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Casearia sylvestris</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Eugenia cf. hyemalis</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Eugenia florida</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Euterpe edulis</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Hedyosmum brasiliense</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Inga marginata</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Lafoensia pacari</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
Myrtaceae sp3	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
Myrtaceae sp4	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Persea pyrifolia</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Psychotria cf. cartagenensis</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Styrax pohli</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
<i>Symplocos tenuifolia</i>	1	1	62,50	0,03	10,00	0,33	
FAMILIAS							
Família	Nº ind.	Nº spp.	% spp.	DA	DR	FA	FR
Burseraceae	2.155	1	0,98	134.687,50	55,28	50,00	2,87
Myrtaceae	414	17	16,67	25.875,00	10,62	100,00	5,75

Familia	Nº ind.	Nº spp.	% spp.	DA	DR	FA	FR
Celastraceae	223	2	1,96	13.937,50	5,72	90,00	5,17
Rubiaceae	220	11	10,78	13.750,00	5,64	100,00	5,75
Fabaceae	134	14	13,73	8.375,00	3,44	100,00	5,75
Sapindaceae	129	3	2,94	8.062,50	3,31	90,00	5,17
Indeterminada	75	1	0,98	4.687,50	1,92	100,00	5,75
Myrsinaceae	66	2	1,96	4.125,00	1,69	90,00	5,17
Rutaceae	62	3	2,94	3.875,00	1,59	60,00	3,45
Euphorbiaceae	61	4	3,92	3.812,50	1,56	60,00	3,45
Lauraceae	43	6	5,88	2.687,50	1,10	90,00	5,17
Proteaceae	43	1	0,98	2.687,50	1,10	50,00	2,87
Meliaceae	39	4	3,92	2.437,50	1,00	80,00	4,60
Polygalaceae	39	1	0,98	2.437,50	1,00	10,00	0,57
Arecaceae	34	3	2,94	2.125,00	0,87	70,00	4,02
Apocynaceae	33	2	1,96	2.062,50	0,85	70,00	4,02
Anacardiaceae	22	2	1,96	1.375,00	0,56	60,00	3,45
Nyctaginaceae	21	1	0,98	1.312,50	0,54	70,00	4,02
Melastomataceae	15	3	2,94	937,50	0,38	20,00	1,15
Siparunaceae	10	1	0,98	625,00	0,26	50,00	2,87
Salicaceae	8	2	1,96	500,00	0,21	50,00	2,87
Rosaceae	7	1	0,98	437,50	0,18	30,00	1,72
Erythroxylaceae	7	1	0,98	437,50	0,18	20,00	1,15
Vochysiaceae	6	1	0,98	375,00	0,15	10,00	0,57
Boraginaceae	5	1	0,98	312,50	0,13	30,00	1,72
Polygonaceae	4	1	0,98	250,00	0,10	20,00	1,15
Piperaceae	4	2	1,96	250,00	0,10	10,00	0,57
Asteraceae	3	1	0,98	187,50	0,08	30,00	1,72
Solanaceae	3	1	0,98	187,50	0,08	20,00	1,15
Ebenaceae	2	1	0,98	125,00	0,05	20,00	1,15
Monimiaceae	2	1	0,98	125,00	0,05	20,00	1,15
Clusiaceae	2	1	0,98	125,00	0,05	10,00	0,57
Annonaceae	2	1	0,98	125,00	0,05	10,00	0,57
Violaceae	1	1	0,98	62,50	0,03	10,00	0,57
Symplocaceae	1	1	0,98	62,50	0,03	10,00	0,57
Chloranthaceae	1	1	0,98	62,50	0,03	10,00	0,57
Styracaceae	1	1	0,98	62,50	0,03	10,00	0,57
Lecythidaceae	1	1	0,98	62,50	0,03	10,00	0,57

ANEXO 1.4

Parâmetros estruturais da comunidade de plântulas amostrada na borda e interior do remanescente florestal, em ordem decrescente de DA, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. Nº ind.: número de indivíduos; Nº Parc.: número de parcelas em que a espécie foi amostrada, DA: densidade absoluta (nº de indivíduos.ha⁻¹), DR: densidade relativa, FA: frequência absoluta, FR: frequência relativa, Nº spp.: número de espécies, % spp.: percentagem do total de espécies.

Dados gerais: Nº indiv.: 6.134; Nº espécies: 118; Área total da amostra: 0,032ha;; Índice Shannon (H'): 2,349; Equidade (J = H'/ln(S)): 0,492; Índice Simpson(D): 0,329; Nº famílias: 41; H' famílias:1,901.

ESPÉCIES						
Espécie	Nº ind.	Nº Parc.	DA	DR	FA	FR
<i>Protium spruceanum</i>	3.482	12	56,77	108.812,50	60	2,23
<i>Maytenus salicifolia</i>	238	12	3,88	7.437,50	60	2,23
<i>Eugenia ligustrina</i>	212	2	3,46	6.625,00	10	0,37
<i>Palicourea marcgravii</i>	197	15	3,21	6.156,20	75	2,78
<i>Croton floribundus</i>	132	7	2,15	4.125,00	35	1,30
Indeterminada	120	19	1,96	3.750,00	95	3,53
<i>Matayba elaeagnoides</i>	99	15	1,61	3.093,70	75	2,78
<i>Myrcia fallax</i>	90	14	1,47	2.812,50	70	2,60
<i>Rapanea cf. umbellata</i>	79	18	1,29	2.468,80	90	3,34
<i>Tapirira guianensis</i>	77	16	1,26	2.406,30	80	2,97
<i>Dalbergia frutescens</i>	75	7	1,22	2.343,80	35	1,30
<i>Securidaca sp.</i>	69	14	1,12	2.156,30	70	2,60
<i>Cupania tenuivalvis</i>	63	13	1,03	1.968,70	65	2,41
<i>Psychotria vellosiana</i>	63	13	1,03	1.968,70	65	2,41
<i>Inga vera</i>	53	12	0,86	1.656,20	60	2,23
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	49	5	0,8	1.531,20	25	0,93
<i>Trichilia pallida</i>	47	15	0,77	1.468,70	75	2,78
<i>Roupala brasiliensis</i>	43	5	0,7	1.343,70	25	0,93
<i>Copaifera langsdorffii</i>	41	13	0,67	1.281,30	65	2,41
<i>Siparuna cujabana</i>	40	2	0,65	1.250,00	10	0,37
<i>Myrcia guianensis</i>	37	11	0,6	1.156,30	55	2,04
<i>Gomidesia affinis</i>	37	8	0,6	1.156,30	40	1,48
<i>Actinostemon communis</i>	33	7	0,54	1.031,30	35	1,3
<i>Rapanea ferruginea</i>	30	10	0,49	937,50	50	1,86
<i>Symplocos tenuifolia</i>	30	9	0,49	937,50	45	1,67
<i>Faramea montevidensis</i>	28	3	0,46	875,00	15	0,56
<i>Machaerium aculeatum</i>	27	5	0,44	843,70	25	0,93
<i>Guapira cf. hirsuta</i>	26	9	0,42	812,50	45	1,67
<i>Myrcia multiflora</i>	25	4	0,41	781,20	20	0,74
<i>Nectandra cf. grandiflora</i>	23	9	0,37	718,70	45	1,67
<i>Ocotea cf. velutina</i>	22	9	0,36	687,50	45	1,67
<i>Myrciaria cf. tenella</i>	20	5	0,33	625,00	25	0,93
<i>Eugenia pluriflora</i>	20	3	0,33	625,00	15	0,56
<i>Gochnatia polymorpha</i>	19	7	0,31	593,80	35	1,30
<i>Euterpe edulis</i>	19	5	0,31	593,80	25	0,93
<i>Otonia cf. leptostachya</i>	18	1	0,29	562,50	5	0,19
<i>Siphoneugenia aff. widgreniana</i>	17	9	0,28	531,30	45	1,67
<i>Pera glabrata</i>	17	8	0,28	531,30	40	1,48
<i>Calophyllum brasiliense</i>	17	5	0,28	531,30	25	0,93
<i>Ocotea corymbosa</i>	16	7	0,26	500,00	35	1,30
<i>Prunus myrtifolia</i>	15	6	0,24	468,70	30	1,11
<i>Sloanea monosperma</i>	15	6	0,24	468,70	30	1,11
<i>Trichilia catigua</i>	14	4	0,23	437,50	20	0,74
<i>Centrolobium tomentosum</i>	13	3	0,21	406,20	15	0,56

Espécie	N° ind.	N° Parc.	DA	DR	FA	FR
<i>Maprounea guianensis</i>	13	3	0,21	406,20	15	0,56
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	13	2	0,21	406,20	10	0,37
<i>Lacistema hasslerianum</i>	11	5	0,18	343,70	25	0,93
<i>Sebastiania commersoniana</i>	10	4	0,16	312,50	20	0,74
<i>Bauhinia longifolia</i>	10	2	0,16	312,50	10	0,37
<i>Casearia decandra</i>	9	6	0,15	281,30	30	1,11
<i>Myrciaria floribunda</i>	9	6	0,15	281,30	30	1,11
<i>Endlicheria paniculata</i>	9	4	0,15	281,30	20	0,74
<i>Andira fraxinifolia</i>	9	3	0,15	281,30	15	0,56
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	9	3	0,15	281,30	15	0,56
<i>Allophylus edulis</i>	8	4	0,13	250,00	20	0,74
<i>Geonoma brevispatha</i>	8	3	0,13	250,00	15	0,56
Myrtaceae sp8	8	3	0,13	250,00	15	0,56
<i>Vochysia tucanorum</i>	8	3	0,13	250,00	15	0,56
<i>Leandra scabra</i>	8	1	0,13	250,00	5	0,19
<i>Cestrum</i> cf. <i>sendtnerianum</i>	7	4	0,11	218,70	20	0,74
<i>Machaerium brasiliense</i>	7	4	0,11	218,70	20	0,74
<i>Tibouchina sellowiana</i>	7	4	0,11	218,70	20	0,74
<i>Machaerium stipitatum</i>	7	3	0,11	218,70	15	0,56
<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	7	2	0,11	218,70	10	0,37
<i>Miconia ligustroides</i>	7	2	0,11	218,70	10	0,37
<i>Alchornea triplinervia</i>	6	4	0,10	187,50	20	0,74
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	6	2	0,10	187,50	10	0,37
<i>Hedyosmum brasiliense</i>	6	2	0,10	187,50	10	0,37
<i>Campomanesia</i> cf. <i>xanthocarpa</i>	5	4	0,08	156,30	20	0,74
<i>Psychotria leiocarpa</i>	5	4	0,08	156,30	20	0,74
<i>Cedrela fissilis</i>	5	3	0,08	156,30	15	0,56
<i>Chomelia obtusa</i>	5	3	0,08	156,30	15	0,56
<i>Cordia sellowiana</i>	5	3	0,08	156,30	15	0,56
<i>Mollinedia schottiana</i>	5	3	0,08	156,30	15	0,56
<i>Myrcia</i> cf. <i>hartwegiana</i>	5	2	0,08	156,30	10	0,37
<i>Piper gaudichaudianum</i>	5	2	0,08	156,30	10	0,37
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	5	2	0,08	156,30	10	0,37
Rubiaceae sp2	5	1	0,08	156,30	5	0,19
<i>Amaioua intermedia</i>	4	2	0,07	125,00	10	0,37
<i>Coccoloba cordata</i>	4	2	0,07	125,00	10	0,37
<i>Ixora venulosa</i>	4	2	0,07	125,00	10	0,37
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	4	2	0,07	125,00	10	0,37
<i>Cestrum schlechtendalii</i>	4	1	0,07	125,00	5	0,19
<i>Trichilia elegans</i>	3	3	0,05	93,70	15	0,56
<i>Aniba firmula</i>	3	2	0,05	93,70	10	0,37
<i>Psychotria</i> cf. <i>cartagenensis</i>	3	2	0,05	93,70	10	0,37
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	3	1	0,05	93,70	5	0,19
Myrtaceae sp7	3	1	0,05	93,70	5	0,19
<i>Aspidosperma subincanum</i>	2	2	0,03	62,50	10	0,37
<i>Casearia sylvestris</i>	2	2	0,03	62,50	10	0,37
<i>Diospyros inconstans</i>	2	2	0,03	62,50	10	0,37
<i>Calliandra tweediei</i>	2	1	0,03	62,50	5	0,19
<i>Guatteria nigrescens</i>	2	1	0,03	62,50	5	0,19
<i>Maytenus aquifolia</i>	2	1	0,03	62,50	5	0,19
<i>Piper arboreum</i>	2	1	0,03	62,50	5	0,19
<i>Posoqueria</i> sp.	2	1	0,03	62,50	5	0,19
<i>Pouteria</i> sp.	2	1	0,03	62,50	5	0,19
<i>Randia armata</i>	2	1	0,03	62,50	5	0,19
<i>Albizia polycephala</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Astronium graveolens</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Eugenia</i> cf. <i>hyemalis</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Eugenia florida</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Inga marginata</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Lafoensia pacari</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Ossaea</i> sp.	1	1	0,02	31,20	5	0,19
Melastomataceae sp1	1	1	0,02	31,20	5	0,19
Myrtaceae sp1	1	1	0,02	31,20	5	0,19

Espécie	Nº ind.	Nº Parc.	DA	DR	FA	FR
Myrtaceae sp2	1	1	0,02	31,20	5	0,19
Myrtaceae sp3	1	1	0,02	31,20	5	0,19
Myrtaceae sp4	1	1	0,02	31,20	5	0,19
Myrtaceae sp9	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Nectandra oppositifolia</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Persea pyrifolia</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Psychotria</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Siparuna guianensis</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Styrax pohli</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	1	1	0,02	31,20	5	0,19

FAMÍLIAS

Família	Nº ind.	Nº spp.	% spp.	DA	DR	FA	FR
Burseraceae	3.482	1	0,85	108.812,50	56,77	60,00	3,61
Myrtaceae	493	20	16,95	15.406,20	8,04	95,00	5,72
Rubiaceae	336	13	11,02	10.500,00	5,48	100,00	6,02
Fabaceae	259	14	11,86	8.093,70	4,22	95,00	5,72
Celastraceae	240	2	1,69	7.500,00	3,91	60,00	3,61
Euphorbiaceae	194	5	4,24	6.062,50	3,16	75,00	4,52
Sapindaceae	170	3	2,54	5.312,50	2,77	95,00	5,72
Indeterminada	120	1	0,85	3.750,00	1,96	95,00	5,72
Myrsinaceae	109	2	1,69	3.406,20	1,78	95,00	5,72
Apocynaceae	79	2	1,69	2.468,80	1,29	80,00	4,82
Lauraceae	75	7	5,93	2.343,80	1,22	80,00	4,82
Rutaceae	71	4	3,39	2.218,80	1,16	45,00	2,71
Anacardiaceae	70	2	1,69	2.187,50	1,14	70,00	4,22
Meliaceae	69	4	3,39	2.156,30	1,12	80,00	4,82
Arecaceae	57	3	2,54	1.781,20	0,93	65,00	3,92
Proteaceae	43	1	0,85	1.343,70	0,70	25,00	1,51
Polygalaceae	40	1	0,85	1.250,00	0,65	10,00	0,60
Nyctaginaceae	26	1	0,85	812,50	0,42	45,00	2,71
Piperaceae	25	3	2,54	781,20	0,41	15,00	0,90
Melastomataceae	24	5	4,24	750,00	0,39	30,00	1,81
Asteraceae	19	1	0,85	593,80	0,31	35,00	2,11
Siparunaceae	18	2	1,69	562,50	0,29	45,00	2,71
Clusiaceae	17	1	0,85	531,30	0,28	25,00	1,51
Rosaceae	15	1	0,85	468,70	0,24	30,00	1,81
Salicaceae	11	2	1,69	343,70	0,18	40,00	2,41
Lacisternaceae	11	1	0,85	343,70	0,18	25,00	1,51
Solanaceae	11	2	1,69	343,70	0,18	20,00	1,20
Vochysiaceae	8	1	0,85	250,00	0,13	15,00	0,90
Erythroxylaceae	7	1	0,85	218,70	0,11	10,00	0,60
Chloranthaceae	6	1	0,85	187,50	0,10	10,00	0,60
Boraginaceae	5	1	0,85	156,30	0,08	15,00	0,90
Monimiaceae	5	1	0,85	156,30	0,08	15,00	0,90
Styracaceae	5	1	0,85	156,30	0,08	10,00	0,60
Polygonaceae	4	1	0,85	125,00	0,07	10,00	0,60
Ebenaceae	2	1	0,85	62,50	0,03	10,00	0,60
Annonaceae	2	1	0,85	62,50	0,03	5,00	0,30
Sapotaceae	2	1	0,85	62,50	0,03	5,00	0,30
Elaeocarpaceae	1	1	0,85	31,20	0,02	5,00	0,30
Violaceae	1	1	0,85	31,20	0,02	5,00	0,30
Symplocaceae	1	1	0,85	31,20	0,02	5,00	0,30
Lecythidaceae	1	1	0,85	31,20	0,02	5,00	0,30

ANEXO 1.5

Parâmetros estruturais das espécies e famílias e levantadas no estrato de regeneração (PAP $\leq$ 15cm), em ordem decrescente de DA, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. N° ind.: número de indivíduos; N° pontos: número de pontos quadrantes em que a espécie foi amostrada, DA: densidade absoluta (n° indivíduos/ha), DR: densidade relativa, FA: frequência absoluta, FR: frequência relativa; Do: dominância, DoR: dominância relativa; % spp.: percentagem do total de espécies.

Dados gerais: N° indiv.: 804; N° espécies: 128; Área equivalente da amostra: 0,134ha; Área basal.ha⁻¹: 1,615m²; Índice Shannon (H'): 4,10; Equidade (J = H'/ln(S)): 0,844; Índice Simpson(D): 0,030; N° famílias: 43; H' famílias:3,019

ESPÉCIES								
Espécie	N° ind.	N° pontos	DA	DR	FA	FR	Do	DoR
<i>Protium spruceanum</i>	86	55	640,7	10,70	27,36	8,08	13,67	0,2207
<i>Psychotria vellosiana</i>	56	44	417,2	6,97	21,89	6,46	2,63	0,0425
<i>Siparuna guianensis</i>	37	33	275,6	4,60	16,42	4,85	4,09	0,0661
Morta	33	30	245,8	4,10	14,93	4,41	6,18	0,0997
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	33	18	245,8	4,10	8,96	2,64	1,10	0,0177
<i>Myrcia guianensis</i>	30	26	223,5	3,73	12,94	3,82	3,93	0,0635
<i>Trichilia pallida</i>	29	25	216,0	3,61	12,44	3,67	3,41	0,0550
<i>Myrcia multiflora</i>	23	21	171,3	2,86	10,45	3,08	2,49	0,0401
<i>Myrciaria floribunda</i>	22	17	163,9	2,74	8,46	2,50	2,85	0,0460
<i>Myrcia fallax</i>	19	16	141,5	2,36	7,96	2,35	2,56	0,0414
<i>Maytenus salicifolia</i>	16	15	119,2	1,99	7,46	2,20	2,21	0,0357
<i>Rapanea umbellata</i>	15	15	111,7	1,87	7,46	2,20	2,91	0,0471
<i>Miconia ligustroides</i>	13	12	96,8	1,62	5,97	1,76	1,33	0,0215
<i>Piper gaudichaudianum</i>	13	10	96,8	1,62	4,98	1,47	1,31	0,0212
<i>Calophyllum brasiliense</i>	12	9	89,4	1,49	4,48	1,32	2,06	0,0332
<i>Guatteria nigrescens</i>	12	11	89,4	1,49	5,47	1,62	0,81	0,0131
<i>Gomidesia affinis</i>	12	10	89,4	1,49	4,98	1,47	0,61	0,0098
<i>Palicourea margravii</i>	12	10	89,4	1,49	4,98	1,47	0,32	0,0052
<i>Gochnatia polymorpha</i>	8	8	59,6	1,00	3,98	1,17	1,29	0,0209
<i>Endlicheria paniculata</i>	8	8	59,6	1,00	3,98	1,17	1,19	0,0193
<i>Vochysia tucanorum</i>	8	8	59,6	1,00	3,98	1,17	0,55	0,0088
<i>Myrcia venulosa</i>	8	8	59,6	1,00	3,98	1,17	0,41	0,0067
<i>Matayba elaeagnoides</i>	7	7	52,1	0,87	3,48	1,03	1,04	0,0168
<i>Pera glabrata</i>	7	7	52,1	0,87	3,48	1,03	0,83	0,0134
<i>Hedyosmum brasiliense</i>	7	6	52,1	0,87	2,99	0,88	0,78	0,0126
<i>Prunus myrtifolia</i>	7	7	52,1	0,87	3,48	1,03	0,63	0,0101
<i>Eugenia cf. hyemalis</i>	7	6	52,1	0,87	2,99	0,88	0,65	0,0104
<i>Actinostemon communis</i>	7	5	52,1	0,87	2,49	0,73	0,59	0,0096
<i>Miconia elegans</i>	7	4	52,1	0,87	1,99	0,59	0,47	0,0076
<i>Talauma ovata</i>	6	5	44,7	0,75	2,49	0,73	2,15	0,0347
<i>Andira fraxinifolia</i>	6	6	44,7	0,75	2,99	0,88	1,48	0,0240
<i>Cupania tenuivalvis</i>	6	6	44,7	0,75	2,99	0,88	0,95	0,0153
<i>Machaerium brasiliense</i>	6	6	44,7	0,75	2,99	0,88	0,81	0,0130
<i>Calliandra tweediei</i>	6	5	44,7	0,75	2,49	0,73	0,42	0,0067
<i>Alchornea triplinervia</i>	6	6	44,7	0,75	2,99	0,88	0,26	0,0042
<i>Miconia pseudonervosa</i>	6	5	44,7	0,75	2,49	0,73	0,33	0,0053
<i>Euterpe edulis</i>	5	4	37,2	0,62	1,99	0,59	2,52	0,0407
<i>Piptocarpha axillaris</i>	5	4	37,2	0,62	1,99	0,59	1,80	0,0291
<i>Casearia decandra</i>	5	5	37,2	0,62	2,49	0,73	1,18	0,0190
<i>Campomanesia cf. xanthocarpa</i>	5	4	37,2	0,62	1,99	0,59	1,31	0,0211
<i>Myrcia breviramis</i>	5	5	37,2	0,62	2,49	0,73	0,82	0,0132
<i>Copaifera langsdorffii</i>	5	5	37,2	0,62	2,49	0,73	0,80	0,0130
<i>Lacistema hasslerianum</i>	5	4	37,2	0,62	1,99	0,59	0,79	0,0128
<i>Cestrum schlechtendalii</i>	5	4	37,2	0,62	1,99	0,59	0,55	0,0088

Espécie	Nº ind.	Nº pontos	DA	DR	FA	FR	Do	DoR
<i>Croton floribundus</i>	5	4	37,2	0,62	1,99	0,59	0,34	0,0056
<i>Symplocos tenuifolia</i>	5	5	37,2	0,62	2,49	0,73	0,14	0,0023
<i>Ocotea velutina</i>	4	3	29,8	0,50	1,49	0,44	0,92	0,0149
<i>Leandra scabra</i>	4	4	29,8	0,50	1,99	0,59	0,55	0,0088
<i>Callisthene minor</i>	4	4	29,8	0,50	1,99	0,59	0,52	0,0085
<i>Sebastiania commersoniana</i>	4	3	29,8	0,50	1,49	0,44	0,54	0,0088
<i>Rapanea gardneriana</i>	4	3	29,8	0,50	1,49	0,44	0,38	0,0061
<i>Ilex</i> sp.	4	4	29,8	0,50	1,99	0,59	0,16	0,0026
<i>Inga vera</i>	4	3	29,8	0,50	1,49	0,44	0,29	0,0046
<i>Mollinedia schottiana</i>	4	3	29,8	0,50	1,49	0,44	0,27	0,0043
<i>Cabralea canjerana</i>	3	3	22,3	0,37	1,49	0,44	1,03	0,0166
<i>Nectandra oppositifolia</i>	3	3	22,3	0,37	1,49	0,44	0,99	0,0160
<i>Machaerium stipitatum</i>	3	3	22,3	0,37	1,49	0,44	0,87	0,0140
<i>Myrcia</i> cf. <i>hartwegiana</i>	3	3	22,3	0,37	1,49	0,44	0,63	0,0102
<i>Machaerium nyctitans</i>	3	2	22,3	0,37	1,00	0,29	0,77	0,0125
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3	3	22,3	0,37	1,49	0,44	0,49	0,0079
<i>Casearia sylvestris</i>	3	3	22,3	0,37	1,49	0,44	0,43	0,0070
<i>Ilex paraguariensis</i>	3	3	22,3	0,37	1,49	0,44	0,38	0,0061
<i>Symplocos tetrandra</i>	3	2	22,3	0,37	1,00	0,29	0,47	0,0076
<i>Alibertia concolor</i>	3	3	22,3	0,37	1,49	0,44	0,26	0,0042
<i>Guapira opposita</i>	3	3	22,3	0,37	1,49	0,44	0,22	0,0035
<i>Amaioua intermedia</i>	3	3	22,3	0,37	1,49	0,44	0,18	0,0030
<i>Siparuna cujabana</i>	3	3	22,3	0,37	1,49	0,44	0,18	0,0029
<i>Siphoneugenia</i> aff. <i>widgreniana</i>	3	3	22,3	0,37	1,49	0,44	0,17	0,0028
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	3	2	22,3	0,37	1,00	0,29	0,18	0,0030
<i>Miconia langsdoeffii</i>	3	2	22,3	0,37	1,00	0,29	0,15	0,0025
<i>Psychotria leiocarpa</i>	3	2	22,3	0,37	1,00	0,29	0,09	0,0014
<i>Strychnos brasiliensis</i>	3	2	22,3	0,37	1,00	0,29	0,02	0,0003
<i>Geonoma brevispatha</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,99	0,0159
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,65	0,0106
<i>Chomelia obtusa</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,62	0,0101
<i>Roupala brasiliensis</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,59	0,0096
<i>Eugenia</i> cf. <i>dodonaefolia</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,32	0,0052
<i>Mollinedia clavigera</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,27	0,0044
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,25	0,0040
Myrtaceae sp5	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,22	0,0036
<i>Tapirira guianensis</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,16	0,0027
<i>Ocotea corymbosa</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,13	0,0021
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,09	0,0015
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,09	0,0014
<i>Polygala klotzschii</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,08	0,0012
<i>Actinostemon concolor</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,07	0,0011
<i>Cestrum sendtnerianum</i>	2	2	14,9	0,25	1,00	0,29	0,02	0,0003
<i>Brosimum guianense</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,44	0,0072
<i>Maprounea guianensis</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,44	0,0072
<i>Ixora venulosa</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,37	0,0059
<i>Dalbergia frutescens</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,37	0,0059
<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,30	0,0048
<i>Cecropia pachystachya</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,30	0,0048
<i>Psidium rufum</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,24	0,0038
<i>Posoqueria</i> sp.	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,24	0,0038
<i>Myrciaria</i> cf. <i>tenella</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,18	0,0030
<i>Platypodium elegans</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,18	0,0029
<i>Miconia</i> cf. <i> trianaei</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,17	0,0027
<i>Machaerium aculeatum</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,15	0,0024
<i>Rapanea ferruginea</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,13	0,0021
<i>Miconia</i> sp1	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,13	0,0021
<i>Psidium</i> cf. <i>myrtoides</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,13	0,0020
<i>Lafoensia pacari</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,09	0,0015
<i>Piper amalago</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,09	0,0015
<i>Tibouchina sellowiana</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,07	0,0011
<i>Ardisia ambigua</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,06	0,0009
<i>Ossaea</i> sp.	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,06	0,0009
<i>Ilex</i> cf. <i>brasiliensis</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,06	0,0009

Espécie	Nº ind.	Nº pontos	DA	DR	FA	FR	Do	DoR
<i>Piper arboreum</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,06	0,0009
<i>Persea pyrifolia</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,06	0,0009
<i>Byrsonima cf. intermedia</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,06	0,0009
<i>Calyptanthus clusiaefolia</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,03	0,0005
<i>Solanum cf. acerifolium</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,03	0,0005
<i>Coccoloba cordata</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,03	0,0005
<i>Centrolobium tomentosum</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,03	0,0005
<i>Eugenia involucreta</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,03	0,0005
<i>Banara parviflora</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,03	0,0005
<i>Cybianthus densicomus</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,03	0,0005
<i>Psychotria myriantha</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,03	0,0005
<i>Vernonia polyanthes</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,01	0,0002
<i>Lantana camara</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,01	0,0002
<i>Psychotria hoffmannseggiana</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,01	0,0002
<i>Clethra scabra</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,01	0,0002
<i>Celtis iguanaea</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,01	0,0002
<i>Myrcia laruttea</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,01	0,0002
<i>Miconia sellowiana</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,01	0,0002
<i>Pilocarpus pauciflorus</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,01	0,0002
<i>Eugenia pluriflora</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,01	0,0001
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	1	1	7,4	0,12	0,50	0,15	0,00	0,0001

FAMÍLIAS

Família	Nº ind.	Nº spp.	% spp.	DA	DR	FA	FR	Do	DoR
Myrtaceae	150	21	16,28	1.117,50	18,66	48,26	15,42	0,29	17,70
Rubiaceae	90	11	8,53	670,50	11,19	32,84	10,49	0,09	5,58
Burseraceae	86	1	0,78	640,70	10,70	27,36	8,74	0,22	13,67
Siparunaceae	40	2	1,55	298,00	4,98	17,91	5,72	0,07	4,27
Rutaceae	40	4	3,10	298,00	4,98	11,94	3,82	0,03	1,78
Fabaceae	39	12	9,30	290,50	4,85	16,92	5,41	0,11	6,82
Melastomataceae	38	10	7,75	283,10	4,73	14,93	4,77	0,05	3,26
Morta	33	1	0,78	245,80	4,10	14,93	4,77	0,10	6,18
Meliaceae	32	2	1,55	238,40	3,98	13,93	4,45	0,07	4,44
Euphorbiaceae	25	6	4,65	186,20	3,11	9,95	3,18	0,04	2,25
Myrsinaceae	22	5	3,88	163,90	2,74	10,45	3,34	0,06	3,52
Lauraceae	21	7	5,43	156,40	2,61	9,45	3,02	0,05	3,39
Celastraceae	16	1	0,78	119,20	1,99	7,46	2,38	0,04	2,21
Piperaceae	15	3	2,33	111,70	1,87	5,97	1,91	0,02	1,46
Asteraceae	14	3	2,33	104,30	1,74	6,47	2,07	0,05	3,11
Sapindaceae	13	2	1,55	96,80	1,62	5,47	1,75	0,03	1,99
Clusiaceae	12	1	0,78	89,40	1,49	4,48	1,43	0,03	2,06
Vochysiaceae	12	2	1,55	89,40	1,49	5,97	1,91	0,02	1,07
Annonaceae	12	1	0,78	89,40	1,49	5,47	1,75	0,01	0,81
Salicaceae	9	3	2,33	67,00	1,12	4,48	1,43	0,03	1,64
Aquifoliaceae	8	3	2,33	59,60	1,00	3,98	1,27	0,01	0,59
Symplocaceae	8	2	1,55	59,60	1,00	3,48	1,11	0,01	0,62
Solanaceae	8	3	2,33	59,60	1,00	3,48	1,11	0,01	0,59
Arecaceae	7	2	1,55	52,10	0,87	2,99	0,95	0,06	3,51
Rosaceae	7	1	0,78	52,10	0,87	3,48	1,11	0,01	0,63
Chloranthaceae	7	1	0,78	52,10	0,87	2,99	0,95	0,01	0,78
Magnoliaceae	6	1	0,78	44,70	0,75	2,49	0,79	0,03	2,15
Monimiaceae	6	2	1,55	44,70	0,75	2,49	0,79	0,01	0,54
Lacisternaceae	5	1	0,78	37,20	0,62	1,99	0,64	0,01	0,79
Nyctaginaceae	3	1	0,78	22,30	0,37	1,49	0,48	0,00	0,22
Loganiaceae	3	1	0,78	22,30	0,37	1,00	0,32	0,00	0,02
Proteaceae	2	1	0,78	14,90	0,25	1,00	0,32	0,01	0,59
Thymelaeaceae	2	1	0,78	14,90	0,25	1,00	0,32	0,00	0,25
Anacardiaceae	2	1	0,78	14,90	0,25	1,00	0,32	0,00	0,16
Polygalaceae	2	1	0,78	14,90	0,25	1,00	0,32	0,00	0,08
Moraceae	1	1	0,78	7,40	0,12	0,50	0,16	0,01	0,44
Urticaceae	1	1	0,78	7,40	0,12	0,50	0,16	0,00	0,30
Ternstroemiaceae	1	1	0,78	7,40	0,12	0,50	0,16	0,00	0,30
Lecythidaceae	1	1	0,78	7,40	0,12	0,50	0,16	0,00	0,09
Malpighiaceae	1	1	0,78	7,40	0,12	0,50	0,16	0,00	0,06

Familia	Nº ind.	Nº spp.	% spp.	DA	DR	FA	FR	Do	DoR
Polygonaceae	1	1	0,78	7,40	0,12	0,50	0,16	0,00	0,03
Cannabaceae	1	1	0,78	7,40	0,12	0,50	0,16	0,00	0,01
Verbenaceae	1	1	0,78	7,40	0,12	0,50	0,16	0,00	0,01
Clethraceae	1	1	0,78	7,40	0,12	0,50	0,16	0,00	0,01

ANEXO 1.6

Parâmetros estruturais das espécies e famílias levantadas no estrato arbóreo (PAP $\geq$ 15cm), em ordem decrescente de DA, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. N^o ind.: número de indivíduos; N^o pontos: número de pontos quadrantes em que a espécie foi amostrada, DA: densidade absoluta (n^o indivíduos/ha), DR: densidade relativa, FA: frequência absoluta, FR: frequência relativa; Do: dominância, DoR: dominância relativa; N^o spp.: número de espécies, % spp.: percentagem do total de espécies.

Dados gerais: N^o indiv.: 804; N^o espécies: 107; Área equivalente da amostra: 0,434ha; Área basal.ha⁻¹: 29,326 m²; Índice Shannon (H'): 3,884; Equidade (J = H'/ln(S)): 0,830; Índice Simpson(D): 0,037; N^o famílias: 44; H' famílias:3,088.

ESPÉCIES								
Espécie	N ^o ind.	N ^o pontos	DA	DR	FA	FR	Do	DoR
<i>Protium spruceanum</i>	98	65	225,8	12,19	32,34	9,56	3,884	13,25
Morta	66	61	152,1	8,21	30,35	8,97	2,272	7,75
<i>Tapirira guianensis</i>	47	40	108,3	5,85	19,90	5,88	3,964	13,52
<i>Pera glabrata</i>	29	24	66,8	3,61	11,94	3,53	1,156	3,94
<i>Miconia ligustroides</i>	29	26	66,8	3,61	12,94	3,82	0,588	2,01
<i>Maytenus salicifolia</i>	28	21	64,5	3,48	10,45	3,09	0,802	2,74
<i>Campomanesia</i> cf. <i>xanthocarpa</i>	26	18	59,9	3,23	8,96	2,65	0,404	1,38
<i>Myrcia multiflora</i>	25	19	57,6	3,11	9,45	2,79	0,287	0,98
<i>Croton floribundus</i>	24	20	55,3	2,99	9,95	2,94	1,861	6,35
<i>Vochysia tucanorum</i>	19	16	43,8	2,36	7,96	2,35	1,319	4,50
<i>Rapanea umbellata</i>	19	18	43,8	2,36	8,96	2,65	0,265	0,90
<i>Matayba elaeagnoides</i>	18	16	41,5	2,24	7,96	2,35	0,593	2,02
<i>Myrcia fallax</i>	18	16	41,5	2,24	7,96	2,35	0,253	0,86
<i>Gochnatia polymorpha</i>	16	12	36,9	1,99	5,97	1,76	0,765	2,61
<i>Calophyllum brasiliense</i>	15	13	34,6	1,87	6,47	1,91	1,322	4,51
<i>Euterpe edulis</i>	15	11	34,6	1,87	5,47	1,62	0,242	0,83
<i>Myrcia guianensis</i>	12	11	27,6	1,49	5,47	1,62	0,081	0,28
<i>Machaerium brasiliense</i>	11	8	25,3	1,37	3,98	1,18	0,229	0,78
<i>Styrax pohli</i>	10	9	23,0	1,24	4,48	1,32	0,248	0,85
<i>Piptocarpha axillaris</i>	10	8	23,0	1,24	3,98	1,18	0,253	0,86
<i>Clethra scabra</i>	10	9	23,0	1,24	4,48	1,32	0,186	0,63
<i>Cedrela fissilis</i>	9	8	20,7	1,12	3,98	1,18	0,831	2,84
<i>Casearia sylvestris</i>	9	9	20,7	1,12	4,48	1,32	0,135	0,46
<i>Alchornea triplinervia</i>	8	8	18,4	1,00	3,98	1,18	0,478	1,63
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	8	8	18,4	1,00	3,98	1,18	0,449	1,53
<i>Nectandra oppositifolia</i>	8	8	18,4	1,00	3,98	1,18	0,361	1,23
<i>Machaerium stipitatum</i>	8	7	18,4	1,00	3,48	1,03	0,255	0,87
<i>Roupala brasiliensis</i>	8	7	18,4	1,00	3,48	1,03	0,198	0,68
<i>Andira fraxinifolia</i>	8	7	18,4	1,00	3,48	1,03	0,116	0,40
<i>Siparuna guianensis</i>	8	7	18,4	1,00	3,48	1,03	0,042	0,15
<i>Machaerium aculeatum</i>	6	5	13,8	0,75	2,49	0,74	0,126	0,43
<i>Machaerium nyctitans</i>	6	4	13,8	0,75	1,99	0,59	0,157	0,54
<i>Gomidesia affinis</i>	6	6	13,8	0,75	2,99	0,88	0,046	0,16
<i>Callisthene minor</i>	5	4	11,5	0,62	1,99	0,59	0,650	2,22
<i>Lafoensia pacari</i>	5	5	11,5	0,62	2,49	0,74	0,507	1,73
<i>Copaifera langsdorffii</i>	5	4	11,5	0,62	1,99	0,59	0,370	1,26
<i>Platypodium elegans</i>	5	4	11,5	0,62	1,99	0,59	0,271	0,93
<i>Diospyros inconstans</i>	5	4	11,5	0,62	1,99	0,59	0,179	0,61

Espécie	Nº ind.	Nº pontos	DA	DR	FA	FR	Do	DoR
<i>Guapira opposita</i>	5	5	11,5	0,62	2,49	0,74	0,125	0,43
<i>Endlicheria paniculata</i>	5	4	11,5	0,62	1,99	0,59	0,158	0,54
<i>Centrolobium tomentosum</i>	5	4	11,5	0,62	1,99	0,59	0,130	0,45
<i>Bauhinia longifolia</i>	5	5	11,5	0,62	2,49	0,74	0,068	0,23
<i>Sebastiania commersoniana</i>	5	4	11,5	0,62	1,99	0,59	0,074	0,25
<i>Trichilia pallida</i>	4	4	9,2	0,50	1,99	0,59	0,054	0,18
<i>Hedyosmum brasiliense</i>	4	4	9,2	0,50	1,99	0,59	0,022	0,08
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	4	4	9,2	0,50	1,99	0,59	0,017	0,06
<i>Cupania tenuivalvis</i>	3	3	6,9	0,37	1,49	0,44	0,157	0,54
<i>Inga vera</i>	3	2	6,9	0,37	1,00	0,29	0,187	0,64
<i>Tibouchina sellowiana</i>	3	3	6,9	0,37	1,49	0,44	0,078	0,27
<i>Rapanea ferruginea</i>	3	3	6,9	0,37	1,49	0,44	0,041	0,14
<i>Coccoloba cordata</i>	3	3	6,9	0,37	1,49	0,44	0,040	0,14
<i>Xylosma tweediana</i>	3	3	6,9	0,37	1,49	0,44	0,035	0,12
<i>Rapanea gardneriana</i>	3	3	6,9	0,37	1,49	0,44	0,033	0,12
<i>Calliandra tweediei</i>	3	3	6,9	0,37	1,49	0,44	0,032	0,11
<i>Myrciaria floribunda</i>	3	3	6,9	0,37	1,49	0,44	0,030	0,10
<i>Myrcia venulosa</i>	3	3	6,9	0,37	1,49	0,44	0,018	0,06
<i>Talauma ovata</i>	3	2	6,9	0,37	1,00	0,29	0,058	0,20
<i>Ilex paraguariensis</i>	3	2	6,9	0,37	1,00	0,29	0,041	0,14
<i>Sloanea monosperma</i>	3	2	6,9	0,37	1,00	0,29	0,028	0,10
<i>Ocotea velutina</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,279	0,95
<i>Cariniana estrellensis</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,192	0,65
<i>Terminalia brasiliensis</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,124	0,42
<i>Dalbergia villosa</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,039	0,14
<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,037	0,13
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,033	0,11
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,030	0,10
<i>Brosimum guianense</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,026	0,09
<i>Banara parviflora</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,023	0,08
<i>Nectandra grandiflora</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,021	0,07
<i>Ocotea corymbosa</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,018	0,06
<i>Siphoneugenia aff. widgreniana</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,017	0,06
<i>Guatteria nigrescens</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,013	0,05
<i>Lacistema hasslerianum</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,012	0,04
<i>Myrcia breviramis</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,011	0,04
<i>Eugenia pluriflora</i>	2	2	4,6	0,25	1,00	0,29	0,011	0,04
<i>Ixora venulosa</i>	2	1	4,6	0,25	0,50	0,15	0,012	0,04
<i>Persea pyrifolia</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,202	0,69
<i>Machaerium villosum</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,117	0,40
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,046	0,16
<i>Cordia ecalyculata</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,045	0,16
<i>Eugenia involucreta</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,044	0,15
<i>Maprounea guianensis</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,042	0,14
<i>Guapira hirsuta</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,042	0,14
<i>Cecropia pachystachya</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,041	0,14
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,032	0,11
<i>Albizia polycephala</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,027	0,09
<i>Eugenia florida</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,022	0,08
<i>Myrciaria cf. tenella</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,015	0,05
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,015	0,05
<i>Drimys brasiliensis</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,010	0,04
<i>Symplocos tetrandra</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,010	0,04
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,010	0,04
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,010	0,04
<i>Rhamnus sphaerosperma</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,008	0,03

Espécie	Nº ind.	Nº pontos	DA	DR	FA	FR	Do	DoR
<i>Psychotria vellosiana</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,008	0,03
<i>Cabralea canjerana</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,008	0,03
<i>Miconia langsдорffii</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,006	0,02
<i>Baccharis brachylaenoides</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,006	0,02
<i>Allophylus edulis</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,005	0,02
<i>Eugenia cf. dodonaeifolia</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,005	0,02
<i>Piper amalago</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,005	0,02
<i>Dalbergia frutescens</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,005	0,02
<i>Luehea candicans</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,005	0,02
<i>Miconia chamissois</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,004	0,02
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,004	0,02
<i>Geonoma brevispatha</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,004	0,02
<i>Myrcia cf. hartwegiana</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,004	0,01
<i>Miconia pseudonervosa</i>	1	1	2,3	0,12	0,50	0,15	0,004	0,01

FAMÍLIAS

Família	Nº ind.	Nº spp.	% spp.	DA	DR	FA	FR	Do	DoR
Myrtaceae	106	16	14,81	244,20	13,18	35,82	11,13	1,28	4,38
Burseraceae	98	1	0,93	225,80	12,19	32,34	10,05	3,88	13,25
Fabaceae	72	17	15,74	165,90	8,96	25,87	8,04	2,16	7,37
Morta	66	1	0,93	152,10	8,21	30,35	9,43	2,27	7,75
Anacardiaceae	47	1	0,93	108,30	5,85	19,90	6,18	3,96	13,52
Euphorbiaceae	39	5	4,63	89,90	4,85	16,42	5,10	2,47	8,41
Melastomataceae	35	5	4,63	80,60	4,35	14,93	4,64	0,68	2,33
Rubiaceae	32	3	2,78	73,70	3,98	12,94	4,02	1,18	4,01
Celastraceae	28	1	0,93	64,50	3,48	10,45	3,25	0,80	2,74
Asteraceae	27	3	2,78	62,20	3,36	9,45	2,94	1,03	3,50
Myrsinaceae	25	3	2,78	57,60	3,11	11,44	3,55	0,34	1,16
Vochysiaceae	24	2	1,85	55,30	2,99	9,95	3,09	1,97	6,72
Arecaceae	24	3	2,78	55,30	2,99	9,95	3,09	0,70	2,38
Sapindaceae	22	3	2,78	50,70	2,74	9,45	2,94	0,76	2,58
Lauraceae	21	7	6,48	48,40	2,61	9,45	2,94	1,09	3,71
Clusiaceae	15	1	0,93	34,60	1,87	6,47	2,01	1,32	4,51
Meliaceae	14	3	2,78	32,30	1,74	6,47	2,01	0,89	3,05
Salicaceae	14	3	2,78	32,30	1,74	6,97	2,16	0,19	0,66
Styracaceae	10	1	0,93	23,00	1,24	4,48	1,39	0,25	0,85
Clethraceae	10	1	0,93	23,00	1,24	4,48	1,39	0,19	0,63
Proteaceae	8	1	0,93	18,40	1,00	3,48	1,08	0,20	0,68
Siparunaceae	8	1	0,93	18,40	1,00	3,48	1,08	0,04	0,15
Lecythidaceae	7	2	1,85	16,10	0,87	3,48	1,08	0,70	2,38
Nyctaginaceae	6	2	1,85	13,80	0,75	2,99	0,93	0,17	0,57
Ebenaceae	5	1	0,93	11,50	0,62	1,99	0,62	0,18	0,61
Rutaceae	5	2	1,85	11,50	0,62	2,49	0,77	0,05	0,17
Chloranthaceae	4	1	0,93	9,20	0,50	1,99	0,62	0,02	0,08
Polygonaceae	3	1	0,93	6,90	0,37	1,49	0,46	0,04	0,14
Magnoliaceae	3	1	0,93	6,90	0,37	1,00	0,31	0,06	0,20
Aquifoliaceae	3	1	0,93	6,90	0,37	1,00	0,31	0,04	0,14
Elaeocarpaceae	3	1	0,93	6,90	0,37	1,00	0,31	0,03	0,10
Combretaceae	2	1	0,93	4,60	0,25	1,00	0,31	0,12	0,42
Ternstroemiaceae	2	1	0,93	4,60	0,25	1,00	0,31	0,04	0,13
Apocynaceae	2	1	0,93	4,60	0,25	1,00	0,31	0,03	0,11
Moraceae	2	1	0,93	4,60	0,25	1,00	0,31	0,03	0,09
Annonaceae	2	1	0,93	4,60	0,25	1,00	0,31	0,01	0,05
Lacistemaceae	2	1	0,93	4,60	0,25	1,00	0,31	0,01	0,04
Boraginaceae	1	1	0,93	2,30	0,12	0,50	0,15	0,05	0,16

Urticaceae	1	1	0,93	2,30	0,12	0,50	0,15	0,04	0,14
Winteraceae	1	1	0,93	2,30	0,12	0,50	0,15	0,01	0,04
Symplocaceae	1	1	0,93	2,30	0,12	0,50	0,15	0,01	0,04
Rhamnaceae	1	1	0,93	2,30	0,12	0,50	0,15	0,01	0,03
Piperaceae	1	1	0,93	2,30	0,12	0,50	0,15	0,01	0,02
Malvaceae	1	1	0,93	2,30	0,12	0,50	0,15	0,01	0,02
Bignoniaceae	1	1	0,93	2,30	0,12	0,50	0,15	0,00	0,02

ANEXO 2.1

Número de indivíduos das espécies de plântulas arbustivo-arbóreas amostradas na borda e no interior de remanescente florestal, nos quatro tratamentos realizados e nos quatro períodos de avaliação: 0 (inicial), 6, 12 e 18 meses. Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. C.S. classe sucessional: (Nc: não caracterizada, NPi: não pioneira, Pi: pioneira); T.I: retirada total das plântulas, com posterior revolvimento superficial do solo; T.II: retirada total das plântulas, sem posterior revolvimento superficial do solo; T.III: retirada de 50% dos indivíduos da parcela, sem posterior revolvimento superficial do solo; T.IV: testemunha sem retirada dos indivíduos de plântulas.

Espécie	C.S.	T.I				T.II				T.III				T.IV			
		Borda		Interior		Borda		Interior		Borda		Interior		Borda		Interior	
		0	6	12	18	0	6	12	18	0	6	12	18	0	6	12	18
<i>Actinostemon communis</i>	Npi				2	1	3	2	4	2	1	4	5	1			
<i>Aegiphila sellowiana</i>	Pi								1								
<i>Albizia polycephala</i>	Nc				1	1	1						6	1	1	1	1
<i>Alchornea triplinervia</i>	Pi	1		15	3				3			1	2	2			
<i>Allophylus edulis</i>	Pi				2			1		1			2	1		1	1
<i>Amaioua intermedia</i>	Npi	3								1		2	2				
<i>Andira fraxinifolia</i>	Pi	3										1	2	2			
<i>Aniba firmula</i>	Npi																
<i>Aspidosperma subincanum</i>	Npi				1				1			1					
<i>Astronium graveolens</i>	Pi																
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Npi	3															
<i>Bauhinia longifolia</i>	Nc				1	4		2	3			6		6			
<i>Calliandra tweediei</i>	Pi											1					
<i>Callisthene minor</i>	Npi																
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Nc	1						1	4				1	1	1	1	
<i>Calyptanthes clusiaefolia</i>	Npi							1					1				
<i>Campomanesia cf. xanthocarpa</i>	Npi							2				4	5				
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	Npi							1									
<i>Casearia decandra</i>	Npi	1			1		2	1	1			2	1	2	8		
<i>Casearia sylvestris</i>	Pi	1		1	1								1	1	2	1	
<i>Cedrela fissilis</i>	Npi				2							1					
<i>Celtis iguanaea</i>	Pi														2	2	
<i>Centrobium tomentosum</i>	Pi	1	1	2	2			1				8	2	2			

Espécie	C.S.	T.I				T.II				T.III				T.IV			
		Borda		Interior		Borda		Interior		Borda		Interior		Borda		Interior	
		0	6	12	18	0	6	12	18	0	6	12	18	0	6	12	18
<i>Cestrum cf. sendtnerianum</i>	Pi			1		2	1	6	1	1		2		1	3	2	
<i>Cestrum schlechtendalii</i>	Nc						4										
<i>Chomelia catharinae</i>	Npi									2							
<i>Chomelia obtusa</i>	Npi				1					1				3			
<i>Coccoloba cordata</i>	Nc					2			1	3	1	3	2	1	1	1	4
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Npi	11	1	17	13	2		9	7	4	4	3		3	1	7	4
<i>Cordia sellowiana</i>	Pi									5					3		
<i>Croton floribundus</i>	Pi	16	8	51	56	2		5		9	2	5	1	2		1	
<i>Cupania tenuivalvis</i>	Npi	7				4			1	2			1	12	8	10	6
<i>Dalbergia frutescens</i>	Nc	15	3	2		14		6	2	17				11	1	6	5
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	Npi						1					1					
<i>Diospyros inconstans</i>	Npi						1	1		1			1	1	1	3	3
<i>Endlicheria paniculata</i>	Npi							1						2			
<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	Npi									2		1		4	1	2	1
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	Npi				6	2	3	2		14	1	2	3	13	4	7	2
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	Npi				1	1	1	1						4			
<i>Eugenia cf. hyemalis</i>	Npi									1		1	2				
<i>Eugenia florida</i>	Npi				1												1
<i>Eugenia ligustrina</i>	Npi				50	4	6	3		6	1	4	6	30	14	40	21
<i>Eugenia pluriflora</i>	Npi				3	1		1		7			1	7	8		1
<i>Eugenia sp.</i>	Nc																2
<i>Euterpe edulis</i>	Npi	12		4	3			4	1	1			1	1		3	3
<i>Faramea montevidensis</i>	Npi											1		20	4	17	7
<i>Geonoma brevispatha</i>	Npi					1	1			2		1		3		2	
<i>Gochnatia polymorpha</i>	Nc	3			1			1	1	1	1	2		1	1	1	1
<i>Gomidesia affinis</i>	Npi			1		21		3	4		1		3	4		3	2
<i>Guapira cf. opposita</i>	Pi	1		29	15	9		1		3	3	4	3	9		10	12
<i>Guatteria nigrescens</i>	Npi									1	1			1			
<i>Hedyosmum brasiliense</i>	Nc													1	2		
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	Npi															2	
<i>Ilex sp.</i>	Nc																1
Indeterminadas	Nc	4	1	3	2	8		6	4	15	4	4	1	11	3	3	1
<i>Inga marginata</i>	Pi				1												
<i>Inga vera</i>	Pi	3		7	1	11		4	2	5		3	1	3		3	2
<i>Ixora venulosa</i>	Npi											2		10	3	11	5
<i>Lacistema hasslerianum</i>	Npi	5	1	1	2			3		1				2	3	3	2
<i>Lafoensia pacari</i>	Pi									1							
Lauraceae sp1	Nc						1										1

Espécie	C.S.	T.I				T.II				T.III				T.IV																			
		Borda		Interior		Borda		Interior		Borda		Interior		Borda		Interior																	
		0	6	12	18	0	6	12	18	0	6	12	18	0	6	12	18	0	6	12	18	0	6	12	18								
Lauraceae sp2	Nc		1	1																													
Lauraceae sp3	Nc		1																														
Leandra scabra	Nc									5		2	1					1	1	11	9				2	6	1						
Lonchocarpus cultratus	Pi									2								2		1													
Machaerium aculeatum	Pi	1						7		1	1			12	5	5	5					5	2	4	3	2	1	2					
Machaerium brasiliense	Pi			1		1				2	2	1						1	1	1	1	3	5	3	1			2	2				
Machaerium nyctitans	Pi			1	1																												
Machaerium stipitatum	Pi					4				3		2											2	1			1	1					
Maprounea guianensis	Pi	5		1				1		2				2								5	3	4	1								
Matayba elaeagnoides	Pi	2			2	15		2	1	3	1	1	1	16		2	1	5	3	2	3	13	3	10	6	7	5	3	2	38	19	28	25
Maytenus aquifolia	Npi									1																	1	1	1	1			
Maytenus salicifolia	Npi	4		1	1	69	8	22	25	3	3	3	2	24	4	10	18	6	3	3	2	98	57	69	68	4	4	3	1	30	28	32	25
Melastomataceae sp1	Nc																					1		1									
Melastomataceae sp2	Nc											2																	3				
Melastomataceae sp3	Nc									1																							
Metrodorea nigra	Npi																							1	2								
Miconia langsdoeffii	Npi							1															1	1				2	1				
Miconia ligustroides	Pi					1				4		1		2			1			3			1					1					
Miconia pseudonervosa	Nc				1							1	3																				
Miconia sp1	Nc															1																	
Miconia sp2	Nc							2																	1								
Miconia sp3	Nc																			1													
Mollinedia schottiana	Npi	1				1		3				1			1					1	2	4	2	2	2								
Myrcia cf. hartwegiana	Npi					3		2	3					1		5	1			1													
Myrcia fallax	Pi	11		7	11	6	1	1		6			1	30	10	38	41	1		6		17	5	9	4	8	14	11	7	11	15	30	19
Myrcia guianensis	Npi	7	3	3	4	3		3	4	4			1	1	2	4	4	3	5	12	9		1		4	11	12	5	9	8	4	1	7
Myrcia multiflora	Npi	2		1	1					4		1		10						1		2		1	1	7	2	3	2		1	1	
Myrciaria cf. tenella	Npi					4								4								3		3					9	7	8	3	
Myrciaria floribunda	Npi					2			1	2		1		1								3						1		2			
Myrtaceae sp1	Nc																						1										
Myrtaceae sp2	Nc												1																				
Myrtaceae sp3	Nc																								1	1	1						
Myrtaceae sp4	Nc																												1		1		
Myrtaceae sp6	Nc																												1		2		
Myrtaceae sp7	Nc																				3			2									
Myrtaceae sp8	Nc					1		2	1						2	1	1	2			2								3	2	1	2	
Myrtaceae sp9	Nc	1																															
Myrtaceae sp10	Nc																								1	1		1					

Espécie	C.S.	T.I				T.II				T.III				T.IV			
		Borda		Interior		Borda		Interior		Borda		Interior		Borda		Interior	
		0	6	12	18	0	6	12	18	0	6	12	18	0	6	12	18
Myrtaceae sp11	Nc				1												
<i>Nectandra grandiflora</i>	Npi		1		3			2		10				1			
<i>Nectandra oppositifolia</i>	Npi													7	1	1	1
<i>Ocotea cf. velutina</i>	Nc	3		1	2	2		2	1	7			1	4	2	3	2
<i>Ocotea corymbosa</i>	Pi	1						1	1	2				3	1	1	
<i>Ossaea</i> sp.	Nc	1												1	2		
<i>Otonia cf. leptostachya</i>	Npi																
<i>Ouratea spectabilis</i>	Nc													18	6		3
<i>Palicourea marcgravii</i>	Nc	4		13	6	27		38	13	6	2	5	1	27	3	15	12
<i>Pera glabrata</i>	Npi	1						1	1				1	3			
<i>Persea pyrifolia</i>	Npi				1									4			
<i>Piper arboreum</i>	Pi								2	1				2		1	
<i>Piper gaudichaudianum</i>	Nc							3	1		1			2			
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Pi	1		3	2	3				1				5	3	3	6
<i>Posoqueria</i> sp.	Nc													1			
<i>Pouteria</i> sp.	Nc													1			
<i>Protium spruceanum</i>	Nc	150	5	53	5	92	14	22	14	33	7	13	7	339	15	16	25
<i>Prunus myrtifolia</i>	Pi							1		3				4			
<i>Psychotria cf. cartagenensis</i>	Npi				1												
<i>Psychotria leiocarpa</i>	Npi	1			2	2	1			2					1		
<i>Psychotria</i> sp.	Nc				2	4				3		3				1	1
<i>Psychotria</i> sp2	Nc		6					1									
<i>Psychotria vellosiana</i>	Npi	6		8	4	18		16	9	12		18	9	14	1	19	13
<i>Randia armata</i>	Nc													6		23	4
<i>Rapanea cf. umbellata</i>	Pi	7	3	18	11	6	1	18	2	8		2		10	1	11	2
<i>Rapanea ferruginea</i>	Pi	2		1		5				3		1		10	2	5	6
<i>Roupala brasiliensis</i>	Npi					5		1	1					8	3	1	1
Rubiaceae sp1	Nc								1					30	1	2	1
Rubiaceae sp2	Nc	4								1							
Rubiaceae sp3	Nc																
Rubiaceae sp4	Nc									3	1	1					
<i>Ruelia</i> sp.	Nc													5			
<i>Sebastiania commersoniana</i>	Npi				4		5		1				3		1		
<i>Securidaca</i> sp.	Nc				10				1				2				
<i>Siparuna cujabana</i>	Npi	1						1					1				
<i>Siparuna guianensis</i>	Npi	3	1	6	6	3		1	2	1	1	3	1	2			
<i>Siphoneugenia</i> aff. <i>widgreniana</i>	Npi	3		3		2							5	2			
<i>Sloanea monosperma</i>	Pi	1															

Espécie	C.S.	T.I				T.II				T.III				T.IV			
		Borda		Interior		Borda		Interior		Borda		Interior		Borda		Interior	
		0	6	12	18	0	6	12	18	0	6	12	18	0	6	12	18
<i>Strychnos brasiliensis</i>	Npi															1	1
<i>Styrax pohli</i>	Nc			1	9				4			1				2	
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Pi	1				8			1			9		1	2		
<i>Symplocos tenuifolia</i>	Npi					1						1	1			2	1
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	Pi	5	2	5	3	5		7	3	23	8	9	2	7	1	3	2
<i>Tapirira guianensis</i>	Pi	4	3	4	3	8	6	4	1	25	2	1	1	2		1	
<i>Tibouchina sellowiana</i>	Nc					2				2			3				
<i>Trichilia catigua</i>	Npi	1		1		5											
<i>Trichilia elegans</i>	Npi					1						2					
<i>Trichilia pallida</i>	Pi	11		3	2	7				5		2		4		1	
<i>Vochysia tucanorum</i>	Pi	1								1				2			
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Pi					1						8	3	2	2		

ANEXO 3.1

Parâmetros estruturais da comunidade de plântulas amostrada no sub-bosque de talhões de *Eucalyptus* spp., em ordem decrescente de DA, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. Nº ind.: número de indivíduos; Nº Parc.: número de parcelas em que a espécie foi amostrada, DA: densidade absoluta (nº de indivíduos.ha⁻¹), DR: densidade relativa, FA: frequência absoluta, FR: frequência relativa, Nº spp.: número de espécies, % spp.: porcentagem do total de espécies.

Dados gerais: Nº indiv.: 280; Nº espécies: 42; Área total da amostra: 0,035ha;; Índice Shannon (H'): 2,868; Equidade (J = H'/ln(S)): 0,767; Índice Simpson(D): 0,093; Nº famílias: 24; H' famílias:2,456.

ESPÉCIES

Espécie	Nº ind.	Nº Parc.	DA	DR	FA	FR
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	55	16	1.580,50	19,64	18,39	10,74
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	47	19	1.350,60	16,79	21,84	12,75
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	34	14	977,00	12,14	16,09	9,40
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	19	13	546,00	6,79	14,94	8,72
<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	12	9	344,80	4,29	10,34	6,04
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	10	7	287,40	3,57	8,05	4,70
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	7	7	201,10	2,50	8,05	4,70
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	10	5	287,40	3,57	5,75	3,36
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	9	5	258,60	3,21	5,75	3,36
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	11	1	316,10	3,93	1,15	0,67
<i>Rapanea cf. umbellata</i> (Mart.) Mez	5	4	143,70	1,79	4,60	2,68
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	4	3	114,90	1,43	3,45	2,01
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	4	3	114,90	1,43	3,45	2,01
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	4	3	114,90	1,43	3,45	2,01
<i>Cestrum cf. sendtnerianum</i> Mart.	5	2	143,70	1,79	2,30	1,34
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	5	2	143,70	1,79	2,30	1,34
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3	3	86,20	1,07	3,45	2,01
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	3	3	86,20	1,07	3,45	2,01
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	3	3	86,20	1,07	3,45	2,01
<i>Actinostemon communis</i> (Müll. Arg.) Pax	4	1	114,90	1,43	1,15	0,67
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	2	2	57,50	0,71	2,30	1,34
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	2	2	57,50	0,71	2,30	1,34
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	2	2	57,50	0,71	2,30	1,34
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	2	2	57,50	0,71	2,30	1,34
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
Indet E01	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
Indet E02	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
Indet E03	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Inga vera</i> Willd.	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Siphoneugenia aff. widgreniana</i> O. Berg.	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67

<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Vernonia</i> sp.	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	1	1	28,70	0,36	1,15	0,67

FAMÍLIAS

Família	Nº ind.	Nº spp.	% spp.	DA	DR	FA	FR
Rubiaceae	74	2	4,76	2.126,40	26,43	25,29	16,18
Apocynaceae	47	1	2,38	1.350,60	16,79	21,84	13,97
Siparunaceae	34	1	2,38	977,00	12,14	16,09	10,29
Euphorbiaceae	19	4	9,52	546,00	6,79	12,64	8,09
Sapindaceae	16	2	4,76	459,80	5,71	12,64	8,09
Myrtaceae	16	5	11,90	459,80	5,71	11,49	7,35
Fabaceae	8	6	14,29	229,90	2,86	9,20	5,88
Lauraceae	10	1	2,38	287,40	3,57	5,75	3,68
Polygalaceae	7	1	2,38	201,10	2,50	8,05	5,15
Rosaceae	11	1	2,38	316,10	3,93	1,15	0,74
Myrsinaceae	6	2	4,76	172,40	2,14	5,75	3,68
Meliaceae	6	2	4,76	172,40	2,14	3,45	2,21
Clusiaceae	4	1	2,38	114,90	1,43	3,45	2,21
Celastraceae	3	1	2,38	86,20	1,07	3,45	2,21
Salicaceae	3	1	2,38	86,20	1,07	3,45	2,21
Indeterminada	3	3	7,14	86,20	1,07	2,30	1,47
Solanaceae	5	1	2,38	143,70	1,79	1,15	0,74
Anacardiaceae	2	1	2,38	57,50	0,71	2,30	1,47
Combretaceae	1	1	2,38	28,70	0,36	1,15	0,74
Melastomataceae	1	1	2,38	28,70	0,36	1,15	0,74
Asteraceae	1	1	2,38	28,70	0,36	1,15	0,74
Rutaceae	1	1	2,38	28,70	0,36	1,15	0,74
Arecaceae	1	1	2,38	28,70	0,36	1,15	0,74
Annonaceae	1	1	2,38	28,70	0,36	1,15	0,74

ANEXO 3.2

Listagem das espécies amostradas no estrato de regeneração natural (altura $\geq 1,5\text{m}$), sob talhões de *Eucalyptus* spp., Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. Sendo: N° total: número total de indivíduos da espécie. N°: número de incorporação do material no herbário ESA.

Espécie	Nome-vulgar	Talhão						Nº Total	Nº
		78	79	83	189	67A ¹	67B ²		
ANACARDIACEAE									
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Guaritá	-	-	1	-	-	-	1	
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeirinha	-	-	1	-	-	-	1	91.576
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Peito-de-pombo	3	3	17	6	4	1	34	91.397
ANNONACEAE									
<i>Annona cacans</i> Warm.	Araticum-cagão	-	-	1	-	-	1	2	91.398
<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	Pindaíba-preta	-	-	1	1	-	-	2	91.399
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Pindaíba	-	-	2	-	-	-	2	91.579
APOCYNACEAE									
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	Guatambú	-	-	-	1	-	-	1	91.400
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	Leiteiro	42	56	97	11	12	21	239	91.401
ARECACEAE									
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	-	1	-	-	3	-	4	91.405
ASTERACEAE									
<i>Eupatorium vauthierianum</i> DC.		-	2	-	-	-	-	2	91.407
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Cambará	2	4	7	3	7	3	26	91.408
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker		-	-	-	-	3	-	3	91.410
BIGNONIACEAE									
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.	Ipê-amarelo	4	-	-	-	-	1	5	91.413
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	Ipê-Felpudo	1	-	-	-	-	3	4	
BORAGINACEAE									
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Juruté	-	-	1	-	3	2	6	91.416
BURSERACEAE									
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	Almecegueiro	2	1	20	-	9	-	32	91.417
CANNABACEAE									
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Pau-pólvora	-	-	-	-	1	-	1	91.578
CELASTRACEAE									
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	Cafezinho	-	5	-	2	1	1	9	91.420
CLUSIACEAE									
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Guanandi	1	-	5	-	-	-	6	91.423
COMBRETACEAE									
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess. ex A.St.-Hil.) Eichler	Capitão-do-campo	-	-	-	-	-	3	3	91.424
ELAEOCARPACEAE									
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Laranjeira-do-mato	-	-	-	-	1	-	1	91.426
ERYTHOXYLACEAE									
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	Cocão	-	-	-	1	-	-	1	91.425
EUPHORBIACEAE									
<i>Actinostemon communis</i> (Müll. Arg.) Pax	Laranjeira-brava	-	3	-	2	-	-	5	91.427
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Tapiá	-	8	3	4	1	-	16	91.429
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	-	22	2	-	5	-	29	91.430
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Marmelinho-do-campo	3	1	1	-	21	1	27	91.432
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Pau-de-sapateiro	1	3	8	21	10	4	47	91.433
FABACEAE-CAESALPINIOIDEAE									

Espécie	Nome-vulgar	Talhão						Nº Total	Nº
		78	79	83	189	67A ¹	67B ²		
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	1	1	1	4	7	16	30	91.436
<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby	Fedegoso	-	-	1	-	-	-	1	91.437
FABACEAE-PAPILIONOIDEAE									
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Angelim	-	-	1	-	6	-	7	91.396
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Jacarandá	-	5	-	6	4	-	15	91.391
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Jacarandá-paulista	-	-	-	-	-	6	6	91.588
FABACEAE-MIMOSOIDEAE									
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pau-jacaré	-	1	2	-	-	-	3	91.441
LACISTEMACEAE									
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	Cafezinho	-	3	3	-	-	-	6	91.594
LAMIACEAE									
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Tamanqueiro	-	-	3	-	1	-	4	91.573
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Tarumã	1	-	-	-	-	-	1	91.518
LAURACEAE									
<i>Aniba firmula</i> (Nees & C. Mart.) Mez		-	-	1	-	-	-	1	91.442
<i>Cryptocaria aschersoniana</i> Mez	Canela-batalha	-	-	-	-	1	1	2	91.443
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	Canela-do-brejo	-	2	20	-	-	-	22	91.444
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees & C. Mart. ex Nees	Canela-amarela	-	-	-	1	-	-	1	91.445
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Canela-fedorenta	-	-	1	-	2	-	3	91.447
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	Canelão-mamarelo	-	-	-	2	1	-	3	91.449
<i>Persea pyrifolia</i> (D. Don) Spreng.	Abacateiro-do-mato	-	-	2	2	2	-	6	91.450
LECYTHIDACEAE									
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá-rosa	-	-	1	-	-	-	1	91.451
LOGANIACEAE									
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Salta-martim	-	-	1	3	8	-	12	91.452
MELASTOMATACEAE									
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	Jacaratião-do-cerrado	-	7	-	-	11	1	19	91.462
MELIACEAE									
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	-	-	1	-	-	-	1	91.455
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-rosa	-	-	2	-	-	-	2	91.456
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	Marinheiro	-	-	-	1	-	-	1	91.564
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Catiguá	-	-	3	1	1	-	5	91.457
MORACEAE									
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Taiúva	-	-	1	-	-	-	1	
MYRSINACEAE									
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Capororoca	-	-	14	-	2	-	16	91.471
<i>Rapanea gardneriana</i> (A. DC.) Mez	Capororoca	-	1	-	-	-	-	1	91.472
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	Capororoca	-	3	18	-	10	2	33	91.473
MYRTACEAE									
<i>Eugenia florida</i> DC.	Guamirim	-	-	2	-	-	-	2	91.545
<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess.	Guamirim-de-folha-fina	-	1	-	-	1	-	2	91.569
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.		-	-	-	4	-	-	4	91.555
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	Guamirim-de-folha-fina	-	-	1	8	2	-	11	91.544
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.		1	-	1	15	13	1	31	91.542
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Cambuí	-	1	-	6	3	2	12	91.539
<i>Myrcia venulosa</i> DC.		-	-	-	-	1	-	1	91.540
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg		-	-	-	-	-	2	2	91.543
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	-	-	1	-	-	-	1	91.575
<i>Psidium</i> sp.	Araçá	-	-	-	-	1	-	1	
OCHNACEAE									
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart. ex Engl.) Engl.	Batiputá	-	1	-	-	-	-	1	
PIPERACEAE									
<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth.		-	1	1	-	-	-	2	91.478

Espécie	Nome-vulgar	Talhão						Nº Total	Nº
		78	79	83	189	67A ¹	67B ²		
POLYGALACEAE									
<i>Bredymeyera floribunda</i> Wiild.	Guiné-do-campo	-	4	1	-	-	-	5	91.479
POLYGONACEAE									
<i>Coccoloba cordata</i> Cham.		-	-	-	-	1	-	1	91.481
ROSACEAE									
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-bravo	-	-	1	-	-	-	1	91.484
RUBIACEAE									
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.		-	-	-	-	1	1	2	91.486
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	Erva-de-rato	-	-	-	-	7	-	7	91.489
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.		-	-	2	5	12	-	19	91.493
RUTACEAE									
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Mamoninha	1	3	-	5	-	-	9	91.495
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-porca	-	1	1	-	-	1	3	91.498
SALICACEAE									
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga	-	7	10	11	2	2	32	91.592
SAPINDACEAE									
<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	Camboatã	2	9	2	7	6	6	32	91.500
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatã	-	1	5	5	3	1	15	91.501
SIPARUNACEAE									
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Limão-bravo	1	-	88	-	8	31	128	91.577
SOLANACEAE									
<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart.		-	-	11	1	-	-	12	91.504
<i>Solanum megalochiton</i> Mart.		-	-	11	-	-	-	11	91.507
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Quina-de-São-Paulo	-	-	1	1	1	4	7	91.508
<i>Solanum variabile</i> Mart.		-	-	-	-	-	2	2	91.509
STYRACACEAE									
<i>Styrax pohlí</i> A. DC.	Benjoeiro	-	1	-	-	-	-	1	91.510
URTICACEAE									
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba	-	2	-	-	-	-	2	91.418
VIOLACEAE									
<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A. St.-Hil.) Taub.		-	-	-	1	-	-	1	91.519

¹ lado com contato com remanescente florestal

² lado oposto ao remanescente florestal

ANEXO 3.3

Listagem das espécies amostradas na borda dos remanescentes florestais, do entorno dos talhões de *Eucalyptus* estudados, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo. Sendo: Nº: número de incorporação do material no herbário ESA.

Espécie	Nome vulgar	Talhão de contato					Nº
		67	78	79	83	189	
ANACARDIACEAE							
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Guaritá	x	x	x			
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeirinha			x		x	91.576
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Peito-de-pombo	x	x	x	x	x	91.397
ANNONACEAE							
<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	Pindaíba-preta	x		x	x	x	91.399
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Pindaíba				x		91.579
APOCYNACEAE							
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	Guatambú				x	x	91.400
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	Leiteiro	x	x	x	x	x	91.582
AQUIFOLIACEAE							
<i>Ilex affinis</i> Gardner	Congonha-do-campo				x		
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Erva-mate		x	x			91.402
ARECACEAE							
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Palmito-jussara		x	x	x		91.403
<i>Geonoma brevispatha</i> Barb. Rodr.	Guaricanga-do-brejo			x			91.404
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	x			x	x	91.405
ASTERACEAE							
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Cambará	x	x		x	x	91.408
<i>Gochnatia velutina</i> (Bong.) Cabrera		x					91.409
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker		x					91.410
<i>Vernonia diffusa</i> Less.	Vassourão		x		x		91.412
BIGNONIACEAE							
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.	Ipê-amarelo	x		x	x	x	91.413
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	Ipê-felpudo	x					
BORAGINACEAE							
<i>Cordia polycephala</i> (Lam.) I.M. Johnst.		x		x			91.415
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Juruté	x	x	x			91.416
BURSERACEAE							
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	Almecegueiro	x	x	x	x	x	91.417
CACTACEAE							
<i>Cereus peruvianus</i> (L.) J.S. Muell.	Mandacaru	x	x			x	
CANNABACEAE							
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Grão-de-galo					x	91.516
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Pau-pólvora			x			91.578
CELASTRACEAE							
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	Cafezinho	x		x	x	x	91.420
CHLORANTHACEAE							
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Miq.	Chá-de-soldado		x	x	x		91.421
CLETHRACEAE							
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Guaperê	x		x			91.422
CLUSIACEAE							
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Guanandi		x	x	x		91.423
COMBRETACEAE							
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess. ex A.St.-Hil.) Eichler	Capitão-do-campo	x			x		91.424
ERYTHROXYLACEAE							

Espécie	Nome vulgar	Talhão de contato					Nº
		67	78	79	83	189	
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	Cocão					x	91.425
EUPHORBIACEAE							
<i>Actinostemon communis</i> (Müll. Arg.) Pax	Laranjeira-brava	x	x	x	x	x	91.427
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Tapiá	x	x	x	x	x	91.429
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	x	x	x	x	x	91.430
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Marmelinho-do-campo	x	x	x	x		91.432
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Pau-de-sapateiro	x	x	x	x	x	91.433
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. & Downs	Branquilho			x			91.434
FABACEAE-CAESALPINIOIDEAE							
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	x	x	x	x	x	91.436
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula		x				
<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby	Fedegoso			x			91.437
FABACEAE-PAPILIONOIDEAE							
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Angelim	x	x	x		x	91.396
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Jacarandá		x	x		x	91.391
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Bico-de-pato	x	x				91.586
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Sapuvinha		x				91.587
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Jacarandá-paulista	x					91.588
FABACEAE-MIMOSOIDEAE							
<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá			x			91.440
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pau-jacaré	x	x	x			91.441
LACISTEMACEAE							
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	Cafezinho				x		91.594
LAMIACEAE							
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Tamanqueiro					x	91.573
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Tarumã	x	x	x		x	91.518
LAURACEAE							
<i>Cryptocaria aschersoniana</i> Mez	Cafezinho	x					91.443
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	Canela-do-brejo	x	x	x	x		91.444
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees & C. Mart. ex Nees	Canela-amarela	x	x		x	x	91.445
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	Canela-ferrugem		x	x			91.446
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Canela-fedorenta	x	x				91.447
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-guaicá					x	91.448
<i>Persea pyrifolia</i> (D. Don) Spreng.	Abacateiro-do-mato				x	x	91.450
LECYTHIDACEAE							
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá			x			91.451
LOGANIACEAE							
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Salta-martim			x	x		91.452
LYTHRACEAE							
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Dedaleiro	x					91.453
MELASTOMATACEAE							
<i>Leandra scabra</i> DC.		x					91.459
<i>Miconia cabussu</i> Hoehne	Cabussu				x		91.585
<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.				x			91.586
<i>Miconia chamissois</i> Naudin	Folha-de-bolo			x	x		91.460
<i>Miconia langsdorffii</i> Cogn.		x		x		x	91.461
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	Jacaratião-do-cerrado			x	x		91.462
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin		x		x			91.464
<i>Ossaea</i> sp.		x	x				91.588
<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	Quaresmeira		x	x			91.465
MELIACEAE							
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjarana					x	91.455
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-rosa			x		x	91.456
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Catiguá	x	x	x	x	x	91.457
MONIMIACEAE							

Espécie	Nome vulgar	Talhão de contato					Nº
		67	78	79	83	189	
<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	Pimenteira					x	91.466
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins				x			91.467
MORACEAE							
<i>Ficus</i> cf. <i>guaranitica</i> Chodat	Figueira	x	x				91.527
<i>Ficus</i> cf. <i>luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	Figueira	x					91.528
MYRSINACEAE							
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Capororoca	x				x	91.471
<i>Rapanea gardneriana</i> (A. DC.) Mez	Capororoca	x	x	x		x	91.472
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	Capororoca				x		91.473
MYRTACEAE							
<i>Calyptanthes clusiaefolia</i> (Miq.) O. Berg	Araçarana	x					91.560
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg.	Sete-capote				x	x	91.570
<i>Eugenia florida</i> DC.	Guamirim			x			91.567
<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess.	Guamirim-de-folha-fina	x		x			91.569
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	Guamirim-de-folha-fina	x	x	x	x	x	91.568
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Cambuí	x			x	x	91.542
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Cambuí	x			x	x	91.539
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	Cambuí			x			91.540
NYCTAGINACEAE							
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Maria-mole					x	91.474
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Maria-mole	x					91.475
PIPERACEAE							
<i>Otonia</i> cf. <i>leptostachya</i> Kunth					x	x	91.525
<i>Piper arboreum</i> Aubl.		x	x	x	x	x	91.477
<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth.	Falso-jaborandi	x	x	x	x	x	91.478
RHAMNACEAE							
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.				x		x	91.483
ROSACEAE							
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-bravo			x	x	x	91.484
RUBIACEAE							
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	Marmelinho	x	x				91.486
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	Erva-de-rato	x	x		x		91.489
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Pau-de-maria					x	91.494
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.		x	x	x	x	x	91.493
RUTACEAE							
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Mamoninha		x	x	x	x	91.495
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	Guaxupita			x			91.496
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-porca		x		x	x	91.498
SALICACEAE							
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guaçatonga		x			x	91.591
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Cambroé	x				x	91.593
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga	x	x	x	x	x	91.592
SAPINDACEAE							
<i>Alophyllus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Chal-chal					x	91.499
<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	Camboatã	x	x	x	x	x	91.500
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatã	x	x	x	x	x	91.501
SAPOTACEAE							
<i>Pouteria</i> cf. <i>gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	Abiu	x					91.502
SIPARUNACEAE							
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Cadela-molhada	x	x	x	x	x	91.577
SOLANACEAE							
<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart.	Coerana	x		x	x	x	91.504
<i>Solanum concinnum</i> Sendtn.				x			91.505
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	Fumo-bravo					x	91.506
<i>Solanum megalochiton</i> Mart.						x	91.507

Espécie	Nome vulgar	Talhão de contato					Nº
		67	78	79	83	189	
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Quina-de-São-Paulo	x	x		x	x	91.508
STYRACACEAE							
<i>Styrax pohl</i> A. DC.	Benjoeiro	x	x	x	x		91.510
URTICACEAE							
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand		x	x	x		x	91.511
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.		x					91.512
URTICACEAE							
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethlage	Embaúba				x	x	91.418
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba	x	x	x		x	91.419
VOCHYSIACEAE							
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Pau-tucano	x	x	x			91.520

ANEXO 4.1

Resultados da análise físico-química do substrato PLANTMAX® florestal estaca, utilizado para o transplante das mudas de regeneração natural, Fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Determinações	Umidade natural	Base seca (110°C)
pH em CaCl ₂ 0,01M	5,0	-
Densidade	0,65 g/cm ³	-
Umidade perdida a 60-65°C	50,26 %	-
Umidade perdida a 65°C e 110°C	2,54 %	-
Umidade total	52,80 %	0,00 %
Matéria orgânica total (combustão)	21,56 %	45,68 %
Matéria orgânica compostável	18,57 %	39,34 %
Matéria orgânica resistente a compostagem	2,99 %	6,33 %
Carbono total (orgânico e mineral)	11,98 %	25,38 %
Carbono orgânico	10,32 %	21,86 %
Resíduo mineral total	25,64 %	54,32 %
Resíduo mineral insolúvel	17,77 %	37,65 %
Resíduo mineral solúvel	7,87 %	16,67 %
Nitrogênio total	0,31 %	0,66 %
Fósforo (P ₂ O ₅) total	0,25 %	0,53 %
Potássio (K ₂ O) total	0,34 %	0,72 %
Cálcio (Ca) total	0,55 %	1,17 %
Magnésio (Mg) total	1,36 %	2,88 %
Enxofre (S) total	0,06 %	0,13 %
Relação C/N (C total e N total)	39/1	39/1
Relação C/N (C orgânico e N total)	34/1	34/1
Cobre (Cu) total	18 mg/kg	38 mg/kg
Manganês (Mn) total	157 mg/Kg	333 mg/Kg
Zinco (Zn) total	27 mg/Kg	57 mg/Kg
Ferro (Fe) total	9.978 mg/Kg	21.114 mg/Kg
Boro (B)	9 mg/Kg	19 mg/Kg
Sódio (Na) total	139 mg/Kg	294 mg/Kg

ANEXO 4.2

Solução para a adubação mensal das mudas provenientes da regeneração natural no viveiro da fazenda Santa Terezinha, Bofete, São Paulo.

Ingrediente	Quantidade
Carbonato de cálcio - CaNO_3	460g
Fosfato monoamônio – MAP	250g
Cloreto de potássio - KCl	175g
Uréia	130g
Sulfato de magnésio - MgSO_4	220g
Solução de micronutrientes (bórax, sulfato de manganês, sulfato de zinco, sulfato de cobre, molibdato de sódio e tenso ferro)	110 mL
Água	200L

Dosagem: aproximadamente 40L para todo o conjunto de mudas.