

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de
enriquecimento de uma floresta em processo de restauração**

Allan Camatta Mônico

Dissertação apresentada para obtenção do título
de Mestre em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2012**

Allan Camatta Mônico
Licenciado e Bacharel em Ciências Biológicas

**Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de
enriquecimento de uma floresta em processo de restauração**

versão revisada de acordo com a resolução da COPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **SERGIUS GANDOLFI**

Dissertação apresentada para obtenção do título
de Mestre em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2012**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Mônico, Allan Camatta

Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração / Allan Camatta Mônico. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2012.

174 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2012.

1. Comunidades vegetais 2. Ecologia florestal 3. Florestas - Restauração 4. Monitoramento
5. Sementes I. Título

CDD 634.94
M744t

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

Dedico à Deus, aos meus familiares e amigos por todo o apoio que me deram.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço esse trabalho a Deus que sempre me iluminou e esteve ao meu lado.

Aos meus pais, irmão e familiares, por todo apoio nos estudos, sempre incentivando que eu me tornasse um bom profissional e, acima de tudo, uma boa pessoa.

Ao meu orientador e amigo Prof. Dr. Sergius Gandolfi. Sou muito grato por sua paciência, exemplo de vida e orientação no desenvolvimento deste estudo.

À FAPESP pela bolsa de estudos e reserva técnica concedidas para que o projeto pudesse ser desenvolvido.

Ao Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues, que aceitou meu pedido de estágio no LERF possibilitando o meu primeiro contato com o maravilhoso mundo da restauração ecológica e adequação ambiental. Agradeço também ao Dr. André Gustavo Nave e as professoras Dr^a. Vera Lex Engel e Dr^a. Giselda Durigan, pelas importantes contribuições na minha formação como restaurador, sempre me tratando com muito profissionalismo.

Ao Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues e Dr^a. Flaviana Maluf de Souza por terem aceitado participar da banca.

Aos colegas Leandro, Nino, Renato e Marta que receberam este “brocotó” em seus primeiros dias em Piracicaba e posteriormente se tornaram grandes amigos. Espero muito poder continuar contanto com vocês e retribuir a amizade que sempre tiveram comigo.

Aos amigos LERFIANOS: Cris, Ariadne, Cláudia, Júlia, Rafa, Magda, Gabriele, Fabiano, Fabrício, Maysa, Michel, Vanessa, Ana Elena, Milene, Jeanne, Adriana, Tiago Barreto, Tiago Barbosa, Wander, Pedro, Pinus, Diana, Simone, Ariadna, Marinão, Marinha, Débora, Inês, Ronald, Valquíria e aos que, porventura, tive a infelicidade de esquecer. De um modo especial gostaria de agradecer minhas amigas Bel e Vilinha que estão “na mesma barca” desde o início e a Elisângela, por cuidar de nós com tanto carinho enquanto estive no LERF.

Aos ajudantes que me auxiliaram na coleta dos dados no campo, especialmente aos estagiários de férias que passaram pelo LERF durante o período de realização do trabalho.

Ao amigo Chicão, pelas idas e vindas até a área de estudo e auxílio na coleta dos dados.

Aos meus grandes amigos Ronaldo e Marta. Muito obrigado por tudo, mas tudo mesmo, que fizeram por mim nesses quase três anos. Hoje sei que estou onde estou graças a todos os incentivos e lições que me deram, especialmente na minha formação como profissional e ser humano. Espero poder contar com nossa amizade por muitos anos.

À toda equipe do herbário ESA/ESALQ, pelo apoio nas identificações das espécies, principalmente ao professor Prof. Dr. Vinícius Castro de Souza.

Aos atuais amigos de república Edgar, Fausto e Felipe. Apesar dos pesares a convivência e paciência com vocês tem me feito crescer muito.

Ao Ingo, Elaine e Fidel que me abrigaram por um longo período em sua casa.

Ao meu querido amigo Pe. Alvarino. Obrigado pelas melhores homilias que já ouvi, pela acolhida, ensinamentos, conselhos, preocupações, companhia, enfim, amizade. Morar na Igreja São Judas foi uma experiência inesquecível!

À Simone Moreira de Macedo, por tudo o que me fez crescer, ao carinho e paciência.

Às pessoas que foram fundamentais na finalização de algumas etapas deste trabalho: Leandro, com a ajuda nas figuras da área; Nino, com a revisão da versão inglês dos resumos; Mônica, com o paciente fornecimento de dados do DAE de Santa Bárbara D'Oeste; Letícia Couto, pela concessão de informações da área de estudo; Pinus (esse não é sp), pelas incansáveis ajudas nas identificações botânicas; Rafael, por ter cedido os resultados das análises de solo da área; Rafaela, pela paciência com as tabelas e análises dos dados; Marcelo Corrêa, pela força com as análises estatísticas; Si Magalhães, por ter ajudado com as figuras de distribuição espacial, Luan pelo help da última hora e ao Prof. Dr. Paulo Cesar Sentelhas pela solicitude na elaboração do balanço hídrico da área.

Aos amigos de longe que sempre me apoiaram e deram força: Pangua, Frangão, Catatal, Manim, Dudu, Lilico, Pham, Van, Lhá, Phili, Hiu, Sá, Vanda e os que, infelizmente não estou lembrando. De um modo especial ao Msc. Felipe Zamborlini Saiter e Dr^a. Selma Hebling que muito me incentivaram desde a graduação.

Por fim agradeço a todos que de alguma forma se envolveram com este estudo e contribuíram para que ele fosse finalizado, porém não foram citados. Muito obrigado!

A estrada da minha vida

Trilhei, na infância querida,
Composta de mil primores,
A estrada de minha vida,
Ornamentada de flores.
E que linda estrada aquela!
Encanto, paz e beleza;
Desde a terra ao grande espaço,
Em tudo eu notava um traço
Do pincel da natureza...
(Patativa do Assaré)

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
Referências.....	20
2 CARACTERIZAÇÃO FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLÓGICA DE DE UMA ÁREA RESTAURADA HÁ 13 ANOS NO MUNICÍPIO DE SANTA BÁRBARA D'OESTE, SP.....	27
Resumo.....	27
Abstract.....	28
2.1 Introdução.....	28
2.2 Material e Métodos.....	34
2.3 Resultados e Discussão.....	42
2.4 Considerações Finais.....	93
Referências.....	93
3 TRANSFERÊNCIA DE BANCOS DE SEMENTES SUPERFICIAIS COMO ESTRATÉGIA DE ENRIQUECIMENTO DE UMA ÁREA RESTAURADA HÁ 13 ANOS NO MUNICÍPIO DE SANTA BÁRBARA D'OESTE, SP.....	105
Resumo.....	105
Abstract.....	106
3.1 Introdução.....	107
3.2 Material e Métodos.....	116
3.3 Resultados e Discussão.....	125
3.4 Considerações Finais.....	155
Referências.....	156
ANEXOS.....	170

RESUMO

Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração

A restauração ecológica tem como principal objetivo o restabelecimento de um ambiente florestal com a retomada das funções ecológicas entre as comunidades que o compõem e o meio abiótico, possibilitando que essa floresta se mantenha auto-sustentável no tempo. Entretanto, muitos desses fragmentos restaurados estão se desestruturando devido a erros cometidos na implantação inicial dos projetos e também devido à pequena chegada de propágulos vindos de fragmentos do entorno que, em geral, estão cada vez mais degradados. O que se observa são florestas com pouca regeneração no sub-bosque impedindo que o processo de substituição de espécies do dossel ocorra naturalmente, além da invasão por espécies arbustivo-arbóreas e gramíneas exóticas, baixa diversidade, dominância de poucas espécies plantadas, baixa oferta de recursos para a fauna etc. Nesse contexto torna-se necessário o monitoramento e avaliação do estado atual dessas áreas assim como o emprego de técnicas de restauração ecológica que visem aumentar a diversidade florística e de formas de vida presentes na área, além da variabilidade genética, que por sua vez irão contribuir com as interações ecológicas e perpetuação da comunidade. O objetivo desse estudo foi caracterizar a comunidade arbustivo-arbórea presente através de um estudo florístico e fitossociológico e analisar o potencial da transferência de bancos de sementes superficiais para enriquecer uma área restaurada de Floresta Estacional Semidecidual há 13 anos no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP. O bancos de sementes superficiais foram coletados de uma área restaurada há 50 anos e de uma floresta de *Pinus* sp abandonada de modo a avaliar se estes locais podem se constituir importantes fontes de sementes para o enriquecimento, tanto de áreas que obtiveram insucesso na restauração como em áreas naturais secundárias. O estudo florístico e fitossociológico demonstrou que, assim como a maioria dos fragmentos restaurados no Estado de São Paulo, sua sustentabilidade pode estar comprometida por não desencadear o processo de sucessão ecológica. O banco de sementes da floresta de *Pinus* sp apresentou um maior número de espécies e indivíduos regenerantes, apesar da maioria deles ser de espécies herbáceas e arbustivas. Contudo o pouco número de espécies arbóreas que ocorreu apresentou uma densidade absoluta elevada quando considerada em um hectare. Além disso, foram registradas formas de vida interessantes do ponto de vista ecológico, como *Piper* sp e uma espécie de pteridófito. Desta forma, esses resultados demonstram o potencial da técnica de enriquecimento através da transferência de bancos de sementes superficiais, sendo necessários estudos mais bem detalhados que visem uma maior diversidade de espécies introduzidas e a mensuração dos custos e rendimentos operacionais da técnica.

Palavras-chave: Restauração Ecológica; Floresta Estacional Semidecidual; Avaliação e Monitoramento; Enriquecimento; Bancos de Sementes Superficiais

ABSTRACT

Superficial seed banks transfer as a strategy to enrich a young restored forest

The main objective of ecological restoration is the reestablishment of a forest environment in a way to bring back the ecological functions between communities and the abiotic components, making it possible for the forest to be self-sustainable through time. However, many of these restored fragments are unsuccessful because of mistakes made in the initial stages of restoration projects and also due to small inputs of propagules coming from neighboring fragments which, in general, are in a continuous degradation process. Forests showing low regeneration potential in the understory are commonly observed, which hinders the natural process of canopy species substitution and favors the invasion by shrub-tree species, exotic grasses, low diversity, dominance of a few planted species, low offer of resources for the fauna etc. In this frame, it is necessary to monitor and to evaluate the current state of such areas as well as the use of restoration techniques to increase floristic and life forms diversity besides genetic variability which, in turn, will augment ecological interactions and community self-perpetuation. This study aimed to characterize the shrub-tree community by a floristic and phytosociological study, and to analyze the potential of superficial seed banks transfer to enrich a 13-year old restored Seasonal Semideciduous Forest fragment located around the São Luiz water reservoir in Santa Bárbara D'Oeste, SP, Brazil. Superficial seed banks were collected from a 50-year old restored forest and from an abandoned *Pinus* sp plantation to test if these areas can serve as sources of seeds for the enrichment of both unsuccessful restored areas and natural secondary forests. The floristic and phytosociological studies showed that, as for the majority of the restored forest fragments in São Paulo State, the maintenance of the studied fragment may be compromised for not having triggered ecological succession yet. The abandoned Pine plantation seed bank showed a higher number of species and regenerating individuals, despite the fact that most of them were herbs and shrubs. However, the small number of tree species found had high absolute density when extrapolating to one hectare. Moreover, we found interesting life forms, from the ecological perspective, such as *Piper* sp. and a fern species. This way, our results demonstrate the potential the technique of enrichment by superficial seed bank transfer has. More detailed studies are necessary aiming higher diversity of introduced species and the measures of costs and operational yield of this technique.

Keywords: Ecological Restoration; Seasonal Semideciduous Forest; Evaluation and Monitoring; Enrichment; Superficial Seed Banks

1 INTRODUÇÃO

A floresta Atlântica é considerada um dos biomas mais ricos em diversidade do planeta fazendo com que ela ocupe o 3º lugar no “ranking” mundial dos *hotspots* para conservação da biodiversidade, sendo um *hotspot* definido como área com grande concentração de espécies endêmicas e acentuada perda de habitat. (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004). De acordo com Guedes et al. (2005) e Laurance (2009) a elevada diversidade da floresta atlântica é resultante da interação entre os diferentes tipos de solos, relevo, macro e micro-clima que por sua vez geraram gradientes ecológicos que permitiram a coexistência de um grande número de espécies.

A história de destruição da floresta Atlântica iniciou-se desde o descobrimento do Brasil sendo que até hoje este bioma vem sofrendo fortes pressões antrópicas relacionadas principalmente à exploração de madeira e lenha, produção de carvão, criação e ampliação de áreas para a agricultura e pecuária e pelo crescimento desordenado das cidades (DEAN, 1996; MORELATTO; HADDAD, 2000; RODRIGUES; GANDOLFI, 2009; MARTINS, 2009). Segundo dados da Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2010), essas florestas cobriam aproximadamente 1.300.000 km², ou seja, 15% do território nacional; porém, cerca de 93% de sua formação original já está devastada e o restante encontra-se altamente fragmentado. Estes fragmentos em sua maioria são pequenos, isolados, desprotegidos e/ou intensamente perturbados, tornando sua preservação um dos maiores desafios no que diz respeito à conservação ambiental no país já que grande parte de suas espécies endêmicas estão consideradas em extinção (FONSECA, 1985; DURIGAN et al., 2000; SILVA; TABARELLI, 2000; TABARELLI et al. 2005; METZGER, 2009).

Pinto et al. (2006) afirmam que a conservação e recuperação desse *hotspot* constitui um grande desafio, visto que as estratégias, ações e intervenções necessárias esbarram em dificuldades impostas pela limitação no conhecimento sobre o funcionamento dos seus ecossistemas, num ambiente de forte pressão antrópica marcado pela complexidade nas relações sociais e econômicas.

Essa limitação perpassa até pela definição das diferentes fitofisionomias que compõem esse bioma. Após sucessivas tentativas de vários autores em classificá-las Veloso et al. (1992) apresentou o sistema que atualmente é o mais aceito e difundido entre a comunidade científica do país. De acordo com esse sistema o bioma Mata Atlântica pode ser dividido nas sub-classes de formações Ombrófila e Estacional. A

floresta estacional se subdivide em semidecidual e decidual, sendo objeto deste estudo somente a primeira.

Também conhecida como Floresta Tropical Subcaducifólia a Floresta Estacional Semidecidual (FES) possui uma vegetação condicionada pela dupla estacionalidade climática onde uma é definida por intensas chuvas de verão enquanto a outra se caracteriza por períodos de estiagens acentuadas, onde cerca de 20 a 50% das suas árvores apresentam seca fisiológica, perdendo suas folhas (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991; VELOSO et al. 1992). A FES é a fisionomia que originalmente era a mais representativa dentro do bioma Mata Atlântica e por isso acabou sendo a mais devastada, restando pouco mais de 4% de sua cobertura original (IESB; IGEO/UFRJ; UFF; 2007).

No estado de São Paulo a floresta atlântica correspondia a cerca de 80% da área total do estado, porém, atualmente encontra-se restrita a apenas 6%, segundo inventário concluído recentemente (KRONKA, 2010). Em outro importante estudo desenvolvido por RIBEIRO et al. (2009) na qual avaliou o estado atual de conservação da mata atlântica em diferentes sub-regiões biogeográficas do Brasil a sub-região Interior (que engloba a grande maioria do território do estado de São Paulo, exceto a região da serra do mar) apresentou apenas 7,1% de sua cobertura florestal original.

Diante deste contexto a intervenção do homem faz-se necessária a fim de estabilizar e reverter os processos de degradação, acelerando e direcionando a sucessão natural (ENGEL; PARROTA, 2008). Isso faz com que, à medida que os remanescentes florestais vão sendo degradados e se aumenta a demanda por projetos de restauração, se destaque como uma das disciplinas que mais cresce em todos os países a ecologia da restauração, cuja posição nos últimos 15 anos foi ocupada pela biologia da conservação (YOUNG, 2000). Já consolidada como ciência, a ecologia da restauração passa a incorporar os conceitos e paradigmas da ecologia florestal e principalmente da sucessão ecológica para a sustentação conceitual das metodologias de restauração (PARKER, 1997; RODRIGUES; GANDOLFI, 2009).

Porém a sucessão ecológica que hoje sustenta a restauração teve seu pensamento científico desenvolvido ao longo de anos chegando ao que hoje é denominado Paradigma Contemporâneo ou “Paradigma do não equilíbrio”. Na época em que foram feitos os primeiros estudos com sucessão acreditava-se na existência de um ponto de equilíbrio nos sistemas naturais que, por sua vez, seriam fechados e auto-reguláveis (PICKETT; PARKER; FIEDLER, 1992; PICKETT; OSTFELD, 1995). Esse

era o era o Paradigma Clássico da Ecologia (também denominado “Paradigma do Equilíbrio”) onde a sucessão ocorreria através da convergência de fases em direção a um clímax unidirecional e previsível, que se manteria sem mudanças significativas, ou seja, com propriedades homeostáticas (CLEMENTS, 1916; ODUM, 1988).

Em contrapartida, a partir da década de 70 e 80, houve uma mudança do enfoque e ao invés de priorizar a descrição dos padrões de mudanças, de composição florística e de estrutura que as comunidades apresentavam durante a sucessão, passou-se a dar ênfase às pesquisas que envolviam os processos responsáveis pelo desencadeamento da sucessão (GANDOLFI, 2007). Foi a partir dessa mudança que se estabeleceu a visão predominante até os dias de hoje onde o processo sucessional é considerado um produto de eventos estocásticos, desenvolvidos através de múltiplas trajetórias, não previsíveis e não necessariamente convergentes para um único clímax (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007; RODRIGUES et al., 2009). Portanto, o Paradigma Contemporâneo ou “Paradigma do não equilíbrio”, mais aceito atualmente, prevê que, para as mesmas condições ambientais, ocorra o restabelecimento de diferentes comunidades finais funcionais, cada qual com suas peculiaridades florísticas e fitossociológicas, definidas pelo histórico pretérito e futuro de perturbações naturais e humanas (PICKETT; CADENASSO, 2005). Ressalta-se também a importância dos distúrbios naturais, que passaram a ser aceitos como fenômenos que exercem influência marcante, em menor ou maior grau, na dinâmica de desenvolvimento destas comunidades (PICKETT; WHITE, 1985; ENGEL; PARROTA, 2008).

Atualmente, formulada pela *Society for Ecological Restoration International*, a definição mais utilizada entre os restauradores de todo o mundo para o termo Restauração Ecológica é que “a restauração ecológica é a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais” (SER, 2004). Diante disto tem-se como principal objetivo em um projeto de restauração a necessidade do restabelecimento das funções e dos processos ecológicos do ecossistema para que o mesmo consiga se perpetuar. Deve-se considerar que assim como o conceito e todo o embasamento teórico-científico, os objetivos da restauração ecológica também foram mudando ao longo dos anos (WHITE; WALKER, 1997; YOUNG; PETERSEN; CLARY, 2005; CHAZDON, 2008) fazendo com que os projetos deixassem de ser, por exemplo, um simples amontoado de indivíduos arbóreos

(NAVE, 2005) passando a considerá-los como um primeiro passo rumo à efetiva restauração de uma área (STANTURF et al., 2001).

Especialmente nos trópicos, o sucesso de projetos de restauração dependem do uso de elevada biodiversidade, restituindo a flora com espécies regionais e formas de vida vegetal que, interagindo com os diferentes grupos da fauna, serão capazes de suportar variações ambientais que possam eventualmente surgir (ENGEL; PARROTA, 2008; RODRIGUES; GANDOLFI, 2009; YOUNG; CHASE; HUDDLESTON, 2001; YOUNG; PETERSEN; CLARY, 2005; RODRIGUES et al., 2009, 2011). Brancalion et al. (2010) ainda ressaltam a importância dos serviços ambientais, da conservação da biodiversidade e do fornecimento de produtos florestais prestados por áreas restauradas baseadas em uma alta diversidade de espécies, desempenhando assim seu papel perante a sociedade que, seja por iniciativas públicas ou privadas, é a responsável pelo pagamento dos investimentos.

No Brasil e especialmente no estado de São Paulo, desde o início da década de 80 foram implementados inúmeros projetos de restauração florestal utilizando espécies nativas (MELO; DURIGAN, 2007). Nesses projetos diversos métodos foram utilizados e o que se nota, em sua maioria, é que a fisionomia florestal foi restabelecida, porém, ainda não houve uma completa reestruturação da comunidade e do seu funcionamento, aspectos esses que podem comprometer sua permanência ao longo dos anos (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007); chegando-se em alguns casos a se tornarem novamente degradadas (BARBOSA, 2002).

O principal erro cometido nesses projetos foi que, mesmo com a fisionomia florestal presente, o processo de sucessão secundária, o qual via substituição direcional dos diferentes grupos sucessionais, origina uma floresta biologicamente viável, não foi garantido (RODRIGUES et al., 2009). Essa rotatividade (*turnover*) ocorre naturalmente em florestas maduras e corresponde ao processo de renovação da cobertura arbórea e da biomassa da comunidade, sendo diretamente dependente da mortalidade, recrutamento e do crescimento dos indivíduos (HARPER, 1977). Devido à fragmentação florestal, fazendo com que as áreas restauradas na maioria das vezes fiquem isoladas na paisagem, destaca-se a importância da garantia que espécies pioneiras, secundárias e climáticas estejam presentes em abundância e distribuição espacial adequada (BRANCALION et al, 2010). Em casos de plantios diretos, a manipulação das espécies introduzidas possibilita o desencadeamento do processo sucessional, aumentando as chances de sucesso. Uma vez que a sucessão não é garantida, torna-se necessário o

enriquecimento da comunidade buscando a melhoria da sua composição e estrutura, garantindo a manutenção do dossel que propiciará o restabelecimento das interações ecológicas fundamentais para a evolução da comunidade.

Além dos conhecimentos já adquiridos, como a importância de ocorrência da sucessão florestal, torna-se necessário o desenvolvimento de novas técnicas de restauração para tornar os plantios mais ecológica, operacional e economicamente viáveis. Por isso, além da conservação dos remanescentes florestais que ainda não foram degradados e de investimentos no aumento de produtividade em áreas até então abandonadas pela agricultura, Lamb, Erskine e Parrota (2005) destacam que vem ocorrendo um enorme incentivo a pesquisas e desenvolvimento de novas técnicas de recuperação de áreas degradadas nos países tropicais. Esses novos métodos vão muito além do que o simples plantio de mudas, pois valorizam a imprevisibilidade das espécies envolvidas resgatando a diversidade florística e de formas de vida (não só de espécies arbóreas), além de possibilitar o resgate da diversidade genética (RODRIGUES; GANDOLFI, 2007).

Como exemplo de técnicas modernas e sendo cada vez mais pesquisadas em restauração ecológica podemos citar: uso de banco de sementes alóctone e da camada mais superficial do solo florestal - *topsoil* (NAVE, 2005; JAKOVAC, 2007; ZANETI, 2008); transplante de plântulas de sub-bosque (VIANI; NAVE; RODRIGUES, 2007; VIDAL, 2008), semeadura direta (MATTEI; ROSENTHAL, 2002; ISERNHAGEN, 2010), enriquecimento com lianas (LE BOURLEGAT, 2009); transferência de epífitas (JAKOVAC; VOSQUERITCHIAN; BASSO, 2007), utilização de poleiros naturais ou artificiais (MELO, 1997; BECHARA, 2006). Essas metodologias, por contribuírem com o aumento do número de espécies e formas de vida presentes no local, estreitando as relações entre as mesmas, e aumentarem a variabilidade genética da comunidade implantada, tornam-se os caminhos mais promissores para que os objetivos propostos pela restauração ecológica sejam alcançados.

O banco de sementes, definido pelas sementes viáveis presentes na superfície ou no interior do solo de determinada área, é uma excelente alternativa metodológica para a restauração de áreas degradadas (HARPER, 1977; GÓMEZ-POMPA; VAZQUEZ-YANES, 1979; OZÓRIO, 2000; QUINTELA, 2000). Entretanto, tratando-se do banco de sementes superficiais ou da serrapilheira, seu potencial no enriquecimento de florestas em processo de restauração ainda precisa ser mais bem estudado. Isso porque existem poucas informações na literatura acerca do tema e esses

bancos de sementes contêm, quando coletados no momento adequado, espécies de grupos sucessionais mais tardios do dossel e sub-bosque que apresentam uma maior dificuldade de germinação e estabelecimento, ao contrário das espécies pioneiras mais abundantes no banco de semente do solo.

Com a promoção de técnicas inovadoras e eficientes (RODRIGUES et al., 2009) tem-se como consequência a minimização dos custos, possibilitando a aplicabilidade dessas práticas em pequena e larga escala (RODRIGUES; GANDOLFI, 2009).

Com base nessas informações, esse trabalho teve como objetivo caracterizar a comunidade arbustivo-arbórea da área restaurada há 13 anos no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste e analisar o potencial da transferência de bancos de sementes superficiais de uma área restaurada há 50 anos e de uma floresta de *Pinus* sp abandonada como estratégia de enriquecimento dessa área.

Referências

BARBOSA, L.M. Contribuições para planejamento estratégico do programa de repovoamento vegetal do Estado de São Paulo. In: WORKSHOP MATAS CILIARES-SMA, 2002. São Paulo. **Anais...**São Paulo, 2002. p. 63.

BECHARA, F.C. **Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga.** 2006. 249p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais). - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P.Y.; NAVE, A.G.; GANDARA, F.B.; BARBOSA, L.M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de Florestas Tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, mar. 2010.

CHAZDON, R. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, Washington, v. 320, p. 1458-1460, June 2008.

CLEMENTS F.E. **Plant succession: An analysis of community functions.** Washington: Carnegie Institutuin Washington ,1916. p.1-512. (Publications. Publication, 242)

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira.** São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484p.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica de Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 369-381, dez. 2000.

ENGEL V.L.; PARROTA J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. cap. 1, p. 3-26.

FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 34, p. 17-34, 1985.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2008-2010 - Dados Parciais dos Estados Avaliados até Maio de 2010**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/Intituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2010. 60 p.

GANDOLFI, S. Modelos de RAD: Sucessão Ecológica. In: BARBOSA L.M.; SANTOS JUNIOR N.A. dos (Org.). **A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Botânica, 2007. p. 680.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de restauração florestal. In: FUNDAÇÃO CARGILL (Coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, 2007. cap. 4, p. 109-143.

GUEDES, M.L.S.; BATISTA, M.A.; RAMALHO, M.; FREITAS, H.M.B.; SILVA, E.M. Breve incursão sobre a biodiversidade da Mata Atlântica. In: FRANKE, C.R.; ROCHA, P.L.B.; KLEIN W.; GOMES, S.L. (Org.) **Mata Atlântica e biodiversidade**. Salvador: Edufba, 2005. p. 39-92.

GÓMEZ-POMPA, A.; VÁZQUEZ-YÁNEZ, C. Estudios sobre sucesión secundaria en los trópicos cálido-humedos: el ciclo de vida de las especies secundarias. IN: GÓMEZ-POMPA, A.; VÁZQUEZ-YÁNEZ, C.; DEL AMO, S.; BUTANDA, A. (Org.) **Regeneración de selvas**. México, 1979. p. 559-592.

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

IESB - INSTITUTO DE ESTUDOS SÓCIOAMBIENTAIS DO SUL DA BAHIA, INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS-UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO, UNIVERDIDADE FEDERAL FLUMINENSE **Levantamento da cobertura vegetal nativa do bioma Mata Atlântica**. Rio de Janeiro, 2007. 84 p. (relatório final.)

ISERNHAGEN, I. **Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas**. 2010. 85p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

JAKOVAC, A.C.C. **O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas**. 2007. 150p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

JAKOVAC, A.C.C.; VOSQUERITCHIAN, S.B.; BASSO, F.A. Epiphytes transplant to improve the diversity on restored areas. In: SIMPOSIO INTERNACIONAL SOBRE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA, 2007, Cuba. **Annales...** Cuba: Grupo Cubano de Restauración Ecológica, 2007. (Resumo 207).

KRONKA, F.J.N. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo - Período de 2008-2009**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2010. Disponível em: < <http://www.ifflorestal.sp.gov/sifesp/> > Acesso em: 15 set. 2011.

LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, Washington, v. 310, n. 1628, p. 1628-1632, 2005.

LAURANCE, W.F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1137-1137, 2009.

LE BOURLEGAT, J.M. **Lianas da Floresta Estacional Semidecidual: ecofisiologia e uso em restauração ecológica**. 103p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

MATTEI, V.L.; ROSENTHAL, M.D. Semeadura direta de canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.) no enriquecimento de capoeiras. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 6, p. 649-654, dez. 2002.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 73, p. 101-111, mar. 2007.

MELO, V.A. **Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no Estado de Minas Gerais**. 1997. 39p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1997.

METZGER, J.P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1138-1140, June, 2009.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Washington: Cemex, 2004. p. 18.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Wahington, v. 32, n. 4b, p. 786-792, Dec. 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, Feb. 2000.

NAVE, A. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP** 2005.

218p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1988. 434p.

OZÓRIO, T.F. **Potencial do uso de serrapilheira na recuperação de áreas degradadas por mineração de ferro, Mariana, MG**. 2000. 62p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

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

PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. 472p.

PICKETT, S.T.A.; OSTFELD, R.S. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R.L.; BATES, S.F. (Ed.). **A new century for natural resources management**. Washington: Island Press, 1995. p. 261-295.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L. Vegetation dynamics. In: van der MAAREL E. (Ed.) **Vegetation Ecology**. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. p. 172-198.

PICKETT, S.T.A.; PARKER, V.T.; FIEDLER, L. The new paradigm in ecology: Implications for conservation biology above the species level. In: FIEDLER, L.; JAIN, S.K. (Ed.). **Conservation biology: the theory and practice of nature conservation and management**. New York: Chapman and Hall, 1992. p. 65-68.

PINTO, L.P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica brasileira: os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS M.V.; ALVES, M.A.S. (Org.) **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Rima, 2006. cap. 4, p. 91 - 118.

QUINTELA, M.F.S. Recuperação de áreas degradadas. In: QUINTELA, M.F.S.; CARDOSO, M.C. (Org.). **Programa de capacitação e atualização profissional**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2000. p. 15-19.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; PONZONI, F.; MARTENSEN, A.C.; HIROTA, M. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how the remaining forest is distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1141-1153, June, 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restauração da diversidade vegetal em propriedades agrícolas. In: BARBOSA, L.M.; DOS SANTOS JUNIOR, N.A. (Org.). **A Botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais**. São Paulo: Instituto de Botânica/Sociedade de Botânica do Brasil, 2007. p. 553-557.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (Ed.). **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. 2. ed. – 2ª reimpr. São Paulo: Edusp/FAPESP, 2009. cap. 15.1, p. 235-247.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1242-1251, 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, p. 1605-1613, 2011.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL CIENCE & POLICY WORKING GROUP **The SER International Primer on Ecological Restoration**. 2nd.ed. Tucson: Society for Ecological Restoration International. 2004. 13p.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, London, v. 404, p. 72-74, 2000.

STANTURF, J.A.; SCHOENHOLTZ, S.H.; SCHWEITZER, C.J.; SHEPARD, J.P. Achieving restoration success: myths in bottomland hardwood forests. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 9, p. 189–200, 2001.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 132-138, 2005.

VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. 124 p.

VELOSO, H.P.; OLIVEIRA-FILHO, L.C.; FONSECA VAZ, A.M.S.; LIMA, M.P.M.; MARQUETE, R.; BRAZÃO, J.E.M. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92p.

VIANI, R.A.G.; NAVE, A.; RODRIGUES, R.R. Transference of seedlings and alóctone young individuals as ecological restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. chap. 3.2, p. 145-170.

VIDAL, C.Y. **Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas**. 2008. 171p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

WHITE, P.S.; WALKER, J.L. Approximating nature’s variation: selecting and using reference information in restoration ecology. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 5, p. 338-349, Dec. 1997.

YOUNG, T.P. Restoration Ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, Essex, v. 92, p. 73-83, 2000.

YOUNG, T.P.; PETERSEN, D.A.; CLARY, J.J. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters**, New Jersey, v. 8, n. 6, p. 662-673, June 2005.

ZANETI, B.B. **Avaliação do potencial do banco de propágulos alóctone na recuperação de uma área degradada de Floresta Ombrófila Densa Aluvial no município de Registro, SP.** 2008. 98p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

2 CARACTERIZAÇÃO FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLÓGICA DE UMA ÁREA RESTAURADA HÁ 13 ANOS NO MUNICÍPIO DE SANTA BÁRBARA D'OESTE, SP

Resumo

Projetos de restauração ecológica em áreas degradadas estão se tornando amplamente difundidos devido à deterioração do meio ambiente causada pelas ações entrópicas em todo o mundo. Nesse contexto se destaca a importância em se monitorar esses projetos para se avaliar se eles estão ou não retomando as funções ecológicas típicas dos seus ecossistemas de referência e se estão também garantindo a auto-perpetuação das comunidades florestais formadas. Desta forma o objetivo desse trabalho foi descrever através de um estudo florístico e fitossociológico um hectare de uma Floresta Estacional Semidecidual (FES) implantada há 13 anos no entorno da represa São Luiz no Município de Santa Bárbara D'Oeste, SP (22°49'S e 47°24'W). Para isso foram demarcadas 100 parcelas permanentes de 10 x 10 m (total de 1 ha) separadas em dois blocos de 50 parcelas. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos plantados e regenerantes com pelo menos uma ramificação com (PAP) ≥ 15 cm foram plaqueados, medidos e tiveram uma amostra botânica coletada para identificação; além de serem caracterizados quanto à altura, altura do fuste, posição no estrato florestal, tipo de copa e tamanho de copa. Também foram amostrados, desde que estivessem nas covas de plantio, os indivíduos arbustivo-arbóreos com PAP's < 5 cm para se poder descrever a composição florística original do plantio. Caso estivessem quebrados abaixo de 1,3 m os indivíduos tiveram o perímetro medido na altura do solo (PAS). Indivíduos desses dois últimos grupos não foram tomados para o estudo fitossociológico. A comunidade florestal estudada apresentou 1.397 indivíduos arbustivo-arbóreos dos quais 1.226 estavam vivos nas covas de plantio (independente do tamanho de PAP), 65 eram adultos não plantados e 106 estavam mortos em pé. Dos indivíduos vivos amostrados nas covas 205 não obedeceram ao critério de PAP ≥ 15 , estando 21 quebrados rebrotando. Foram registradas 59 espécies arbóreas na área amostrada, das quais 57 no estudo fitossociológico. Encontrou-se 17 espécies exóticas do Brasil e de FES. Entre os indivíduos plantados verificou-se uma alta proporção de espécies e indivíduos pioneiros, sendo a anemocoria a síndrome de dispersão mais comum. Foi verificado que as espécies pertencentes a diferentes grupos ecológicos não foram distribuídas seguindo um arranjo que garantisse a manutenção do dossel à longo prazo. Além disso, a comunidade implantada é pouco atrativa para frugívoros por possuir baixa diversidade de espécies zoocóricas. As espécies pioneiras e exóticas que dominavam o dossel tinham copas maiores e maior parte dos indivíduos da área não tinha copa com formato definido. Assim sendo, a sustentabilidade da comunidade estudada está em risco por não desencadear a sucessão ecológica de forma eficiente, principalmente diante da baixa diversidade encontrada e falta de arranjo espacial do plantio, além da pouca chegada de propágulos. Este estudo constitui-se uma importante ferramenta no auxílio à tomada de decisões futuras em relação a intervenções que poderão ser realizadas na área restaurada em Santa Bárbara D'Oeste.

Palavras-chave: Restauração Ecológica; Floresta Restaurada; Avaliação e Monitoramento; Caracterização Florística e Fitossociológica; Plantio de Restauração

Abstract

Ecological restoration projects in degraded areas are becoming widely common due to the current degradation state caused by human impacts all over the world. In this context, we highlight the importance of monitoring restoration projects in order to find out if they are achieving to bring back the typical ecological functions of reference ecosystems and if they are warranting self-perpetuation of restored communities. The aim of this study was to characterize a hectare of a 13-year old restored Seasonal Semideciduous Forest fragment planted around the São Luiz water reservoir in the municipality of Santa Bárbara D'Oeste, SP (22°49'S e 47°24'W). We established 100 permanent plots of 10 x 10 m (1 ha total) separated by two blocs of 50 plots. All planted or regenerating shrub-tree individuals having at least one ramification and PBH \geq 15 cm were tagged, measured and had a sample collected for species identification. We also measured height, bole height, position in forest strata, canopy size and type. We also sampled, as far as they were in the planting holes, the shrub-tree individuals of PBH $<$ 5 cm in order to characterize the planting original composition. When broken below 1.3 m, the individuals had perimeter measured at soil height (PSH). Individuals of these two last groups were not considered for the phytosociological study. The studied forest community showed 1.397 shrub-tree individuals, of which, 1.226 were alive in the planting holes (disregarding PBH), 65 were regenerating and 106 were standing dead trees. Amongst the alive individuals sampled at the planting holes, 205 were less than 15 cm PBH, of which, 21 were broken but resprouting. We recorded 59 tree species, of which, 57 were in the phytosociological sampling. We found 17 species considered exotic for Brazil and for the Seasonal Semideciduous Forest. Amongst the planted individuals, we found a great number of pioneers (species and total number of individuals). Anemochory was the most common dispersion syndrome. Species belonging to different ecological groups were not distributed in a way that assured canopy closure maintenance in the long run. Moreover, planted community is not very attractive to frugivores because it has low diversity of zoochoric species. Pioneers and exotic species dominating the canopy had bigger crowns and most trees had undefined crown shape. The sustainability of the studied community is under risk for not having triggered ecological succession efficiently, especially considering the low diversity found and the lack of spatial arrangement in the plantation regarding the disposition of trees considering ecological groups, and also the limited recruitment of propagules from neighboring sites. This study shall be considered for future decision making regarding management interventions that might be taken in this restored area.

Keywords: Ecological Restoration; Restored Forest; Evaluation and Monitoring; Floristic and Phytosociological Characterization; Restoration Planting

2.1 Introdução

O uso incorreto da paisagem e dos solos por todo o Brasil está fazendo com que a restauração de áreas degradadas tome posição de destaque na busca, mesmo que limitada, de tentar desencadear os processos ecológicos naturais que permitiriam diminuir esses danos, que na maioria das vezes poderiam ter sido evitados

(RODRIGUES; GANDOLFI, 2009a). Assim sendo, caracterizar e compreender os processos naturais que ocorrem em áreas que foram restauradas também são fundamentais para avaliar se os projetos propostos alcançaram seus objetivos que, em caso negativo, apontarão alterações necessárias durante a implantação desses projetos e possibilidades de intervenção ao longo do desenvolvimento da comunidade, caso tenham sido feitos de forma incorreta.

Weiszflog (2010) define o ato de avaliar como sendo “determinar o valor ou o merecimento de, apreciar, julgar”, enquanto monitorar pode ser entendido como “uma observação sistemática, cuidadosa e com propósitos”. Desta forma, o ato de avaliar será extremamente dependente dos objetivos previamente definidos para uma determinada fase, onde serão definidos critérios de julgamento que refletem as expectativas teóricas ou práticas em relação ao desenvolvimento do sistema em estudo. Avaliar, portanto, significa dizer se os objetivos previamente estabelecidos foram ou não alcançados, ou seja, uma medida de sucesso. Enquanto monitorar consiste na aplicação de um método para se obter os dados, ou seja, constatar o estado atual do sistema em relação aos atributos que permitirão a avaliação desejada. Dessa forma, o monitoramento não é a obtenção de uma coleção aleatória de dados, ao contrário, significa obter dados sobre atributos previamente escolhidos por serem aqueles que irão permitir a avaliação.

Nesse sentido importantes estudos foram desenvolvidos no estado de São Paulo como, por exemplo Souza e Batista (2004), Da Nóbrega (2003), Pulitano, Durigan e Dias (2004), Silveira e Durigan (2004) e Castanho (2009). A avaliação e monitoramento destas áreas constitui uma importante fonte de dados para o aprimoramento dos métodos utilizados visando o sucesso ecológico, econômico e também social dos plantios (RODRIGUES; GANDOLFI, 1998; De SIQUEIRA; MESQUITA, 2007; RODRIGUES et al., 2011). Entretanto, ainda existem poucos resultados de pesquisa que possibilitem uma análise comparativa entre os diferentes modelos de plantio adotados e outros métodos de restauração (PULITANO; DURIGAN; DIAS, 2004; SILVEIRA; DURIGAN, 2004).

Inúmeros atributos foram propostos por diversos autores para avaliar e monitorar áreas restauradas (JACKSON; LOPOUKHINE; HILLYARD, 1995; CHOI, 2004; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005), porém, a diversidade, estrutura da vegetação e indícios de regeneração natural presentes têm sido os principais critérios utilizadas nesses trabalhos (RODRIGUES; GANDOLFI, 2009a). Esses componentes são o produto da interação das ações utilizadas durante a implantação do projeto e da chegada

de propágulos de fragmentos do entorno (HOFGAARD, 1993; GANDOLFI; RODRIGUES, 2007). Nesse contexto destaca-se a importância da região na qual está inserida a área em restauração e sua conectividade na paisagem (TAMBOSI, 2008), sendo que o isolamento dos fragmentos limita o trânsito de dispersores e polinizadores entre as áreas, aumentando o risco de extinção local de espécies representadas por poucos indivíduos (NOSS; CSUTI, 1997).

Os critérios utilizados na avaliação do sucesso de uma área em processo de restauração ecológica poderão variar conforme a idade de implantação do projeto. Assim, a observação de diferentes áreas restauradas no Brasil sugere que, para uma área que possui entre 10-15 anos de idade: haja a presença e abundância dos indivíduos arbustivo-arbóreos introduzidos; que estes indivíduos estejam formando um dossel contínuo e proporcionando um ambiente florestal sombreado; que esse dossel seja composto por espécies nativas regionais e não exóticas; que o sub-bosque contenha regenerantes para ocupar o dossel quer sejam imigrantes de outros fragmentos ou oriundos de indivíduos que já estejam começando a se reproduzir na própria área, além de espécies típicas do sub-bosque; que ocorram outras formas de vida típicas de florestas que estão iniciando seu processo de amadurecimento; que dependendo do método empregado os indivíduos arbustivo-arbóreos implantados obedçam a um arranjo espacial baseado nos grupos sucessionais a qual pertencem, garantindo a substituição temporal do dossel; que a comunidade arbustivo-arbórea presente atraia a fauna polinizadora e dispersora, lembrando que em florestas tropicais a maioria das espécies arbóreas apresenta fecundação cruzada (BAWA, 1985). Bellotto et al. (2009) destaca que esses critérios não necessariamente devem ser similares aos apresentados por uma comunidade madura, mas devem garantir que a floresta restaurada possa atingir com o tempo o padrão verificado em florestas remanescentes.

Desta forma, ecossistemas de referência deverão ser tomados como base na orientação de implantação desses projetos e, mais tarde, para a sua avaliação. Por isso, há a necessidade de adoção de mais de um ecossistema de referência que, desde que estejam inseridos no mesmo contexto fitogeográfico, deverão contemplar informações suficientes para minimizar a combinação particular de eventos estocásticos que ocorrem durante o seu desenvolvimento (SER, 2004). Desenvolvidos principalmente em FES, importantes estudos florísticos e fitossociológicos realizados no Estado de São Paulo podem ser tomados como referência para esses projetos de restauração, entre eles: Salis, Shepherd e Joly (1995); Torres, Martins e Kinoshita (1997); Ivanauskas, Rodrigues e

Nave (1999); Gandolfi (2000); Ivanauskas, Monteiro e Rodrigues (2000); Silva e Soares (2002); Santos e Kinoshita (2003); Yamamoto, Kinoshita e Martins (2005).

Um importante estudo desenvolvido por Barbosa et al. (2007) analisou 98 áreas restauradas no Estado de São Paulo (totalizando 2.500 hectares) cujos projetos de recuperação foram instalados nos últimos 15 anos a contar da data do estudo. Constatou-se uma baixa riqueza de espécies arbóreas plantadas, com média de 33 espécies por hectare, agravada pelo fato de 2/3 dessas espécies serem de estágios iniciais de sucessão e terem ciclo de vida curto, levando a maioria desses plantios ao insucesso.

Brancalion et al. (2010) afirmam que apesar de em poucos anos (2-3 anos) esses plantios terem conseguido apresentar uma fisionomia florestal, essas florestas podem estar em declínio e se tornando biologicamente inviáveis principalmente devido ao ciclo de vida curto da maioria dos indivíduos plantados, da mortalidade sincrônica dos indivíduos do dossel, da baixa proporção de espécies finais do processo sucessional e da chegada restrita de propágulos de espécies típicas da floresta madura e de seus estágios mais tardios devido à paisagem fragmentada.

Souza (2000) a partir do estudo do emprego de diferentes modelos na restauração de áreas degradadas no Pontal do Paranapanema, SP, alega que, num contexto onde está ocorrendo a mortalidade precoce de espécies pioneiras, plantios com maior proporção de indivíduos de espécies mais típicas dos estágios finais da sucessão teriam maiores chances de sucesso. Em contrapartida, o plantio de um maior número de indivíduos de espécies pioneiras pode ser interessante em áreas próximas a remanescentes florestais naturais, que fornecerão propágulos para um ambiente que já possui uma estrutura florestal formada.

Outro importante estudo desenvolvido em diferentes trechos (com 18 e 20 anos) de uma área restaurada em Iracemápolis, SP, foi o de Castanho (2009) que concluiu que as atividades realizadas visando a recuperação ambiental da área alcançou o objetivo proposto pelo fato da diversidade e estrutura da comunidade ter se assemelhado à outras florestas naturais da região e de se ter constatado a ocorrência de processos ecológicos como a sucessão florestal, dinâmica de clareiras e a invasão por outras espécies arbustivo-arbóreas além das plantadas. Os principais pontos que favoreceram essa situação foram a utilização de elevada diversidade de espécies na implantação do projeto e da adoção de uma distribuição das mudas no campo sistematizada, ou seja, adotando um modelo baseado na sucessão florestal; além de uma

manutenção adequada.

Pulitano, Durigan e Dias (2004), avaliando duas áreas com 18 e 28 anos em Cândido Mota, SP, que foram restauradas com plantios de árvores nativas e exóticas plantadas ao acaso, concluíram que o projeto obteve êxito. Segundo os autores a elevada diversidade de espécies implantada (que garantiu uma permanente oferta de alimentos para a fauna), o cultivo intercalar de outras culturas agrícolas que reduziu significativamente a ocorrência de gramíneas e os trabalhos de controle da erosão do solo no local foram fundamentais para que a comunidade se tornasse bem estabelecida como se encontra hoje, realizando a substituição dos indivíduos que compõem o dossel.

No Estado de São Paulo foi promulgada uma resolução estadual (SMA 08/08) que define critérios para que os projetos de restauração sejam sustentáveis ecologicamente. Entre outras orientações ela prevê que a comunidade florestal deverá atingir, no período previsto em projeto, o mínimo de oitenta espécies florestais nativas de ocorrência regional, sendo, 20% espécies zoocóricas, 5% enquadradas em alguma das categorias de ameaça de extinção e considerado o limite de 40% de espécies para qualquer um dos grupos sucessionais, ou seja, pioneiras e não pioneiras (SÃO PAULO, 2008a). Essa iniciativa reforçou a intenção dos órgãos governamentais em estabelecer diretrizes que permitissem uma efetiva restauração ecológica considerando-se maiores escalas espaciais e a necessidade de sua correta execução. Fundamentados basicamente na busca pelo aumento da diversidade ecológica esses projetos poderão obter como resultado comunidades biologicamente estáveis e auto-suficientes (BRANCALION et al., 2010; RODRIGUES et al., 2011).

Outro importante critério estabelecido na SMA 08 refere-se à importância da não utilização de espécies exóticas nesses projetos, principalmente as que possuem comportamento invasor agressivo. Segundo Ziller (2000), uma vez introduzidas, essas espécies que frequentemente apresentam ampla plasticidade fenotípica, se adaptam e passam a reproduzir-se a ponto de ocupar o espaço de espécies nativas e produzir alterações nos processos ecológicos naturais, tendendo a tornar-se dominantes após algum período de tempo mais ou menos longo. Desta forma, estudos caracterizando comunidades restauradas também devem considerar a regionalidade das espécies utilizadas como fator determinante na reestruturação da comunidade que se deseja formar.

A comunidade arbustivo-arbórea implantada no projeto de restauração da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste ainda é desconhecida, assim como as

espécies que estão colonizando a área. Além disso, esses conhecimentos foram necessários para que o experimento de enriquecimento (Capítulo 2 desta dissertação) pudesse ser justificado considerando que visualmente já havia a suspeita de uma baixa diversidade de espécies utilizada no plantio e pouca chegada de propágulos do entorno. Assim, além de caracterizar a comunidade local, será possível compreender sua estrutura atual e fazer inferências sobre sua perpetuação ao longo do tempo, possibilitando a tomada de decisões para uma intervenção na área para que seja garantido o processo sucessional e o consequente sucesso do projeto.

O projeto de restauração florestal realizado no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, apresenta, após uma década de sua implantação, uma comunidade arbustivo-arbórea desenvolvida que representa um exemplo interessante de restauração de Floresta Estacional Semidecidual. Isso porque, apesar de ter uma boa fisionomia florestal observa-se uma aparente baixa diversidade de espécies utilizada no plantio e uma pequena regeneração de espécies no sub-bosque local, provavelmente devido a pouca chegada de propágulos vindos de fragmentos florestais do entorno. Ambos aspectos são explorados na presente dissertação, ou seja, a descrição da comunidade florestal existente no local e a possibilidade de enriquecimento desse projeto, objetivo descrito no capítulo 2. Ao se caracterizar a comunidade local, será possível compreender sua estrutura atual e fazer inferências sobre sua perpetuação ao longo do tempo, possibilitando a tomada de decisões a fim de intervir na área para que seja garantido o processo sucessional e o consequente sucesso do projeto.

A hipótese que se pretende considerar nesse capítulo é a de que um projeto de restauração implantado utilizando alta diversidade de espécies arbustivo-arbóreas de dossel, em sua maioria pertencentes ao ecossistema de referência, deve levar à formação de uma floresta sustentável capaz de se perpetuar no tempo. Para testar essa hipótese propôs-se como objetivo geral descrever a composição, estrutura e a dinâmica potencial presente em um trecho de um hectare da floresta implantada há 13 anos no entorno da represa São Luiz, no Município de Santa Bárbara D'Oeste, SP. Visando cumprir esse objetivo geral foram propostos os seguintes objetivos específicos:

- Descrever a composição e a estrutura da comunidade arbustivo-arbórea implantada há 13 anos, a fim de caracterizar sua riqueza, diversidade, grupos sucessionais, síndromes de dispersão, período potencial de floração e frutificação e a presença de espécies exóticas.

- Realizar uma caracterização da distribuição espacial dos indivíduos arbustivo-arbóreos na área visando avaliar a formação do futuro dossel.

2.2 Material e Métodos

Área de estudo

O município de Santa Bárbara D'Oeste pertence ao estado de São Paulo e está localizado entre as coordenadas 22°45'S e 47°24'W (Figura 1). De acordo com dados do Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura (CEPAGRI) o município está a uma altitude de 560 m e seu clima é Cwa conforme a classificação de Köeppen (CEPAGRI, 2011). Esse tipo climático é caracterizado pelo clima tropical de altitude, com chuvas no verão e seca no inverno, com a temperatura média do mês mais quente superior a 22°C (entre os meses de dezembro e fevereiro a temperatura média é de 25°C).

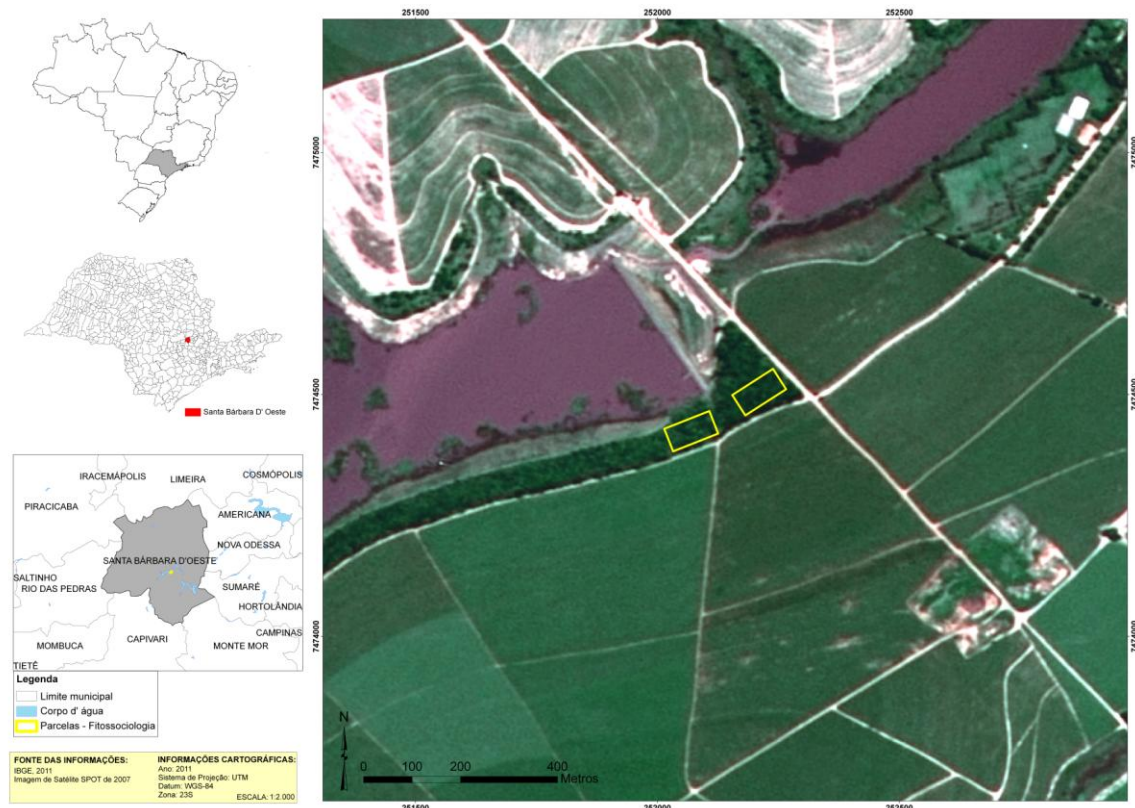


Figura 1 - Contextualização do município de Santa Bárbara D'Oeste,SP, com detalhe (em amarelo) dos dois blocos de 50 parcelas (distantes de outros fragmentos) utilizadas na caracterização florística e fitossociológica na área em restauração no entorno da represa São Luiz

A temperatura média anual é de 22,2°C, com médias máximas de 25,0°C e médias mínimas de 18,0°C. A precipitação média anual é de 1.466,1 mm, com registros mínimos de 34,3 mm em julho e máximos de 254,8 mm em janeiro (CEPAGRI, 2011) (Figura 2).

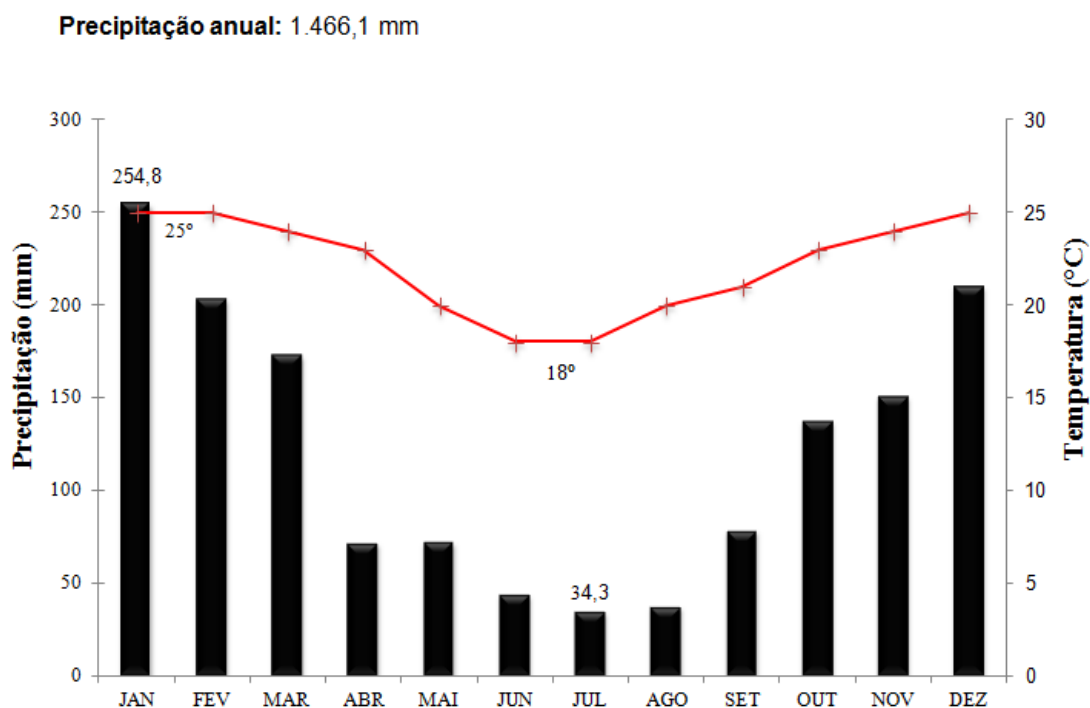


Figura 2 - Climograma apresentando a variação da precipitação (colunas) e da temperatura (linha) média mensal do município de Santa Bárbara D'Oeste, SP. Fonte: CEPAGRI – normais climáticas de 1961 a 1990

Localizado na Depressão Periférica Paulista, o solo do município é predominantemente latossolo, segundo o Instituto Agronômico de Campinas e Embrapa Solos (OLIVEIRA et al., 1999). Tomando como base as tabelas de interpretação das características químicas e físicas dos solos brasileiros proposta por Malavolta, Vitti e Oliveira (1997) o solo da área em restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste pode ser considerado de textura média argilosa (Areia total = 645 g kg⁻¹, Silte = 53,7 g kg⁻¹ e Argila = 301,0 g kg⁻¹) e fertilidade média à alta (Anexo A). A área foi utilizada durante décadas para a agricultura sendo o solo arado e adubado com frequência.

O Instituto Florestal do Estado de São Paulo estabelece que a área de estudo localiza-se no bioma Mata Atlântica, em transição com o Cerrado, sendo a maioria da vegetação remanescente secundária de Floresta Estacional Semidecidual em contato com Savana (KRONKA, 2010).

A área estudada foi restaurada entre os anos de 1998 e 1999, possuindo entre 12 e 13 anos de idade já que os dados foram coletados em 2010 (22°49'S e 47°24'W). Situa-se no entorno de uma represa de captação de água para abastecimento público de Santa Bárbara D'Oeste denominada São Luiz que é mantida pelo Ribeirão São Luiz, seus afluentes e subafluentes (DAE, 2011). Com 12 quilômetros de margem foram plantadas ao redor da represa aproximadamente 34 mil árvores para restaurar sua mata ciliar (DAE, 2011). Na época da implantação da área a Sociedade para defesa do Meio Ambiente de Piracicaba e Região (SODEMAP), produziu as mudas e realizou o plantio antes mesmo que a construção da barragem da represa fosse iniciada. No Anexo B está a lista de espécies que foi incluída no processo de licitação aberto para contratar as empresas responsáveis pela produção das mudas e plantio na qual a SODEMAP foi a vencedora.

De acordo com Nave¹ (comunicação pessoal), responsável pelo viveiro e plantio na área, esta lista foi produzida através de levantamentos florísticos e fitossociológicos realizados na região e continha espécies que poderiam ser plantadas na área. Obrigatoriamente não foram estas as espécies plantadas, mas a maioria das espécies encontradas na caracterização florística e fitossociológica do local correspondem às descritas nesta lista (Anexo B). Apenas a planta figueira-branca foi excluída devido à falta de clareza em definir qual poderia ser a espécie, já que a lista só continha seu nome popular.

O local de estudo está distante de outros fragmentos florestais (isolado na paisagem) e circundado por talhões de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*), sendo esse o provável motivo dele não receber muitos propágulos advindos de outros remanescentes florestais (Figura 1 e 3). Conforme dados de São Paulo (2010) o município de Santa Bárbara D'Oeste possui uma área total de 27.000 ha e apenas 1,85% (500,86 ha) de vegetação natural, sendo esta porcentagem composta em mais de 90% por capoeiras (vegetação secundária).

¹ André Gustavo Nave, eng. agrônomo, doutor em Recursos Florestais (área de concentração: silvicultura e manejo florestal) (ESALQ/USP); Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF) - ESALQ/USP.

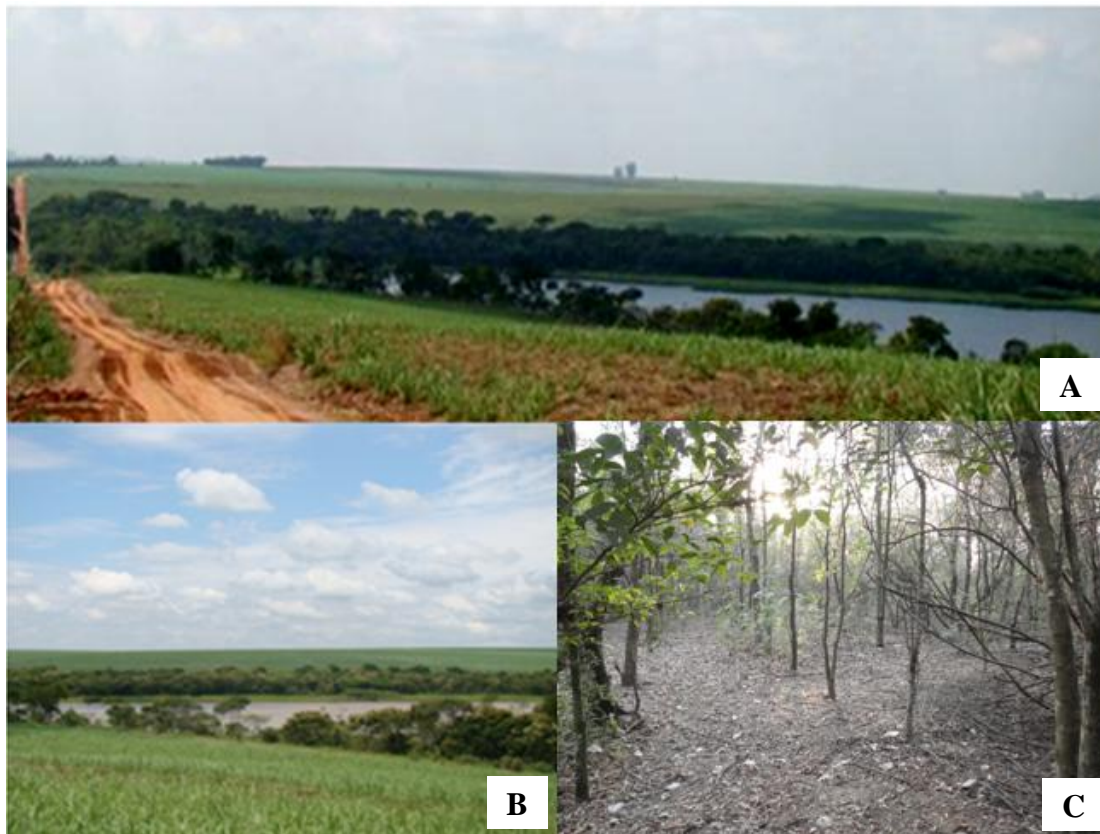


Figura 3 - Área em restauração no entorno da represa de captação de água São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, inserida em uma matriz de plantios de cana de açúcar (A e B). Ausência de regenerantes no sub-bosque da área restaurada (C) (Imagens registradas em 2010)

Coleta dos dados

A caracterização florística e fitossociológica da área de estudo foi realizada entre os dias 21/07/2010 e 01/12/2010 com a demarcação de 100 parcelas permanentes de 10 x 10 m, totalizando 1 ha de área total amostrada. As parcelas foram divididas em dois blocos de 50 devido à existência de uma trilha que permite o acesso ao barramento da represa São Luiz. Nessas parcelas todos os indivíduos arbustivo-arbóreos plantados ou regenerantes com perímetro à altura do peito (PAP) ≥ 15 cm (DAP $\approx 5,0$ cm) foram mensurados e numerados (com números em série e não repetidos) com plaquetas de alumínio. No caso, pelo menos uma das ramificações destes indivíduos deveria obedecer ao critério de inclusão (ter ≥ 15 cm de PAP).

Para distinguir os indivíduos arbustivo arbóreos plantados dos não plantados (regenerantes adultos) foi considerada a distância entre indivíduos de 2 metros na linha de plantio e de 3 metros entre as linhas plantadas (3 x 2 m), empregados no espaçamento do plantio. Indivíduos fora dessas condições com PAP adequado foram denominados adultos não plantados e amostrados de acordo com os mesmos critérios.

Nos casos de indivíduos que apresentaram ramificações abaixo de 1,30 m apenas os ramos com PAP ≥ 5 cm foram medidos. Essa medida foi adotada, pois algumas espécies como *Mimosa bimucronata* e *Allophylus edulis* possuíam um grande número de ramificações finas difíceis de serem medidas.

Além dos indivíduos vivos nas covas de plantio com PAP ≥ 5 cm para caracterizar a composição florística original do projeto também foram amostrados os indivíduos com PAP's menores que o estabelecido como critério de inclusão e um terceiro grupo de indivíduos que por algum motivo (ataque de doenças e pragas, incidência de ventos fortes, quedas de outras árvores etc) estavam quebrados, tendo portanto menos que 1,30 m de altura. Desde que estivessem nas linhas de plantio, obedecendo ao espaçamento adotado, esses indivíduos foram mensurados e numerados normalmente. Porém os quebrados tiveram o perímetro do tronco medido à altura do solo (PAS). Essas medidas foram tomadas a fim de se ter o registro dos indivíduos plantados que permanecem vivos até hoje e monitorá-los no tempo em casos de estudos da dinâmica da comunidade florestal. Para o estudo fitossociológico considerou-se somente os indivíduos com PAP ≥ 5 cm.

Foram mensurados e numerados todos os indivíduos mortos em pé que estavam presentes nas covas de plantio, mesmo que alguns não obedecessem ao critério de inclusão (PAP ≥ 15 cm). Assim poderia ser detectada a mortalidade de indivíduos mais jovens (PAP < 15 cm), comparando-a com a perda indivíduos adultos (PAP ≥ 15 cm) na comunidade. As covas vazias também foram anotadas para quantificação da mortalidade ocorrente desde o plantio até o momento do estudo.

As parcelas foram demarcadas com a utilização de estacas de madeira que serão substituídas ao longo do tempo, formando uma parcela permanente e possibilitando a realização de novos estudos futuramente. As coletas de material botânico (ramos férteis ou estéreis) foram realizadas com tesoura de alta-poda graduada para que a altura dos indivíduos fosse estimada. Além dessa variável foram coletados os seguintes dados de cada indivíduo arbustivo-arbóreo numerado: altura do fuste, posição na parcela, posição que se encontravam na floresta (dossel, clareira ou sob dossel), tipo de copa (A, B, C e D), tamanho de copa (P, M e G) e ainda anotadas observações pertinentes em relação a cada árvore (como por exemplo, se estavam decíduas, quebradas).

As alturas dos indivíduos foram arrançadas em classes com intervalo de 5 m a partir da menor altura encontrada até atingir a maior altura. Os diâmetros foram

agrupados em classe com amplitude de 5 cm, tomando-se como base o menor e o maior diâmetro encontrados. Em relação às posições que ocupavam na floresta os indivíduos foram classificados em dossel, clareira ou sob o dossel de outro determinado indivíduo (sendo anotado o número da plaqueta deste indivíduo na qual ele estava embaixo). Consideraram-se presentes em clareira somente os indivíduos que estivessem totalmente expostos ao sol, sem que nenhum galho de indivíduos vizinhos sobrepujasse sua copa.

Foram estabelecidas as tipologias de copa A, B C e D para averiguar se entre os indivíduos implantados havia diferenças na cobertura da área. As copas classificadas como A eram compridas da base ao ápice (com formato cilíndrico), B possuíam o formato de semi-círculo, C circulares e D formato irregular, ou seja, diferente das três anteriores (Figura 4).

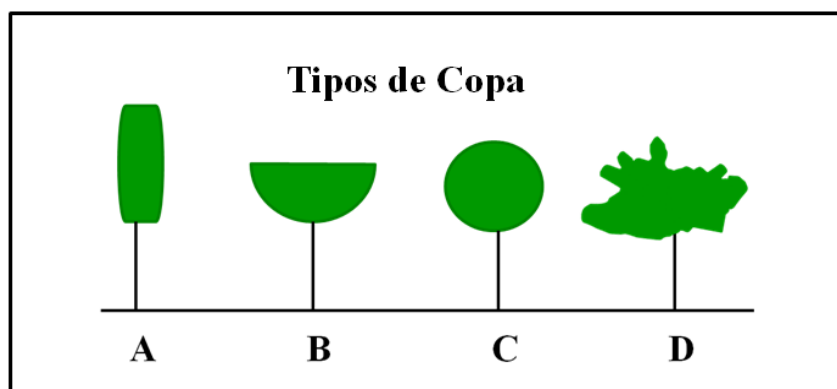


Figura 4 - Ilustração dos tipos de copa (A, B, C e D) adotados para classificar os indivíduos arbustivo-arbóreos mensurados e marcados na caracterização florística e fitossociológica de 1 ha da área restaurada no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP

Com o intuito de verificar a influência do tamanho dessas copas na área foi realizada uma estimativa dos seus diâmetros com base no espaçamento de 2 metros entre os indivíduos na linha de plantio, distinguindo-as em pequenas (P), médias (M) e grandes (G) (Figura 5). Copas que tiveram um diâmetro menor ou igual a 1,5 m foram denominadas pequenas (P), enquanto as copas com diâmetros entre 1,5 e 3,0 m foram chamadas de médias (M) e as maiores ou iguais a 3 metros (praticamente sobrepondo os indivíduos vizinhos na mesma linha) foram classificadas como grandes (G).

As variáveis altura do fuste, tipo e tamanho de copas não puderam ser caracterizadas para alguns indivíduos pelo fato das árvores estarem quebradas ou se tratar de um indivíduo morto (cujos galhos que formavam a copa já tinham caído).

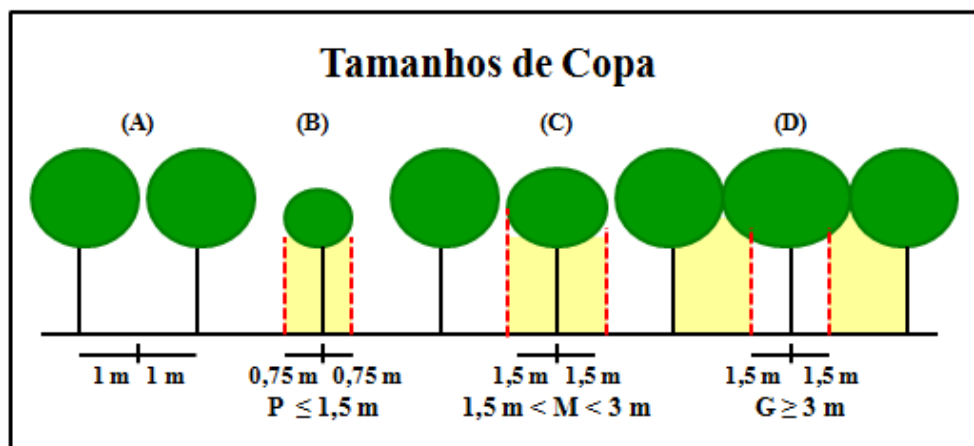


Figura 5 - Ilustração dos tamanhos de copa ($P \leq 1,5\text{ m}$; $1,5\text{ m} < M < 3\text{ m}$ e $G \geq 3\text{ m}$) adotados para classificar os indivíduos arbustivo-arbóreas mensurados e marcados na caracterização florística e fitossociológica de 1 ha da área restaurada no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP. (A = espaçamento entre indivíduos, B = tamanho de copa pequena, C = tamanho de copa média e D = tamanho de copa grande)

O material botânico coletado foi herborizado segundo procedimentos descritos em Fidalgo e Bononi (1984). O sistema de classificação utilizado para as famílias botânicas foi o APG II (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2003) e a revisão dos nomes científicos foi realizada conforme Forzza et al. (2010) propõem no Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil. No caso das espécies exóticas, foram utilizados os nomes científicos sugeridos por Lorenzi et al. (2003) e pelo Missouri Botanical Garden (2011). Em situações específicas necessitou-se o auxílio de especialistas de outras instituições de pesquisa para a correta identificação das espécies. Apenas três espécies não foram identificadas ao nível específico, sendo que duas puderam ser identificadas até o gênero (*Bauhinia* sp e *Spondias* sp) e uma apenas em família (*Sapotaceae* sp). Foi solicitado o depósito dos materiais coletados férteis ao Herbário ESA (ESALQ/USP).

As espécies foram agrupadas dentro das classes sucessionais propostas por Gandolfi (2000) em: pioneiras, secundárias iniciais, climácicas e não caracterizadas. Para isso foram utilizadas as seguintes bibliografias para consulta: Gandolfi (1991, 2000); Gandolfi, Leitão-Filho e Bezerra (1995); Fonseca e Rodrigues (2000); Souza (2000); Dislich, Cersósimo e Mantovani (2001); Oliveira-Filho et al. (2004); Catharino (2006) e Guariniti et al. (2008).

As síndromes de dispersão foram caracterizadas de acordo com a classificação proposta por Van der Pijl (1972) em: autocóricas, anemocóricas e zoocóricas; utilizando-se informações encontradas na literatura (MIKICH; SILVA, 2001; LORENZI, 2002a; LORENZI, 2002b; NUNES et al., 2003; OLIVEIRA-FILHO et al.,

2004; TONIATO; OLIVEIRA-FILHO, 2004; CATHARINO, 2006; YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2007; CARMO; MORELLATO, 2009).

A caracterização do período de floração e frutificação das espécies levantadas, quando possível, foi realizada com o auxílio de bibliografia especializada privilegiando apenas estudos fenológicos desenvolvidos para a fisionomia FES próximos da área de estudo (MANTOVANI, 1983; MORELLATO, 1991; MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1992; PENHALBER; MANTOVANI, 1997; REYS et al., 2005; POLATTO, 2007; AGUIRRE² (comunicação pessoal).

Também foi realizada a separação dos indivíduos conforme o bloco de parcelas amostradas, sendo distinguidos os presentes somente no bloco de parcelas 1 (parcelas de 1 a 50) e os que estavam apenas no bloco de parcelas 2 (parcelas de 51 a 100). Desta forma pôde ser verificado se os indivíduos foram distribuídos igualmente nas covas de plantio.

Análise dos dados

Os parâmetros fitossociológicos básicos foram calculados com o uso do programa Microsoft Excel 2007, seguindo as equações matemáticas descritas em Müller-Dumbois e Ellenberg (1974); além de serem calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener na base 2 e na base e (H') e de equidade (J') da comunidade local, de acordo com Pielou (1975). Os primeiros estudos com índice de diversidade de Shanon foram realizados utilizando a base 2, porém, com um tempo abandonou-se essa informações nas publicações fazendo com que atualmente poucos trabalhos científicos descrevam a base utilizada (Do Couto³, comunicação pessoal).

Para diagnosticar a distribuição das espécies nas parcelas foi feita uma análise de correspondência distendida (do inglês *Detrended Correspondence Analysis* - DCA) por meio do programa PC-ORD versão 4.14 (MCCUNE; MEFFORD, 1999) após a preparação de uma matriz contendo os dados de abundância das espécies nas parcelas que ocorreram. Os dados foram transformados segundo recomendação de Van Tongeren

² Andrea Garafulic Aguirre, licenciada e bacharelada em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Julio de Mesquita Filho e atualmente mestranda pelo programa de Recursos Florestais da (ESALQ/USP).

³ Hilton Thadeu Zarate do Couto, eng. agrônomo, pós-doutorado em Distribuições estatísticas e professor titular de Bioestatística e Inventário Florestal do Departamento de Ciências Florestais (ESALQ/USP).

(1995), pela expressão $\log(N_{ij}+1)$, onde N representa a abundância da espécie i na parcela j. A DCA é uma técnica multivariada, onde o valor das abundâncias das espécies nas parcelas gera valores de ordenação tanto para as espécies quanto para as parcelas (HILL; GAUCH, 1980). Nesse procedimento é possível fazer uma análise indireta dos gradientes, onde a interpretação se faz a posteriori (KENT; COKER, 1992).

A partir da localização de todos os indivíduos arbustivo-arbóreos amostrados foi possível esquematizar a distribuição espacial da comunidade (100 parcelas amostradas) com a utilização do programa de Sistemas de Informação Geográfica ArcGIS 9.1 ESRI. Tanto os indivíduos mortos em pé quanto os vivos foram plotados em camadas (*layers*), sendo os vivos caracterizados quanto ao grupo sucessional e tamanho da copa. Por estarem com as copas quebradas alguns indivíduos tiveram somente seus caules representados. Essas camadas foram dispostas respeitando a sequência pioneiras, secundárias iniciais, não classificadas e climáticas, ordenadas do menor (P) para o maior tamanho (G).

2.3 Resultados e Discussão

Descrição geral

A área em restauração no entorno da represa São Luiz apresenta fisionomia florestal com dossel irregular e presença de indivíduos emergentes, principalmente da espécie *Schizolobium parahyba* (Figura 6). O dossel atualmente é composto principalmente por árvores pioneiras que apresentam em torno de 10 – 12 metros de altura. Aparentemente, nesses 13 anos de reconstrução da comunidade florestal no local, não ocorreram grandes distúrbios na área, como incêndios e tempestades, que causassem uma grande mortalidade ou quebra das árvores. As lianas restringiram-se as bordas do plantio, provavelmente devido à maior disponibilidade de luz como já apontado por Walter (1971). Já no interior da floresta, foram visualizados poucos indivíduos com hábito lianescente e acredita-se que a limitação na chegada de propágulos também esteja influenciando na regeneração das espécies que pertencem à esse grupo.

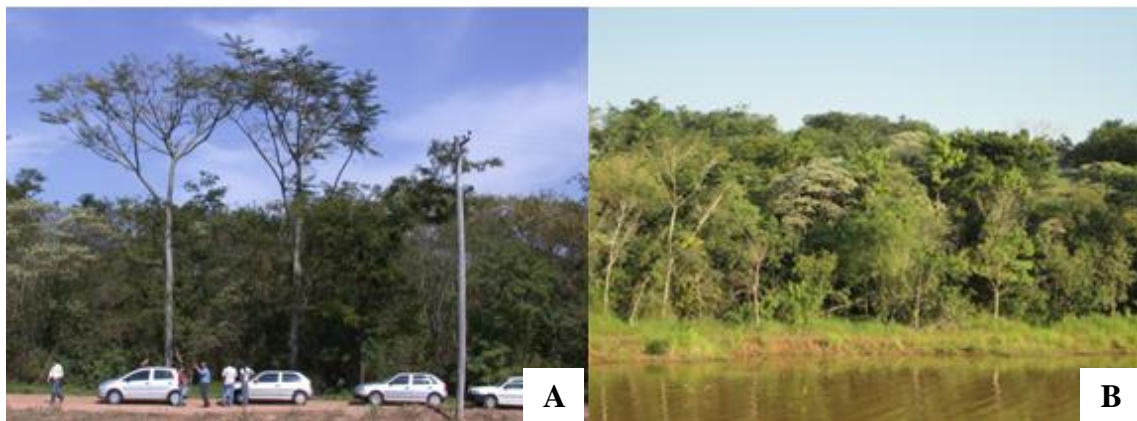


Figura 6 - Floresta em processo de restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, com destaque para indivíduos emergentes da espécie *Schizolobium parahyba* (A). Vista da área do barramento da represa São Luiz (B). (Imagens registradas em 2010)

A falta de uniformidade e presença de um grande número de indivíduos decíduos no dossel torna as clareiras praticamente imperceptíveis devido à alta disponibilidade de luz. Entretanto, em algumas situações, extensas áreas ficaram mais expostas à luz solar com a morte de indivíduos de espécies pioneiras, principalmente de *Schizolobium parahyba*. Nessas clareiras e em vários pontos do sub-bosque onde o dossel é mais permeável à luz são encontradas aglomerados de gramíneas como *Panicum maximum* e *Brachiaria* sp que estão fortemente presentes nas bordas de todo o plantio, ocupando o interior da floresta quando surgem oportunidades (Figura 7).



Figura 7 - Indivíduo da espécie *Schizolobium parahyba* que morreu e ao cair formou uma grande clareira na área restaurada no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP (A). Indivíduo morto em pé da mesma espécie que permitiu uma maior passagem de luz pelo dossel e a ocorrência de gramíneas exóticas invasoras no piso florestal (B). (Imagens registradas em 2011)

A regeneração natural no sub-bosque é pequena, sendo a maioria dos indivíduos regenerantes juvenis oriundos de adultos do próprio plantio que já estão se reproduzindo, como, por exemplo, *Cordia abyssinica*, *Pachira glabra*, *Triplaris americana*, *Allophylus edulis*, *Anadenanthera peregrina* e *Croton urucurana*, além de algumas ervas e pequenos arbustos anuais. Pelo fato da maioria destas espécies serem pioneiras têm-se um indicativo do quanto à área é iluminada no seu interior. *Cestrum mariquitense* é uma espécie arbustiva nativa que ocorre em abundância em todo o local, além de *Tecoma stans*, invasora que está se espalhando por todo o sub-bosque. No hectare em que foi feito monitoramento florístico e fitossociológico só foram encontrados apenas dois indivíduos de *Piper* sp. regenerando (gênero fortemente apreciado por aves e morcegos conforme Silva (2008)), indicando que a área está sendo pouco visitada por dispersores quando considerada sua idade de 13 anos (Figura 8). Foi observada no local a orquídea de solo *Oeceoclades maculata* que ocorre com frequência nos fragmentos florestais da região e, de acordo com Blanco (2002) e Cohen e Ackerman (2009), trata-se de uma espécie natural da África cujo sucesso na invasão de novas áreas é atribuído principalmente por sua capacidade de se auto-polinizar.

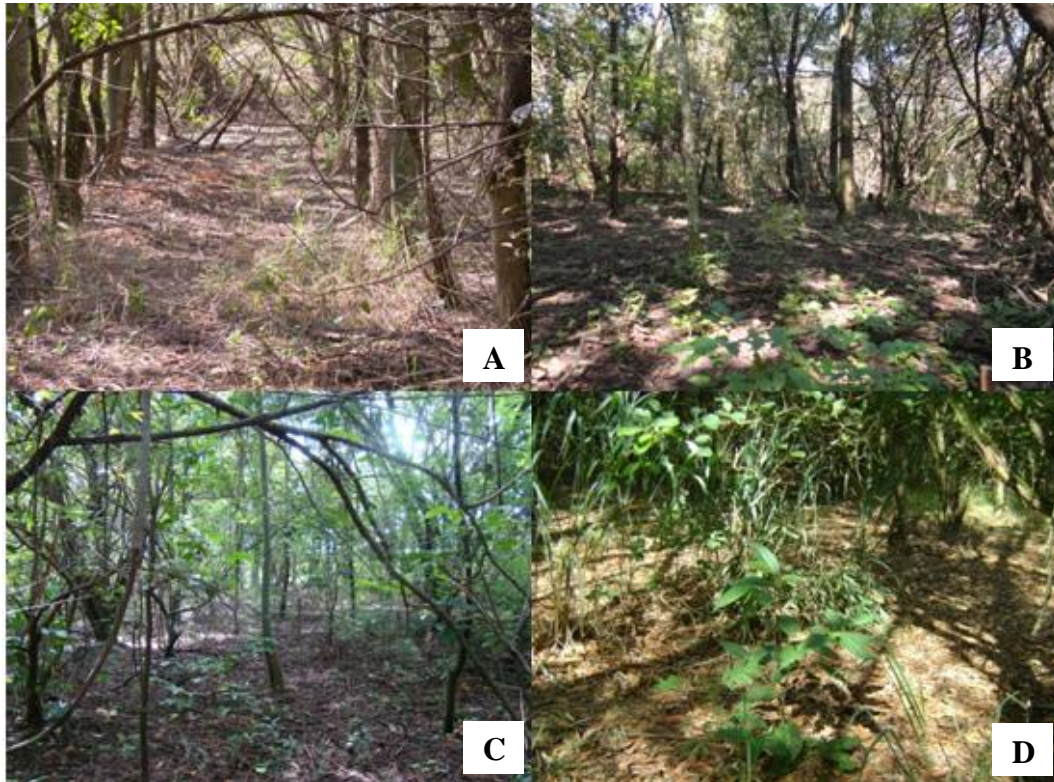


Figura 8 - Sub-bosque da área em restauração em Santa Bárbara D'Oeste, SP, bem iluminado e com poucos indivíduos regenerantes (A). Detalhe na estação seca (B). Vista do sub-bosque na estação chuvosa (C). Um dos indivíduos regenerantes de *Piper* sp circundado por gramíneas exóticas que estão colonizando o sub-bosque (D). (Imagens registradas em 2010)

Apesar do solo da área possuir uma boa fertilidade e alto teor de matéria orgânica (Anexo A) a serrapilheira é pouco espessa e fica mais concentrada debaixo de indivíduos de espécies caducifólias de folhas grandes como, por exemplo, *Triplaris americana* e *Handroanthus ochraceus*.

Ao longo do estudo puderam ser avistados na área: tatus (ordem: Cingulata e família: Dasypodidae), lagartos (ordem: Squamata e família: Teiidae) e ouriços-pretos (ordem: Rodentia, família: Erethizontidae) (WILSON; REEDER 2005; BÉRNILS; 2011). Entre as aves se destacaram a Alma de gato (*Piaya cayana*), várias espécies de pica-paus (família: Picidae) e uma espécie de tucano (*Ramphastos toco*); sendo vistas poucas aves frugívoras forrageando a área além do tucano que auxilia na dispersão (LISTA DE AVES DO BRASIL, 2011). Diante da ocorrência de fauna no local acredita-se que a área já esteja desempenhando a função de abrigo e local para obtenção de alimentos, situação esta que não era encontrada quando comparada com o cultivo de cana-de-açúcar que era praticado na área no passado, demonstrando que o aumento da diversidade animal também pode ser um componente da comunidade que está se recuperando diante do desenvolvimento da floresta.

Também foram flagradas situações de intervenção antrópica na área como pescadores às margens da represa, pessoas realizando rituais religiosos, caça (especialmente de tatus) e presença de um grande número de regenerantes com sintomas foliares de contaminação por herbicida. Provavelmente está havendo uma aplicação excessiva de herbicida ou deriva nos talhões de cana-de-açúcar vizinhos ao plantio, que, atingindo a floresta, estão comprometendo o desenvolvimento da regeneração natural no sub-bosque (Figura 9). Levando em conta que o estado de São Paulo é responsável por 58% da safra nacional de cana-de-açúcar no Brasil (SÃO PAULO, 2008b), muitas outras áreas restauradas e naturais podem estar passando pela mesma situação.

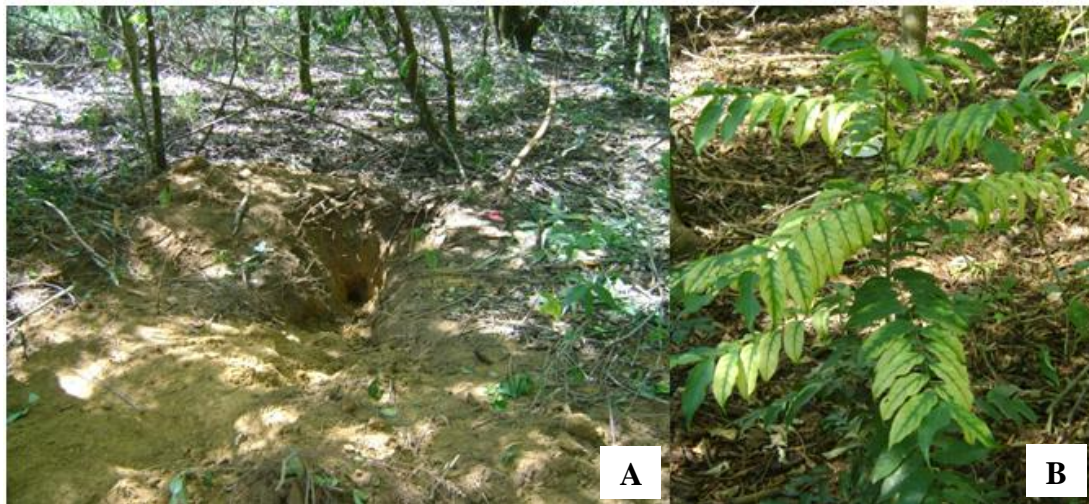


Figura 9 - Escavação realizada por caçadores para capturar um tatu na área em restauração em Santa Bárbara D'Oeste (A). Indivíduo regenerante de cedro-rosa (*Cedrela fissilis*) com forte clorose foliar provavelmente ocasionada por contaminação de herbicidas utilizados no cultivo da cana-de-açúcar vizinho à área (B). (Imagens registradas em 2010)

Caracterização florística da comunidade arbustivo-arbórea

Foram amostrados 1.397 indivíduos arbustivo-arbóreos na área sendo que 1.226 estavam vivos nas covas de plantio (independente do tamanho de PAP), 65 eram adultos não plantados e 106 estavam mortos em pé (97 com $PAP \geq 15$ cm e 9 com $PAP < 15$ cm). Durante a coleta dos dados foram registradas 249 covas vazias (indivíduos presumivelmente mortos que não estavam presentes nas covas) no hectare estudado. A partir desse dado, somando-se os indivíduos mortos em pé e os vivos presentes nas covas, encontrou-se uma densidade esperada de 1.581 ind.ha⁻¹ indivíduos. Plantios convencionais de nativas geralmente apresentam 1.667 ind.ha⁻¹ devido ao espaçamento de 3 x 2 m. Contudo, esse valor está baseado numa condição de terreno plano e sem considerar que o plantio está em curvas de nível, como no caso da área restaurada estudada (Tabela 1).

As covas vazias somadas ao número de indivíduos mortos em pé resultaram em um total de 355 indivíduos mortos, ou seja, 22,4% do número esperado de indivíduos plantados (Tabela 1). Considerando que a maioria das árvores pioneiras começam a morrer entre 10 e 15 anos (CARVALHO, 1994; LORENZI, 2002a; LORENZI, 2002b) e que o plantio está com 13 anos, esse percentual (22,4%), em um primeiro momento, não poderia ser considerado elevado. Como esperado, a comunidade já está iniciando seu processo de substituição das espécies que ocupam o dossel atualmente, fazendo com que muitos indivíduos já tenham morrido ou estejam morrendo agora (HARPER, 1977; RODRIGUES et al., 2009; BRANCALION et al., 2010). Porém, destaca-se o número

de covas completamente vazias encontradas que, em desacordo com o esperado para a idade do plantio, deveriam no máximo possuir indivíduos de espécies pioneiras mortos em pé (relembrando que foram medidos todos os mortos em pé plantados, independente do tamanho de PAP) ou indícios que morrem recentemente. A não ser que algumas dessas covas não tenham recebido mudas, o que é pouco provável já que geralmente as áreas que recebem plantio direto são preenchidas por inteiro com mudas de acordo com o espaçamento estabelecido, o elevado número de covas vazias sugere que a mortalidade destas plantas ocorreu mais no início do projeto.

Tabela 1 - Aspectos gerais da comunidade arbustivo-arbórea em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011

Total de indivíduos amostrado		
Nº total de indivíduos arbustivo-arbóreos vivos nas covas de plantio com qualquer PAP		1226 (87,8%)
Nº total de indivíduos arbustivo-arbóreos mortos em pé nas covas de plantio com qualquer PAP		106 (7,6%)
Nº total de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos não plantados (PAP \geq 15 cm)		65 (4,6%)
	Total geral amostrado	1397 (100%)
Indivíduos mortos		
Nº de indivíduos arbustivo-arbóreos presentes nas covas de plantio mortos em pé	Com PAP \geq 15 cm	97 (7,0%)
	Com PAP < 15 cm	9 (0,6%)
Nº de covas vazias do plantio inicial (nº de indivíduos presumivelmente mortos não observados em covas da área)		249 (15,7% ¹)
	Total mortos	355 (22,4%¹)
Indivíduos vivos		
Nº de indivíduos arbustivo-arbóreos com PAP < 15 cm nas covas de plantio	Medidos à altura do peito (PAP)	205 (14,7%)
	Medidos à altura do solo (PAS) ²	21 (1,5%)
	Total PAP < 15	226 (16,2%)
Nº de indivíduos arbustivo-arbóreos com PAP \geq 15 cm nas covas de plantio (= total geral amostrado - indivíduos com PAP < 15 cm - mortos em pé nas covas - adultos não plantados)		1000 (71,6%)
Nº total de indivíduos arbustivo-arbóreos com PAP \geq 15 cm utilizados no estudo fitossociológico (= indivíduos com PAP \geq 15 cm nas covas + adultos não plantados)	Total fitossociológico	1065 (76,2%)
Nº total de indivíduos arbustivo-arbóreos vivos no hectare estudado (= indivíduos utilizados no estudo fitossociológico + total PAP < 15)	Total vivos	1291 (92,4%)
Total estimado no plantio		
Nº total de indivíduos arbustivo-arbóreos mortos em pé + covas vazias		355 (22,4% ¹)
Nº total de indivíduos vivos presentes nas covas (qualquer PAP)		1226 (87,8%)
Nº total de indivíduos estimados no plantio	Total estimado	1581
Nº total de espécies		59
Nº de espécies do estudo fitossociológico		57
Nº total de espécies exóticas	Do Brasil	12 espécies (20,3%) com 227 ind. (17,6% ³)
	Regionais	5 espécies (8,5%) com 172 ind. (13,3% ³)

¹ Calculadas com base no nº total de indivíduos estimados no plantio. ² Indivíduos que foram plantados e estavam vivos, porém quebrados abaixo de 1,3 m. ³ Calculados com base no nº total de indivíduos arbustivo-arbóreos vivos no hectare estudado.

Consultando profissionais especializados em restauração e de acordo com Nave et al. (2009) tem-se que até 5% de mortalidade pode ser aceito em um plantio de restauração sendo que em casos de percentuais acima destes deve haver o replantio das mudas entre 60 e 90 dias depois do plantio. Desta forma, caso a hipótese de uma maior mortalidade das mudas no período que a área ainda estava recebendo os devidos tratamentos pós plantio (como, por exemplo, controle de formigas cortadeiras e da mato-competição) for verdadeira constata-se que deveria ter sido realizado o replantio da área já que 15,7% das covas presentes na área estão vazias.

Dos 1.226 indivíduos arbustivo-arbóreos amostrados vivos nas covas de plantio 205 não obedeceram ao critério de $PAP \geq 15$ e 21 estavam quebrados e rebrotando a menos de 1,3 m de altura, restando apenas 1.000 indivíduos vivos plantados nas covas com PAP adequado. Esses indivíduos (1.000), somados aos adultos não plantados amostrados (65), corresponderam aos 1.065 indivíduos tomados para o estudo fitossociológico já que somente eles satisfaziam o perímetro mínimo estabelecido. Desta forma, para as análises fitossociológicas, foram excluídos todos os indivíduos mortos em pé presentes nas covas (106) e os 226 vivos nas covas com $PAP < 15$ (Tabela 1).

No total foram encontrados 1.291 indivíduos arbustivo-arbóreos vivos no hectare estudado, correspondendo ao somatório dos que foram tomados para o estudo fitossociológico (1.065) e os que não puderam ser incluídos nesse grupo por terem $PAP < 15$ cm (226).

Em relação aos indivíduos arbustivo-arbóreos vivos encontrados, os plantados que não atingiram o PAP mínimo adotado no estudo (15 cm à altura de 1,3 metros) corresponderam a 17,5% do total. Souza (2000), avaliando áreas restauradas que tinham entre 9 e 10 anos no Pontal do Paranapanema, encontrou respectivamente as porcentagens de 27,7 e 25,7% que, por serem superiores, indicam que esses indivíduos tiveram maior incidência de ataques de pragas e doenças ou danos que causassem a sua quebra e/ou não conseguiram acumular mais biomassa (ter um bom desenvolvimento) quando comparados com o plantio em Santa Bárbara D'Oeste.

Foram encontradas 59 espécies arbustivo-arbóreas na comunidade florestal, porém esse número foi reduzido para 57 espécies quando foram excluídos os indivíduos medidos a altura do solo (PAS) e com $PAP < 15$ (Tabela 1). Todos os indivíduos da espécie *Sapotaceae* sp e *Aspidosperma ramiflorum*, mesmo após 13 anos plantados, estão pequenos e cresceram muito pouco em espessura. Como não se sabe qual espécie é esta *Sapotaceae* não se pode inferir que ela apresenta o mesmo padrão de crescimento

esperado para *Aspidosperma ramiflorum*, que por sua vez é uma espécie de crescimento lento (climácica) e por isso se destaca somente ao final da sucessão, como foi concluído por Aidar (2000).

No total foram encontrados 399 indivíduos arbustivo-arbóreos de 17 espécies exóticas. Deste total 17,6% dos indivíduos vivos (227) corresponderam a 12 espécies exóticas do Brasil e 13,3% (172 indivíduos) a 5 espécies que não pertencem a FES (Tabela 1).

Na tabela 2 é apresentada a lista florística encontrada na área estudada organizada por família, além do nome popular, grupo sucessional, síndrome de dispersão, período de floração e frutificação e número de indivíduos por bloco de parcelas amostrado para cada espécie. As espécies exóticas foram indicadas e subdivididas em exóticas do Brasil e da FES.

Tabela 2 - Composição florística das espécies arbustivo-arbóreas encontradas em 1 ha na área em restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011, caracterizadas quanto ao nome popular, G = grupo sucessional (Pi = pioneiras, Si = secundárias iniciais, Cl = climácicas e Nc = não caracterizadas), S = síndrome de dispersão (Zoo = zoocórica, Ane = anemocórica e Aut = autocórica), EX. = exótica (EX = exótica do Brasil e EXR = exótica regional, da FES), Flor. = período de floração e Frut. = frutificação (jan a dez = janeiro a dezembro) e número total de indivíduos amostrados (NT) divididos por bloco de parcelas (N B1 = número de indivíduos presentes no bloco 1 – parcelas de 1 a 50 e N B2 = número de indivíduos presentes no bloco 2 – parcelas de 51 a 100)

(continua)										
Família	Espécie	Nome Popular	G	S	EX.	Flor.	Frut.	N B1	N B2	NT
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Mangueira	Nc	Zoo	EX	-	-	2		2
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira-verdadeira	Cl	Ane		jun-set	set-out	6	4	10
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira-pimenteira	P	Zoo		dez	fev-mar	61	68	129
	<i>Spondias</i> sp.	Cajazinho	Nc	Zoo	EX	-	-	3	2	5
Apocynaceae	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	Guatambu	Cl	Ane		set-out	jul-out	4	3	7
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-amarelo-cascudo	Cl	Ane		ago	-	1	5	6
	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> Mattos	Ipê-roxo	Cl	Ane		-	-	18	26	44
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> Mattos	Ipê roxo-de-bola	Cl	Ane		ago	set	2		2
	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Ipê amarelo	Cl	Ane		ago-set	-	12	4	16
	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	Caroba-branca	Nc	Ane		mar-abr	jul-set	15	14	29
	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Espatódea	Nc	Ane	EX	-	-		1	1
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Ipê de jardim	Nc	Ane	EX	-	-	5	3	8
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Ipê-felpudo	Si	Ane		out-jan	mai-out	1	1	2
Boraginaceae	<i>Cordia abyssinica</i> R. Br.	Cordia-africana	Nc	Zoo	EX	-	-	51	47	98
Dilleniaceae	<i>Dillenia indica</i> L.	Dilênia	Nc	Ane	EX	-	-	9		9
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Tapiá	P	Zoo		-	-	1		1
	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra d'ádua	P	Aut		dez-jun	fev-jul	40	70	110
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Angico-do-morro	P	Ane		set-out	ago-set	34	19	53
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-de-vaca	P	Aut		nov-mai	mai-set		11	11
	<i>Bauhinia</i> sp.	Pata-de-vaca	Nc	Aut	EX	-	-	19	31	50
	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrاد.) Schrad. ex DC.	Chuva-de-ouro	Si	Aut		out-jan	mai-ago	10	27	37
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril	P	Zoo		-	-	3	2	5
	<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	Mulungu	P	Zoo		-	-	6	30	36
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	Cl	Zoo		out-nov	mai-jul	3	1	4
	<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá	Nc	Zoo		ago-nov	dez-fev	2		2
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Leucena	Nc	Aut	EX	-	-	1		1
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Bico-de-pato	P	Ane		mar	ago-nov	1		1
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Maricá	P	Ane	EXR	-	-	32	29	61
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	Sansão-do-campo	P	Aut	EXR	-	-	7	8	15	

Tabela 2 - Composição florística das espécies arbustivo-arbóreas encontradas em 1 ha na área em restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011, caracterizadas quanto ao nome popular, G = grupo sucessional (Pi = pioneiras, Si = secundárias iniciais, Cl = climácicas e Nc = não caracterizadas), S = síndrome de dispersão (Zoo = zoocórica, Ane = anemocórica e Aut = autocórica), EX. = exótica (EX = exótica do Brasil e EXR = exótica regional, da FES), Flor. = período de floração e Frut. = frutificação (jan a dez = janeiro a dezembro) e número total de indivíduos amostrados divididos por bloco de parcelas (N B1 = número de indivíduos presentes no bloco 1 – parcelas de 1 a 50 e N B2 = número de indivíduos presentes no bloco 2 – parcelas de 51 a 100)

(continuação)											
Família	Espécie	Nome Popular	G	S	EX.	Flor.	Frut.	N B1	N B2	NT	
	<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	Cabreúva	Cl	Ane		jul-ago	set-out	5		5	
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	P	Ane		dez-jan	mar-abr	5		5	
	<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P.Queiroz	Sibipiruna	Nc	Aut	EXR	-	-	11	12	23	
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim-bravo	P	Ane		-	-	29		29	
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Guapuruvú	P	Ane	EXR	-	-	18	28	46	
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Pau-cigarra	P	Aut		-	-	1	4	5	
	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Tipuana	Nc	Ane	EX	-	-	27	9	36	
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.	Abacate	Nc	Zoo	EX	-	-		2	2	
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira	Si	Ane		fev-abr	jun-set	11	1	12	
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	P	Aut		set	abr		2	2	
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Jangada-brava	P	Ane		-	-		20	20	
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo-graúdo	P	Ane		-	-		1	1	
	<i>Pachira glabra</i> Pasq.	Castanha-do-Maranhão	Nc	Aut	EXR	-	-	18	9	27	
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Imbiruçú	P	Ane		jun-set	set-out	11	16	27	
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-rosa	Si	Ane		out	jun-set	22	6	28	
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Marinheiro	Cl	Zoo		-	-	1		1	
Moraceae	<i>Ficus citrifolia</i> Mill.	Gameleira-preta	Si	Zoo		set	-	3	1	4	
	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Figueira-mata-pau	Si	Zoo		-	-		1	1	
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitangueira	Cl	Zoo		set	-	17	3	20	
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Araçazinho	Cl	Zoo		-	jun-ago	20	5	25	
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Jambolão	Nc	Zoo	EX	-	-	3		3	
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.	Pau-formiga	Si	Ane		ago-out	nov-jan	2	20	22	
Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Guarantã	Cl	Aut		nov-jan	ago-out	2	3	5	
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Fruto-de-faraó	P	Zoo		nov	nov	28	27	55	
	<i>Koelreuteria bipinnata</i> Franch.	Árvore-da-china	Nc	Nc	EX	-	-		12	12	
Sapotaceae	<i>Sapotaceae</i> sp.	-	Nc	Nc		-	-	6		6	
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schldl.	Fruto-de-sabiá	P	Zoo		-	-	25	3	28	
	<i>Cestrum mariquitense</i> Kunth	-	Nc	Zoo		jan-jun	-		1	1	
	<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Fumo-bravo	P	Zoo		jan-dez	jan-dez		2	2	

Tabela 2 - Composição florística das espécies arbustivo-arbóreas encontradas em 1 ha na área em restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011, caracterizadas quanto ao nome popular, G = grupo sucessional (Pi = pioneiras, Si = secundárias iniciais, Cl = climácicas e Nc = não caracterizadas), S = síndrome de dispersão (Zoo = zoocórica, Ane = anemocórica e Aut = autocórica), EX. = exótica (EX = exótica do Brasil e EXR = exótica regional, da FES), Flor. = período de floração e Frut. = frutificação (jan a dez = janeiro a dezembro) e número total de indivíduos amostrados divididos por bloco de parcelas (N B1 = número de indivíduos presentes no bloco 1 – parcelas de 1 a 50 e N B2 = número de indivíduos presentes no bloco 2 – parcelas de 51 a 100)

(conclusão)										
Família	Espécie	Nome Popular	G	S	EX.	Flor.	Frut.	N B1	N B2	NT
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	P	Zoo		out-dez	nov	34	49	83

Entre as 18 famílias encontradas no estudo destacaram-se por uma maior representatividade de espécies Fabaceae (com 19 espécies e 152 indivíduos), Bignoniaceae (com 8 espécies e 108 indivíduos), Malvaceae (com 6 espécies e 89 indivíduos), Anacardiaceae (com 4 espécies e 146 indivíduos), Myrtaceae e Solanaceae (ambas com 3 espécies e respectivamente 48 e 31 indivíduos) sendo as outras 12 famílias representadas por 16 espécies e 444 indivíduos vivos. Castanho (2009), monitorando dois hectares de áreas restauradas há 18 e 20 no município de Iracemápolis, SP, também encontrou as mesmas famílias se destacando com relação ao número de espécie, sendo as cinco mais importantes: Fabaceae (35 espécies), Bignoniaceae, Myrtaceae e Rutaceae com 9 espécies e Malvaceae com 8 espécies. A partir destes resultados e de outros estudos envolvendo a composição florística de áreas restauradas verifica-se que essas famílias botânicas são as mais empregadas em plantios de áreas restauradas no interior do estado de São Paulo.

Em relação aos indivíduos arbustivo-arbóreos plantados na implantação do projeto, das 59 espécies encontradas, 37,2% pertencem ao grupo sucessional das pioneiras enquanto apenas 11,8% foram classificadas como secundárias tardias, 20,3% climáticas e 30,5% não caracterizadas (Figura 10).

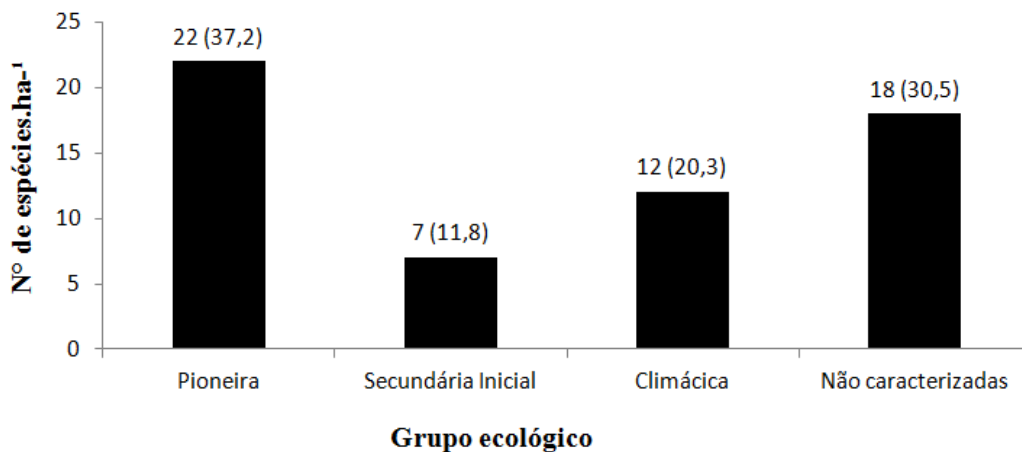


Figura 10 - Distribuição do número de espécies arbustivo-arbóreas por grupo sucessional dos indivíduos vivos (com base no total de 1.291 indivíduos) encontrados em 1 ha da floresta em restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. Em parênteses são apresentados os valores percentuais

Quando considerado o número de indivíduos, aproximadamente 55% estão compreendidos no grupo sucessional de espécies pioneiras enquanto aproximadamente 10% são classificados como pertencentes à espécies secundárias tardias e mais 10% como climáticas (Figura 11).

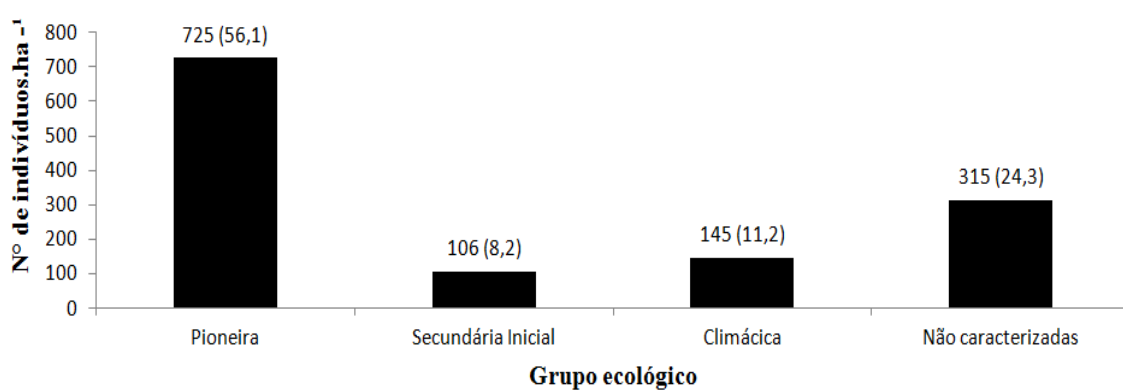


Figura 11 - Distribuição do número de indivíduos arbustivo-arbóreos vivos (com base no total de 1.291 indivíduos) por grupo sucessional encontrados em 1 ha da floresta em restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011

A utilização de um número elevado de indivíduos de espécies pioneiras em plantios com objetivo de restaurar áreas degradadas no estado de São Paulo já foi apontada por Barbosa et al. (2007) que avaliaram 98 plantios e encontraram que mais da metade das espécies pertenciam à estágios iniciais da sucessão, assim como os resultados apresentados no presente estudo onde 29 espécies (do total de 59 – Figura 10) espécies são pioneiras ou secundárias iniciais. O autor concluiu que muitos desses plantios estavam fadados ao insucesso, ou seja, estavam insustentáveis, devido à utilização de pouca diversidade de espécies mal distribuídas nos grupos ecológicos. Realidade similar pode estar ocorrendo na comunidade restaurada em Santa Bárbara D'Oeste.

Entretanto, o número total de espécies amostradas no presente estudo (lembrando que foi amostrado apenas 1 ha do plantio e novas espécies podem existir nos demais hectares do plantio) é bem maior que a média de espécies encontradas nas 98 áreas levantadas (33 espécies por hectare). Levando-se em consideração que a área foi plantada há 13 anos e considerando apenas o parâmetro riqueza de espécies, é bom para o processo de restauração da comunidade que uma maior diversidade tenha sido empregada já que a importância desse fator vem se destacando cada vez mais no cenário da restauração brasileira, ficando clara sua estreita relação com a criação de florestas restauradas biologicamente viáveis e a persistência dessa alta diversidade considerando a paisagem (RODRIGUES et al., 2009; BRANCALION et al., 2010; CALMON et al., 2011; RODRIGUES et al., 2011). A utilização de uma maior diversidade de espécies minimiza as chances de insucesso do projeto já que não se sabe como será o comportamento de cada espécie na dinâmica da floresta restaurada, bem como sua interação com as outras espécies. Otimizando a retomada dos processos ecológicos

desde a implantação e formação da floresta possibilita-se maiores chances para que a mesma seja sustentável.

Comparando-se a lista de espécies que foi elaborada para a licitação do plantio (72 espécies que puderam ser identificadas ao nível específico – ANEXO B) com a encontrada no presente estudo (59 espécies – Tabela 2) obteve-se um percentual de sobreposição de 59,3% demonstrando que a SODEMAP procurou seguir as espécies recomendadas para plantio na época. Porém, observou-se que das 12 espécies consideradas exóticas brasileiras utilizadas no plantio (Tabela 2) 11 não estão presentes na lista recomendada na licitação. Além disso, entre as espécies que estavam na lista para produção 56,7% (21) das que não foram plantadas são do grupo sucessional das climáticas e esse percentual eleva-se para 72% quando são adicionadas as espécies secundárias tardias. Diante tanto do número de espécies exóticas utilizado e da redução da utilização de espécies climáticas no plantio (em desacordo com a proposta estabelecida inicialmente) supõe-se que o fator limitante para determinação dessa realidade foi a obtenção de mudas de nativas regionais.

Em relação às espécies exóticas muito se evoluiu no entendimento da sua correta identificação e conhecimento da biologia, contribuindo para que atualmente elas não sejam plantadas equivocadamente em áreas a serem restauradas. Porém, quanto à utilização de elevada diversidade nos plantios, especialmente no que tange à produção de espécies finais da sucessão, Barbosa e Martins (2003) destacam a dependência da oferta de sementes determinando a variação na produção de mudas nos viveiros florestais durante o ano, fazendo com que nem sempre as mudas possam estar disponíveis no momento do plantio.

Muitas vezes também o plantio de mudas de espécies exóticas pode ser resultante da necessidade do próprio cliente que está comprando a muda, como por exemplo, para evitar ficar visitando outros viveiros acaba comprando todas as mudas produzidas somente por um viveiro. Também é sabido que muitos viveiristas, mesmo conscientes que as espécies são exóticas, vendem as mudas para os seus clientes sem informá-los. Além disso, muitos técnicos de campo não possuem capacitação suficiente para coordenar o projeto de implantação e acreditam que o uso de exóticas não é problema. Diante de todos esses casos geralmente espécies exóticas acabam sendo plantadas em projetos de restauração e, dependendo da sua agressividade em relação ao crescimento e produção de sementes e regenerantes, podem se tornar uma ameaça para a comunidade.

A síndrome de dispersão que prevaleceu entre as espécies amostradas foi a anemocoria (42%), seguida pela zoocoria (33%), enquanto as autocóricas representaram somente 20% do total de espécies encontradas (Figura 12). O número de indivíduos de acordo com a síndrome de dispersão também correspondeu à essas porcentagens sendo encontrados respectivamente um maior número de indivíduos anemocóricos (37%), zoocóricos (36%) e autocóricos (25%), além de duas espécies não caracterizadas (0,2%) (Figura 13).

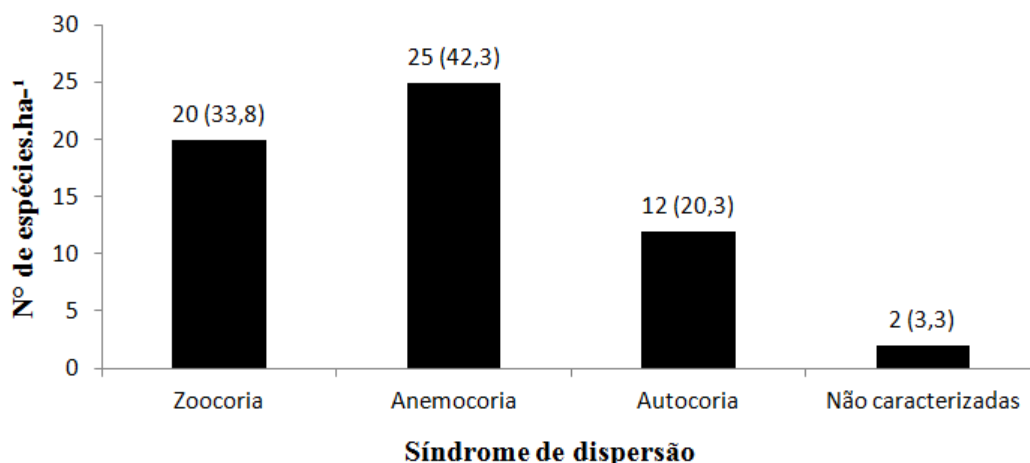


Figura 12 - Distribuição do número de espécies arbustivo-arbóreas por síndrome de dispersão dos indivíduos vivos (com base no total de 1.291 indivíduos) encontrados em 1 ha da floresta em restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011

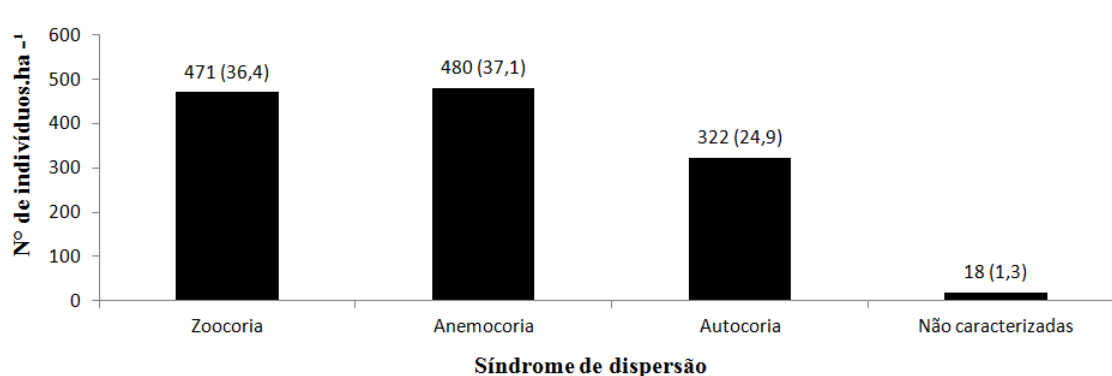


Figura 13 - Distribuição do número de indivíduos arbustivo-arbóreos vivos (com base no total de 1.291 indivíduos) por síndrome de dispersão encontrados em 1 ha da floresta em restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011

Apesar da maioria das espécies anemocóricas (9 – 36%) amostradas serem pioneiras, o que reforça a opinião de Janzen (1988) ao associar a predominância dessa síndrome de dispersão, em grande parte, às espécies pioneiras, acredita-se que a superioridade das espécies e número de indivíduos dispersos por vento na área se deve,

assim como em relação aos grupos sucessionais, à maior facilidade de obtenção das sementes e produção de mudas das espécies que possuem essa síndrome de dispersão.

A comunidade implantada, desta forma, não está representando as síndromes de dispersão normalmente encontradas em FES nas proporções adequadas, e, portanto, em desacordo com a flora regional. Isso devido principalmente à falta das espécies arbustivo-arbóreas de sub-bosque que predominantemente são zoocóricas (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1992; CASTANHO, 2009; FARAH, 2009). Resultados similares foram encontrados por Pulitano, Durigan e Dias 2004 que também constataram que na área de FES restaurada há 18 anos 52,2% (12) espécies eram anemocóricas, 43,2% (10) zoocóricas e 4,3% (1) barocóricas. Entretanto, na área com 28 anos, também restaurada, a maioria das espécies já era zoocórica (64,9% - 24), sendo 24,3% (9) anemocóricas e 10,8% (4) barocóricas. Os autores acreditam que com o avanço sucessional da floresta, aumentando a complexidade da comunidade, é natural o aumento na proporção de espécies dispersas por animais, já apontado também por Fenner (1985).

Na tabela 2 foi apresentado o número de indivíduos encontrado para cada espécie exótica identificada no estudo (totalizando 399 – Tabelas 1 e 2). Este grupo é definido por sua ocorrência em uma área fora de seu limite natural historicamente conhecido, como resultado de dispersão natural ou intencional por atividades humanas; se tiverem comportamento agressivo (rápido crescimento e grande produção de sementes e regenerantes) essas espécies podem ser responsáveis por causar a extinção de espécies nativas, o empobrecimento dos ecossistemas e a perda da variabilidade genética de populações (INSTITUTO DE RECURSOS MUNDIAIS; UNIÃO MUNDIAL PARA A NATUREZA; PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE, 1992; ESPINDOLA, 2005). Entre as espécies exóticas do Brasil destaca-se *Cordia abyssinica* que já foi amplamente utilizada em plantios de restauração no Estado de São Paulo e, dispersa pela fauna, possui sementes com grande facilidade de germinação fazendo com que tenha um comportamento muito agressivo na comunidade (DURIGAN et al., 2010). Estes mesmos autores destacam que essa espécie foi difundida em plantios devido a um erro de identificação com a espécie *Cordia superba* (nativa regional) e esta espécie está descrita na lista inicial proposta para a área (Anexo B). Portanto, pode ser que ela tenha sido plantada equivocadamente, tendo sido observado que por toda a área, principalmente nas bordas do plantio, estão presentes regenerantes desta espécie em uma grande densidade.

Apesar do grande número de indivíduos adultos de *Bauhinia* sp e *Tipuana tipu* (Tabela 2), espécies amplamente utilizadas em arborização urbana (FARIA; MONTEIRO; FISCH, 2007), não foram visualizados indivíduos regenerantes na área e coletados ramos férteis ao longo da pesquisa, indicando que provavelmente elas não tenham iniciado seu período produtivo. Algumas *Bauhinia* sp ornamentais usadas na arborização urbana não produzem sementes por serem híbridos, sendo produzidas por viveiristas por estaquia. Porém deverá ser dada uma atenção especial à regeneração destas espécies caso elas comecem se reproduzir e germinar e seus regenerantes se estabelecerem com sucesso na área.

Na área foi encontrado apenas um indivíduo da espécie *Leucaena leucocephala* (Tabela 2) com um grande número de regenerantes próximos a ele no sub-bosque e por isso essa espécie pode ser considerada perigosa para o futuro da comunidade já que ela pode se alastrar nas bordas ou clareiras do plantio. Com seu caráter agressivo e invasor já conhecido (PARROTTA, 1999), Gorla e Perez (1997) demonstraram que extratos obtidos a partir da folha fresca de *L. leucocephala* influenciaram a germinação de espécies utilizadas na agricultura, apontando também seu potencial alelopático de impedir o recrutamento de novos indivíduos para a comunidade estudada. Outra espécie que apresentou um grande número de indivíduos foi *Mimosa bimucronata* (Tabela 2) que, assim como *L. leucocephala*, possui compostos aleloquímicos em suas folhas, porém com maiores poderes quando estas estão secas. Sendo a espécie caducifólia provavelmente no período em que suas folhas entram em senescência forma-se uma camada de compostos químicos sobre o solo que prejudicam ou evitam o estabelecimento de outras espécies (JACOBI; FERREIRA, 1991). Piña-Rodrigues e Lopes (2001) suspeitaram do efeito alelopático de *Mimosa caesalpiniiifolia* (com 15 indivíduos na área de estudo) diante do comprometimento no desenvolvimento de algumas espécies em plantios realizados pela Prefeitura Municipal do Rio de Janeiro e constataram que diferentes concentrações de extratos da folha verde desta espécie retardaram ou inibiram a germinação de sementes de *Tabebuia alba*.

Durigan et al. (2010) afirma que *Schyzolobium parahyba* é uma espécie nativa da Floresta Ombrófila Densa da orla litorânea de São Paulo e disseminou-se por todo estado por possuir crescimento rápido e ser dispersa pelo vento, tornando-se hoje uma reconhecida invasora de fragmentos de florestas estacionais. Desta forma, os 46 indivíduos amostrados desta espécie podem se constituir uma ameaça para as espécies nativas que estão plantadas na área, produzindo uma grande quantidade de descendentes

que dominarão a comunidade. Esse mesmo potencial deve ser levado em conta em relação às espécies *Tecoma stans* e *Pachira glabra*, pois ambas estão representadas por um grande número de regenerantes visualmente identificados no sub-bosque. A primeira possui um caráter invasor agressivo por praticamente todo o Brasil (INSTITUTO HÓRUS, 2011) e a segunda, por ser autocórica e ter capacidade de germinar praticamente todas as sementes que são lançadas próximas à planta mãe, formando agregados de regenerantes (reboleiras) devido ao seu padrão de distribuição espacial agrupado, como foi verificado em campo pelo autor. Ressalta-se que *Tecoma stans* não foi visualizada nas covas em nenhum ponto do plantio, suspeitando-se que essa espécie não tenha sido plantada. Contudo, ela já possui indivíduos adultos não plantados que foram amostrados, apontando que está colonizando a área com facilidade, fazendo jus ao seu comportamento comentado anteriormente.

É aceitável que no passado, sem deterem muitas informações sobre a biologia das espécies utilizadas em projetos de restauração, os restauradores tenham introduzido essas espécies buscando rapidez de crescimento e rápida formação de uma fisionomia florestal (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002). No entanto, atualmente são conhecidos os problemas que elas podem causar, principalmente por sua alta adaptabilidade ecológica e conseqüente plasticidade, o que compromete a sobrevivência das espécies nativas e a integridade dos ecossistemas. Por isso houve uma mudança drástica na orientação dos projetos de restauração, priorizando ao máximo a escolha de espécies nativas brasileiras e da mesma classificação vegetacional (BRANCALION et al., 2009).

Para se impedir que essas espécies exóticas venham a ser tornar dominantes ou causar maiores problemas, visando-se garantir a perpetuação da comunidade implantada, poder-se-ia fazer o manejo dessas espécies. Primeiro se faria a eliminação gradativa dos indivíduos adultos e depois, à medida que novos indivíduos emergissem do banco de sementes, poderia ser feito o controle dos regenerantes evitando-se que eles atinjam a idade reprodutiva (DURIGAN et al., 2004; NAVE et al., 2009).

Na figura 14 são apresentados os números de indivíduos adultos não plantados por espécie na área em restauração em Santa Bárbara D'Oeste. No total foram encontrados 65 indivíduos pertencentes a 13 espécies, sendo 60% deles apenas das espécies *Heliocarpus popayanensis* e *Croton urucurana*, 12% *Tecoma stans*, 9% *Bauhinia forficata*, 7% *Mimosa bimucronata* e os outros 12% correspondentes a 8 espécies com um indivíduo cada.

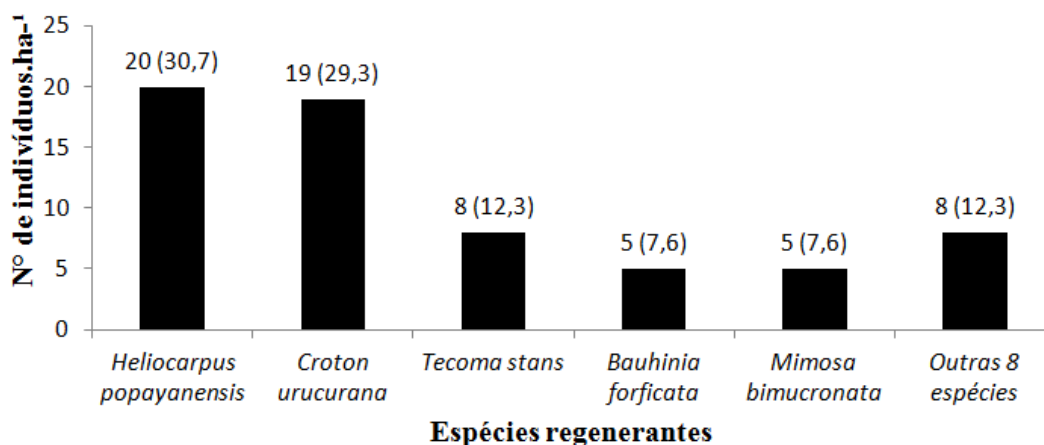


Figura 14 - Número de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos não plantados por espécie encontrados na área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. Em parênteses são apresentados os valores percentuais

Croton urucurana, *Bauhinia forficata* e *Mimosa bimucronata* foram amostradas entre as espécies plantadas na execução do projeto e por toda a área são encontrados regenerantes juvenis destas espécies, indicando que os adultos já estão em franco processo reprodutivo, dispersão de sementes e atingindo a idade adulta. Pulitano, Durigan e Dias (2004) encontraram uma inversão entre o número de árvores plantadas e indivíduos regenerantes em duas áreas restauradas há 18 e 28 anos no município de Cândido Mota, SP. Nesta ocasião, na área de 18 anos, 88% dos indivíduos eram árvores plantadas e apenas 12% provenientes da regeneração natural, enquanto na comunidade de 28 anos, 69% das árvores amostradas haviam surgido espontaneamente e somente 31% dos indivíduos eram plantados. Além de destacar a importância da chegada de propágulos de fragmentos vizinhos, os resultados destes autores indicam que pode haver a influência do fator tempo na área restaurada em Santa Bárbara D'Oeste, sendo que um maior número de indivíduos regenerantes no sub-bosque dependerá de uma maior idade dos indivíduos plantados para alcançarem a idade reprodutiva.

Entre as oito espécies representadas por apenas um indivíduo destacaram-se *Leucaena leucocephala* e *Mangifera indica* que devido ao porte dos indivíduos, similar aos indivíduos de outras espécies plantadas, levantou-se a suspeita que sua dispersão tenha sido realizada próxima a época do plantio (Figura 14). O único indivíduo amostrado na cova de *Mangifera indica* não possuía juvenis da sua espécie sob a copa (como comumente são encontrados) e como seus frutos são grandes, necessitando principalmente de mamíferos para serem dispersos, é pouco provável que esse indivíduo tenha conseguido dispersar sementes na área mesmo que tivesse produzido frutos;

lembrando que devido à fragmentação na região é baixa a probabilidade de ocorrência de pequenos mamíferos no local. Desta forma, acredita-se que esse indivíduo de *Mangifera indica* foi disperso durante o período de plantio da área, talvez pelos trabalhadores que implantaram o projeto. O mesmo se aplica ao regenerante de *Leucaena leucocephala* que por ser uma espécie autocórica tem sua dispersão limitada a curtas distâncias em solo (VITTOZ; ENGLER, 2007) e por isso dificilmente foi disperso por algum indivíduo plantado na área ou das redondezas já que outros desta espécie não foram avistados.

O arbusto *Cestrum mariquitense* foi encontrado por todo o sub-bosque da floresta e constatou-se que esta espécie produziu frutos durante todo o ano que a área foi visitada para o desenvolvimento do presente estudo. Desta forma ele possivelmente se constitui um componente importante na dieta dos animais que frequentam a área (especialmente aves e morcegos devido ao tamanho diminuto), apesar de somente um indivíduo ter obedecido ao critério de inclusão e por isso ser amostrado como regenerante.

Alchornea glandulosa (pioneira) e *Guarea guidonia* (climácica), ambas representadas por um indivíduo regenerante, não foram amostradas entre os indivíduos plantados e não foram visualizadas em outros locais do plantio. Como as duas espécies são dispersas por animais, pode ser que tenham colonizado a área trazidas por algum dispersor (Tabela 2). *A. glandulosa*, de acordo com Snow (1981), é beneficiada por ser apreciada tanto por aves frugívoras especializadas quanto oportunistas.

Em contrapartida, todos os indivíduos amostrados de *Heliocarpus popayanensis* são regenerantes e por isso não foram amostrados entre os indivíduos plantados. Porém, sabe-se que alguns indivíduos adultos estavam presentes nas linhas de plantio além das parcelas que foram alocadas. O que se percebeu durante a coleta de dados em campo é que a distribuição das espécies não está uniforme, fazendo com que algumas espécies ocorressem mais agrupadas à medida que a implantação do projeto ia avançando. Desta forma, suspeita-se que o arranjo espacial atual dos indivíduos se deu basicamente conforme a disponibilidade de mudas no viveiro e/ou o mecanismo de liberação das mudas para o plantio.

A figura 15 ilustra bem essa situação onde a DCA analisada apresentou para o Eixo 1 o autovalor de 0,3 e para o Eixo 2 o autovalor de 0,21, sendo esses valores considerados baixos segundo ter Braak (1995) e indicando pouca substituição das espécies ao longo dos eixos. De acordo com ter Braak (1988), autovalores baixos são

comuns em dados de vegetação pelo fato de que a soma dos dois primeiros eixos corresponde a apenas 10% da variância total dos dados. Desta forma, mesmo os autovalores indicando que não existem grandes diferenças que separem os dois blocos de parcelas em grupos claramente distintos, ocorrendo uma faixa transicional, nota-se um maior número de parcelas do B1 (bloco de parcelas de 1-50 – Tabela 2) próximas umas às outras enquanto as do B2 (bloco de parcelas de 51-100 – Tabela 2) permaneceram mais agrupadas.

Espécies como *Pterogyne nitens* (29 indivíduos – 100% dos indivíduos amostrados para a espécie), *Ceiba speciosa* (11 indivíduos – 92% dos indivíduos amostrados para a espécie), *Acnistus arborescens* (25 indivíduos – 89% dos indivíduos amostrados para a espécie), *Eugenia uniflora* (17 indivíduos – 85% dos indivíduos amostrados para a espécie), *Psidium cattleianum* (20 indivíduos – 80% dos indivíduos amostrados para a espécie) e *Cedrela fissilis* (20 indivíduos – 80% dos indivíduos amostrados para a espécie) se destacaram por sua predominância nas parcelas de 1 a 50 no B1 (Tabela 2 – Figura 15). Em contrapartida, *Koelreuteria bipinnata* (12 indivíduos – 100% dos indivíduos amostrados para a espécie), *Heliocarpus popayanensis* (20 indivíduos – 100% dos indivíduos amostrados para a espécie), *Bauhinia forficata* (11 indivíduos – 100% dos indivíduos amostrados para a espécie), *Triplaris americana* (20 indivíduos – 91% dos indivíduos amostrados para a espécie) e *Erythrina speciosa* (30 indivíduos – 83% dos indivíduos amostrados para a espécie) ocorreram com maior frequência nas parcelas do B2 (parcelas de 51-100) (Tabela 2 – Figura 15). Algumas espécies como *Heliocarpus popayanensis* e *Bauhinia forficata* foram favorecidas pela ocorrência dos regenerantes (Figura 14), porém, assim como suas plantas-mães, o predomínio em um bloco de parcelas reflete que a regeneração de espécies plantadas que já estão se reproduzindo está se espalhando conforme a posição dos indivíduos parentais. Portanto, o plantio tendo sido conduzido sem a utilização de um arranjo espacial pré-definido que permitisse a substituição temporal dos indivíduos conforme seus grupos sucessionais, hoje está expresso nas espécies e indivíduos que o compõem, sendo algumas das consequências desta medida mais evidenciadas na descrição fitossociológica da comunidade.

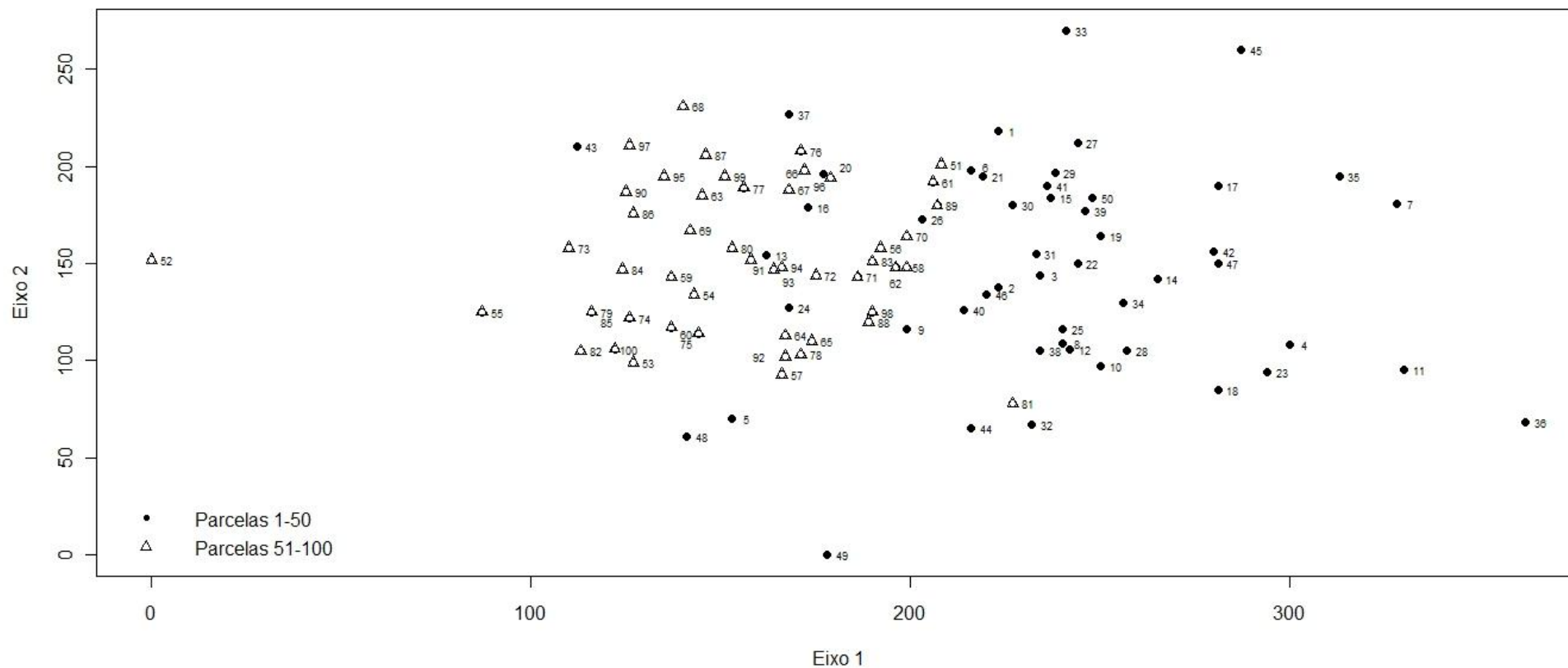


Figura 15 - Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da DCA baseada nos dados de abundância das espécies (desconsiderando-se os indivíduos mortos em pé) por parcela em 1 ha tomado para estudo na área em restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP

A partir dos dados do levantamento florístico-fitossociológico da área em restauração e de dados provenientes de levantamentos bibliográficos relativos à períodos conhecidos de floração e frutificação dessas espécies em outros locais (FES) construiu-se a figura 16. Ela indica a possível sazonalidade de oferta de flores e frutos se todas essas espécies estivessem em fase reprodutiva ao longo do mesmo ano.

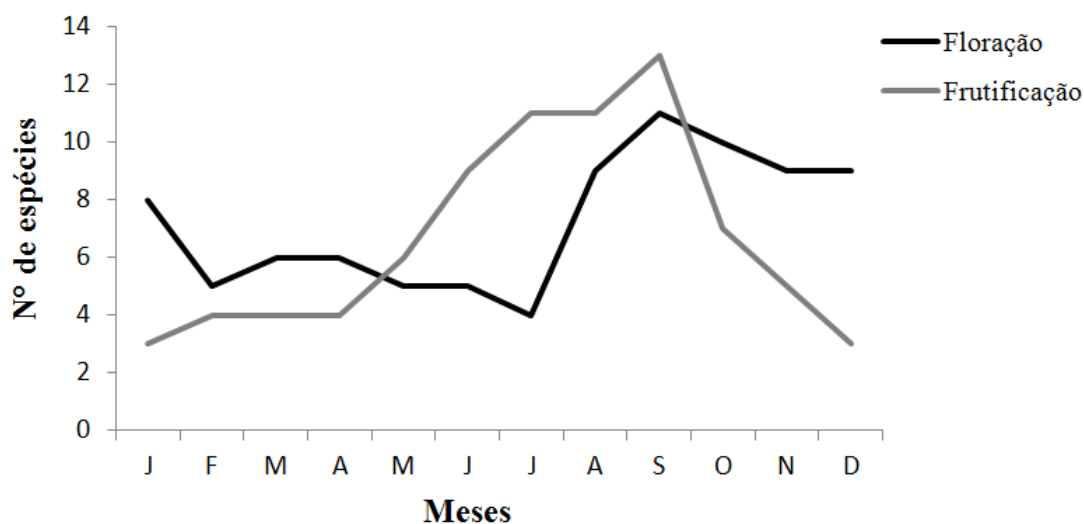


Figura 16 - Comparação da sazonalidade da oferta de recursos (floração e frutificação) potencial de acordo com o número de espécies presentes na área em restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, cujas informações estavam disponíveis em bibliografia

Considerando que os resultados apresentados são referentes somente às espécies nativas regionais, portanto não haveria uma forte influência na disponibilidade de recursos por espécies exóticas, existe um maior potencial de produção de recursos no segundo semestre. As flores seriam ofertadas por um maior número de espécies entre a segunda quinzena de junho e primeira quinzena de outubro enquanto uma maior produção de frutos ocorre somente entre o início de agosto até dezembro.

A floração de FES no início da estação úmida (entre os meses de outubro e novembro) tem sido atribuída principalmente a fatores como redução do estresse hídrico (causado pelas primeiras chuvas após o período de seca), aumento do fotoperíodo, elevação da temperatura e com a baixa herbivoria (OPLER; FRANKIE; BAKER 1976; MORELLATO et al., 1989; MORELLATO, 1991; MORELLATO, 1995; WRIGHT, 1996). Acredita-se que o pico de floração apresentado pelas espécies presentes no plantio em Santa Bárbara D'Oeste ocorra no mês de setembro, coincidindo com o início da estação úmida (Figura 2) e bem próximo aos meses de outubro e novembro como relatado na maioria dos estudos fenológicos em FES. Morellato (1992) afirma que neste

período a serrapilheira se decompõe mais rápido e aumenta os teores de nutrientes disponíveis para as plantas diante do aumento da temperatura e dos índices pluviométricos, sendo essa mais uma característica da estação chuvosa que favorece o florescimento das espécies arbustivo-arbóreas. Talvez, a maior disponibilidade de nutrientes no solo devido ao sucessivo cultivo da área no passado para agricultura (Anexo A) torna-a menos dependente da decomposição da serrapilheira deposta, fazendo com que a floração seja iniciada quando ocorrerem as primeiras chuvas, explicando, por exemplo, o início do período de floração da área um pouco antes do observado em outras florestas estacionais.

Assim como o padrão registrado para outras florestas semidecíduas o pico de frutificação das espécies da área em estudo ocorreu na transição da estação seca para a úmida, no mês de setembro (MORELLATO, 1991; MORELLATO, 1995). De acordo com Carmo e Morellato (2009) a explicação para esta situação se dá principalmente em função da grande proporção de espécies anemocóricas que frutificam nessa época. Como no plantio em Santa Bárbara 42% das espécies (Figura 12) são dispersas pelo vento acredita-se que seja essa a explicação para uma maior oferta de frutos neste período. No solo essas sementes teriam condições mais favoráveis para a germinação, um maior fornecimento de luz do sol e uma maior possibilidade de crescimento das plântulas devido à umidade proporcionada com o início das chuvas, e estas teriam toda a estação úmida para desenvolverem seu sistema radicular até que a próxima estação seca chegue (JANZEN, 1967; MORELLATO et al., 1989).

Quando a frutificação é analisada separadamente de acordo com a síndrome de dispersão das espécies (Figura 17) nota-se que o pico de produção de frutos realmente é resultante basicamente de espécies com síndrome de dispersão anemocórica, corroborando Carmo e Morellato (2009) como comentado no parágrafo anterior. Uma maior produção de frutos das espécies anemocóricas entre os meses de julho a outubro corrobora as afirmações da autora Morellato (1991, 1995) que relaciona essa situação às baixas precipitações, umidade relativa do ar e maiores incidências de ventos que ocorrem nos meses de julho e agosto. Contudo, o período também está de acordo com Penhalber e Mantovani (1997) que, contrariamente, concluíram que, por terem sementes pequenas e leves, essas espécies são dispersas concomitantemente ao início das chuvas que são responsáveis por sua derrubada. Nos meses de setembro e outubro, a média pluviométrica do município de Santa Bárbara justificaria a importância das chuvas na dispersão de espécies anemocóricas (Figura 2).

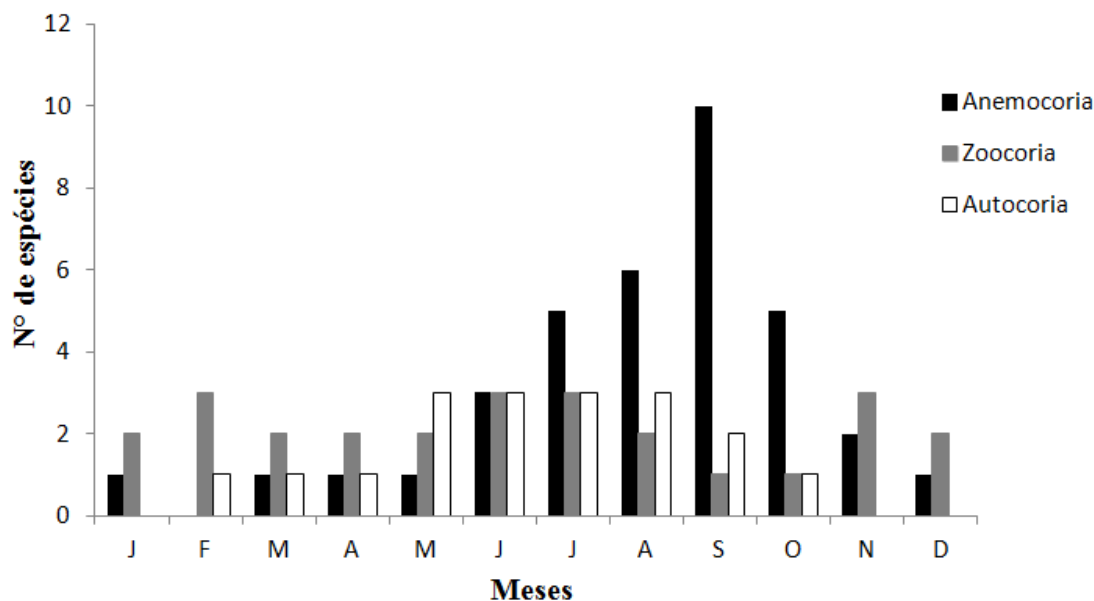


Figura 17 - Sazonalidade na distribuição do número de espécies por síndrome de dispersão que potencialmente frutificam na área em restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, cujas informações estavam disponíveis em bibliografia

Mesmo frutificando ao longo de todo o ano e desconsiderando o fator sazonalidade a representatividade das espécies zoocóricas é muito baixa já que somente duas espécies poderiam manter o fornecimento de frutos para os animais que habitam ou visitam a área por pelo menos seis meses do ano (janeiro, março, abril, maio, agosto e dezembro) (Figura 16). Essa situação fica ainda mais crítica quando é considerado o número de indivíduos de acordo com as síndromes de dispersão onde se percebe que as espécies zoocóricas têm uma maior concentração de indivíduos com produção potencial de frutos nos meses de fevereiro e março, entre junho e agosto e em novembro (Figura 18). Um ponto importante que deve ser considerado é que apenas 10 das 21 espécies com síndrome de dispersão zoocórica tiveram seu período de frutificação identificado, sendo que das 11 restantes 5 foram consideradas exóticas do Brasil. Apesar dessas espécies serem efetivamente uma fonte de recursos para a fauna, devido aos riscos que representam à comunidade florestal como já comentado anteriormente, acabam não sendo consideradas como potenciais fornecedoras de alimento. Desta forma, as outras 6 espécies podem contribuir com uma melhor distribuição da oferta de recursos por todos os meses do ano.

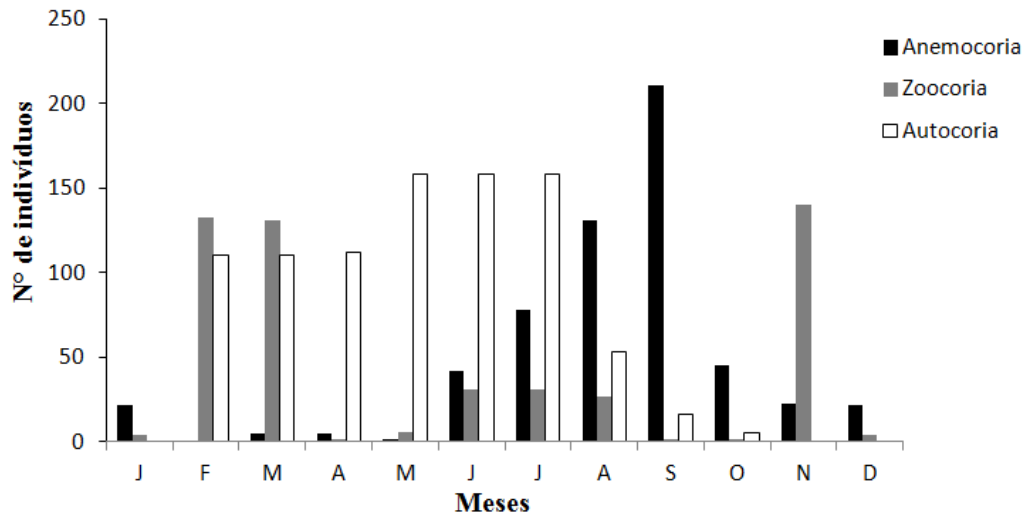


Figura 18 - Sazonalidade na distribuição do número de indivíduos por síndrome de dispersão que potencialmente frutificam na área em restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, cujas informações estavam disponíveis em bibliografia

O maior número de indivíduos frutificando estão representados pelas espécies de síndrome de dispersão autocórica, sendo que entre fevereiro e julho existe um potencial de mais de 100 indivíduos se manterem frutificando, seguidos pelos indivíduos cujas espécies têm síndrome de dispersão anemocórica que apresentam uma ascensão no número de indivíduos frutificando entre os meses de junho e setembro, resultado este ocasionado pela elevação no número de espécies anemocóricas frutificando no período (Figura 17 e 18).

É importante destacar que nem todas as espécies irão frutificar simultaneamente no início da estruturação da comunidade, como pode ser interpretado na comunidade em Santa Bárbara D'Oeste após 13 anos. Enquanto se espera que as espécies pertencentes ao grupo sucessional secundárias tardias atinjam a idade reprodutiva por volta dos 10 anos, as climácicas levarão mais tempo, entre 15 e 20 ou mais anos (CARVALHO, 1994; LORENZI, 2002a; LORENZI, 2002b). Além disso, quando houver, por exemplo, a predominância no fornecimento de flores e frutos de espécies secundárias iniciais, as pioneiras já não contribuirão tanto por estarem saindo do sistema, situação essa esperada em uma condição normal de sucessão. Desta forma, a curva potencial de fornecimento de recursos seria mais útil se já estivessem disponíveis dados fenológicos de todas as espécies e, de preferência, em áreas em processo de restauração. Enquanto estes dados não são levantados e disponibilizados uma visão da produção potencial desses recursos fornece alguns importantes indicativos acerca da comunidade.

Portanto, tomando como base as espécies que tiveram seus períodos de floração e frutificação descritos e destacando a importância de não considerar a contribuição das espécies exóticas no fornecimento de recursos para a fauna, verifica-se que existem poucas espécies produzindo frutos carnosos e por isso, provavelmente não está garantida, durante todo o ano, a oferta de alimento para a fauna dispersora, em quantidade e qualidade suficientes. Brancalion et al. (2010) afirmam que a presença destes animais é um requisito mínimo para a variabilidade biológica das florestas restauradas e, conseqüentemente, para a sua perpetuação no tempo. Assim, a atratividade para a fauna silvestre tende a ser mais um critério considerado em plantios de restauração ecológica tanto em relação ao tipo de recurso ofertado quanto à época do ano que florescem ou frutificam (REIS; ZAMBONIN; NAKAZONO 1999; JORDANO et al., 2006), implicando na necessidade de uma maior conhecimento da fenologia de frutificação das espécies selecionadas para plantio (SILVA, 2008).

Caracterização fitossociológica da comunidade arbustivo-arbórea

A espécie que apresentou maior IVC foi *Croton urucurana* devido ao seu grande número de indivíduos (110 – 10,3% do total) e a sua elevada área basal na qual totalizou para a espécie quase 13,5% dos indivíduos amostrados (Tabela 3). Diante da presença de plântulas de *Croton urucurana* no sub-bosque e dos adultos não plantados que foram amostrados no estudo (Figura 14) verificou-se que esta espécie já está se reproduzindo na área em processo de restauração, apresentando um bom crescimento no sub-bosque e atingindo facilmente o dossel de acordo com seu comportamento pioneiro. Alvarenga et al. (2003), estudando o desenvolvimento de mudas desta espécie submetidas a diferentes níveis de sombreamento (pleno sol (0%), 30, 50 e 70% de interceptação da radiação solar) chegou a conclusão que quanto mais sombreadas (até 70% de interceptação) as plantas apresentavam maior acúmulo de biomassa foliar e de caule, maior altura e área foliar enquanto que expostas ao sol investiram mais biomassa no sistema radicular, contribuindo com as constatações realizadas em campo durante o presente estudo.

Estudando três áreas reflorestadas entre 1990 e 1993 na margem do rio Mogi-Guaçu em Luiz Antônio (SP), Da Nóbrega (2003) também encontrou a espécie *Croton urucurana* em primeiro lugar em duas áreas (R1 e R3) e em segundo lugar na área R2 em relação IVC apresentado. Apesar da maior densidade relativa desta espécie nas três áreas a autora não discute se essa situação é resultante apenas dos indivíduos plantados

ou se houve a inclusão de muitos indivíduos regenerantes desta espécie. Barbosa (2009) avaliando o desenvolvimento de espécies nativas aos 12 e 18 meses em um plantio adensado em Santa Cruz das Palmeiras (SP) concluiu que *Croton urucurana* apresenta rápido crescimento em altura e copa, confirmando sua classificação como espécie sombreadora de acordo com as indicações para a utilização em plantios florestais heterogêneos.

Tabela 3 - Lista fitossociológica das espécies arbustivo-arbóreas amostradas em 1 ha de uma área em restauração do entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. (Np = número de parcelas que a espécie ocorreu; AB = área basal da espécie (m².ha⁻¹); DA = densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%) e IVC = índice de valor de cobertura. As espécies foram ordenadas por ordem decrescente de IVC. Número total de parcelas = 100)

Espécie	Np	AB	DA	DR	(continua)	
					DoR	IVC
<i>Croton urucurana</i> Baill.	72	3,59	110	10,33	13,58	23,90
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	46	4,07	61	5,73	15,38	21,11
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	38	3,25	46	4,32	12,27	16,59
<i>Cordia abyssinica</i> R. Br.	65	1,89	98	9,20	7,14	16,34
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	43	2,93	52	4,88	11,07	15,96
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	55	1,14	73	6,85	4,32	11,18
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	58	0,55	83	7,79	2,07	9,86
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	29	1,32	29	2,72	5,00	7,73
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	12	1,28	12	1,13	4,83	5,96
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	40	0,40	47	4,41	1,52	5,93
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	28	0,60	37	3,47	2,25	5,73
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	26	0,38	35	3,29	1,45	4,73
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	15	0,82	15	1,41	3,10	4,50
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	23	0,50	26	2,44	1,90	4,34
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	20	0,41	26	2,44	1,56	4,00
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> Mattos	25	0,23	27	2,54	0,87	3,41
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	24	0,22	26	2,44	0,81	3,26
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	23	0,24	25	2,35	0,89	3,24
<i>Triplaris americana</i> L.	18	0,32	21	1,97	1,22	3,19
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	13	0,47	14	1,31	1,78	3,09
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	18	0,22	21	1,97	0,82	2,79
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P.Queiroz	16	0,19	19	1,78	0,73	2,52
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	13	0,15	20	1,88	0,55	2,43
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schldtl.	18	0,12	19	1,78	0,47	2,25
<i>Bauhinia</i> sp	17	0,05	19	1,78	0,21	1,99
<i>Bauhinia forficata</i> Link	10	0,09	11	1,03	0,35	1,38
<i>Koelreuteria bipinnata</i> Franch.	10	0,05	11	1,03	0,17	1,21
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	8	0,09	8	0,75	0,36	1,11
<i>Inga vera</i> Willd.	2	0,22	2	0,19	0,85	1,03
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	8	0,03	8	0,75	0,12	0,88
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	4	0,08	5	0,47	0,30	0,77
<i>Eugenia uniflora</i> L.	7	0,03	7	0,66	0,10	0,76
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	5	0,07	5	0,47	0,26	0,72
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	4	0,06	5	0,47	0,24	0,71
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	5	0,03	5	0,47	0,12	0,59
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	3	0,02	4	0,38	0,09	0,47
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	3	0,04	3	0,28	0,14	0,42
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	2	0,06	2	0,19	0,23	0,42
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	3	0,02	3	0,28	0,06	0,35
<i>Ficus citrifolia</i> Mill.	3	0,02	3	0,28	0,06	0,34
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	2	0,04	2	0,19	0,14	0,33

Tabela 3 - Lista fitossociológica das espécies arbustivo-arbóreas amostradas em 1 ha de uma área em restauração do entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. (Np = número de parcelas que a espécie ocorreu; AB = área basal da espécie (m².ha⁻¹); DA = densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%) e IVC = índice de valor de cobertura. As espécies foram ordenadas por ordem decrescente de IVC.)

Espécie	Np	AB	DA	DR	(conclusão)	
					DoR	IVC
<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	2	0,03	2	0,19	0,10	0,29
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	2	0,01	2	0,19	0,06	0,24
<i>Mangifera indica</i> L.	2	0,01	2	0,19	0,04	0,23
<i>Spondias</i> sp	2	0,01	2	0,19	0,04	0,22
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	1	0,02	1	0,09	0,09	0,18
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	1	0,02	1	0,09	0,08	0,18
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	1	0,01	1	0,09	0,04	0,13
<i>Handroanthus impetiginosus</i> Mattos	1	0,01	1	0,09	0,03	0,13
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	1	0,01	1	0,09	0,03	0,12
<i>Persea americana</i> Mill.	1	0,01	1	0,09	0,03	0,12
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	1	0,01	1	0,09	0,02	0,11
<i>Cestrum mariquitense</i> Kunth	1	0,00	1	0,09	0,01	0,11
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	1	0,00	1	0,09	0,01	0,10
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	1	0,00	1	0,09	0,01	0,10
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	1	0,00	1	0,09	0,01	0,10
<i>Dillenia indica</i> L.	1	0,00	1	0,09	0,01	0,10
Total		26,4	1065	100	100	200

O maior valor de área basal encontrado foi da espécie *Mimosa bimucronata* (4,07 m² - 15,38%) sendo que seu número de indivíduos (61) representa apenas 5,25% quando comparado com outras espécies (Tabela 3). Essa situação ocorreu devido aos perfis dos indivíduos desta espécie que, apesar de serem em sua maioria pequenos (PAP < 15), quase todos os indivíduos apresentavam muitos, tendo casos de até vinte e duas ramificações mensuradas em um mesmo indivíduo. Os indivíduos de *Schinus terebinthifolius* também apresentaram muitas ramificações, porém quase todas muito finas. Essa espécie acabou ocupando o 8º lugar de IVC principalmente devido ao seu grande número de indivíduos (83 – 7,14% do total) já que sua representatividade na área basal total foi consideravelmente baixa (1,81%). *Citharexylum myrianthum*, *Sparattosperma leucanthum* e *Allophylus edulis* também foram espécies que também apresentaram áreas basais relativamente baixas, mas tiveram seus IVC's favorecidos devido ao grande número de indivíduos encontrados.

Schinus terebinthifolius é uma espécie que sempre está presente na maioria das listas de plantios visando à recomposição florestal, principalmente por ser pioneira e uma importante fonte de alimento para a fauna. Porém, Barbosa (2009) destaca que essa espécie não deve ser utilizada como pioneira devido ao seu padrão de copa adulto. Segundo o autor, quando jovens indivíduos desta espécie têm um comportamento muito agressivo emitindo muitos ramos próximos ao solo, padrão este que é mantido quando

atinge a idade adulta e, portanto, não desempenha com eficiência sua função sombreadora. Esta espécie apresentou o segundo maior número de indivíduos (83 – 7,8%) na área estudada (Tabelas 2 e 3).

As espécies *Schizolobium parahyba*, *Anadenanthera peregrina* e *Cordia abyssinica* apresentaram valores muito próximos de IVC (em torno de 16,00) sendo que as duas primeiras foram favorecidas pela elevada área basal dos seus indivíduos (juntas somam mais de 23% da área basal total da área) e a última pelo grande número de indivíduos que foram encontrados na área (98 – espécie com a segunda maior densidade relativa), mesmo com a área basal sendo, comparativamente em relação às espécies de maior IVC, baixa.

Apesar de não considerados no estudo fitossociológico realizado na área, os indivíduos mortos em pé apresentaram um alto IVC (20,85) devido à elevada área basal que atingiram ($3,78 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$) e ao grande número de indivíduos (97). Isso ocorreu principalmente em função da alta mortalidade de indivíduos apresentada pela espécie *Schizolobium parahyba*.

Considerando apenas as 25 espécies com maior IVC *Ceiba speciosa*, *Mimosa caesalpiniiifolia* e *Sparattosperma leucanthum* apresentaram apenas um indivíduo por parcela revelando que foram mais bem distribuídas na área durante o plantio. No entanto, *Croton urucurana*, *Cordia abyssinica* e *Schinus terebinthifolius* possuem um grande número de indivíduos em uma mesma parcela já que a razão entre o número de indivíduos amostrados e o número de parcelas que ocorreram apresenta um valor alto (Tabela 3). A Figura 15 evidenciou que atualmente a área pode ser dividida conforme os grupos de espécies que foram plantadas, sendo apontada como causa desta situação a forma como os lotes de mudas chegavam do viveiro. Somado a isso foi constatado que também não houve a preocupação de uma distribuição sistemática dos indivíduos de uma mesma espécie advindos de um mesmo carregamento de mudas, fazendo com fossem plantados seqüencialmente e erroneamente na mesma linha ou vizinhos entre linhas de plantio.

A má distribuição dos indivíduos de uma mesma espécie em campo pode acarretar em sérias consequências para o projeto como, por exemplo, sobreposição de copas de indivíduos da mesma espécie, riscos de mortalidade sincrônica e formação de grandes clareiras, não ocorrência do processo sucessional devido aos grupos ecológicos mal distribuídos, etc. Desta forma os indivíduos deverão ser dispostos em campo de acordo com suas classes sucessionais e evitando que indivíduos da mesma espécie

permaneçam próximos uns aos outros, otimizando o desenvolvimento da comunidade para sombrear a área de forma rápida e possibilitando a ocorrência da sucessão ecológica (NAVE; RODRIGUES, 2007; BRANCALION et al., 2009; RODRIGUES et al., 2009).

O grupo dos indivíduos mortos em pé, apesar de ter sido retirado das análises fitossociológicas, apresentou o mesmo padrão de distribuição incorreta de indivíduos em campo e por isso sua interpretação na dinâmica atual da comunidade se torna extremamente importante.

A espécie pioneira *Schizolobium parahyba* forma árvores altas, de grande porte e copas amplas. Como na floresta estudada quase 34% dos indivíduos amostrados mortos em pé (total de 106 - independente do PAP) pertenciam a essa espécie e eles se encontram plantados muito próximos, parece bastante provável a futura formação de grandes clareiras, o que já está acontecendo em alguns locais (Figura 7 e 19). Observou-se na área que ocorreu a morte sincrônica entre indivíduos adultos dessa espécie, que provavelmente já estavam em plena fase reprodutiva e possuíam porte similar, ou seja, com circunferências a altura do peito entre 50,5 e 128,5 cm (CAP médio = 90,5 cm), além de altura elevada. Esse fato parece, em parte, contrariar as expectativas de Carvalho (1994) de que indivíduos plantados dessa espécie tenderiam a apresentar um aumento de mortalidade entre 10-15 anos, mas começar a entrar em senescência apenas em torno de 20-30 anos.

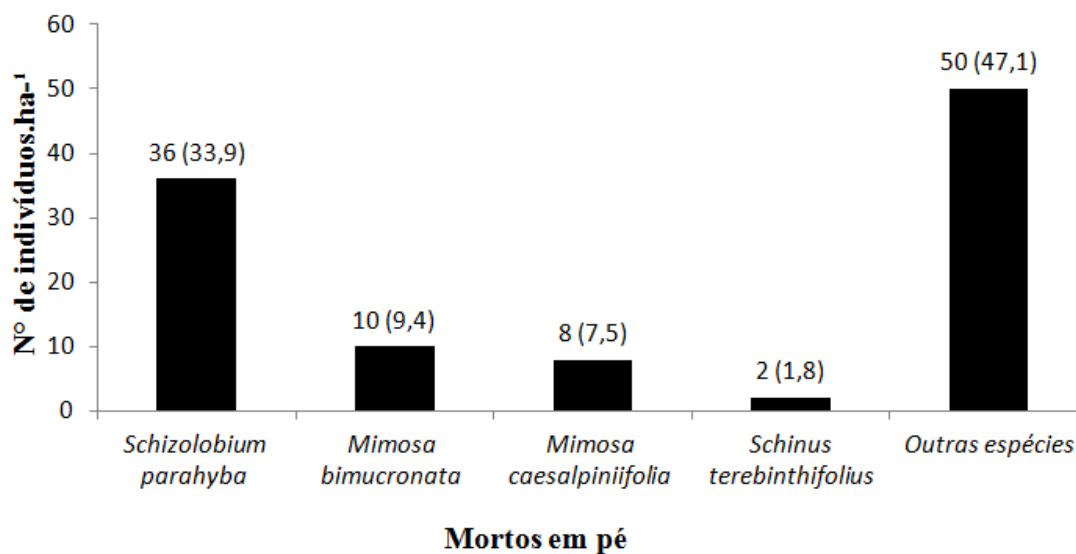


Figura 19 - Distribuição por espécie dos indivíduos arbustivo-arbóreos mortos em pé (com qualquer PAP) encontrados na caracterização fitossociológica realizada em 1 ha da área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. Em parênteses são apresentados os valores percentuais

Por estar fora de sua distribuição normal, já que originalmente ocorre na Floresta Ombrófila Densa, acredita-se que a mortalidade sincrônica da espécie *Schizolobium parahyba* foi causada pela falta de adaptação da espécie às condições de seca severa que normalmente ocorrem em FES. Callado e Guimarães (2010), concluíram que os eventos climáticos El Niño e La Niña promoveram o desgaste fisiológico de uma população dessa espécie que ficou mais suscetível ao ataque de pragas. Observou-se na área restaurada em Santa Bárbara D'Oeste que praticamente todos os indivíduos de *S. parahyba* mortos em pé ou que já estavam caídos no chão possuíam pequenos furos indicando ataque de brocas, porém não se sabe se isso ocorreu antes ou depois ao episódio de mortalidade. Desta forma, acredita-se que na área de estudo possa ter ocorrido um evento similar ao citado por Callado e Guimarães (2010), entretanto, talvez os indivíduos mais jovens não tenham sido tão afetados, fazendo com que apenas os maiores (em altura e CAP) e mais velhos tenham morrido na época.

A perda de cobertura florestal ocasionada pela abertura de grandes clareiras acaba beneficiando a presença de gramíneas exóticas invasoras provenientes do banco de sementes, uma vez que a área carece de indivíduos regenerantes no sub-bosque (BRANCALION et al., 2009). Nota-se já, a presença de grandes manchas de gramíneas com elevada biomassa ao longo da área plantada, situação que pode colocar em risco a perpetuação da floresta em restauração. As observações feitas por Souza (2000) reforçam o risco da situação descrita acima, pois essa autora afirma que o uso de uma alta densidade de indivíduos de espécies pioneiras, aliado ao fato de que essas espécies tendem a ter uma mortalidade precoce, pode exercer influência nos padrões de estabelecimento da regeneração natural e, conseqüentemente, na sustentabilidade das florestas. A utilização de outras espécies pioneiras regionais como, por exemplo, *Trema micrantha*, desde que não agrupadas, poderia evitar situações como a citada, além de fornecer alimento para a fauna já que possui frutos carnosos.

Bellotto et al. (2009) afirma que, em casos de plantios em área total como o realizado no entorno da represa São Luiz, o custo elevado se torna uma das principais preocupações em função, principalmente, do número de mudas utilizadas, da necessidade de adubação do sítio e da manutenção da área. A simples padronização de saída destas mudas dos viveiros mais misturadas possíveis contribuiria para uma melhor distribuição no campo, evitando possíveis gastos com uma manutenção mais prolongada ou de uma intervenção na área como o autor acredita que se faz necessário atualmente. O “Diagnóstico dos produtores de mudas florestais nativas do Estado de São Paulo”,

recentemente publicado, não aborda em nenhuma das suas páginas, nem no sub-item expedição e transporte das mudas, a questão da distribuição homogênea por espécie no momento de enviá-las aos plantio (MARTINS, 2011). Rodrigues e Nave (2009b) são categóricos ao afirmarem que ignorar essa complexidade ambiental durante a escolha e distribuição de espécies florestais nos projetos de recuperação de áreas ciliares pode resultar em uma homogeneização artificial da comunidade, com consequências imprevisíveis na dinâmica e diversidade ecológica dessas áreas e no sucesso final dos projetos, principalmente nas regiões onde os remanescentes estão muito fragmentados, como é o caso da área no entorno da represa São Luiz.

A característica perenifólia, decídua ou semidecídua do dossel de uma floresta pode ser um dos fatores importantes na determinação dos regimes de luz observados em seu interior (GANDOLFI, 2000). Desta forma, clareiras sazonais relacionadas à queda de folhas de espécies decíduas constituem outra séria questão a ser levada em conta durante o planejamento da distribuição dos indivíduos no campo na realização do plantio já que eles poderão influenciar fortemente a dinâmica da comunidade sob o dossel, especialmente em relação ao estímulo para a ocupação de gramíneas agressivas (DURIGAN et al., 2010) e na germinação e desenvolvimento de espécies arbóreas. Souza (2007), investigando a influência da deciduidade das árvores do dossel, constatou que o número total de indivíduos, o número de indivíduos de espécies secundárias iniciais e o número de espécies foi maior sobre as árvores decíduas que perenifólias, indicando que essa característica pode favorecer espécies secundárias tardias (que necessitam de mais luz) e gerar padrões de distribuição no sub-bosque, em virtude das mudanças nas suas condições microambientais relacionadas aos regimes de luz. Considerando que no presente estudo as seis espécies com maior IVC (*Croton urucurana*, *Cordia abyssinica*, *Mimosa bimucronata*, *Schizolobium parahyba*, *Anadenanthera peregrina* e *Citharexylum myrianthum* – 41% do total de indivíduos do estudo fitossociológico) são decíduas e/ou semidecíduas (CARVALHO, 1994; LORENZI, 2002a; LORENZI, 2002b), além dos grupos sucessionais a qual pertencem e a distribuição de seus indivíduos no campo, o comportamento em relação à deciduidade dessas espécies está desempenhando um papel fundamental na dinâmica da comunidade em restauração em Santa Bárbara D'Oeste.

Segundo Brown (1988), a diversidade de determinada comunidade vegetal é determinada pela variação espacial da abundância e na distribuição das espécies, sendo mais biodiversa uma comunidade rica em espécies raras e pobre em espécies comuns do

que outra composta por muitas espécies comuns e poucas espécies raras. O índice de diversidade de Shannon-Wiener encontrado para a área foi de 4,82 nats/indivíduo na base dois e 3,34 na base e . Já o índice de equabilidade (J') foi de 0,82 utilizando ambas as bases. Apesar de Cavassan, Cesar e Martins (1984) afirmarem que as comparações entre diferentes índices de diversidade de Shannon-Wiener devem ser feitas com cautela, principalmente em virtude das limitações apresentadas com relação ao esforço amostral e aos critérios de inclusão adotados nos diferentes estudos, é apresentada a tabela 4. Nela são comparados dados de diversidade e equabilidade encontrados no presente estudo com outros estudos fitossociológicos em áreas restauradas de São Paulo e com um estudo que monitorou uma área natural madura em Campinas após 22 anos de dinâmica. Priorizou-se estudos desenvolvidos somente em florestas estacionais semidecíduais e além dos dados de diversidade e equabilidade foram fornecidas outras informações relevantes que contribuíssem com um melhor entendimento dos trabalhos citados.

Tabela 4 - Comparação entre os resultados do índice de diversidade de Shannon-Wiener e equabilidade encontrados na área de estudo e por outros autores que também realizaram levantamentos fitossociológicos em áreas restauradas de diferentes idades inseridas na fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual no Estado de São Paulo. Área (m²), H' (nats/indivíduos), Número de indivíduos (ind.ha⁻¹) e Área Basal (m².ha⁻¹)

Referência	Local	Espaçamento de plantio	Critério de inclusão	Área	Nº de espécies	H'	J'	Densidade absoluta	Área Basal
Souza, 2000 - 5 anos	Região do Pontal do Paranapanema, SP	2,0 x 2,3	DAP ≥ 5 cm	2.700	27	2,18	0,66	1528	14,76
Souza, 2000 - 9 anos	Região do Pontal do Paranapanema, SP	2,0 x 2,0	DAP ≥ 5 cm	1.800	32	2,45	0,71	1661	24,92
Souza, 2000 - 10 anos	Região do Pontal do Paranapanema, SP	3,0 x 1,5	DAP ≥ 5 cm	3.600	37	3,03	0,84	1426	22,38
Pulitano, Durigan e Dias, 2004 - 18 anos	Cândido Mota,SP	-	DAP ≥ 5 cm	1.000	23	2,88	-	620	37,00
Pulitano, Durigan e Dias, 2004 - 28 anos	Cândido Mota,SP	-	DAP ≥ 5 cm	1.000	38	2,28	-	1117	51,30
Castanho, 2009 - 18 anos	Iracemápolis,SP	3 x 4 m	DAP ≥ 3,3 cm	10.000	106	3,40	0,74	1214	21,80
Castanho, 2009 - 20 anos	Iracemápolis,SP	4 x 4 m	DAP ≥ 3,3 cm	10.000	87	3,10	0,69	1318	29,80
Farah, 2009 - Floresta Madura	Campinas, SP	-	DAP ≥ 5 cm	10.000	113	3,72	0,79	1096	19,19
Presente estudo - 13 anos	Santa Bárbara D'Oeste,SP	3 x 2 m	DAP ≥ 5 cm	10.000	57	4,82	0,82	1065	26,40

O presente estudo obteve o maior valor de índice de diversidade e o segundo maior de equabilidade quando comparado com outros trabalhos também desenvolvidos em FES (Tabela 4). Mesmo considerando o valor apresentado na base e (3,34 nats/indivíduos) o índice de diversidade encontrado é elevado, ficando abaixo, mas próximo, dos valores apresentados por Castanho (2009) e Farah (2009). O número de espécies encontradas na área restaurada em Iracemápolis, SP, por Castanho (2009) foi quase o dobro comparando com a área de Santa Bárbara D'Oeste e esse valor pode ser atribuído à idade da área já que tinha 18 anos, a proximidade que o plantio tem com um fragmento natural e ao critério de amostragem utilizado, que foi menor, elevando o número de indivíduos amostrados e favorecendo o índice de diversidade do local.

Os resultados de índice de diversidade e equabilidade encontrados para a comunidade de Santa Bárbara D'Oeste revelam que existe uma baixa dominância de algumas espécies e uma melhor distribuição da abundância. Mesmo com um número de espécies também baixo, comparando com Castanho (2009) e Farah (2009), Souza (2000) encontrou resultados similares, fazendo com que seu índice de equabilidade fosse superior ao apresentado no presente estudo. De acordo com a autora, em sua área de estudo mais velha (10 anos) o maior valor de equabilidade (0,84) foi devido a uma maior densidade absoluta de indivíduos em mais espécies já que na área quatro espécies representam 44,5% da densidade total de indivíduos enquanto que, nas outras duas, apenas duas espécies corresponderam a mais de 50% dos indivíduos amostrados.

A principal interpretação que se depreende desses resultados é que mesmo com os índices de diversidade e equabilidade elevados a comunidade em Santa Bárbara D'Oeste, assim como a de 10 anos de Souza (2000) e as estudadas por Pulitano, Durigan e Dias (2004), apresenta um número de espécies muito baixo uma vez que em FES naturais geralmente são encontradas de 150 a 200 espécies arbustivo-arbóreas (GANDOLFI; LEITÃO-FILHO; BEZERRA, 1995; BOTREL et al., 2002). A utilização de poucas espécies nos plantios, como era realizada no passado e ainda muito praticada atualmente, somada a pouca chegada de propágulos de fragmentos do entorno, são as razões pela qual não se poderia esperar um grande número de espécies presentes nessas áreas, além de outras formas de vida. Castanho (2009), atribui o sucesso do projeto de restauração que estudou principalmente ao elevado número de espécies empregados no plantio (140 no total) e à proximidade com um fragmento natural, fazendo com que sua riqueza seja próxima a da floresta madura amostrada por Farah (2009).

Desta forma, mesmo com os índices apresentados pela comunidade florestal de Santa Bárbara D'Oeste, não se tem a garantia que a floresta restaurada se sustentará uma vez que seu processo sucessional está comprometido, fazendo com que a cobertura florestal presente não se mantenha e permita que os processos ecológicos necessários, como chegada, estabelecimento e desenvolvimento de novos indivíduos de sub-bosque e dossel, que sustentam a comunidade, sejam retomados. Por isso no monitoramento de projetos de restauração ecológica esses índices devem ser considerados com extrema cautela, pois não contribuem muito com o entendimento do funcionamento e a auto-perpetuação da comunidade, apesar de poderem ser utilizados como referência para diagnosticar a situação atual da comunidade e o quão distante se está da comunidade madura, ou seja, do ecossistema de referência.

Espécies como *Mimosa bimucronata*, *Croton urucurana*, *Schizolobium parahyba*, *Anadenanthera peregrina* e *Cordia abyssinica*, ora beneficiadas pelo grande número de indivíduos utilizado no plantio ora pelo vários caules que apresentavam, foram as principais responsáveis pela considerável elevação da área basal total da área em restauração na represa São Luiz, representando mais de 60% do total. Comparando os valores de área basal apresentados pelas áreas de 9 e 10 anos estudadas por Souza (2000) a comunidade em restauração em Santa Bárbara, apesar de estar com 13 anos, apresentou um valor maior (Tabela 4). É interessante destacar que a área de nove anos estudada na região do Pontal do Paranapanema apresenta área basal maior (24,92 m².ha⁻¹) que a área de 10 anos (22,38 m².ha⁻¹). Segundo os autores isso se deve à maior proporção de indivíduos de espécies pioneiras presentes na área de 9 anos em relação à de 10 anos. Desta forma, a composição das espécies utilizadas tem íntima relação com a determinação da área basal da comunidade, haja vista que em Santa Bárbara D'Oeste também ocorre um maior número de espécies e indivíduos pioneiros (Figuras 10 e 11) e que as 5 espécies citadas com maiores áreas basais têm o comportamento tipicamente pioneiro (apesar de *Cordia abyssinica*, por ser exótica, não ter sido classificada, sabe-se que é uma espécie pioneira).

Além da proporção de espécies pioneiras que geralmente crescem mais rápido e produzem caules grossos, apesar da baixa densidade da madeira, outros fatores podem explicar as diferenças encontradas entre as áreas basais dos estudos citados na Tabela 4. Dentre eles podem ser citados: composição das espécies utilizadas, tamanho da área amostral, densidade de indivíduos utilizada no plantio, presença de indivíduos adultos remanescentes, clima, solo, proximidade com recursos hídricos etc (SOUZA, 2000;

PULITANO; DURIGAN; DIAS 2004; MELO; DURIGAN 2007; CASTANHO; 2009). Desta forma, o parâmetro área basal também pode ser considerado subjetivo no monitoramento de áreas restauradas apesar de apresentar um indicativo sobre a estrutura da floresta permitindo sua comparação com outros estudos. Mesmo apresentando valor próximo, a área basal da comunidade arbórea de Santa Bárbara D'Oeste (26,4 m².ha⁻¹) não pode ser comparada com a da Estação Ecológica de Caetetus em Gália, SP (33 m².ha⁻¹) já que sua continuidade está comprometida enquanto na outra os processos ecológicos e a sucessão estão ocorrendo naturalmente por se tratar de uma área madura e conservada (DURIGAN et al., 2000).

A maioria (62%) dos indivíduos amostrados apresentou o fuste bifurcado abaixo de 1 metro de altura (Figura 20). Preiskorn et al. (2009) propõe uma metodologia de recuperação de reservas legais visando o aproveitamento econômico através da produção de madeira, frutíferas nativas, medicinais e da produção de mel com espécies nativas. O presente estudo foi conduzido em área de preservação permanente – APP, onde o manejo sustentável é proibido (exceto em projetos de utilidade pública ou interesse social de acordo com o Código Florestal de 1965, promulgado pela lei 4.771). Apesar disso, os indivíduos plantados não podem ser utilizados como uma boa referência para o aproveitamento econômico visando obtenção de madeira já que, para os mais diversos fins que eles pudessem ser aproveitados (caixotaria, serraria, carpintaria rústica e marcenaria), ramos finos e numerosos não seriam interessantes. Muitos indivíduos com bifurcações na base (próximas ao solo) pode ser consequência de uma manutenção inadequada nos primeiros meses após o plantio. Talvez as mudas não tenham sido coroadas por um tempo suficiente ou não tenha sido realizado um bom controle de formigas na área, fazendo com que ficassem abafadas e/ou cortadas, resultado em emissão de brotações laterais que poderia justificar a situação encontrada atualmente.

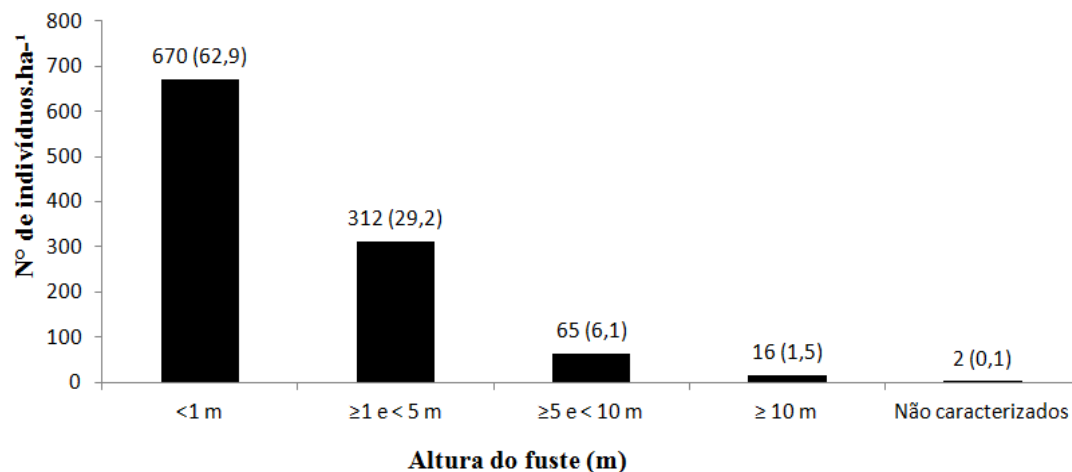


Figura 20 - Distribuição por classe de altura do fuste dos indivíduos arbustivo-arbóreos amostrados na caracterização fitossociológica realizada em 1 ha da área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. Em parênteses são apresentados os valores percentuais

A classificação dos indivíduos em grupos segundo sua altura revela uma diferença discrepante entre o número de indivíduos mais altos (acima de 5 metros de altura) e do número de indivíduos menores (abaixo de 5 metros de altura)(Figura 21). Enquanto o primeiro grupo está representado por 1.079 indivíduos (93% do total), os menores em altura (< 5 m) totalizam apenas 7%. Tal resultado corrobora as constatações que está havendo pouca regeneração natural na área resultando em um baixo recrutamento de indivíduos jovens para ocuparem o sub-bosque, que também poderão compor o dossel futuramente.

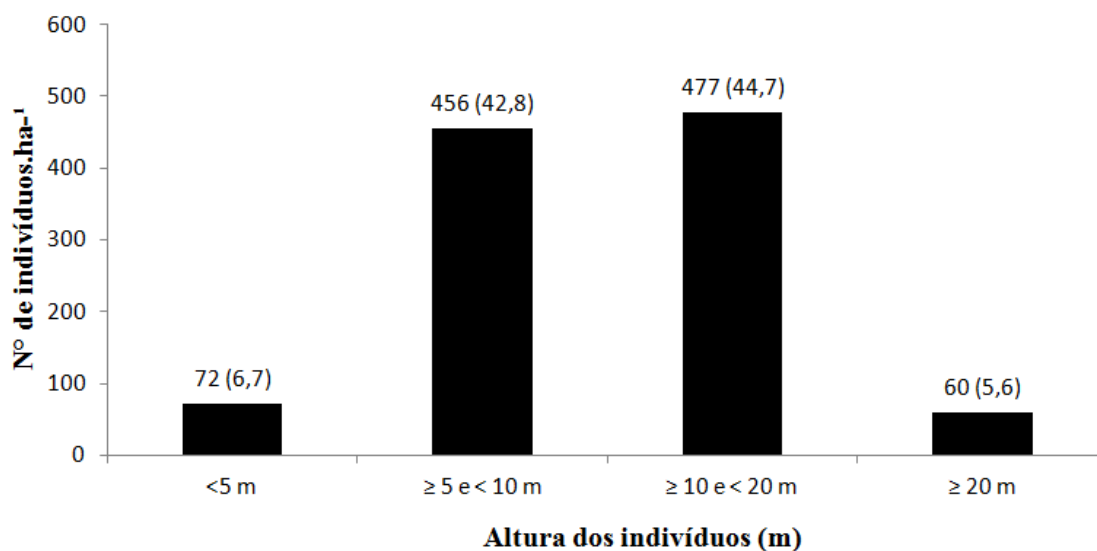


Figura 21 - Distribuição por classe de altura dos indivíduos arbustivo-arbóreos amostrados na caracterização fitossociológica realizada em 1 ha da área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. Em parênteses são apresentados os valores percentuais

Pulitano, Durigan e Dias (2004) também verificaram que sua área de estudo de menor idade (18 anos) apresentou padrão de estrutura vertical similar ao encontrado em Santa Bárbara D'Oeste, porém ambas diferem significativamente do setor de 28 anos que já se assemelha a uma floresta natural. Neste caso, a distribuição dos indivíduos em classes de altura apresenta-se como uma série geométrica decrescente ou padrão do tipo “J invertido”, demonstrando que as espécies já estão com o processo de regeneração em andamento.

O valor médio de altura encontrado para a comunidade estudada no projeto da represa São Luiz foi de 10,3 metros. Souza (2000) encontrou para suas áreas restauradas de 9 e 10 anos respectivamente 10,2 e 9,1 metros. Já Castanho (2009) obteve para a área mais jovem (18 anos) 9,23 metros de altura em média para os indivíduos arbustivo-arbóreos enquanto na área mais antiga (20 anos) 11,08. Diante dos resultados encontrados nestes estudos nota-se a relação da altura média da floresta com a idade dos plantios. Entretanto a altura média deve ser analisada com cuidado, pois em casos onde está ocorrendo muita regeneração nos primeiros anos de plantio haverá muitos indivíduos jovens que serão responsáveis pela redução da altura média da comunidade. Além disso, as espécies escolhidas, a proporção dos grupos sucessionais, o adensamento dos indivíduos plantados, entre outros, também irão influenciar na altura média, tornando o limite superior do dossel mais importante no entendimento da altura da comunidade. Os indivíduos emergentes como, por exemplo, os da espécie, *Schizolobium parahyba* também não devem ser considerados nesse caso, pelos mesmos motivos dos indivíduos adultos não plantados.

O padrão de “J invertido” para as classes de diâmetro também é esperado em uma comunidade florestal madura. Porém, em áreas restauradas a interpretação deve ser mais criteriosa, sendo que nem sempre a distribuição exponencial negativa encontrada refletirá no padrão típico de florestas tropicais heterogêneas, onde os indivíduos jovens permanecem nas classes iniciais até encontrarem condições favoráveis de luz para se desenvolverem e ocuparem o dossel. Isso por que, caso não esteja ocorrendo uma boa colonização por novos indivíduos, como foi constatado na área estudada, as primeiras classes (de menores valores de DAP) compreenderão indivíduos que foram plantados e por algum motivo, mesmo passados muitos anos, não cresceram muito em diâmetro. Como exemplo é apresentada a figura 22 que reflete bem a situação discutida, apresentando o padrão “J invertido” para as classes de diâmetro. Pulitano, Durigan e Dias (2004) observaram que a área restaurada mais recentemente

(18 anos) já começava a apresentar a distribuição dos indivíduos em classes de DAP seguindo essa tendência, como apresentado por florestas maduras e até pela área restaurada mais velha com apenas 28 anos. Porém, neste setor 12% dos indivíduos levantados eram regenerantes, valor este quase três vezes maior que o percentual de adultos não plantados amostrados em Santa Bárbara D'Oeste (Tabela 1), sem contar o efeito da diferença de idade dos plantios comparados.

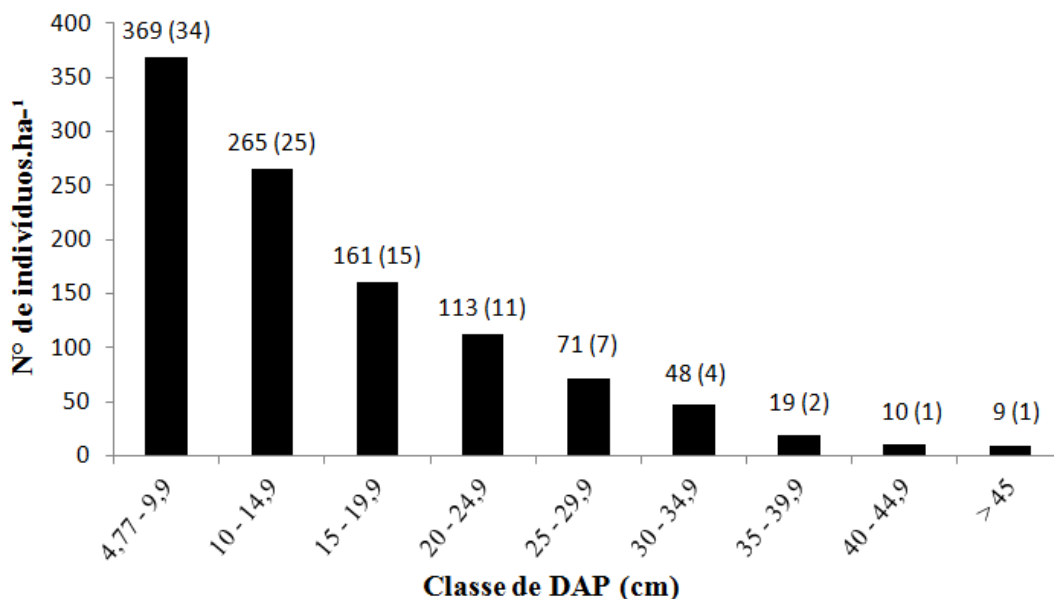


Figura 22 - Distribuição por classe de diâmetro à altura do peito (DAP) dos indivíduos arbustivo-arbóreos amostrados na caracterização fitossociológica realizada em 1 ha da área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. Em parênteses são apresentados os valores percentuais

Medindo-se todos os indivíduos mortos em pé, independente do tamanho de CAP que possuíam, foi constatado que 91,5% deles apresentavam valores de CAP maior ou igual ao adotado como critério de inclusão no estudo e apenas 9 (8,4%) poderiam ser considerados indivíduos jovens. Desta forma, poucos indivíduos jovens (com menores valores de DAP) estiveram presentes entre os mortos em pé amostrados indicando que não houve nenhum evento inesperado como, por exemplo, pragas e doenças que justificassem uma alta mortalidade desses indivíduos.

Entre os 1.065 indivíduos amostrados no estudo fitossociológico a maioria (66%) está sob a copa das árvores do dossel que por sua vez representaram quase 34% do total (Figura 23). No campo houve dificuldade em diferenciar uma situação de clareira do restante do dossel já que este é pouco denso e muitas árvores são decíduas (especialmente no período de seca quando foi realizado o levantamento

fitossociológico). Desta forma, caso um indivíduo tivesse pelo menos um galho de outra árvore sobre ele, era caracterizado como sob dossel, fazendo com que na classe clareira houvesse poucos indivíduos (3 – 0,3%). As espécies que se destacaram entre os ocupantes do dossel foram: *Schizolobium parahyba* (altura média: 18,5 m), *Ceiba speciosa* (altura média: 16,8 m), *Anadenanthera peregrina* (altura média: 16,3 m), *Cassia ferruginea* (altura média: 12,5 m), *Croton urucurana* (altura média: 11,8 m), *Citharexylum myrianthum* (altura média: 11,7 m) e *Triplaris americana* (altura média: 10,9 m). Todas elas são pioneiras ou secundárias iniciais (Tabela 2) cujos indivíduos apresentaram altura superior a altura média da comunidade avaliada (10,3 m), por isso, aos 13 anos de idade, cresceram o suficiente para ocupar esta posição no estrato florestal.

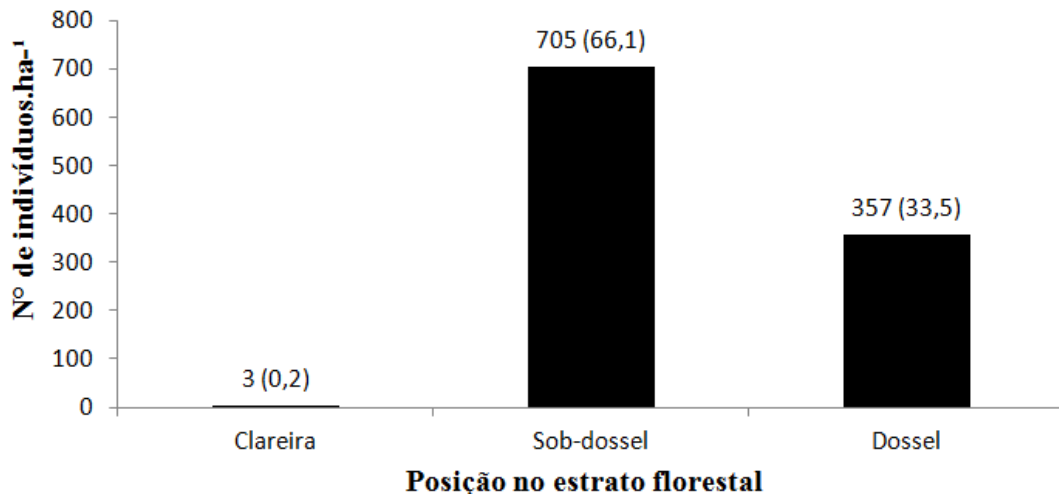


Figura 23 - Distribuição por posição no estrato florestal dos indivíduos amostrados na caracterização fitossociológica realizada em 1 ha da área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. Em parênteses são apresentados os valores percentuais

Na figura 24 é apresentado o número de indivíduos de acordo com os tipos de copas identificados. A maior parte dos indivíduos (39%) apresentou copa com formato irregular (tipo D), sendo mais de 50% deles representados pelas espécies *Cordia abyssinica*, *Mimosa bimucronata* e *Schinus terebinthifolius* que estão com elevado número de bifurcações abaixo de um metro (Figura 20). Os indivíduos com tipos de copas em formato cilíndrico (tipo A) e copa circular (tipo C) representaram respectivamente 28 e 25% do número total de indivíduos, sendo os de copa em formato de semi-círculo (tipo B) constituídos em praticamente 75% pela espécie *Schizolobium parahyba* e representando apenas 4% do total amostrado.

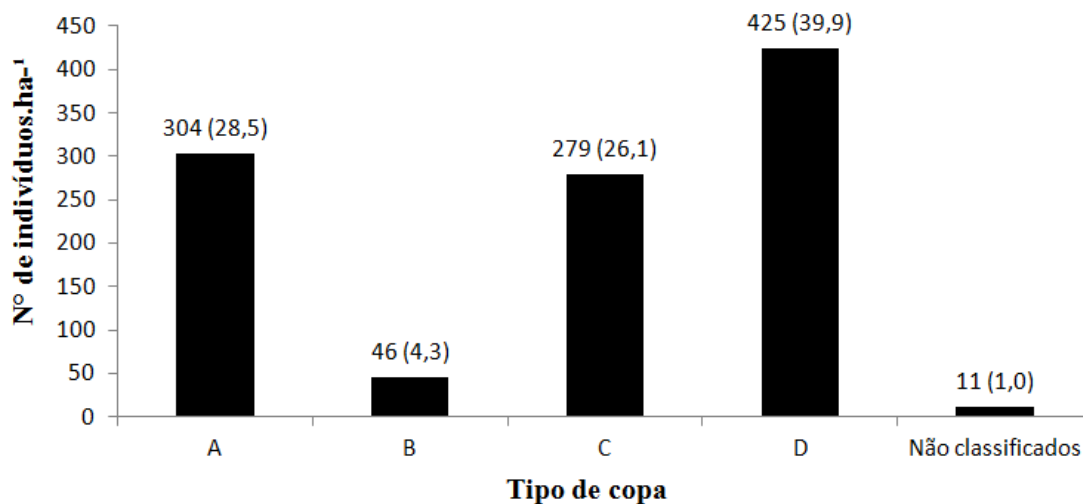


Figura 24 - Distribuição por tipo de copa dos indivíduos amostrados na caracterização fitossociológica realizada em 1 ha da área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. (A = copa comprida da base ao ápice, formato cilíndrico; B = semi-círculo; C = circular e D = irregular). Em parênteses são apresentados os valores percentuais

Analisando mais detalhadamente os resultados apresentados na figura 24 de acordo com o grupo sucessional a qual os indivíduos pertencem (Figura 25) nota-se que os grupos iniciais da sucessão (tanto pioneiras quanto secundárias iniciais – Figura 25 - Gráficos 1 e 2) estão mais representados por tipos de copas maiores (C e D). Todavia, os indivíduos pertencentes às espécies climácicas são em sua maioria (66%), de copa estreita e comprida em formato cilíndrico. Como exemplo pode-se citar *Esenbeckia leiocarpa*, *Hymenaea courbaril*, *Myracrodruon urundeuva* e *Myroxylon peruiferum* que tiveram a predominância de indivíduos com copa do tipo A, indicando que estão crescendo preferencialmente em altura até que um dia alcancem o dossel da floresta e expandam suas copas. Levantando literatura específica sobre o tema, Barbosa (2009) representou o grupo de espécies climácicas com a espécie *Hymenaea courbaril*, pois segundo ele as copas desta espécie são alongadas e bastante adensadas, de acordo com o que foi verificado neste estudo.

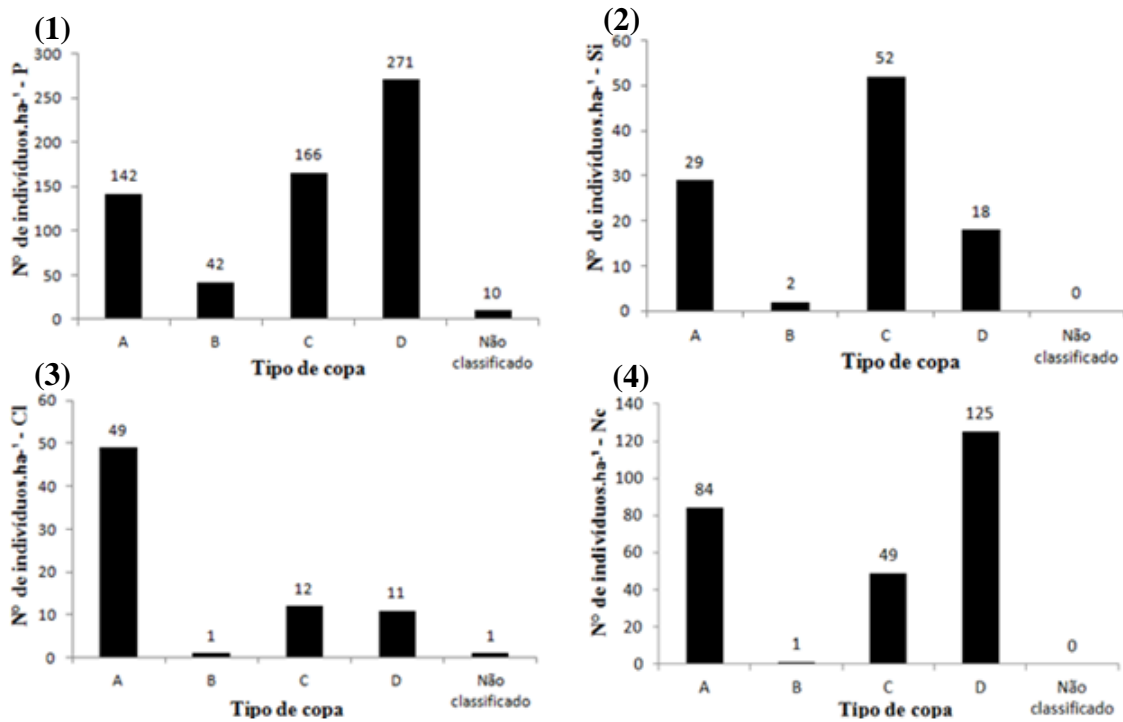


Figura 25 - Distribuição por tipo de copa dos indivíduos em classes sucessionais amostrados na caracterização fitossociológica realizada em 1 ha da área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. Em parênteses são apresentados os valores percentuais em relação ao número total de indivíduos (Gráficos: 1 = indivíduos de espécies pioneiras, 2 = secundárias iniciais, 3 = climáticas e 4 = indivíduos de espécies não classificadas. Tipo de copa: A = copa comprida da base ao ápice, formato cilíndrico; B = semi-círculo; C = circular; D = irregular e não classificado = indivíduos que não puderam ser caracterizados)

A copa de 897 indivíduos (quase 85% do total) foi classificada como grande enquanto 90 e 70 indivíduos (respectivamente 8 e 6%) tiveram suas copas tipificadas como médias e pequenas (Figura 26). A predominância de copas grandes também foi mantida mesmo considerando o número de indivíduos de acordo com seus grupos sucessionais (Figura 27). As classes de tamanho aqui adotadas determinaram esses resultados encontrados que se mostraram pouco úteis para apontar eventuais diferenças de tamanho existentes entre espécies na idade em que a floresta se encontra, uma vez que a maioria dos indivíduos apresentou copas maiores ou iguais a 3 metros. As classes de tamanho utilizadas talvez fossem úteis em idades menores, assim sugere-se que em estudos futuros de florestas com treze ou mais anos use-se classes de tamanho de copa diferentes das aqui empregadas. Apesar da mensuração do tamanho das copas não ter trazido maiores informações considera-se que ela pode vir a ser útil para criar modelos sobre o recobrimento de áreas em restauração e eventuais fatores que podem afetar o dossel dessas áreas, assim como para se comparar diferentes áreas restauradas. Portanto sugere-se que esse parâmetro seja mensurado em futuros estudos e que os resultados

obtidos sejam relacionados a fatores como variações de idade, qualidade dos sítios, etc., como recomendado por Melo e Durigan (2007).

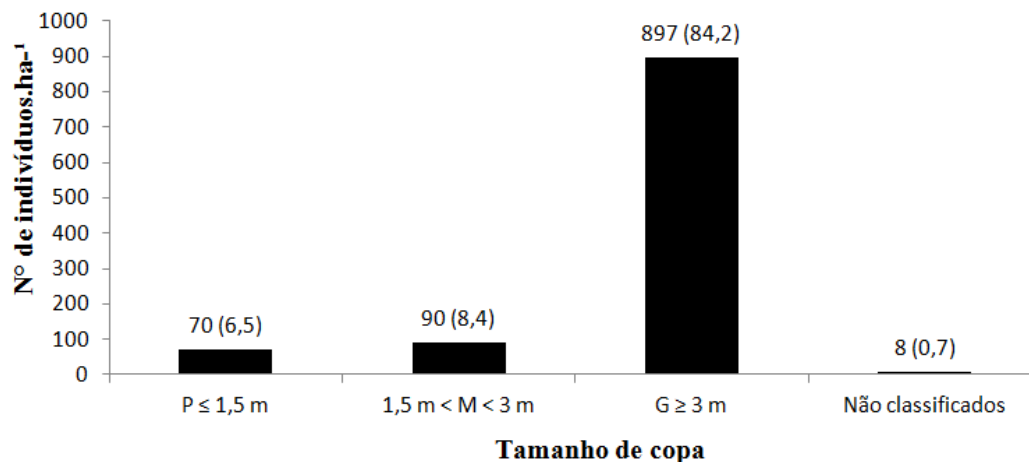


Figura 26 - Distribuição por tamanho de copa dos indivíduos encontrados na caracterização fitossociológica realizada em 1 ha da área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. Em parênteses são apresentados os valores percentuais

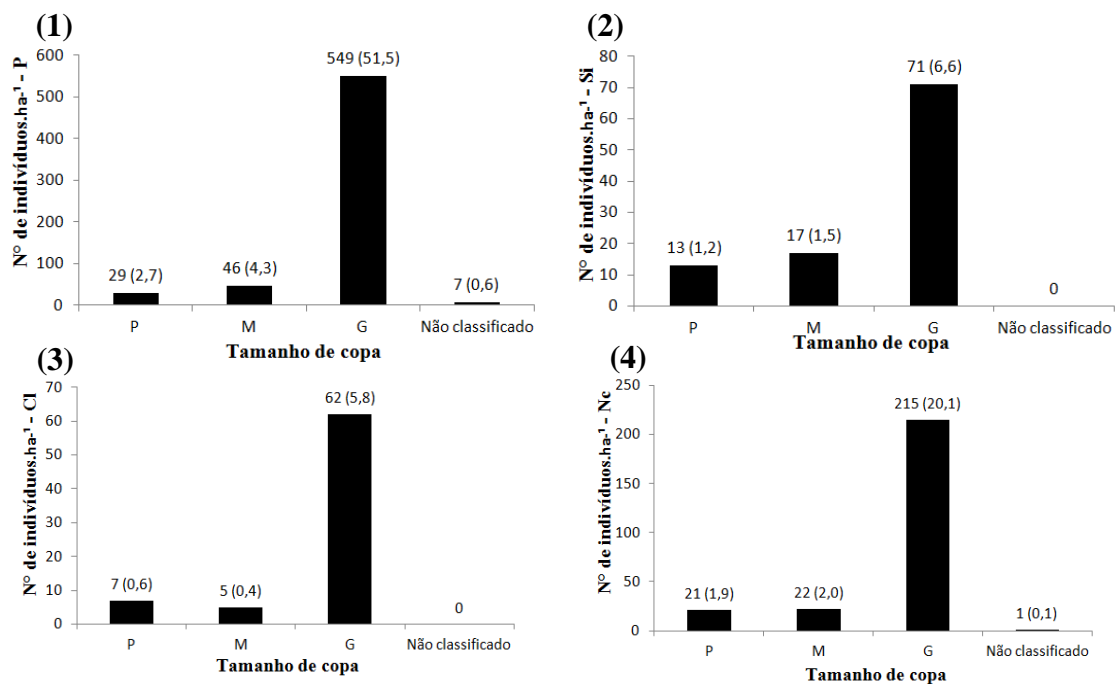


Figura 27 - Distribuição por tamanho de copa dos indivíduos em classes sucessionais amostrados na caracterização fitossociológica realizada em 1 ha da área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. Em parênteses são apresentados os valores percentuais em relação ao número total de indivíduos (Gráficos: 1 = indivíduos de espécies pioneiras, 2 = secundárias iniciais, 3 = climáticas e 4 = indivíduos de espécies não classificadas. Tamanhos de copa: P = copa pequena, M = copa média; G = copa grande e não classificados = indivíduos que não puderam ser caracterizados)

Revisando todos os artigos publicados pela revista *Restoration Ecology*, Ruiz-Jaen e Aide (2005) categorizaram as variáveis utilizadas em trabalhos de avaliação e

monitoramento em: diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos. A variável cobertura das plantas esteve presente em 62% dos trabalhos que abordavam a estrutura da vegetação e de acordo com os autores uma das explicações para sua ampla utilização deve-se à facilidade e rapidez dela ser coletada no campo.

Acredita-se, que a proposta de avaliação rápida do tamanho de copa através da projeção da mesma na linha proporciona a obtenção de dados que condizem com a realidade de campo. Apesar da definição das classes de tamanho precisarem ser mais bem pensadas, ela também pode ser empregada no monitoramento de áreas restauradas assim como o método de medição (mais trabalhoso) do maior e menor diâmetro da projeção vertical da copa, como proposto por Nave e Rodrigues (2007) e Bellotto et al. (2009). Isso dependerá do nível de detalhamento exigido e da relevância desse indicador na avaliação do objetivo proposto. De Siqueira e Mesquita (2007) afirmam que a falta de consenso na literatura científica em relação aos indicadores ideais e como utilizá-los em avaliações desses tipos de projetos torna a prática do monitoramento mais difícil.

Apesar de o tamanho de copa grande ter sido o mais representativo entre todos os grupos sucessionais, destacam-se as proporções de número de indivíduos arbustivo-arbóreos de espécies pioneiras (51,5%) e não classificadas (20,1%) com copas grandes no total de indivíduos amostrados no estudo fitossociológico (Figura 27). Estes indivíduos atualmente estão dominando o dossel da floresta em restauração e isso pode ser mais bem visualizado nas figuras 28 e 29 que apresentam os esquemas da distribuição espacial de todos os indivíduos amostrados nos dois blocos de parcelas (B1 - 1 a 50 e B2 - 51 a 100).

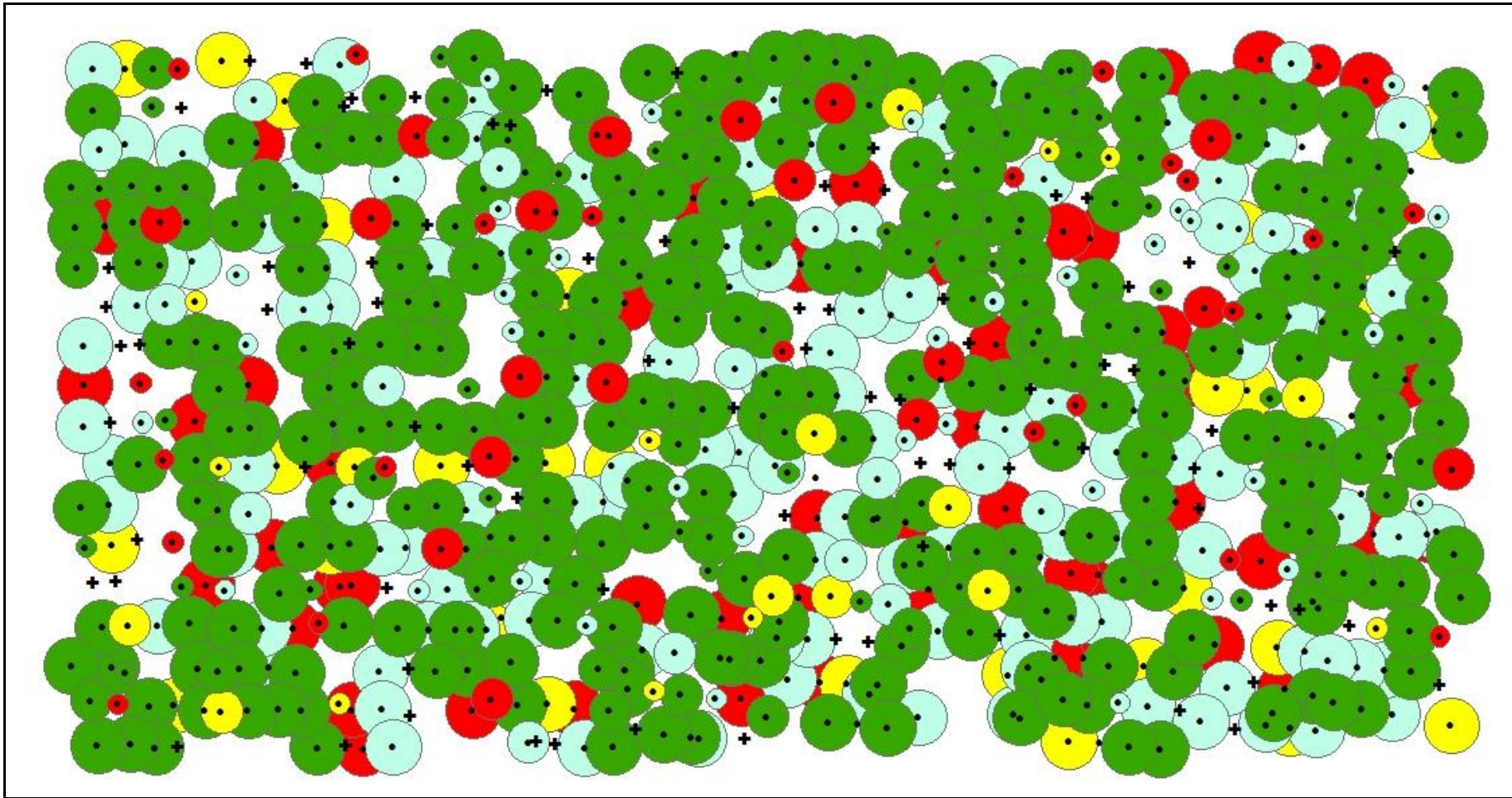


Figura 28 - Esquema da distribuição parcial dos indivíduos arbustivo-arbóreos amostrados (vivos e mortos) no B1 (bloco 1 – parcelas de 01 a 50 que totalizam 5.000 m²) na área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. (Cruzes = indivíduos mortos; Círculos verdes = indivíduos de espécies pioneiras de acordo com as copas pequenas, médias e grandes; Círculos amarelos = secundárias iniciais P, M e G; Círculos vermelhos = climáticas P, M e G e Círculos azuis = não classificadas P, M e G. Os pontos pretos representam o ponto central de todos os indivíduos, tendo casos que estão desprovidos de círculos por não possuírem copas)

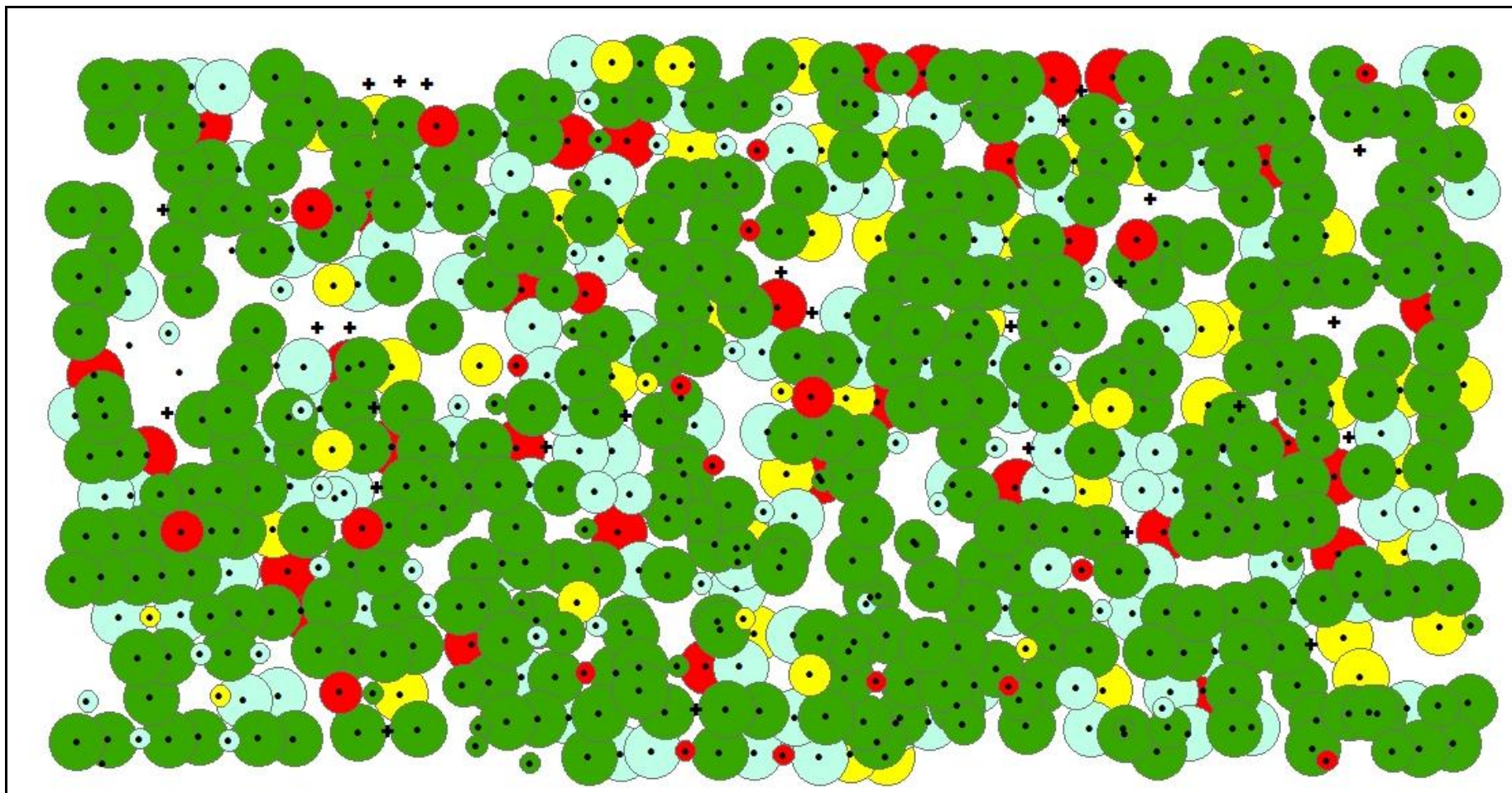


Figura 29 - Esquema da distribuição parcial dos indivíduos arbustivo-arbóreos amostrados (vivos e mortos) no B2 (bloco 2 – parcelas de 51 a 100 que totalizam 5.000 m²) na área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011. (Cruzes = indivíduos mortos; Círculos verdes = indivíduos de espécies pioneiras de acordo com as copas pequenas, médias e grandes; Círculos amarelos = secundárias iniciais P, M e G; Círculos vermelhos = climácicas P, M e G e Círculos azuis = não classificadas P, M e G. Os pontos pretos representam o ponto central de todos os indivíduos, tendo casos que estão desprovidos de círculos por não possuírem copas).

De acordo com os esquemas de distribuição apresentados a cobertura florestal está realmente estabelecida e após 13 anos passados já existem algumas clareiras comprovando a dinâmica na floresta (Figuras 28 e 29). Entretanto a comunidade passa por um momento crítico devido ao início do processo de substituição dos indivíduos cujas copas compõem o dossel atual. A carência de regenerantes no sub-bosque (tanto provenientes da própria comunidade quanto oriundos de outros fragmentos), que garantiriam a ocorrência de um eficiente processo sucessional, bem como a ausência de um arranjo espacial adequado (falta de padrão na distribuição dos indivíduos) condiciona a uma floresta formada estática, ou seja, sem substituição dos indivíduos que compõem o dossel.

Existem alguns indícios de que essa floresta pode no futuro perder o seu dossel e mesmo se tornar inviável. São eles: a presença de muitos indivíduos de espécies arbóreas pioneiras formando o dossel, a distribuição agregada de pioneiras muitas das quais pertencentes a uma mesma espécie, a presença de um pequeno número de espécies dos estágios finais da sucessão, a pequena presença de regenerantes, a invasão de clareiras por gramíneas exóticas agressivas provenientes do banco de sementes autóctone, etc. Esses aspectos sugerem que com a morte e queda das pioneiras que atualmente formam o dossel não haja um número suficiente de indivíduos de espécies mais tardias para mantê-lo, fazendo com que as clareiras formadas venham a permanecer abertas e dominadas por gramíneas, entrando a floresta em declínio, ao invés de se auto-perpetuar, como já sugerido por vários autores (SOUZA, 2000; BARBOSA et al., 2007; BRANCALION et al., 2009; BRANCALION et al., 2010).

De acordo com a idade do plantio, em breve os indivíduos arbustivo-arbóreos de espécies pioneiras presentes no dossel entrarão em senescência, como já pode ser observado em campo, e a comunidade dependerá da persistência das copas das espécies secundárias tardias e não classificadas para garantir o sombreamento do sub-bosque por um maior período de tempo, já que estas seriam as mais representativas no dossel depois das pioneiras. Como se pode observar na figura 30 existem lacunas muito grandes entre esses indivíduos na área estudada, principalmente no caso das espécies secundárias iniciais que apresentam uma densidade muito baixa de indivíduos. Deve-se considerar ainda que dos 259 indivíduos arbustivo-arbóreos na qual as espécies não tiveram seu grupo sucessional classificado, 227 (87%) são de espécies exóticas (do Brasil ou da FES). Portanto, após a morte dos indivíduos pertencentes às espécies pioneiras que hoje ocupam o dossel, a área restaurada em Santa Bárbara D'Oeste poderá

ser formada basicamente por uns poucos indivíduos de espécies secundárias tardias e por um grande número de indivíduos de espécies exóticas (caso essas não tenham ciclo de vida curto e entrem em senescência juntamente com as pioneiras), sendo que em ambos os casos o arranjo espacial observado é falho, provavelmente, não mantendo a sucessão na área.

Espécies que a pleno sol apresentem simultaneamente rápido crescimento e boa cobertura do solo (pertencentes ao grupo de plantio de preenchimento) poderiam ser plantadas na área visando ocupar esses espaços abertos e tomar o lugar das espécies exóticas ao longo da dinâmica da floresta restaurada (NAVE; RODRIGUES, 2007; RODRIGUES et al., 2009). Entre essas espécies podem ser utilizadas tanto algumas que foram plantadas, aumentando a diversidade genética das populações existentes, quanto outras que contribuiriam para o aumento da riqueza específica no local, entre elas: *Senna multijuga*, *Trema micrantha*, *Luehea grandiflora*, *Alchornea triplinervia*, *Centrolobium tomentosum*, *Piptadenia gonoacantha*, *Solanum granuloseprosum* etc (vide lista florística em NAVE; RODRIGUES, 2007). Depois de formado o dossel, poderiam também ser introduzidas, por sementeira ou plantio direto, espécies finais da sucessão e do sub-bosque que permanecerão sob o dossel beneficiando-se de clareiras que eventualmente se formarem para atingir o teto da floresta.

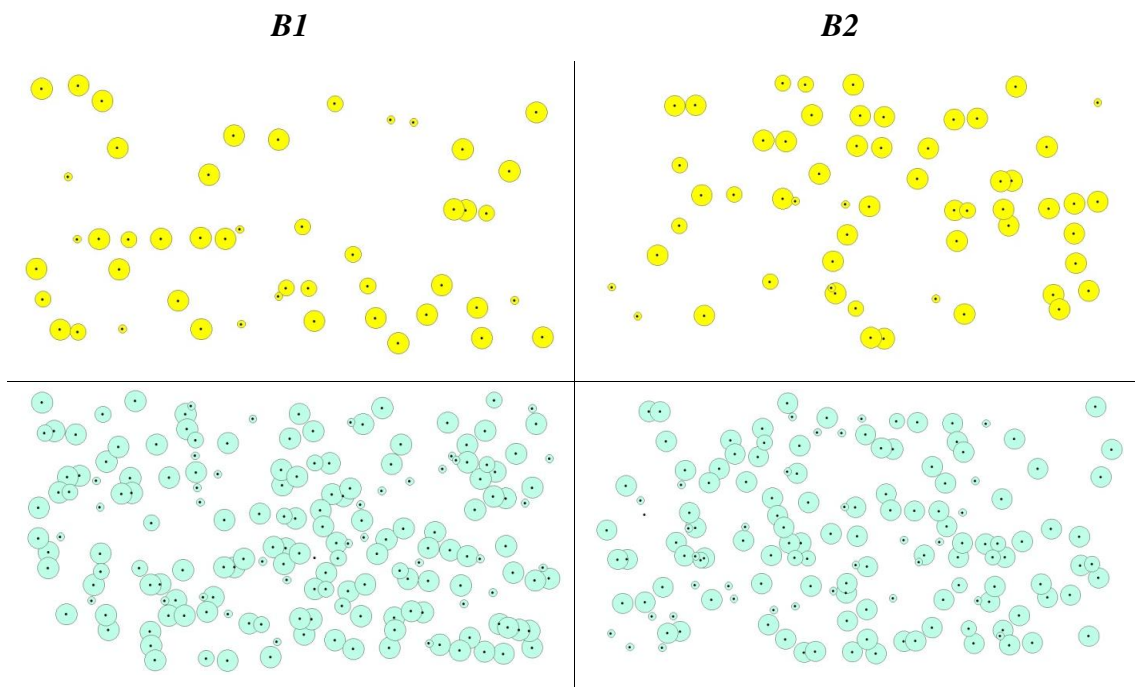


Figura 30 - Distribuição dos indivíduos arbustivo-arbóreos com copas de todos os tamanhos (pequena, média e grande) das espécies secundárias iniciais (amarelas) e não classificadas (azuis) no B1 (bloco 1 – parcelas de 01 a 50) e B2 (bloco 2 – parcelas de 51 a 100) amostrados na área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, em 2011

2.4 Considerações Finais

A comunidade arbustivo arbórea em processo de restauração no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP, apesar de estar apenas com 13 anos de idade, apresenta uma estrutura florestal com dossel estabelecido. Entretanto, a constatação de que há uma elevada mortalidade entre os indivíduos plantados, uma grande proporção de indivíduos de espécies pioneiras e poucos de espécies finais da sucessão, a distribuição agregada de pioneiras muitas das quais pertencentes a uma mesma espécie, uma baixa proporção de espécies zoocóricas, ausência de um elevado número de regenerantes no sub-bosque, houve falta de um arranjo espacial na realização do plantio, uma oferta de recursos para a fauna insuficiente e invasão de clareiras por gramíneas exóticas agressivas provenientes do banco de sementes autóctone, coloca em risco a sustentabilidade da comunidade e do projeto implantado por não desencadear a sucessão ecológica de uma forma eficiente.

Observou-se ainda que um elevado número de indivíduos arbustivo-arbóreos de espécies exóticas, tanto do Brasil quanto da FES, atualmente são responsáveis pela composição de boa parcela do dossel da área e já estão se reproduzindo, ocupando o sub-bosque do plantio, fato que é contrário ao objetivo geral do projeto, ou seja, o de se fazer a restauração de uma Floresta Estacional Semidecidual no local.

Tendo esse estudo sido feito na forma de uma parcela permanente espera-se que ao longo do tempo a re-amostragem da comunidade estudada forneça importantes informações sobre a dinâmica da restauração que ali está em curso, ou dos efeitos de eventuais manejos que venham a ser empregados com base nos resultados apresentados.

Referências

AIDAR, M.P.M. **Ecofisiologia das estratégias de utilização de nitrogênio em árvores da floresta neotropical**. 2000. 134p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 2000.

ALVARENGA, A.A.; CASTRO, E.M.; JUNIOR, E.C.; MAGALHÃES, M.M. Effects of different light levels on the initial growth and photosynthesis of *Croton urucurana* Baill. in southeastern Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 1, p. 53-57, 2003.

APG II An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 141, n. 4, p. 399-436, 2003.

BARBOSA, L.M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (Ed.). **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. 2.ed. – 2.reimpr. São Paulo: Edusp/FAPESP, 2009. cap. 15.4 p. 289-312.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, K.C.; BARBOSA, J.M.; FIDALGO, A.O.; RONDON, J.N.; JUNIOR, N.N.; MARTINS, S.E.; DUARTE, R.R.; CASAGRANDE, J.C.; CARLONE, N.P. Estabelecimento de Políticas Públicas para Recuperação de Áreas Degradadas no Estado de São Paulo: o Papel das Instituições de Pesquisa e Ensino. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 162-164, 2007.

BARBOSA, L.M.; MARTINS, S.E. **Diversificando o reflorestamento no Estado de São Paulo: espécies disponíveis por região e ecossistema**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. 63p.

BAWA, K.S.; PERRY, D.R.; GRAYUM, M.H.; COVILLE, R.E. Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. II. Pollination systems. **American Journal of Botany**, Saint Louis, v. 72, p. 346-356, 1985.

BELLOTTO, A.; VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, G.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 3, p. 128-146.

BÉRNILS, R.S. **Lista de espécies dos répteis do Brasil - Sociedade Brasileira de Herpetologia**. 2011. Disponível em: < <http://www.sbherpetologia.org.br/> >. Acesso em: 15 out. 2011.

BLANCO, M.A. Notes on the natural history of *Cyclopogon obliquus* (Orchidaceae: Spiranthinae) in Costa Rica. **Lankesteriana**, Costa Rica, v. 5, p. 3-8, 2002.

BOTREL, R.T.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RODRIGUES, L.A.; CURI, N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195-213, jun. 2002.

BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Plantio de árvores nativas brasileiras fundamentado na sucessão florestal. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ e Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 1.2, p. 14-23.

BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P.Y.; NAVE, A.G.; GANDARA, F.B.; BARBOSA, L.M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de Florestas Tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, mar. 2010.

BROWN, J.H. Species diversity. In: MIERS, N.; GILLER, P.S. (Ed.). **Analytical Biogeography**. London: Chapman & Hall, 1988. p. 57-89.

CALLADO, C.H.; GUIMARÃES, R.C. Estudo dos anéis de crescimento de *Schizolobium parahyba* (Leguminosae: Caesalpinioideae) após episódio de mortalidade em Ilha Grande, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 85-91, 2010.

CALMON, M.; BRANCALION, P.H.S.; PAESE, A.; ARONSON, J.; CASTRO, P.; COSTA DA SILVA, S.; RODRIGUES, R.R. Emerging threats and opportunities for biodiversity conservation and ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 19, p. 154-158, 2011.

CARMO, M.R.B.; MORELLATO, L.P.C. Fenologia de árvores e arbustos das matas ciliares da Bacia do rio Tibagi, Estado do Paraná, Brasil. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (Eds.) **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. 2.ed. – 2. reimpr. São Paulo: Edusp/FAPESP, 2009. cap. 8, p. 125-142.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. Colombo: EMBRAPA-CNPQ, 1994. 640p.
CASTANHO, G.G. **Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil**. 2009.111p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

CATHARINO, E.L.M. **As florestas montanas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (São Paulo, Brasil)**. 2006. 230p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

CAVASSAN, O.; CESAR, O.; MARTINS, F.R. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 7, p. 91-106, 1984.

CEPAGRI - **Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura - Clima dos Municípios Paulistas**. 2011 Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_516.html>. Acesso em: 25 ago. 2011.

CHOI, Y.D. Theories for ecological restoration in changing environment: toward “futuristic” restoration. **Ecological Research**, Tokyo, n. 19, p. 75-81, Jan. 2004.

COHEN, I.M.; ACKERMAN, J.D. *Oeceoclades maculata*, an alien tropical orchid in a Caribbean rainforest. **Annals of Botany**, Oxford, v. 104, p. 557-563, 2009.

D’ANTONIO, C.; MEYERSON, L.A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 10, n. 4, p. 703-713, 2002

DA NÓBREGA, A.M.F. **Fitossociologia e aspectos de regeneração de remanescentes e repovoamentos florestais em várzea do rio Mogi-Guaçu, Luiz Antônio-SP**. 2003.

159p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2003.

DAE - **Departamento de água e esgoto de Santa Bárbara D'Oeste**. 2011. Disponível em: <<http://www.daesbo.sp.gov.br/site2010/>>. Acesso em: 25 ago. 2011.

De SIQUEIRA, L.P.; MESQUITA, C.A.B. **Meu pé de Mata Atlântica**: experiências de recomposição florestal em propriedades particulares no Corredor Central. Rio de Janeiro: Instituto BioAtlântica, 2007. 188p.

DISLICH R.; CERSÓSIMO L.; MANTOVANI, W. Análise da estrutura de fragmentos florestais do planalto paulistano - SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 321-332, 2001.

DURIGAN, G.; ENGEL, V.L.; TOREZAN, J.M.; DE MELO, A.C.G.; MARQUES, M.C.M.; MARTINS, S.B.; REIS, A.; SCARANO, F.R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica de Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 369-381, Dez. 2000.

ESPÍNDOLA, M.B.; BECHARA, F.C.; BAZZO, F.S.; REIS, A. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, Florianópolis, v. 18, n. 1, p. 27-38, 2005.

FARIA, J.L.G.; MONTEIRO, E.A.; FISCH, S.T.V. Arborização de vias públicas do município de Jacareí-SP. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 2, n. 4, p. 20-33, 2007.

FENNER, M. **Seed ecology**. London: Chapman and Hall, 1985. 151p.

FIDALGO, O.; BONONI, V.L.R. Técnicas de coleta, preparação e herborização de material botânico. **Série Documentos - Instituto de Botânica**, São Paulo, p. 31-48, 1984.

FONSECA, R.C.B.; RODRIGUES, R.R. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 57, p. 27-43, jun. 2000.

FORZZA, R.C.; LEITMAN, P.M.; COSTA, A.F.; CARVALHO JR., A.A.; PEIXOTO, A.L.; WALTER, B.M.T.; BICUDO, C.; ZAPPI, D.; COSTA, D.P.; LERAS, E.; MARTINELLI, G.; LIMA, H.C.; PRADO, J.; STEHMANN, J.R.; BAUMGRATZ, J.F.A.; PIRANI, J.R.; SYLVESTRE, L.; MAIA, L.C.; LOHMANN, L.G.; QUEIROZ, L.P.; SILVEIRA, M.; COELHO, M.N.; MAMEDE, M.C.; BASTOS, M.N.C.; MORIM, M.P.; BARBOSA, M.R.; MENEZES, M.; HOPKINS, M.; SECCO, R.; CAVALCANTI, T.B.; SOUZA, V.C. **Lista de espécies da flora do Brasil**. 2010. Disponível em:<<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/>>. Acesso em:1 set. 2011.

GANDOLFI, S. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, município de Guarulhos, SP.** 1991. 232p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

GANDOLFI, S. **História Natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil).** 2000. 520p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de restauração florestal. In: FUNDAÇÃO CARGILL (Coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas.** São Paulo: Fundação Cargill, 2007. cap. 4, p. 109-143.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessionar das espécies arbustivo-arbóreas de uma Floresta Mesófila Semidecídua do município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GORLA, C.M.; PEREZ, S.C.J.G.A. Influência de extratos aquosos de *Miconia albicans* Triana, *Lantana camara* L., *Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit e *Drimys winteri* Forst, na germinação e crescimento inicial de sementes de tomate e pepino. **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina, v. 19, n. 2, p. 261-266, 1997.

GUARATINI, M.T.G.; GOMES, E.P.C.; TAMASHIRO, J.Y.; RODRIGUES, R.R. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, p. 323-337, 2008.

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

HILL, M.O.; GAUCH, JR.H.G. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 42, p. 7-58, 1980.

HOFGAARD, A. Seed rain quantity and quality, 1984–1992, in a high altitude old-growth spruce forest, northern Sweden. **New Phytologist**, Lancaster, v. 125, p. 635–640, July 1993.

INSTITUTO DE RECURSOS MUNDIAIS; UNIÃO MUNDIAL PARA A NATUREZA; PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE **A estratégia global da biodiversidade - diretrizes de ação para estudar, salvar e usar de maneira sustentável e justa a riqueza biótica da Terra.** Curitiba: World Resources Institute/Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. 1992. 232 p.

INSTITUTO HÓRUS. Instituto hórus de desenvolvimento e conservação ambiental. **2011.** Disponível em: <<http://www.institutohorus.org.br/>>. Acesso em: 18 nov. 2011.

IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R.R. Similaridade florística entre áreas de floresta atlântica no estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ecologia**, São Paulo, v. 1, n. 2, p. 71-81, 2000.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 56, p, 83-99, dez. 1999.

JACKSON, L.; LOPOUKHINE, N.; HILLYARD, D. Ecological restoration a definition and coments. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 3, n. 2, p. 71-75, 1995.

JACOBI, U.S.; FERREIRA, A.G. Efeito alelopático de *Mimosa bimucronata* sobre espécies cultivadas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 16, n. 7, p. 935-943, 1991.

JANZEN, D.H. Synchronization of sexual reproduction of trees within the dry season in Central America. **Evolution**, New York, v. 21, p. 620-637, Sep. 1967.

JANZEN, D.H., 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: Growth. **Annals of Missouri Botanical Garden**, Washington, v. 75, p. 105-116, 1988.

JORDANO, P.; GALETTI M.; PISO M.A.; SILVA, W.R. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à Biologia da Conservação. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS M.V.; ALVES, M.A.S. (Org.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Rima, 2006. cap. 18 p. 411- 436.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis, a practical approach**. London: Belhaven Press. 1992. 363p.

KRONKA, F.J.N. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo - Período de 2008-2009**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2010. Disponível em: <http://www.ifflorestal.sp.gov/sifesp/>

LISTA DE AVES DO BRASIL. Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos 10^a ed. 2011. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br/CBRO/pdf/AvesBrasil2011.pdf>>. Acesso em: 5 set. 2011.

LORENZI, H.; SOUZA, H.M.; TORRES, M.A.V.; BACHER, L.B. **Árvores exóticas no Brasil: madeiras, ornamentais e aromáticas**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2003. 384p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002a. v. 1 348p.

_____. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 2. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002b. v. 2 348p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2.ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.

MANTOVANI, W. **Composição e similaridade florística, fenologia e espectro biológico do Cerrado da Reserva Biológica de Moji Guaçu, Estado de São Paulo**. 1983. 152 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1983.

MARTINS, R.B. **Diagnóstico dos produtores de mudas florestais nativas do Estado de São Paulo - Relatório analítico**. São Paulo: PRMC/GEF/BIRD, 2011. 155 p. (Projeto de recuperação de matas ciliares - Produtos Técnicos Número,2).

MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **Multivariate analysis of ecological data version 4.14 MjM Software**. Glenden Beach, Oregon, 1999.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 73, p. 101-111, mar. 2007.

MIKICH, S.B.; SILVA, S.M. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 15, p. 89-113, 2001.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. Disponível em: <<http://www.tropicos.org/>> Acesso em: 25 ago. 2011.

MORELLATO, L.P.; RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. de F.; JOLY, C.A. Estudo comparativo da fenologia de espécies arbóreas de floresta de altitude e floresta mesófila semidecídua na Serra do Japi, Jundiá, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 12, p. 85-98, 1989.

MORELLATO, L.P.C. As estações do ano na floresta. In: MORELLATO L.P.C.; LEITÃO-FILHO H.F. (Org.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana**. Campinas: Editora da Unicamp.. 1995. p. 37-41.

MORELLATO, L.P.C. **Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecidual no Sudeste do Brasil**. 1991. 203p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

MORELLATO, L.P.C. Sazonalidade e dinâmica de ecossistemas florestais na Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Org.). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da Unicamp/FAPESP, 1992. cap. 6, p.98-110.

MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Org.). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da Unicamp/FAPESP, 1992. p. 112-140.

MÜELLER-DUMBOIS, D.; ELLENBERG, H **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley,1974. 547p.

NAVE, A.G.; BRANCALION, P.H.S.; COUTINHO, E.; CÉSAR, R.G. Descrição das ações operacionais de restauração. In: RODRIGUES, R.R BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ; Instituto BioAtlântica. 2009. cap. 6, p. 176-217.

NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 145-170.

NOSS, R.F.; CSUTI, B. Habitat fragmentation. In: MEFFE, G.K.; CARROLL, C.R. (Org.). **Principles of conservation biology**. Sunderland: Sinauer Associates, 1997. p. 269-304.

NUNES, Y.R.F.; MENDONÇA, A.V.R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 17, p. 213-229, 2003.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; VILELA, E.A.; CURI, N.; FONTES, M.A.L. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 685-701, 2004.

OLIVEIRA, J.B.; CAMARGO, M.N.; ROSSI, M.; CALDERANO-FILHO, B. **Mapa pedológico do estado de São Paulo: legenda expandida**. Campinas: Instituto Agrônomo/EMBRAPA-Solos, 1999. 64p.

OPLER, P.A.; FRANKIE, G.W.; BAKER, H.G. Rainfall as a factor in the release, timing, and synchronization of anthesis by tropical trees and shrubs. **Journal of Biogeography**, Washington, v. 3, p. 231-236, 1976.

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**, Amsterdam, v. 124, p. 45-77, 1999.

PENHALBER, E.F.; MANTOVANI, W. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 205-2020, dez. 1997.

PIELOU, E.C. **Ecological diversity**. New York: John Wiley, 1975. 165p.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; LOPES, B.M. Potencial alelopático de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth sobre sementes de *Tabebuia alba* (Cham.) Sandw. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 8, n. 1, p. 130-136, 2001.

POLATTO, L.P. **Biologia da polinização de *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) k. Schum. (Bignoniaceae)**. 2007. 87p. Dissertação (Mestrado em Entomologia e Conservação da Biodiversidade) - Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2007.

PREISKORN, G.M.; PIMENTA, D.; AMAZONAS, N.T.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S., RODRIGUES, R.R.; BELLOTTO, A.; CUNHA, M.C. De S. Metodologia de

restauração para fins de aproveitamento econômico (Reserva Legal e Áreas Agrícolas). In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ e Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 5, p. 158-175.

PULITANO, F.M.; DURIGAN, G.; DIAS, L.E. A mata ciliar da Fazenda Cananéia: estrutura e composição florística em dois setores com idades diferentes. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas & Letras editora e Gráfica, 2004. cap. 26, p. 419-445.

REIS, A.; ZAMBONIN, R.M.; NAKAZONO, E.M. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e a interação planta-animal**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica - 1999. 42 p. (Série Cadernos da Reserva da Biosfera, 14).

REYS, P.; GALETTI, M.; MORELLATO, L.P.C.; SABINO, J. Fenologia reprodutiva e disponibilidade de frutos de espécies arbóreas em mata ciliar no rio formoso, Mato Grosso do Sul. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, 2005. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?short-communication+bn01205022005>. Acesso em: 15 de ago. 2011.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (Ed.). **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. 2.ed. – 2. reimpr. São Paulo: Edusp/FAPESP, 2009a. cap. 15.1, p. 235-247.

RODRIGUES, R.R.; NAVE, A. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (Ed.) **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. 2.ed. – 2. reimpr. São Paulo: Edusp/FAPESP, 2009b. cap. 4, p. 45-71.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, p. 1605-1613, 2011.

RUIZ-JAEN, M.C.; AIDE, T.M. Restoration success: How is it being measured? **Restoration Ecology**, Tucson, v. 13, n. 3, p. 569-577, 2005.

SALIS S.M., SHEPHERD G.J.; JOLY C.A. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 119, p. 155-164, 1995.

SANTOS, K.; KINOSHITA, L.S. Flora arbustivo-arbórea de fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas - SP. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 17, p. 325-486, 2003.

SÃO PAULO (Estado) **Instituto Florestal do Estado de São Paulo - Secretaria de Estado de Meio Ambiente - Sistema de Informações Florestais do Estado de São**

Paulo. 2010. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/index.htm>>. Acesso em: 10 de ago. de 2011.

SÃO PAULO (Estado) Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Resolução nº 008/2008, de 31 de janeiro de 2008.** Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 01/02/2008. Seção Meio Ambiente, 2008a.

SÃO PAULO (Estado) **Secretaria de Agricultura e Abastecimento - Coordenadoria de Assistência Técnica Integral - Instituto de Economia Agrícola - Levantamento censitário de unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo - LUPA 2007/2008 - SAA/CATI/IEA.** 2008b. Disponível em: <<http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa>> Acesso em 15 de set. 2011.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL CIENCE & POLICY WORKING GROUP **The SER International Primer on Ecological Restoration.** 2 ed. Tucson: Society for Ecological Restoration International. 2004. 13p.

SILVA, L.A.; SOARES, J.J. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 16, n. 2, p. 205- 216, 2002.

SILVA, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: FEPAF, 2008. cap. 4, p. 77-90.

SILVEIRA, E.R.; DURIGAN, G. Recuperação das matas ciliares: estrutura da floresta e regeneração natural aos 10 anos em diferentes modelos de plantio na Fazenda Canaçu, Tarumã, S.P. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista:** resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Páginas & Letras editora e Gráfica, 2004. cap. 19, p. 325-347.

SNOW, D.W. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. **Biotropica**, Washington, v. 13, p. 1-14, 1981.

SOUZA, F.M. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas.** 2000. 78p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

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

SOUZA, F.M. **Associações entre espécies arbóreas do dossel e do sub-bosque em uma Floresta Estacional Semidecidual.** 2007. 97p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

TAMBOSI, L.R. **Análise da paisagem no entorno de três unidades de conservação: subsídios para a criação da zona de amortecimento.** 2008. 86p. Dissertação

(Mestrado em Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

ter BRAAK, C.J.F. **CANOCO A FORTRAN program for canonical community ordination by (Partial) (Detrended) (Canonical) correspondence analysis and redundancy analysis, version 2.1. Technical report LWA-1988-2, TNO, Wageningen: Intitute of Applied Computer Science, 1988.**

ter BRAAK, C.J.F. Ordination. In: JOGMAN, R.H.G.; ter BRAAK, C.J.F.; van TONGEREN, O.R.F. (Ed.) **Data analysis in community and landscape ecology.** Cambrigde: Cambrigde University Press, 1995. p. 91-173.

TONIATO, M.T.Z.; OLIVEIRA A.T. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 198, p. 319-339, 2004.

TORRES R.B., MARTINS F.R.; KINOSHITA L.S. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, p. 41-49, 1997.

van der PIJL, L. **Principies of dispersal in higher plants.** 2nd ed. Berlim: Springer Verlag, 1972. 161p.

van TONGEREN, O.R.F. Cluster analysis. In: JOGMAN, R.H.G.; ter BRAAK, C.J.F.; van TONGEREN, O.R.F. **Data analysis in community and landscape ecology.** Cambrigde: Cambrigde University Press, 1995. p. 174-207.

VITTOZ, P.; ENGLER, R. Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. **Botanica Helvetica**, Zurich, v. 117, p. 109–124, 2007.

WALTER, H. **Ecology of tropical and subtropical vegetation.** New York: Van Nostrand Reinhold, 1971. 539p.

WEISZFLOG, W. **Michaelis Moderno Dicionário da Língua Portuguesa.** São Paulo: Melhoramentos, 2010. 2288p.

WILSON, D.E.; REEDER, D.M. **Mammal Species of the World:** a taxonomic and geographic reference. Maryland: Johns Hopkins University Press, 2005. 2142p.

WRIGHT, S.J. Phenological responses to seasonality in tropical forest plants In: MULKEY, S.S.; CHAZDON, R.L.; SMITH, A.P. (Ed.). **Tropical forest plant ecophysiology.** New York: Chapman & Hall, 1996. p. 440-460.

YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.; MARTINS, F.R. Florística dos componentes arbóreo e arbustivo de um trecho da Floresta Estacional Semidecídua Montana, município de Pedreira, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, p. 191-202, 2005.

_____. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 3, p. 553-573, 2007.

ZILLER, S.R. A estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. 2000. 286 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

3 TRANSFERÊNCIA DE BANCOS DE SEMENTES SUPERFICIAIS COMO ESTRATÉGIA DE ENRIQUECIMENTO DE UMA ÁREA RESTAURADA HÁ 13 ANOS NO MUNICÍPIO DE SANTA BÁRBARA D'OESTE, SP

Resumo

A transferência do banco de sementes se constitui uma técnica importante do ponto de vista da restauração ecológica por poder introduzir alta diversidade florística, formas de vida vegetais e variabilidade genética, além de poder ser feita com baixo custo; favorecendo, portanto, a auto-perpetuação e desenvolvimento da comunidade implantada. Este estudo tem como objetivo analisar o potencial de transferência de bancos de sementes superficiais de uma área restaurada há 50 anos e de uma floresta de *Pinus* sp abandonada como estratégia de enriquecimento de uma Floresta Estacional Semidecidual (FES) em restauração há 13 anos em Santa Bárbara D'Oeste, SP, que atualmente se encontra isolada na paisagem e com pouca regeneração natural. Foram coletadas amostras de 0,5 x 0,5 m do banco de sementes superficial e transportadas em sacos plásticos. Parte delas foi incubada em canteiros sombreados e irrigados na ESALQ/USP visando-se descrever a comunidade de plantas aí presentes. O restante das amostras foi experimentalmente testado utilizando um delineamento em quadrado latino (3 linhas x 3 colunas) com quatro repetições. Estes bancos foram dispostos em faixas de 1,0 x 0,5 m no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste e os indivíduos emergentes quantificados, identificados taxonomicamente e monitorados quanto a taxa de sobrevivência durante um ano. As espécies regenerantes foram classificadas quanto ao hábito de vida e as arbóreas também em relação ao seu grupo sucessional, síndrome de dispersão e posição no estrato florestal. Tanto nos bancos colocados nos canteiros quanto os do experimento na floresta em restauração apresentaram entre os regenerantes um maior número de espécies herbáceas e arbustivas. O banco de sementes da Floresta de *Pinus* sp incubado na floresta foi aquele que apresentou um maior número espécies e indivíduos estatisticamente distinto dos outros dois tratamentos (Floresta de 50 anos e controle). Nos canteiros germinaram as espécies arbóreas *Mimosa bimucronata*, *Pterogyne nitens*, *Schizolobium parahyba*, *Solanum granuloseprosum*, *Centrolobium tomentosum*, *Ficus* sp, *Esenbeckia febrifuga* e a exótica agressiva *Melia azedarach*. As quatro primeiras espécies já ocorrem na floresta em restauração e por isso iriam contribuir com a variabilidade genética das populações locais caso regenerassem em campo. Na floresta as espécies arbóreas que germinaram foram *Centrolobium tomentosum*, *Esenbeckia febrifuga*, *Solanum argenteum* e a exótica *Melia azedarach*; sendo as três primeiras importantes para a dinâmica sucessional da área. O número de indivíduos arbóreos regenerantes, desconsiderando a espécie exótica, foi baixo, porém quando extrapolado para um hectare torna-se comparável com outras técnicas de restauração, demonstrando o grande potencial da técnica. Também foram transferidas importantes formas de vida para a área, como por exemplo, *Piper* sp e *Nephrolepis* sp. Portanto, o potencial de aproveitamento do banco de sementes superficiais no enriquecimento de áreas naturais e restauradas é promissor e precisa ser mais bem estudado e entendido, principalmente do ponto de vista econômico e operacional. Futuramente esse importante componente da floresta poderá ser mais bem otimizado, tornando-se mais um produto no mercado da restauração ecológica e uma excelente alternativa para a melhoria das interações ecológicas e perpetuação das comunidades florestais enriquecidas.

Palavras-chave: Restauração Ecológica; Enriquecimento; Banco de Sementes Superficiais; Aumento da Diversidade; Sub-bosque

Abstract

Seed bank transfer is an important technique for ecological restoration once it can increase floristic diversity, introduce other plant life forms and increase genetic variability, plus it may be applied over low costs; favoring, this way, self-perpetuation and development of the planted community. This study aims to analyze the potential of transferring superficial seed banks from a 50-year old restored forest and from a *Pinus* sp abandoned plantation as a strategy to enrich a 13-year old restored Seasonal Semideciduous Forest fragment in the municipality of Santa Bárbara D'Oeste, SP, Brazil, that is currently isolated in the landscape and shows little natural regeneration. We collected superficial seed bank samples from 0.5 x 0.5 m plots and transported them into plastic bags. One part of the samples was incubated in shaded plots in a greenhouse at ESALQ/USP in order to describe plant community after germination during the incubation period. The other part was transferred to the field. The transferred seed banks were experimentally tested using a Latin square design (3 lines x 3 columns) and four repetitions. Samples were spread in lanes of 1.0 x 0.5 m around the São Luiz water reservoir in Santa Bárbara D'Oeste and the emergent individuals were quantified, identified. Survival was monitored during one year. Regenerating species were classified according to life forms and the trees were also grouped by successional group, dispersion syndrome, position in forest strata. Herbs and shrubs were more numerous considering all individuals that emerged from samples taken to the greenhouse and also to the restored forest. Among the seed banks taken to the restored forest, the material from the abandoned *Pinus* sp plantation resulted in the total greatest number of species and individuals which was statistically different from the other treatments (50-year old restored forest and control). In the greenhouse, the tree species that germinated were *Mimosa bimucronata*, *Pterogyne nitens*, *Schizolobium parahyba*, *Solanum granulosoleprosum*, *Centrolobium tomentosum*, *Ficus* sp, *Esenbeckia febrifuga* and the aggressive exotic *Melia azedarach*. The first four species are among the species planted 13 years ago. They would have contributed to increase genetic variability of local populations if they had regenerated in the field. In the forest, the tree species that germinated were *Centrolobium tomentosum*, *Esenbeckia febrifuga*, *Solanum argenteum* and the exotic *Melia azedarach*. The first three species are important for the successional dynamics of the area. The number of regenerating tree individuals was low (excluding the exotic species). However, when extrapolated to one hectare, it is comparable to other restoration techniques. This demonstrates the great potential of this technique. Important life forms were also transferred to the area, such as *Piper* sp and *Nephrolepis* sp. So, the potential of this technique to enrich natural and restored areas is promising and needs to be better understood and studied, especially regarding economic and operational criteria. In the future, this important component of forests may be better used and may become a product in the market of ecological restoration and also an excellent alternative to improve ecological interactions and the perpetuation of enriched forest communities.

Keywords: Ecological Restoration; Enrichment; Superficial Seed Banks; Diversity Increase; Understory

3.1 Introdução

O banco de sementes é um importante componente do processo sucessional em florestas, que, desde o início do século XIX começou a ser destacado por Clements (1905). Basicamente ele pode ser definido pelas sementes viáveis, em estado de dormência real ou imposta, presentes na superfície ou no interior do solo de determinada área (HARPER, 1977; GÓMEZ-POMPA; VAZQUEZ-YANES, 1979; CHEKE; NANAKORN; YANKOSES, 1979). O banco de sementes pode ser didaticamente diferenciado em banco de sementes superficiais ou da serrapilheira e em banco de sementes sub-superficiais ou do solo propriamente dito, sendo investigado nessa pesquisa somente o potencial de transferência dos bancos de sementes superficiais ou da serrapilheira.

O período de permanência das sementes no banco é distinguido em transitório e persistente (THOMPSON; GRIME, 1979; ROBERTS, 1981; SIMPSON; LECK; PARKER, 1989), conforme a influência de fatores fisiológicos (germinação, viabilidade e principalmente dormência) e ambientais, como umidade, temperatura, luz, presença de predadores de sementes e patógenos (GARWOOD, 1989). O número de sementes e diversidade de espécies que elas representam será o resultado do balanço, em um tempo e espaço determinado, da entrada de novas sementes pela chuva de sementes e perdas devido à germinação, deterioração, parasitismo, predação, fogo e transporte (HOFFMAN; OWEN; BUHLER, 1998). A incorporação de novas sementes no banco, por sua vez, dependerá de mecanismos internos como o início do período reprodutivo dos indivíduos adultos presentes e da sazonalidade da produção de sementes, podendo esta última variar ao longo do ano e/ou entre os anos, além da chegada externa de propágulos via dispersão (HARPER, 1977; ALMEIDA-CORTEZ, 2004; RODRIGUES et al., 2011).

Bancos transitórios são constituídos geralmente por sementes grandes e de curta longevidade que por dependerem de maiores níveis de umidade, sendo então denominadas de recalcitrantes, tornam-se sensíveis a dessecação e por isso apresentam alta taxa de mortalidade (ROBERTS, 1973; ALMEIDA-CORTEZ, 2004). O banco persistente, composto predominantemente por espécies arbóreas pioneiras, arbustivas, gramíneas e herbáceas, tem suas sementes classificadas como ortodoxas, que se mantêm viáveis após dessecação até um grau de umidade em torno de 5%, aumentando sua capacidade de ficar armazenadas no solo (ROBERTS, 1973; ALMEIDA-CORTEZ,

2004). As sementes desse segundo grupo podem permanecer dormentes sob condições desfavoráveis por meses, anos e até mesmo décadas no perfil do solo (GARWOOD, 1989; VIEIRA; SCARIOT, 2006). Somando a facilidade de dispersão, transporte e grande número de sementes produzidas que também as caracterizam, as sementes do banco persistente se tornam elementos chaves na regeneração natural (DENSLOW; GOMEZ-DIAZ, 1990; DALLING, 2002). Autores como Baskin e Baskin (1998) ainda propõem uma subdivisão para os bancos de sementes persistentes em curta duração (quando as sementes continuam viáveis por períodos inferiores há cinco anos) e longa duração (quando sua dormência é capaz de se estender por mais de cinco anos).

De uma forma geral, o banco de sementes é composto por espécies iniciais da sucessão, como árvores pioneiras e secundárias iniciais, encontrando-se também em determinados períodos sementes de espécies de etapas avançadas da sucessão que necessitam de condições favoráveis imediatas para germinarem (WHITMORE, 1988; GARWOOD, 1989; PINÃ-RODRIGUES et al., 1990; RICHARDS, 1998). Sementes de espécies climáticas que, em sua maioria compõem o banco transitório, ocorrem em baixas densidades e são responsáveis pela formação do banco de plântulas e por boa parte da elevada riqueza de florestas tropicais (LYONS et al., 2005).

Desta forma, trabalhos que buscam espécies de etapas iniciais da sucessão devem focar o banco permanente e, portanto, as sementes dormentes que nele existem. Em contrapartida, estudos que visam obter espécies de fases mais tardias precisam concentrar os esforços em coletar o mais rápido possível as sementes assim que são dispersas para otimizar sua germinação, atuando preferencialmente nos bancos de sementes superficiais ou da serrapilheira.

Devido à intensa fragmentação na qual as florestas tropicais têm sido submetidas (METZGER, 2009), a chegada de propágulos está se tornando cada vez mais limitada (ROBINSON; HANDEL, 1993; CASTANHO, 2009) tanto em fragmentos naturais quanto em projetos de restauração. Embora o esqueleto das florestas esteja garantido com a presença das árvores (ENGEL; PARROTA, 2008), tratando-se especialmente de áreas restauradas, não se tem a formação do sub-bosque que é um estrato essencial para a manutenção da fauna de polinizadores e dispersores na floresta devido à sua elevada oferta de recursos (GENTRY; EMMONS, 1987) e principalmente pela garantia de continuidade no processo de sucessão florestal.

Apesar da paisagem ser precária no fornecimento de propágulos, o que implicaria em um sub-bosque pouco denso e biodiverso, intervindo em fases altamente

dinâmicas e sensíveis dessas áreas em restauração, Halle (2007) aponta que ainda é possível modificar o seu curso. Para isso, são exigidas técnicas de restauração com um maior nível de complexidade (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009) como, por exemplo, valer-se da utilização de bancos de sementes.

Obtido a partir de áreas vizinhas de forma que as espécies sejam nativas e, portanto, adaptadas as condições locais, o banco de sementes pode ser utilizado para acelerar o estabelecimento de uma vegetação (VALK; PETERSON, 1989). Esse potencial tem sido amplamente utilizado, principalmente em situações de degradação por mineração, formação de taludes e pastagens (GISLER, 1995; OZÓRIO, 2000; NAVE, 2005; BECHARA, 2006; JAKOVAC, 2007; SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007; ZANETI, 2008; NETO et al., 2010). Todavia, a eficácia de se transferir o banco, sendo ele composto somente pelas sementes contidas na serrapilheira, para áreas já restauradas, nas quais esse banco será colocado em uma situação de sombra e não a pleno sol, ainda gera dúvidas por não haver muitos estudos que contenham resultados baseados nessas condições.

Braga et al. (2008) avaliou o banco de sementes (superficial e do solo) de uma floresta secundária em viveiro submetendo-o à condição de pleno sol e sombreamento artificial. Não houve diferença estatística entre os ambientes estudados quando considerado o número de indivíduos germinados, sendo que o autor encontrou um maior número de espécies arbóreas pioneiras que permitiu concluir que o material estudado tinha potencial na recuperação inicial de áreas abandonadas, porém intervenções complementares com o objetivo de inserir espécies finais da sucessão deveriam ser consideradas.

Realizando outro estudo na mesma mata, De Souza et al. (2006) coletaram o banco de sementes em uma camada de 5 cm (compreendendo tanto o do solo quanto o da serrapilheira) e encontraram resultados similares, ou seja, uma maior proporção de espécies e indivíduos pertencentes ao grupo das ervas e arbustos e um menor número de espécies arbóreas que se destacou pela dominância de *Cecropia hololeuca*. Esses autores também destacam a limitação do método para a transferência de espécies dos últimos estágios da sucessão que seriam o principal objetivo quando se trata de uma floresta já em processo de restauração. Tanto o trabalho de De Souza et al. (2006) quanto o de Braga et al. (2008) foram realizados em condições controladas, fazendo com que os bancos não fossem submetidos à adversidades como estresse hídrico e microclimático, patógenos e predadores encontradas em campo.

O estudo de Suganuma et al. (2008) foi desenvolvido comparando o método de transferência de bancos de sementes e da semeadura direta de nove espécies arbóreas não-pioneiras sob uma floresta em restauração. Como a maioria das espécies que surgiram nos bancos de sementes é de espécies pioneiras os autores consideraram o método pouco interessante em relação ao incremento de espécies na comunidade. Cabe destacar que foram coletados tanto o banco de sementes da serrapilheira quanto o do solo (faixa de 5 cm de solo).

Com o intuito de comparar a viabilidade da transferência do banco de sementes da serrapilheira, do solo e da combinação destes dois visando a restauração florestal, Rodrigues, Martins e Leite (2010) encontraram um total de 327 indivíduos arbustivo-arbóreos e 864 indivíduos herbáceos em amostras coletadas em um fragmento de FES do campus da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Dentre os indivíduos arbustivo-arbóreos, 74% das sementes eram de espécies pioneiras, o que levou o grupo a concluir que a transferência de bancos de sementes como estratégia de restauração configura-se como uma alternativa viável para estimular a sucessão, principalmente se o banco transferido for composto pela camada da serrapilheira juntamente com o solo e alocado em áreas abertas e com solos expostos à luz. Esses autores frisam que não existe na literatura especializada uma definição de qual o melhor componente do banco de sementes – serrapilheira ou solo superficial - deve ser transferido visando estimular a sucessão em solos degradados ou em áreas já sombreadas, dadas às diferenças em suas composições e densidades de sementes.

De Aquino (2006) adotou como um dos tratamentos para estudo a transferência da serrapilheira (sem o banco de sementes do solo) de uma floresta bem preservada de Conchal, SP, para uma área restaurada no entorno do Rio Mogi-Guaçu. Ao longo de um ano de avaliação somente 7 indivíduos de 2 espécies conseguiram se estabelecer, levando-a à conclusão que transferir bancos de sementes provenientes da chuva de sementes era estatisticamente significativo e mais interessante ecologicamente.

Antes de tratar sobre detalhes da transferência de bancos de sementes da serrapilheira no que diz respeito a restauração ecológica será realizada uma breve revisão bibliográfica, dada a relevância do tema atualmente, longe do intuito de se resolver todas as questões que permeiam o tema, mas como uma maneira de apresentar as diferentes abordagens do assunto atualmente. Isso porque no presente trabalho a transferência de bancos de sementes superficiais de uma área para outra foi tratada como uma forma de enriquecer essa área. A partir desta afirmativa já é possível se

deparar com a primeira grande dúvida acerca do assunto: o que é enriquecimento? Também pode ser questionado: enriquecimento seria uma técnica/ação de restauração ou um processo ecológico? como ele pode ser feito e quais são seus objetivos? o enriquecimento pode trazer consequências ruins para a comunidade? qual seu nível de previsibilidade?

Estas são questões relevantes e precisam ser mais bem debatidas, pois o termo vem sendo amplamente utilizado por autores envolvidos com a restauração ecológica no Brasil e no mundo, porém, o que se observa é que não existe um consenso entre os autores, embora esteja clara a intenção de se associar a palavra a uma melhoria do estado atual da comunidade.

O termo enriquecimento é abordado principalmente na ecologia de comunidades e de uma forma geral significa o aumento do número de espécies, tanto de animais quanto de vegetais, que compõem uma determinada comunidade. Por isso ele poderá ocorrer de forma natural, como por exemplo, com a chegada de uma espécie vegetal por dispersão e animal por imigração, constituindo-se um processo ecológico. Mas ele também pode ser manipulado/assistido através do planejamento prévio, vinculado a um determinado objetivo, e da utilização de técnicas distintas que, em maior ou menor grau de previsibilidade, poderão contribuir com o aumento no número de espécies do local, sendo tratado nesse estudo somente o enriquecimento de espécies vegetais.

Muitas técnicas são utilizadas atualmente no enriquecimento de áreas naturais que estão degradadas e projetos de restauração que foram mal implantados, sendo que elas podem ser distinguidas em dois grupos. O primeiro se trata dos métodos mais previsíveis na qual se sabe o que está sendo implantado e já se tem uma expectativa da comunidade que será formada, desde que bem conduzida: plantio direto de mudas de espécies arbustivo-arbóreas e de lianas produzidas em viveiro ou resgatadas em outros fragmentos, semeadura direta, transferência de epífitas, estaqueamento (propagação vegetativa), entre outros (MATTEI; ROSENTHAL, 2002; JAKOVAC et al., 2007; NAVE; RODRIGUES, 2007; VIANI; NAVE; RODRIGUES, 2007; VIDAL, 2008; LE BOURLEGAT, 2009; ISERNHAGEN, 2010; KETTLE, 2010). O segundo grupo é constituído de técnicas que são mais imprevisíveis por não se saber o conteúdo do material que se está utilizando para enriquecer ou que chegará à comunidade: condução da regeneração natural, transferência de “*topsoil*” (banco de sementes do solo mais o da serrapilheira), utilização de poleiros artificiais e naturais, transferência somente do

banco de sementes superficiais, etc (MELO, 1997; NAVE, 2005; DE AQUINO, 2006; BECHARA, 2006; JAKOVAC et al., 2007; ZANETI, 2008).

O enriquecimento pode ser realizado mediante inúmeros objetivos. Grande parte dos trabalhos publicados o associa com aproveitamento econômico e na busca por benefícios sociais através do plantio de espécies madeireiras e frutíferas em clareiras de florestas tropicais visando o manejo sustentável e a obtenção de créditos no mercado de carbono (LAMPRECHT, 1990; MOURA-COSTA et al., 1994; SCHULZE; LEIGHTON; PEART, 1994; SABOGAL, 2007; SCHULZE, 2008; PAQUETTE et al., 2009; GOMES et al., 2010; KETTLE, 2010) De acordo com Aronson et al. (2010) atualmente é praticamente impossível desassociar o sucesso desses tipos de projetos com o engajamento da população local, especialmente se ela consegue usufruir economicamente da área.

Lamb, Erskine e Parrota (2005), também mencionam que o enriquecimento pode ser realizado para aumentar a densidade de indivíduos diante de árvores espaçadas em uma área. Vale ressaltar que se esse aumento no número de indivíduos for de espécies que já estão presentes na comunidade será utilizada a técnica de restauração denominada adensamento e não enriquecimento, como é proposto por Gandolfi e Rodrigues (2007). Para que se configure um enriquecimento pelo menos uma nova espécie, nativa e regional, deverá ser acrescentada na comunidade florestal presente.

O mesmo se aplica em condições de antigas pastagens onde se tem a presença de gramíneas com elevada biomassa e ausência de indivíduos arbustivo-arbóreos. Termo comum em trabalhos internacionais o plantio de enriquecimento (“*enrichment planting*”) em áreas de pasto é empregado de forma incorreta, pois no local não são acrescentadas espécies florestais e sim implantadas, uma vez que não existe nenhuma presente (AIDE et al, 2000; DOSCH; PETERSON; HAINES, 2007; ESQUIVEL et al., 2008; GONZALEZ-RIVAS et al., 2009; GRISCOM; ASHTON, 2011).

Martínez-Garza e Howe (2003) ressaltam que a sucessão passiva de grandes áreas com espécies pioneiras regenerando (“*pionner deserts*”) é extremamente lenta e custosa do ponto de vista ecológico, pois são retomadas as funções ecossistêmicas, mas as ecológicas demoram retornar principalmente devido à baixa diversidade de espécies. Por isso deve ser feito o enriquecimento dessas áreas com plantas zoocóricas tardias que atraem os dispersores e aceleram a sucessão. Estudos no mesmo sentido, ou seja, mais voltados para o enriquecimento com o intuito de acelerar o processo sucessional dos

fragmentos enriquecidos, foram desenvolvidos por Ramos e Del Amo (1992) e Paiva e Poggiani (2000).

Ao enriquecer uma comunidade o restaurador introduz, de acordo com os seus objetivos, componentes florísticos, genéticos, econômicos, sociais e ecológicos que podem alterá-la trazendo os mais diversos benefícios, sejam eles diretos ou indiretos. Plantando sob o dossel de uma floresta vários indivíduos de uma espécie ameaçada de extinção o objetivo direto seria o aumento da riqueza local e reintrodução da espécie em questão, porém, se ela produzir frutos carnosos pode atrair fauna dispersora, dependendo do seu grau de deciduidade e/ou alelopatia influenciar toda a dinâmica de regeneração sob sua copa, o tronco e sua copa podem abrigar espécies de animais e epífitas, etc; esses seriam, neste caso, exemplos de benefícios indiretos causados pelo enriquecimento da comunidade com uma simples espécie.

E se ao invés de benefícios o enriquecimento trouxer consequências prejudiciais à comunidade? Caso o enriquecimento seja mal planejado ou realizado de forma equivocada poderá haver um prejuízo para a comunidade ao introduzir espécies, genes, pragas, doenças e formas de vida que não são nativos da região ou pertencem à comunidade e/ou população local. Durigan et al. (2010) afirmam que erros de origem taxonômica podem ocorrer na identificação de matrizes, beneficiamento e armazenamento de sementes ou produção de mudas e desta forma comprometer projetos de restauração em sua execução. Caso esses projetos sejam voltados para o enriquecimento de uma comunidade já implantada, as consequências podem ser drásticas tanto quanto se os erros fossem cometidos desde o início do projeto.

Se tratando mais especificamente do banco de sementes superficiais como técnica utilizada no enriquecimento pode-se dizer que ela diferencia-se por proporcionar uma série de vantagens que vêm ao encontro das principais necessidades encontradas na prática da restauração ecológica: incremento florístico, aumento da diversidade genética e inserção de novas formas de vida vegetais (lianas, epífitas, pteridófitas, arbustos, ervas etc); elementos estes que são fundamentais para a manutenção e evolução de quaisquer sistemas florestais (LESICA; ALLENDORF, 1999; BARBOSA et al., 2007). Segundo Viani e Rodrigues (2007) existe um grande déficit de sementes e de produção de mudas de espécies nativas com alta diversidade, sendo o banco de sementes uma alternativa para contribuir com a solução do problema.

A serrapilheira que acompanha os bancos atua na superfície do solo como um sistema de entrada (via vegetação) e saída (decompondo-se e suprimindo as raízes

presentes com nutrientes e matéria orgânica), favorecendo o aumento da microbiota do solo e conseqüentemente da biodiversidade edáfica; ao mesmo tempo contribui para melhorias no padrão de estruturação, agregação e porosidade do solo (EWEL, 1976; SINGH; MANDAL; TRIPATHI, 2001). No entanto, alguns estudos demonstram que a serrapilheira atua como uma barreira física dificultando a penetração das radículas das plantas e a passagem de luz, tendo, portanto, um efeito inibitório sobre algumas espécies, principalmente as que possuem menores sementes (BERGELSON, 1991; MOLOFSKY; AUGSPURGUER, 1992; VASQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1992; DALLING; HUBBELL; SILVERA, 1998; SINGHAKUMARA; UDOPORUWA; ASHTO, 2000). Diante disto pode haver o benefício do não aparecimento de ervas que comprometeriam o início da sucessão, mas em contrapartida, principalmente espécies arbustivo-arbóreas pioneiras, não teriam condições ideais para estabelecimento já que geralmente possuem sementes pequenas e exigentes à luz (BUDOWSKI, 1965; SWAINE; WHITMORE, 1988).

A necessidade do desenvolvimento de técnicas de restauração que otimizem a utilização dos recursos disponíveis já que estes geralmente são escassos e, desta forma, constituam-se alternativas com sustentabilidade econômica comprovada, é cada vez mais real (CHAZDON, 2003). As sementes contidas no banco, segundo Quintela (2000) e Ozório (2000) são uma excelente alternativa metodológica principalmente diante do seu baixo custo. No ano de 2009 aproximadamente 1.813 ha foram desmatados legalmente no estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2009), áreas estas cuja vegetação foi suprimida, por exemplo, para a abertura de rodovias, represamento e/ou mineração. Dentre os principais objetivos da restauração, o aproveitamento da máxima quantidade e diversidade de material vegetal (propágulos e restos vegetais) disponíveis em áreas como essas, contribui para o aumento das chances de sucesso do projeto além de incentivar e disseminar projetos de áreas restauradas por todo o Estado de São Paulo e Brasil (MARTINS, 2009).

Outras alternativas promissoras seriam a utilização de plantios de reflorestamento utilizando espécies exóticas com presença de regeneração de espécies nativas no sub-bosque e até áreas restauradas em bom estado, que poderiam atuar como fornecedoras desse rico e precioso material que, na maioria das vezes, é perdido ou mal aproveitado. De acordo com Putz (1983), quanto maior for o estágio de maturidade e regeneração da área maior será a frequência de espécies arbóreas presentes no estoque de sementes, uma vez que este grupo acaba sendo o maior alvo quando se trata em

recomposição ou enriquecimento de comunidades vegetais.

No caso de plantios comerciais em diferentes locais e de diferentes idades, estudos demonstram a variação e riqueza da composição florística de seus bancos de sementes e dos indivíduos regenerantes contidos em seu sub-bosque, reforçando assim seu potencial no fornecimento de propágulos para áreas que necessitam ser enriquecidas (SHILITTLER, 1984; CALEGARIO et al., 1993; SILVA JR.; SCARANO; CARDEL, 1995; DURIGAN et al., 1997; CAMARGO, 1998; NERI et al., 2005; DINIZ; MONTEIRO, 2008; GONÇALVES et al., 2008; GONÇALVES, 2009; MODNA; DURIGAN; VITAL, 2010).

Em plantios de restauração, De Siqueira (2002) utilizou o banco de sementes do solo como indicador para o monitoramento de duas áreas encontrando densidades médias de sementes por metro quadrado, tanto na época seca quanto na chuvosa, entre 245,87 e 1.131,73 sementes. Isso demonstra que áreas restauradas também têm um bom potencial no fornecimento de bancos de sementes para fins de enriquecimento.

Assim sendo, diante de um sub-bosque com poucos indivíduos regenerantes, a técnica de transferência de bancos superficiais que contenham preferencialmente sementes recalcitrantes pode ser altamente eficaz no sentido de enriquecer a área, não só com espécies arbustivo-arbóreas, mas também com diferentes formas de vida e alta variabilidade genética; além da transferência da serrapilheira e biota edáfica. O enriquecimento também poderá contribuir com o estabelecimento de espécies pouco móveis e espécies raras, com o aumento da oferta de recursos, com uma maior estratificação florestal (que por sua vez contribui para a manutenção do microclima interno da floresta e protege o solo contra processos erosivos), etc.

A hipótese considerada nesse capítulo foi que a introdução de bancos de sementes superficiais alóctones pode enriquecer a comunidade florestal em restauração com espécies vegetais de diferentes formas de vida. Para testá-la foi estabelecido como objetivo principal deste estudo analisar o potencial da transferência de bancos de sementes superficiais de uma área restaurada há 50 anos e de uma floresta de *Pinus* sp abandonada como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração há cerca de 13 anos no município de Santa Bárbara do Oeste, SP. Os seguintes objetivos específicos foram propostos:

- Descrever, em condições controladas, a composição e a estrutura da comunidade regenerante proveniente de cada uma das áreas das quais o banco de sementes superficial foi coletado e compará-las com as da comunidade florestal já presente

com o intuito de confirmar a existência de propágulos e o potencial de enriquecimento dos bancos utilizados;

- Acompanhar no tempo a emergência e sobrevivência das plântulas provenientes dos bancos de sementes superficiais;
- Comparar a composição florística das comunidades regenerantes introduzidas com aquela da comunidade já implantada, a fim de caracterizar se houve ou não efetivo enriquecimento local, e qual a proporção desse enriquecimento de acordo com a origem do banco utilizada;

3.2 Material e Métodos

Áreas de coleta dos bancos de sementes

Para a realização do experimento de transferência do banco de sementes, foram selecionados dois sítios: Restauração de 50 anos em Cosmópolis, SP (aqui denominado R50) e Floresta de *Pinus* sp em Piracicaba, SP, que neste estudo foi tratado como FP (Figura 31). Estas áreas foram escolhidas por estarem relativamente próximas à área de experimento e inseridas no mesmo contexto vegetacional (FES). A seguir estão descritas as características de cada sítio:

1. Restauração de 50 anos (R50): Implantada em 1955, trata-se de uma mata ciliar com cerca de 30 ha às margens do Rio Jaguari no município de Cosmópolis, SP (22°39'S e 47°12'W), onde foram utilizadas em torno de 70 espécies entre nativas e exóticas (Figura 32). A altitude local é de aproximadamente 546 m e o clima regional classificado em Cwa segundo Köppen; seu solo constitui-se principalmente de latossolo roxo (NOGUEIRA, 1977, 2010).

2. Floresta de *Pinus* sp (FP): A Estação Experimental de Tupi foi criada em Piracicaba-SP (22°43'S e 47°38'W) em 1949 com o objetivo de sediar pesquisas com diversas culturas, possuindo talhões com *Eucalyptus* sp, *Pinus* sp, espécies nativas e outras espécies exóticas que atualmente encontram-se abandonados (Figura 32). Pertencente ao Instituto Florestal de São Paulo a Estação possui uma área de aproximadamente 200 ha, com a altitude variando entre 505 a 565 m de altura. Seu clima pode ser classificado em Cwa, de acordo com Köppen e o solo composto predominantemente por rochas sedimentares paleozóicas. A divisão dos talhões no mapa da Estação Experimental indica que os bancos de sementes superficiais foram

coletados nos talhões 5 e 30, plantados em 1958 (possuindo, portanto, 53 anos), correspondendo respectivamente às espécies *Pinus taeda* L. e *Pinus elliotti* Engelm (PINHEIRO et al., 1999).

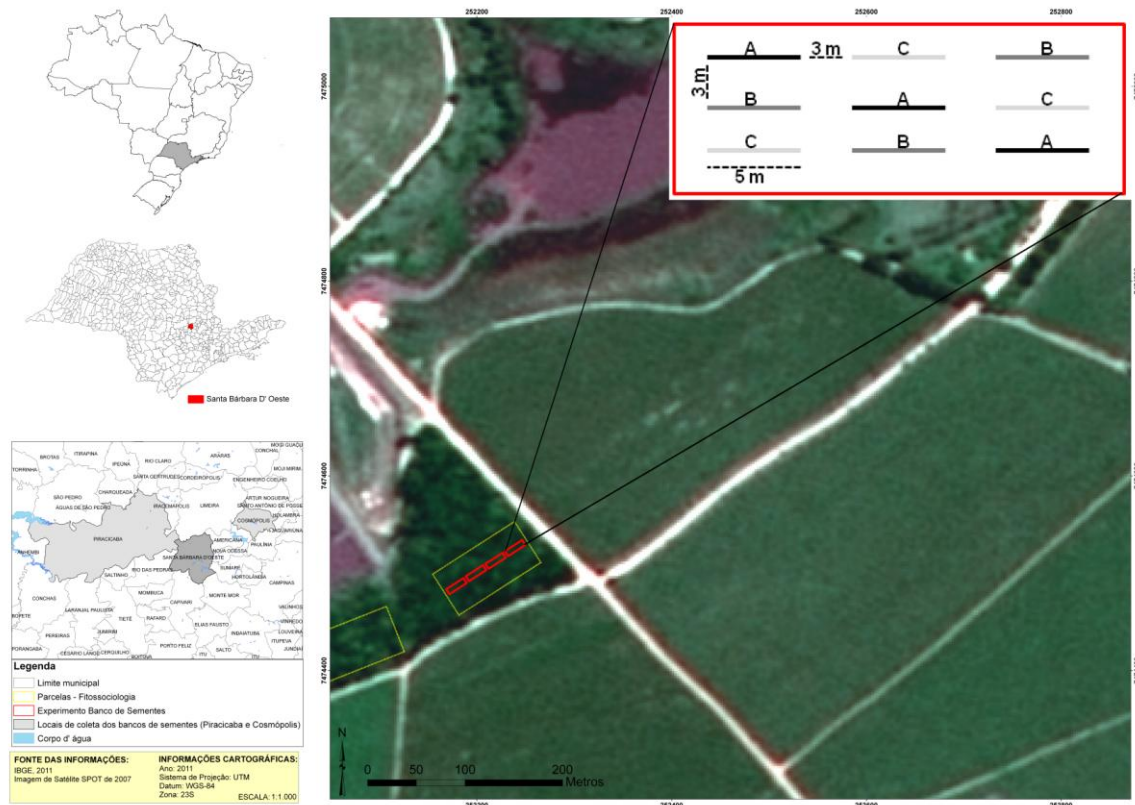


Figura 31 - Contextualização dos sítios de coleta dos bancos de sementes e do município de Santa Bárbara D'Oeste no Estado de São Paulo com detalhe (em vermelho) dos quatro quadrados latinos situados em um dos blocos de 50 parcelas utilizadas na caracterização florística e fitossociológica na área restaurada no entorno da represa São Luiz, em 2011.

O primeiro levantamento florístico realizado nas florestas e capoeiras naturais da Estação, utilizando as metodologias de transecto com linha de interceptação e expedições casuais, identificou 76 espécies nativas (PINHEIRO et al., 1999). Gonçalves (2009), estudando a regeneração natural do sub-bosque apenas do talhão 30, onde parte dos bancos de sementes superficiais foi coletada para este estudo, encontrou, considerando o DAP a partir de 3,0 cm e altura mínima de 1,5 m, 425 indivíduos de 63 espécies pertencentes a 29 famílias. Foram identificadas seis espécies exóticas ocorrendo no sub-bosque desse talhão sendo que todas elas apresentaram síndrome de dispersão por zoocoria, destacando-se a espécie *Melia azedarach* L. (Meliaceae) que foi a mais representativa.

Desta forma, ambas as áreas de coleta dos bancos de sementes estão em

processo de regeneração, tornando sua composição interessante do ponto de vista ecológico da restauração.

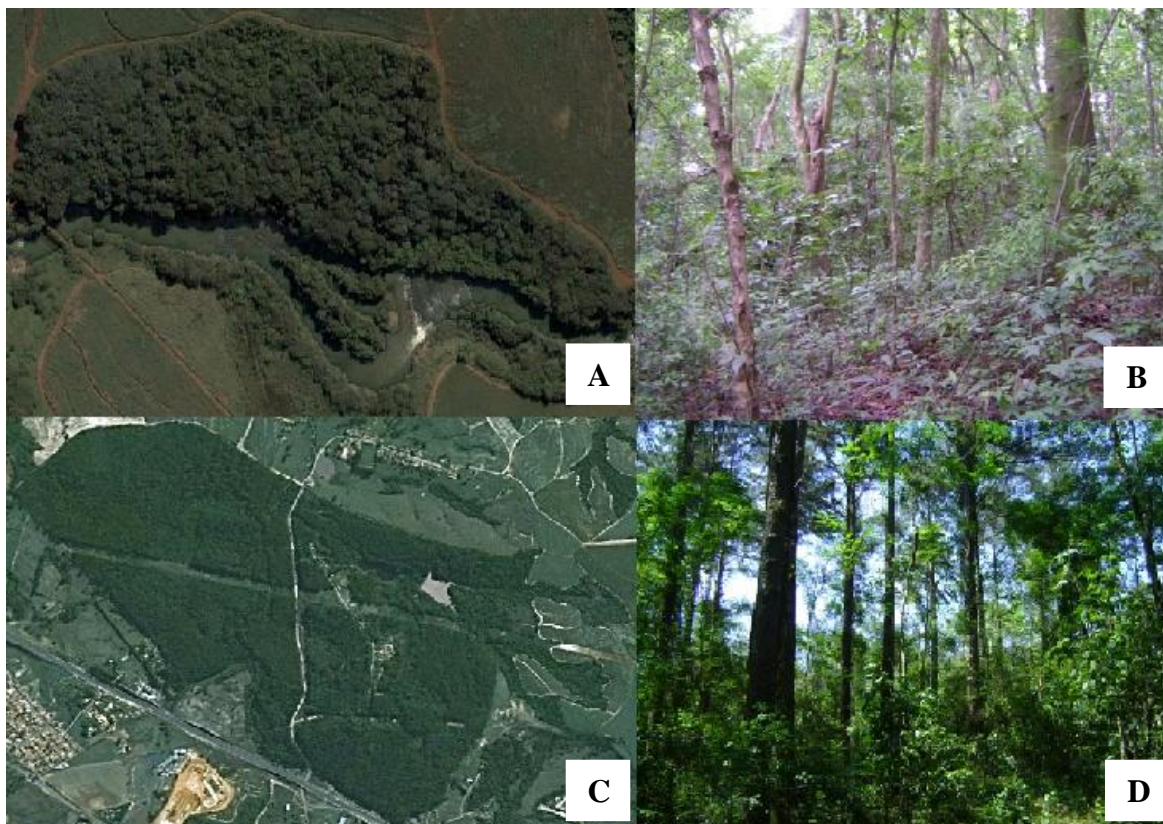


Figura 32 - Imagem de satélite e detalhe do sub-bosque da Restauração de 50 anos em Cosmópolis, SP (A e B) e da Floresta de *Pinus* sp na Estação Experimental de Tupi, em Piracicaba, SP (C e D), onde foram coletados os bancos de sementes superficiais (Fonte das imagens de satélite: *Google earth TM 2009*. Imagens dos sub-bosques fotografadas em 2011)

Coleta dos bancos de sementes

As coletas foram realizadas no início da primavera (primeira quinzena de outubro), período, de acordo com Morellato (1991), posterior ao pico de dispersão da maioria das espécies arbustivo-arbóreas em FES, o que aumenta as chances de obtenção de um maior número e diversidade de sementes nos bancos superficiais. Em setembro foi o mês que Gandolfi (2000) obteve o maior número de sementes depositadas em 20 dos 24 coletores utilizados na avaliação da chuva de sementes em uma FES em Campinas, SP, corroborando os dados de Morellato (1991) e, desta forma, justificando a coleta dos banco de sementes superficiais no início do mês de outubro para desenvolvimento do presente trabalho.

Em cada sítio de coleta (R50 e FP) foram percorridas três linhas aleatórias o mais distante possível entre si, mas ao mesmo tempo de forma que todas pudessem ficar situadas no interior do plantio, ou seja, distantes da borda (Figura 33). Ao longo dessas

linhas foram sorteados 70 pontos por sítio para serem coletados os bancos de sementes superficiais do solo. Esses pontos tiveram suas distâncias percorridas sorteadas para frente e para os lados (variando entre uma escala de um e cinco metros), além do lado da linha que seria coletado (direita/esquerda). Esse procedimento foi adotado para evitar a escolha subjetiva de pontos de amostragem e com o intuito de abranger uma área mais ampla de modo que seja descrita a grande variabilidade natural do banco de sementes de cada sítio. A mesma metodologia foi empregada na área experimental (aqui tratada como SB), coletando-se 10 amostras a fim de caracterizar o banco de sementes existente na área onde o experimento foi alocado. Esse material foi conduzido aos canteiros irrigados e sombreados juntamente com 10 amostras de cada um dos outros dois sítios.

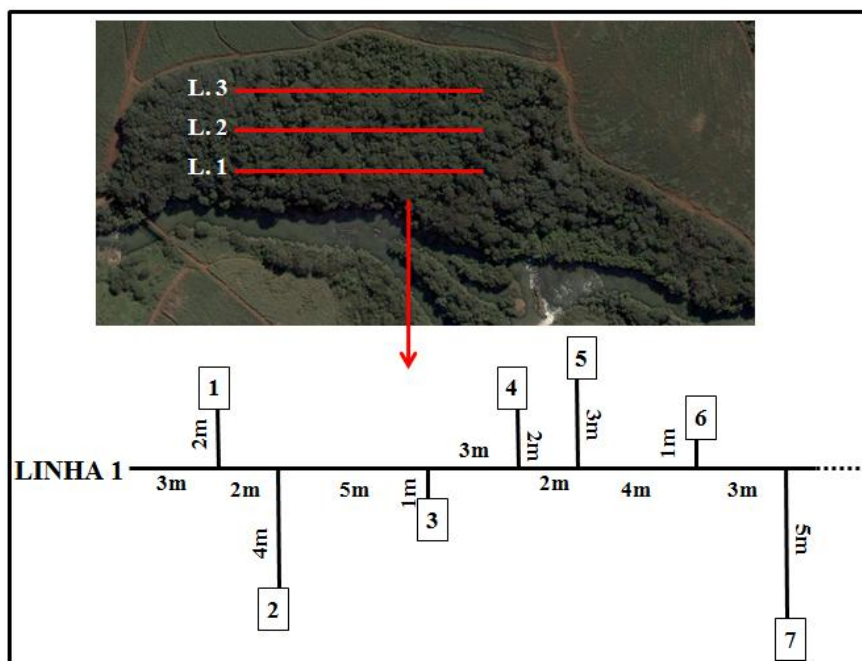


Figura 33 - Esquema da metodologia utilizada na coleta dos bancos de sementes superficiais nos dois sítios de coleta e na área de experimento. Detalhe para a aleatoriedade na coleta de amostras na área

Os bancos de sementes superficiais do solo coletados corresponderam aos frutos e sementes e todo material depositado na superfície do solo, como folhas, ramos, cascas, estruturas reprodutivas, húmus etc, sendo excluído o solo mineral. Estruturas lenhosas maiores como ramos ou galhos foram descartadas com o objetivo de facilitar as operações de transporte e alocação do banco em campo.

Uma armação de madeira de formato quadrado de 0.5 x 0.5 m foi utilizada para delimitar a área de coleta (Figura 34). Uma vez coletado, o material de cada sítio foi acondicionado em sacos plásticos pretos de lixo com capacidade para 100 litros,

sendo etiquetados e transportados para o LERF (Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal – ESALQ/USP) para que, no máximo em 24 horas, fosse destinado ao campo e aos canteiros irrigados e sombreados, evitando um eventual comprometimento da viabilidade das sementes.



Figura 34 - Processo de coleta de banco de sementes superficiais com o auxílio de uma armação de madeira quadrada (A) com detalhe para o local do banco depois de realizada a coleta (B)

Transferência dos bancos de sementes para os canteiros e área experimental

O material coletado em cada sítio e na área do experimento foi depositado em 30 canteiros ocupados com 0,5 x 0,5 m de areia lavada (10 canteiros para cada sítio), visando confirmar a presença dos propágulos nos bancos superficiais através da emergência de plântulas e auxiliar os trabalhos de identificação taxonômica (Figura 35). Em cada canteiro foi colocado e espalhado um saco de material coletado.



Figura 35 - Bancos de sementes depositados em canteiros com irrigação e sombrite visando a confirmação das espécies ocorrentes e auxiliar na identificação específica

Os canteiros com os materiais coletados ficaram sombreados (com sombrite de 50% de sombreamento) e foram irrigados diariamente buscando promover a germinação das sementes capazes de germinar à sombra, condição encontrada no sub-bosque do plantio. Para verificar a possível presença de propágulos contaminantes no substrato foram mantidos cinco canteiros sem a deposição de material coletado (também ocupados com areia lavada) sob as mesmas condições de luz e disponibilidade hídrica que os demais. As amostras foram distribuídas nos canteiros em três blocos conforme os níveis de tratamento, além dos canteiros somente com areia.

O número de indivíduos, de espécies e seus respectivos hábitos de vida foram anotados em três avaliações mensais a partir do mês de fevereiro de 2010 (09/02/2010, 10/03/2010 e 09/04/2010). Os regenerantes foram considerados quando atingiam mais que 5 cm de altura. Os canteiros foram acompanhados (irrigando e retirando gramíneas que emergiam) de modo que pode ser assegurado que não houve mortalidade de indivíduos do banco até o início das avaliações. Como o objetivo era conhecer a composição final das espécies optou-se por aguardar um tempo maior para que os indivíduos estivessem bem desenvolvidos, facilitando sua identificação e a comparação com os regenerantes do experimento em campo. Algumas plântulas foram transplantadas para sacos plásticos e adubadas para facilitar sua identificação.

O delineamento experimental utilizado na área experimental em Santa Bárbara D'Oeste foi o Quadrado Latino (3 linhas x 3 colunas) repetido 4 vezes. O tratamento utilizado foi banco de sementes superficiais que se subdividiu em três níveis distintos: Restauração de 50 anos (R50), Floresta de *Pinus* sp (FP) e o banco de sementes da própria área – controle (SB) (Figura 31).

Cada nível de tratamento permaneceu três metros distante um do outro e foi composto por faixas de 5 metros de comprimento (sub-divididas em parcelas a cada um metro) por 50 cm de largura e 2 cm de profundidade, feitas com o auxílio de enxada (Figura 31). Cada parcela foi demarcada com a utilização de duas pequenas estacas de madeira em apenas um dos lados do retângulo. Esta estratégia foi adotada com a intenção de evitar que o experimento pudesse ser visto e mexido, já que pescadores, banhistas e principalmente trabalhadores das usinas canavieiras frequentemente acessam a área (Figura 36). Em cada parcela foi depositado um saco de material do total de 60 que foram coletados em cada um dos sítios (Figura 37).



Figura 36 - Demarcação das parcelas de 1,0 x 0,5 m com a utilização de pequenas estacas de madeira



Figura 37 - Preparação das faixas experimentais (A) e deposição dos bancos de sementes superficiais em parcelas com detalhe para as estacas utilizadas na delimitação da parcela (B)

As parcelas do nível de tratamento SB, após terem seus galhos mais grossos e folhas maiores cuidadosamente retirados, tiveram apenas dois centímetros de sua serrapilheira e camada superficial de solo orgânico (acima do solo mineral) revolvidos a fim de estimular a germinação do banco de sementes eventualmente já presente no

local. Metcalfe e Turner (1998), estudando o efeito da remoção da serrapilheira e da escarificação do solo sobre o banco de sementes de uma Floresta Pluvial em Singapura observaram que o único tratamento que promoveu significativamente a germinação das sementes pequenas foi removendo-se a serrapilheira associado ao revolvimento do solo, mesmo procedimento adotado no presente estudo.

Os indivíduos emergidos que alcançassem altura superior a 5 cm foram avaliados mensalmente até o sexto mês e bimestralmente até que fosse completado um ano. As avaliações ocorreram nos dias 20/11/2009, 19/12/2009, 17/01/2010, 23 e 24/02/2010, 20 e 21/03/2010, 26 e 27/04/2010, 21 e 22/06/2010, 19/08/2010 e 26/10/2010. Após 15 dias que o experimento havia sido instalado foi realizada uma avaliação prévia dos regenerantes, apesar de ela não ter sido considerada uma avaliação oficial. Esses indivíduos foram etiquetados, quantificados, determinados ao nível de espécie e monitorados em relação à sobrevivência.

Assim como no estudo florístico e fitossociológico, o material botânico coletado foi herborizado de acordo com as instruções recomendadas por Fidalgo e Bononi (1984). O sistema de classificação utilizado para as famílias botânicas foi o APG II (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2003) e os nomes científicos revisados conforme Forzza et al. (2010) propõem no Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil. A literatura utilizada para identificação das espécies foi Lorenzi (2000), Lorenzi (2008) e Moreira e Bragança (2010). Quando necessário, foi solicitada a ajuda de especialistas em plantas daninhas para a correta identificação de algumas espécies. Alguns indivíduos do experimento em campo tiveram que ser coletados e transferidos para sacos plásticos para que pudessem ser irrigados e adubados, auxiliando sua identificação taxonômica.

Todas as espécies encontradas foram caracterizadas quanto ao hábito de vida e, somente no caso dos indivíduos arbóreos, quanto ao grupo sucessional, síndrome de dispersão e posição no estrato florestal, de acordo com literatura específica.

Os indivíduos emergentes foram agrupados quanto aos hábitos de vida baseados na descrição proposta por Font-Quer (1989): árvore (vegetal lenhoso com tronco e copa e ramificação distante do solo), arbusto (vegetal lenhoso com ramificação próxima ao solo), erva (vegetal não lignificado, incluindo gramíneas e ciperáceas) e cipó (vegetal com hábito sarmentoso). Quanto à síndrome de dispersão os indivíduos arbóreos também foram classificados em: autocóricas, anemocóricas e zoocóricas (Van der Pijl, 1972); utilizando-se informações encontradas na literatura (OLIVEIRA-FILHO

et al., 2004; TONIATO; OLIVEIRA-FILHO, 2004; CATHARINO, 2006; YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2007; CARMO; MORELLATO, 2009). Em relação ao grupo sucessional, os indivíduos arbóreos emergentes foram agrupados conforme a classificação de Gandolfi (2000) em pioneiras, secundárias iniciais, climácicas e sem caracterização. Dossel e sub-bosque foram as classes utilizadas para classificar as espécies de plântulas arbóreas emergidas em relação a posição na qual a espécie é comumente encontrada no estrato florestal.

O material coletado em R50 e FP (destinado aos canteiros e experimento) e na área restaurada em Santa Bárbara D'Oeste (destinado somente aos canteiros) foi recolhido e depositado seqüencialmente (dia após dia) ou logo após a coleta para evitar que os bancos fossem comprometidos enquanto estivessem armazenados e que existissem diferenças temporais na deposição do material em campo.

Análises dos dados

Os efeitos dos fatores sobre as variáveis resposta (“*número de espécies regenerantes*” e “*número de indivíduos*”) foram testados através da análise de variância com modelo apropriado para experimentos em quadrados latinos e, quando observados efeitos significativos, foi aplicado o teste de Tukey para comparações múltiplas de médias (ZAR, 1984). O nível de significância estabelecido para o estudo foi de 5% ($\alpha = 0,05$). As análises foram calculadas através do procedimento *Glimmix* do sistema SAS (SAS Institute Inc. The SAS System, release 9.2, SAS Institute Inc., Cary:NC, 2008). Preliminarmente à aplicação da análise de variância foram conduzidos estudos de suposições e foram adotadas medidas saneadoras objetivando a melhor aderência dos erros à distribuição normal, homogeneidade de variâncias e ausência de valores discrepantes e/ou excessivamente influentes.

Os dados de precipitação e temperatura média obtidos das estações meteorológicas de Santa Bárbara D'Oeste e Piracicaba para os anos de 2009 e 2010 foram agrupados em decêndios (de 10 em 10 dias até que se completasse um mês) para serem utilizados como base na geração das análises de deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica propostas por Rolim, Sentelhas e Barbieri (1998) de acordo com Thornthwaite e Mather (1955), utilizando o programa Microsoft Excel 2007.

3.3 Resultados e Discussão

Bancos de Sementes dos Canteiros na ESALQ/USP

Os bancos de sementes que foram transferidos para os canteiros irrigados diariamente tiveram 347 plântulas emergidas que atingiram o padrão de altura para medição ao longo das três avaliações realizadas. Desse total, 198 indivíduos (57,1%) pertenciam ao nível de tratamento FP, 50 indivíduos (14,4%) ao nível de tratamento R50 e 99 indivíduos (28,5%) ao nível de tratamento SB (Tabela 5).

Encontrou-se um total de 54 espécies distribuídas em 24 famílias, sendo que uma família ficou indeterminada. A família que apresentou uma maior número de espécies foi Asteraceae com 8 espécies (14,8%), seguida por Solanaceae e Fabaceae com 6 espécies cada (11,1%) e Malvaceae e Rubiaceae com 4 espécies (7,4%). As outras 26 espécies (48,2%) ficaram distribuídas nas 19 famílias restantes. Nos canteiros, 6 espécies (*Emilia sonchifolia*, *Acalypha communis*, *Phyllanthus claussenii*, *Phyllanthus niruri*, *Conyza canadensis* e *Parthenium hysterophorus*) foram excluídas da lista das espécies regenerantes por terem ocorrido também nos canteiros que continham só areia, apontando que se tratavam de espécies contaminantes (Tabela 5).

No total foram encontradas 17 espécies arbustivas (31,4%) que correspondem a 193 indivíduos (55,6%), 16 arbóreas (29,6%) representadas por 79 indivíduos (22,7%), 7 cipós (12,9%) com 46 indivíduos (13,2%), 11 de ervas (20,3%) com 26 indivíduos (7,5%) e 3 não puderam ser determinadas (5,5%) e estavam representadas por apenas 1 indivíduo cada (total de 0,8%) (Tabela 5).

Tabela 5 - Composição florística, hábito de vida e número de indivíduos das espécies vegetais encontradas nos bancos de sementes superficiais transferidos da Floresta de *Pinus* sp (FP) de Piracicaba, do Reflorestamento de 50 anos (R50) de Cosmópolis e da área experimental em Santa Bárbara D'Oeste (SB) para os canteiros irrigados na ESALQ/USP, em 2011. As espécies foram organizadas por família.

Família	Espécie	HV	(continua)		
			CANTEIROS		
			FP	R50	SB
Amaranthaceae	<i>Amaranthus spinosus</i> L.	Arbusto		1	
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia melastoma</i> Silva Manso ex Duch.	Cipó	1		
Asteraceae	<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	Cipó	1		13
	<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H.Rob.	Arbusto	12		
	<i>Gnaphalium</i> sp	Erva			1
	<i>Lepidaploa remotiflora</i> (Rich.) H.Rob.	Arbusto			39
	<i>Mikania capricorni</i> B.L.Rob.	Cipó	17	1	3
	<i>Mikania micrantha</i> Kunth	Cipó	1		1
	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	Erva			2
	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	Arbusto	1		7
Bignoniaceae	<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G.Lohmann	Cipó	1		
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Árvore		1	
Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i> sp	Cipó	2		
Euphorbiaceae	<i>Croton lundianus</i> (Didr.) Müll.Arg.	Erva	1		
	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Árvore			1
	<i>Tragia</i> sp1	Cipó	5		
Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth.	Árvore		1	
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Árvore	2		11
	<i>Mimosa pudica</i> L.	Arbusto		1	
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Árvore		11	
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Árvore		1	
	<i>Senna pendula</i> (Humb.& Bonpl. ex Willd.) H.S.Irwin & Barneby	Árvore			1
Indeterminada	Indet. 1	Indet.	1		
	Indet. 2	Indet.	1		
	Indet. 3	Indet.	1		
Malvaceae	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Árvore			1
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Arbusto	4		
	<i>Sida</i> sp	Arbusto			2
	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Arbusto	72		
Melastomataceae	<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn	Árvore	5	1	

Tabela 5 - Composição florística, hábito de vida e número de indivíduos das espécies vegetais encontradas nos bancos de sementes superficiais transferidos da Floresta de *Pinus* sp. (FP) de Piracicaba, do Reflorestamento de 50 anos (R50) de Cosmópolis e da área experimental em Santa Bárbara D'Oeste (SB) para os canteiros irrigados na ESALQ/USP, em 2011. As espécies foram organizadas por família.

Família	Espécie	HV	(conclusão)		
			CANTEIROS		
			FP	R50	SB
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i> L.	Árvore	21	3	
Moraceae	<i>Ficus</i> sp	Árvore	1		
Onagraceae	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	Erva	1		
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Arbusto	4		
	<i>Piper umbellatum</i> L.	Arbusto	6	6	
Plantaginaceae	<i>Scoparia dulcis</i> L.	Erva	2		
	<i>Stemodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	Erva	2		
Poaceae - Bambusoideae	Bambusoideae sp	Arbusto	1		1
Portulacaceae	<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	Erva	3	1	
Rubiaceae	<i>Borreria</i> sp1	Erva	5		
	<i>Borreria</i> sp2	Erva			1
	<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.	Erva	1		5
	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Erva		1	
Rutaceae	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Árvore		1	
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schldl.	Árvore			7
	<i>Cestrum mariquitense</i> Kunth	Arbusto			1
	<i>Solanum americanum</i> Mill.	Arbusto	2		1
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	Árvore		3	
	<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	Árvore		3	
	<i>Solanum variabile</i> Mart.	Arbusto		1	
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Árvore	2	2	
	Urticaceae sp	Arbusto	1		1
Verbenaceae	<i>Lantana</i> sp	Arbusto		1	
Violaceae	<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A. St.-Hil.) Taub.	Arbusto	18	10	
Total			198	50	99

A transferência de bancos de sementes visa principalmente as sementes de espécies arbóreas para contribuir com a estrutura da comunidade florestal. As espécies arbóreas regenerantes do banco de sementes controle (SB) foram desconsideradas uma vez que, ocorrendo na área restaurada de Santa Bárbara D'Oeste, não se constituiriam potenciais enriquecedoras da comunidade. Desta forma, foram contabilizadas um total de 12 espécies que comprovadamente emergiram dos bancos FP e R50 sombreados e irrigados e por isso poderiam regenerar no experimento em campo (Tabela 6).

Apenas *Mimosa bimucronata* ocorreu tanto nos bancos de FP quanto de SB (Tabela 6). Assim como *M. bimucronata*, *Pterogyne nitens*, *Schizolobium parahyba* e *Solanum granuloseprosum* são espécies que estão plantadas na área, porém não tiveram indivíduos regenerantes nos bancos de sementes do nível de tratamento SB (controle) colocados nos canteiros (Tabela 2 e 6). Desta forma, essas espécies, caso ocorressem nos bancos transferidos para a área experimental, poderiam contribuir com o aumento da diversidade genética das populações implantadas no início do projeto. Na área restaurada em Santa Bárbara D'Oeste também foram plantadas duas espécies pertencentes ao gênero *Ficus* (*Ficus citrifolia* e *Ficus guaranitica*) então o indivíduo identificado como *Ficus* sp, pertencendo a uma dessas espécies, também poderia contribuir com a variabilidade genética dessas populações.

O estímulo da regeneração natural em Santa Bárbara D'Oeste através do revolvimento do banco de sementes autóctone não pode ser considerado uma alternativa interessante do ponto de vista ecológico devido ao baixo número de indivíduos e espécies arbóreas que emergiram nos bancos da área em condições controladas. No total, emergiram 21 indivíduos de 5 espécies sendo que 11 são da espécie *M. bimucronata* e 7 da espécie *Acnistus arborescens* (Tabela 5). Esses resultados revelam o baixo potencial de regeneração do banco de sementes que hoje existe na área, refletindo a pouca chegada de sementes alóctones já que apenas uma espécie que emergiu não teve indivíduos adultos amostrados no plantio (*Senna pendula*).

Tabela 6 - Lista florística e número de indivíduos das espécies arbóreas encontradas nos bancos de sementes superficiais dos níveis de tratamento Floresta de *Pinus* sp (FP) e Reflorestamento de 50 anos (R50) nos canteiros irrigados na ESALQ/USP (foram desconsideradas as espécies que ocorreram somente em SB). As espécies foram organizadas seguindo a ordem alfabética das famílias e caracterizadas quanto ao G = grupo sucessional (Pi = pioneiras, Si = secundárias iniciais, Cl = climácicas e Nc = não caracterizadas), S = síndrome de dispersão (Zoo = zoocórica, Ane = anemocórica e Aut = autocórica) e E = posição no estrato florestal (D = dossel e SB = sub-bosque)

Família	Espécie	G	SD	E	Nível de Tratamento		
					FP	R50	SB
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	P	Zoo	D		1	
Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemin ex Benth.	Si	Ane	D		1	
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	P	Ane	D	2		11
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	P	Ane	D		11	
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	P	Ane	D		1	
Melastomataceae	<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn	P	Ane	D	5	1	
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i> L.	Nc	Zoo	D	21	3	
Moraceae	<i>Ficus</i> sp	Si	Zoo	D	1		
Rutaceae	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Cl	Aut	SB		1	
Solanaceae	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	P	Zoo	D		3	
	<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	P	Zoo	D		3	
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	P	Zoo	D	2	2	

Considerando que a área restaurada em Santa Bárbara D'Oeste já está sombreada pelo dossel a mesma situação tentou ser simulada nos canteiros na ESALQ/USP. Porém, observa-se que diante do número de espécies pertencentes ao grupo sucessional das pioneiras que regeneraram torna-se evidente que as mesmas condições de sombreamento não foram obtidas.

No total regeneraram 8 espécies pioneiras (66,6% das arbóreas) e acredita-se que o principal motivo para isso seja a alta disponibilidade de luz ocasionada pela colocação de apenas uma camada de sombrite, equivalente à retenção de 50% da luz solar de acordo com informações do fabricante. Conforme os relatos de Gandolfi⁴ (comunicação pessoal) em FES naturais, ou seja, com um dossel bem estabelecido, obtêm-se uma PPF_D (densidade de fluxo de fótons fotossinteticamente ativos) total diária de aproximadamente 25 mol.m⁻².d⁻¹. Porém, com uma camada de sombrite chega-se à aproximadamente 400 mol.m⁻².d⁻¹, o que equivale a uma clareira pequena. Devido à grande irradiância que passou pelo sombrite foi possível que as sementes destas

⁴Sergius Gandolfi, biólogo, doutor em Biologia Vegetal pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) e professor assistente do Departamento de Ciências Biológicas (ESALQ/USP).

espécies pioneiras, fotoblásticas positivas, germinassem, diferenciando da situação que era esperada na área experimental. Smith (1986) sugere que o requerimento de luz para a germinação é particularmente um fenômeno de sementes pequenas, as quais envolvem não somente várias espécies herbáceas, como também sementes de árvores de espécies pioneiras.

Uma espécie pioneira que pode ser tomada como exemplo para essa situação é *Cecropia pachystachya* que teve dois indivíduos germinados em cada nível de tratamento (FP e R50) nos canteiros. Provavelmente até os dias de hoje suas sementes ainda não receberam luz o suficiente para germinarem em campo, perdendo sua viabilidade ou até permanecendo dormentes nos bancos transferidos. De acordo com Federer e Tanner (1966) a luz solar filtrada através do dossel tem sua distribuição espectral modificada em função da absorção seletiva das folhas.

Tomando como base o processo sucessional e diante do atual estado que a comunidade arbustivo-arbórea local se encontra (vide capítulo 1), espécies secundárias iniciais e climácicas precisavam ter regenerado em diversidade e número de indivíduos satisfatórios, ou seja, suficientes para contribuir com a manutenção do dossel. Apenas um indivíduo das espécies *Centrolobium tomentosum*, *Ficus* sp (ambas secundárias iniciais) e *Esenbeckia febrifuga* (climácica) regenerou. Essas são espécies que potencialmente contribuiriam com o aumento da diversidade no sub-bosque (no caso *E. febrifuga*) e no processo de substituição de árvores do dossel, ocupando o sub-bosque enquanto as árvores pioneiras (atualmente em maioria no dossel – Figuras 28, 29 e 30) estivessem presentes e chegando ao teto da floresta quando elas morressem, comportamento esse esperado para as secundárias iniciais. *Ficus* sp, por ser uma espécie zoocórica muito atrativa de fauna, principalmente de morcegos e aves, se destacaria ainda mais nesse contexto (MENDONÇA-SOUZA, 2006; PEREIRA; ESBÉRARD, 2009).

Uma espécie que merece destaque é *Melia azedarach* por ter ocorrido em ambos os níveis de tratamento (FP e R50), com um grande número de indivíduos principalmente em FP. De acordo com Vieira e Gandolfi (2006) quase 80% dos propágulos amostrados sob 15 indivíduos dessa espécie em uma área restaurada eram frutos da própria espécie que, apesar de não possuir muitos indivíduos regenerantes na área, que já está submetida a um alto grau de sombreamento, forma um banco de sementes denso com elevado número de emergentes quando exposto a pleno sol. Diante

da situação de luz dos canteiros, tornou-se inevitável que suas sementes germinassem e os indivíduos se estabelecessem já que estavam presentes nos bancos transferidos.

Exceto *Esenbeckia febrifuga* que ocorre preferencialmente no sub-bosque, todas as espécies amostradas, quando adultas, ocupam o dossel da floresta (Tabela 6). Como exemplo pode ser citado a espécie *Trema micrantha* que é uma espécie pioneira típica, com rápido crescimento, cujos frutos são muito apreciados pela fauna e por isso é amplamente dispersa pela floresta, ocorrendo mais comumente em clareiras, bordas de fragmentos ou florestas secundárias mais perturbadas (GANDOLFI, 2000; FARAH, 2003).

A síndrome de dispersão que predominou entre as espécies arbóreas regenerantes nos bancos de sementes dos canteiros irrigados foi a zoocoria (6 espécies – 50%) seguida pela anemocoria (5 espécies – 41,6%) sendo que apenas uma espécie (8,3%) era capaz de dispersar as próprias sementes. Caso essas sementes de espécies zoocóricas conseguissem obter luz suficiente para germinar e se desenvolverem na área onde os bancos foram testados experimentalmente, se tornariam excelentes mecanismos de favorecimento para a chegada de fauna.

Entre as espécies arbustivas amostradas *Triumfetta rhomboidea* chamou a atenção pelo elevado número de indivíduos (72) que germinaram em apenas uma amostra de banco de sementes proveniente do nível de tratamento FP depositada nos canteiros. Essa espécie produz inflorescências do tipo cacho com uma grande quantidade de sementes que geralmente caem ao redor da planta mãe e isso fez com que a amostra coletada próximo a esse indivíduo ou grupo deles tivesse um elevado número de sementes da mesma espécie (MOREIRA; BRAGANÇA, 2010). A dispersão, seja ela de forma agregada ou isolada, propicia taxas diferenciadas de predação e altera as probabilidades de sobrevivência das plântulas de uma determinada população nos seus primeiros meses de vida, influenciando a dinâmica das plântulas em uma dada comunidade (HOWE; SCHUPP; WESTLEY, 1985).

A variação no número de sementes presente nos bancos depende do período reprodutivo dos indivíduos adultos e da dispersão de propágulos alóctones (HARPER, 1977; ALMEIDA-CORTEZ, 2004; RODRIGUES et al., 2011). Gandolfi (2000) avaliou a chuva de sementes em uma FES no município de Campinas, SP, e encontrou uma variação de 0 a 2.717 sementes.m⁻².mês⁻¹ e de 0 a 14 morfoespécies. De Siqueira (2002), avaliando áreas restauradas em Piracicaba, SP, através da chuva de sementes, encontrou que o número de sementes depositado por parcela durante o período de

estudo variou entre 30,33 a 497,33. Portanto, como já colocado por muitos autores que trabalham com bancos de sementes, a variabilidade entre uma parcela e outra amostrada é alta tanto para a riqueza de espécies quanto para a abundância em resposta à heterogeneidade da chuva de sementes durante a dispersão. Desta forma, estudos desse tipo devem sempre coletar um elevado número de parcelas que abranjam as mais diferentes situações ambientais presentes na área trabalhada, como foi o caso da espécie *T. rhomboidea*.

O gênero *Piper* possui muitas espécies que contribuem com a chegada da fauna em plantios de restauração ecológica por produzirem frutos que servem de alimentos, principalmente para aves e morcegos, que são os principais responsáveis pelo transporte e deposição de sementes em florestas tropicais (SILVA, 2008). Desta forma, os bancos de sementes oriundos de FP e R50 potencialmente poderiam contribuir com o enriquecimento destes arbustos para a área restaurada de Santa Bárbara D'Oeste, aumentando a chegada desses animais e as chances deles dispersarem sementes alóctones no local (Tabela 5).

Bancos de Sementes do Campo – área experimental em Santa Bárbara D'Oeste, SP

Durante as nove avaliações oficiais de coleta de dados, juntamente com uma primeira avaliação do experimento que foi realizada após 15 dias de implantação, verificou-se uma grande oscilação no número de indivíduos regenerantes. A partir do início do mês de novembro do ano de 2009 os bancos de sementes depositados começaram a se expressar elevando o número de sementes germinadas e alcançando o pico nas avaliações de fevereiro e março de 2010. Daí em diante iniciou uma redução acentuada apresentando ao fim do estudo valores menores que a metade do número total alcançado no período ótimo. O nível de tratamento FP apresentou uma maior variação no número de indivíduos durante as avaliações, porém observa-se a mesma tendência para os níveis de tratamento R50 e SB (Figura 38).

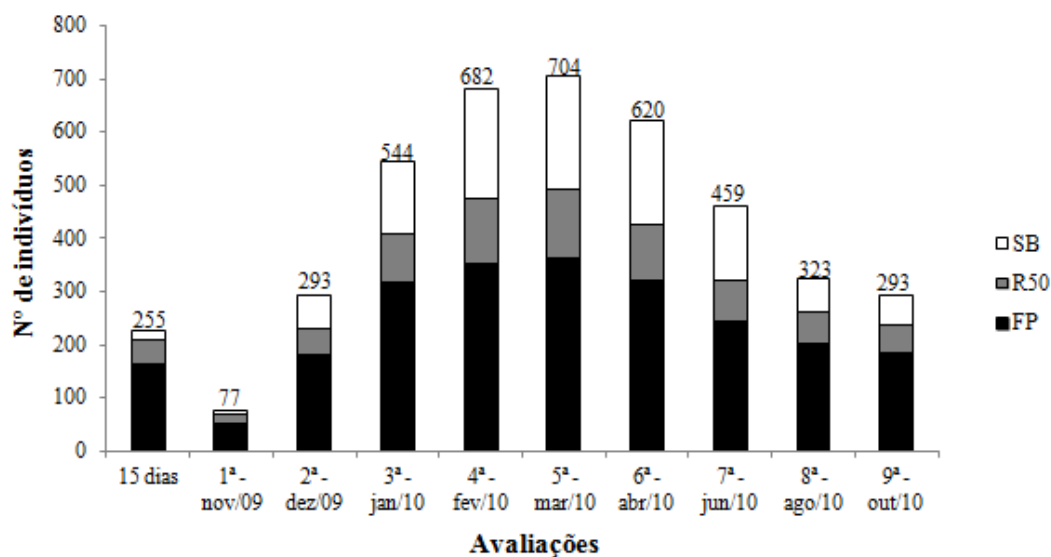


Figura 38 - Variação temporal no número de indivíduos emergentes dos bancos de sementes superficiais por nível de tratamento (Floresta de *Pinus* sp = FP, Reflorestamento de 50 anos = R50 e área experimental em Santa Bárbara D'Oeste = SB), transferidos para o sub-bosque da área em restauração no entorno da represa São Luiz no município de Santa Bárbara D'Oeste, SP, entre out/2009 e out/2010. (O número total de indivíduos para cada avaliação foi encontrado em 90 m² e de cada tratamento em 30 m²)

Durante os trabalhos de campo observou-se que a sobrevivência dessas plântulas dependia muito da disponibilidade de matéria orgânica sobre o solo, mas principalmente da umidade que essa matéria orgânica pode reter e disponibilizar para as plantas. Houve casos onde plântulas menores que cinco centímetros, provavelmente oriundas dos bancos de sementes transferidos, pela manhã estavam eretas e ao fim da tarde, após um dia excessivamente quente, apresentavam-se murchas indicando que não sobreviveriam (observação pessoal). Essa situação foi mais comum em casos onde não existia uma camada espessa de matéria orgânica (além de estar associada a um solo mais arenoso), responsável pelo fornecimento de água nos primeiros centímetros de exploração das radículas destas plântulas. Muitos autores afirmam que o estabelecimento das plântulas é uma das fases mais arriscadas do ciclo de vida das plantas, onde há uma das mais altas taxas de mortalidade (ALDER; SYNNOTT, 1992; SWAINE, 1996; PULITANO; DURIGAN; DIAS, 2004).

De acordo com Borges e Rena (1993) o processo de germinação inicia-se com a absorção de água por embebição, sendo necessário que a semente alcance um nível adequado de hidratação que permita a reativação dos seus processos metabólicos. Desta forma, os danos causados pela deficiência hídrica após a germinação é uma das maiores limitações para o estabelecimento de espécies em muitos habitats (ALVIM, 1996). Por

isso relacionou-se a variação do número de indivíduos encontrada aos índices pluviométricos registrados na área durante o período do estudo.

Paiva & Poggiani (2000), ao plantarem mudas de cinco espécies no sub-bosque de um remanescente florestal secundário do interior do estado de São Paulo, relacionaram a baixa mortalidade encontrada principalmente com a variação na umidade disponível no solo. Isso demonstra a importância da disponibilidade hídrica não só para plântulas recém emergidas, mas também para mudas que foram plantadas com sistema radicular e parte aérea presumivelmente bem estabelecidos.

Nos meses de nov/2009 à jan/2010 foi registrada uma precipitação atípica para a região, chegando à um percentual de 42% a mais de chuvas considerando o mesmo período quando analisada a precipitação média do município de Santa Bárbara D'Oeste (Figura 2 e 39). Mesmo com uma redução brusca das precipitações a partir de fev/2010 as plântulas conseguiram sobreviver no período entre fevereiro e abril de 2010. Essa sobrevivência foi possivelmente devido à alta disponibilidade de água acumulada no solo após meses consecutivos com altas precipitações e a uma considerável precipitação que houve no mês de mar/2010 (166 mm) (Figura 40). A partir de abr/2010 a água começou a se tornar um fator limitante para as plântulas no solo, justificando a redução no número de indivíduos amostrados.

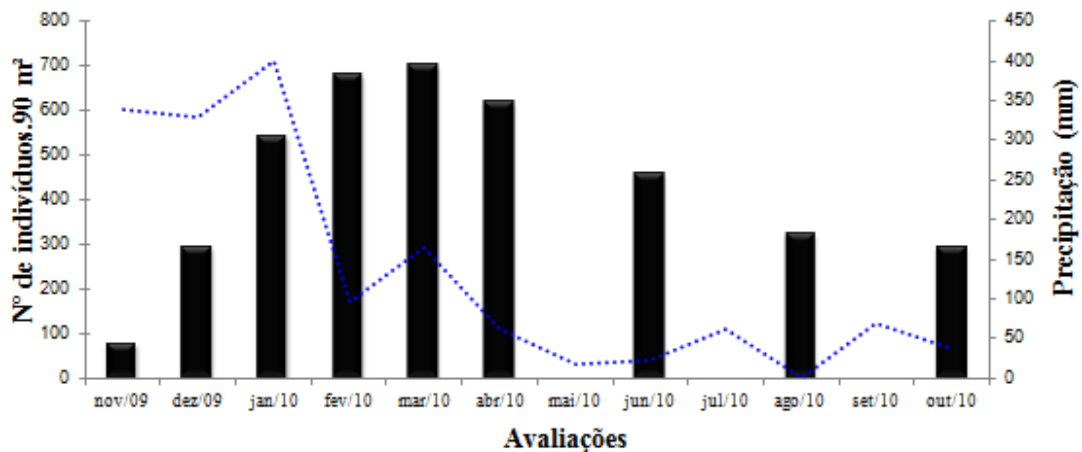


Figura 39 - Variação temporal no número total de indivíduos emergentes dos bancos de sementes superficiais transferidos por avaliação (coluna) e precipitação em mm (linha pontilhada em azul) registrada para o período de estudo na estação meteorológica do DAE de Santa Bárbara D'Oeste, SP.

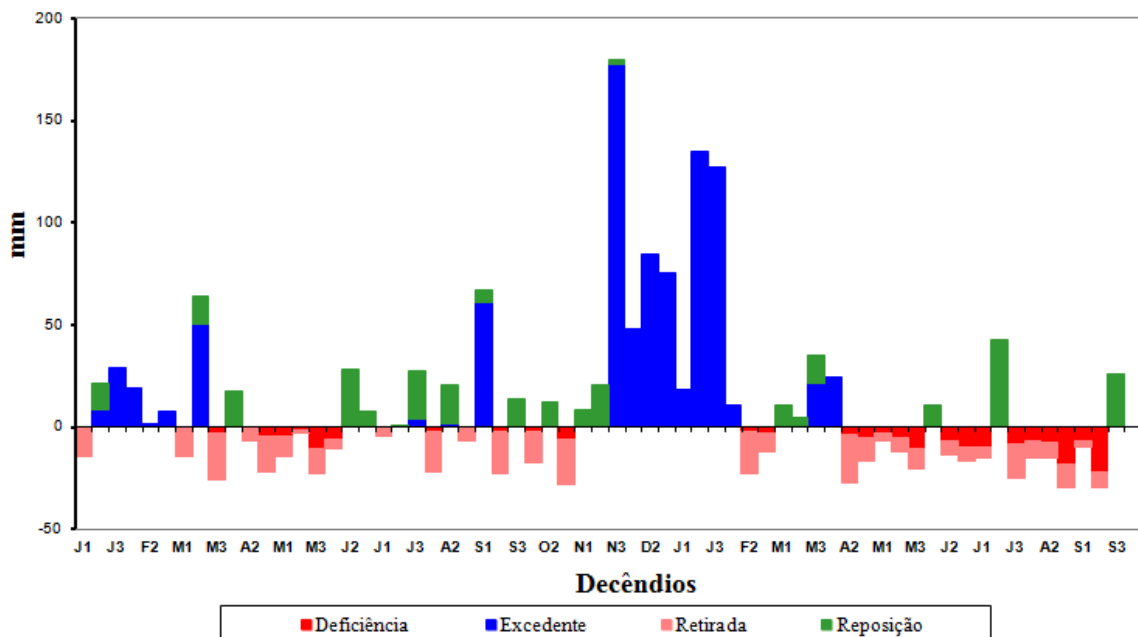


Figura 40 - Deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica dos dados decendiais de jan/2009 a set/2010 de acordo a estação meteorológica do Departamento de Água e Esgoto (DAE) de Santa Bárbara D'Oeste, SP

Uma alternativa para evitar essa mortalidade precoce dos indivíduos regenerantes é transferir esses bancos de sementes para um viveiro onde, assim que germinarem, as mudas poderão ser irrigadas, adubadas e submetidas às condições ambientais de sombreamento o mais similar possível das encontradas em campo. Após adquirirem um porte maior, com formação de parte aérea e radicular suficiente para suportarem o plantio, essas mudas podem ser transferidas para o campo, superando a difícil fase de plântula. Essas mudas também deverão ser plantadas preferencialmente no período chuvoso ou então irrigadas até que seu pegamento seja garantido, neste caso, quando o plantio for realizado no período de seca.

Dos Santos (2011) plantou, também sob a floresta em restauração em Santa Bárbara D'Oeste, mudas de diversas espécies e formas de vida que foram resgatadas quando ainda eram plântulas e receberam pré-tratamento em viveiro. Foi encontrada uma sobrevivência de 96,75% dos 400 indivíduos plantados sendo que nenhuma muda das sete espécies de lianas morreu. De acordo com De Aquino (2006) as altas porcentagens de germinação e sobrevivência em viveiros, do material originário do banco de sementes da serrapilheira de áreas remanescentes, sugerem que a produção de mudas em casas de vegetação, com posterior replantio em áreas a serem enriquecidas, deve representar uma otimização no aproveitamento desse material.

Diante dos dados obtidos por Le Bourlegat (2009), a produção das lianas em viveiro e posterior transplante para a área em restauração é promissora devido à alta sobrevivência e rápido desenvolvimento dos indivíduos. Entretanto, o custo elevado de manutenção das plantas no viveiro podem elevar os custos do projeto de enriquecimento. Por isso novos estudos deverão ser realizados considerando a possibilidade de se transferir os bancos de sementes superficiais para um viveiro, realizar os pré-tratamentos necessários e transplantar as mudas produzidas para o sub-bosque da área restaurada. Diante do aumento da sobrevivência e diversidade dos indivíduos regenerantes poderá ser analisada a viabilidade econômica da técnica.

O estudo de suposições da variável “número de espécies regenerantes” revelou boa aderência dos erros à distribuição normal, sendo desnecessária a aplicação de medidas que melhorassem o ajuste do modelo. Entretanto a variável “número de indivíduos” teve resíduos não aderentes à distribuição normal, o que foi corrigido com a aplicação de técnica de análise que considerasse que os dados são oriundos de população com distribuição lognormal; medida saneadora que revelou eficácia no aumento da verossimilhança do modelo.

A análise de variância revelou fortes indícios ($p < 0,01$) da existência de diferenças entre as médias verdadeiras do “número de espécies regenerantes” e do “número de indivíduos” nos diferentes níveis do fator tratamento (Tabela 7).

Tabela 7 - Resultados da ANOVA para as variáveis número de espécies regenerantes e número de indivíduos em relação ao efeito dos tratamentos com base em um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$)

Variável	GL numerador	GL denominador	Valor F	Pr > F
Nº de espécies regenerantes	2	26	18,65	<.0001
Nº de indivíduos	2	26	17,93	<.0001

Desta forma são apresentados os testes de Tukey ($\alpha = 0,05$) para o número de espécies regenerantes encontrados (Tabela 8). O teste de Tukey evidencia que o tratamento FP apresenta média significativamente maior de número de espécies regenerantes que os tratamentos R50 e SB.

Tabela 8 - Comparação do número de espécies regenerantes entre os níveis de tratamento Floresta de *Pinus* sp (FP), Restauração de 50 anos (R50) e Santa Bárbara D'Oeste – controle (SB) pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Tratamento	Média	Desvio padrão	Limite de confiança (95%)		Grupos de Tukey
			superior	inferior	
FP	9,00	4,67	12,34	5,66	A
SB	3,08	1,88	4,28	1,89	B
R50	3,00	1,41	3,95	2,05	B

Na tabela 9 é apresentada a análise do número de indivíduos regenerantes. O teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) evidencia que o tratamento FP também apresenta média significativamente maior de número de indivíduos regenerantes que os tratamentos R50 e SB.

Tabela 9 - Comparação do número de indivíduos regenerantes entre os níveis de tratamento Floresta de *Pinus* sp (FP), Restauração de 50 anos (R50) e Santa Bárbara D'Oeste – controle (SB) pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)

Tratamento	Média	Desvio padrão	Limite de confiança (95%)		Grupos de Tukey
			superior	inferior	
FP	18,50	14,49	28,87	8,13	A
SB	4,73	3,00	6,74	2,71	B
R50	4,67	4,12	7,28	2,05	B

A Estação Experimental de Tupi constitui-se um grande bloco de floresta e possui vários talhões experimentais com espécies nativas que foram abandonados e hoje apresentam um denso sub-bosque (PINHEIRO et al., 1999; GONÇALVES, 2009). Além disso, heterogeneidade de habitats devido à presença de talhões de exóticas (*Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp) proporciona que um grande número de espécies coexistam e formem o banco de sementes e plântulas do local, fazendo com que o número de espécies que regeneraram e de indivíduos sejam superiores ao nível de tratamento R50. Apesar da área restaurada em Cosmópolis ter sido implantada há mais de meio século acredita-se, que, por ser mais isolada na paisagem, seu banco de sementes possua uma diversidade e número de indivíduos menor quando comparada com a Estação Experimental em Tupi.

Devido ao grande volume de acículas presentes nas amostras de bancos de sementes coletadas em FP houve uma variação na espessura dos bancos depositados na

área experimental. Segundo Voltolini e Zanco (2010) as acículas de espécies do gênero *Pinus* são de difícil degradação e por isso acabam elevando o pH do solo; além disso constituem uma barreira mecânica para as plântulas e sua produção de compostos alelopáticos pode reduzir a germinação e estabelecimento das mesmas. Entretanto, diante dos resultados encontrados no presente estudo, verifica-se que apesar dos riscos representados por se transferir um banco de sementes que contenha acículas de *Pinus* sp, comparativamente ao tratamento R50, trata-se de uma alternativa melhor. Acredita-se que os problemas gerados pelas acículas, também relatados por Voltolini e Zanco (2010), sejam mais relacionados à plantios novos que por sua vez estão mais adensados e as produzem em um volume maior. Como os talhões de *Pinus* sp da Estação Experimental de Tupi possuem mais de 50 anos e tiveram seus indivíduos adultos raleados, o volume de acículas produzido é menor, comprometendo menos as sementes que caem sobre elas. Outro ponto a considerar é que a acícula talvez mantenha mais a umidade da semente cujo principal fator de perda de viabilidade é justamente a desidratação após a dispersão.

Nesse sentido, desconsiderando as espécies que compõem essa maior diversidade e suas respectivas abundâncias, as inúmeras estações experimentais do Estado de São Paulo poderiam ser uma importante fonte de propágulos para a restauração de áreas degradadas e/ou enriquecimento de fragmentos ou áreas mal restauradas. Estudos no sentido de avaliar o impacto da transferência de serrapilheira com grande quantidade de acículas de *Pinus* sp deverão ser desenvolvidos visando quantificar os riscos dessa prática para a comunidade que está recebendo o material.

Também se reforça a importância de se testar a transferência de bancos de sementes de fragmentos naturais que serão suprimidos para a construção de, por exemplo, ferrovias, hidroelétricas, minerações, rodovias etc. Por se tratarem de locais naturais provavelmente a riqueza, densidade de sementes presentes nos bancos e consequentemente o número de indivíduos que conseguirão se estabelecer serão maiores, fazendo com que sua transferência se torne mais ecologicamente interessante do ponto de vista do enriquecimento. Costalonga et al. (2006) caracterizou o banco de sementes do solo de áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta natural encontrando um maior número de indivíduos de espécies arbóreas na floresta natural e demonstrando o potencial desta fonte de banco de sementes.

No experimento em campo foram identificadas 50 espécies regenerantes distribuídas em 22 famílias botânicas (Tabela 10). A família Fabaceae apresentou 8

espécies (16,0%), a família Asteraceae 7 espécies (14%), Solanaceae 4 espécies (8%) e Malvaceae, Rubiaceae e Rutaceae 3 espécies cada uma (18% no total). As outras 22 espécies (44%) permaneceram nas 17 famílias botânicas restantes. As famílias mais representativas tanto nos canteiros da ESALQ/USP quanto na área experimental, especialmente Asteraceae, são comumente encontradas em estudos de bancos de sementes, principalmente por serem típicas do início do processo de sucessão (SEVEGNANI, 2002; DE SOUZA et al., 2006; BRAGA et al., 2008; CALEGARI, 2009).

Das espécies amostradas em campo 12 têm hábito de vida arbustivo (24,0%) e foram representadas por 127 indivíduos (43,3%); 21 são espécies arbóreas (42,0%) que tiveram 92 indivíduos amostrados (31,3%); 8 são cipós (16,0%) cujos indivíduos foram 48 no total (16,4%); 6 ervas (12,0%) representadas por 22 indivíduos (7,5%) e por fim 3 espécies indeterminadas (6%) que tiveram um total de 4 indivíduos (1,3%) (Tabela 10).

Tabela 10 - Composição florística e número de indivíduos das espécies vegetais encontradas nos bancos de sementes superficiais emergidos da Floresta de *Pinus* sp (FP) de Piracicaba, do Reflorestamento de 50 anos (R50) de Cosmópolis e do controle (SB) sob a floresta em processo de restauração em Santa Bárbara D'Oeste, em 2011. As espécies foram organizadas por família e tiveram seu hábito de vida caracterizado

Família	Espécie	HV	(continua)		
			EXPERIMENTO		
			FP	R50	SB
Acanthaceae	Acanthaceae sp	Arbusto	2		
Apocynaceae	Apocynaceae sp	Arbusto	5		
	<i>Oxypetalum</i> sp	Cipó	2	1	5
Asteraceae	<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	Cipó	11	3	6
	<i>Chromolaena</i> sp	Cipó	1		
	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Arbusto	1		
	<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H.Rob.	Arbusto	1		
	<i>Lepidaploa remotiflora</i> (Rich.) H.Rob.	Arbusto	9	3	1
	<i>Mikania capricorni</i> B.L.Rob.	Cipó	5	1	4
	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	Arbusto	2		5
Bignoniaceae	Bignoniaceae sp	Cipó	1		
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Árvore			2
Boraginaceae	<i>Cordia abyssinica</i> R. Br.	Árvore	13		1
Euphorbiaceae	<i>Tragia</i> sp1	Cipó	3		
	<i>Tragia</i> sp2	Cipó	2		
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Árvore	8		1
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Árvore		1	
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth.	Árvore		1	
	Fabaceae sp	Indet.			1
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Árvore			2
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Árvore	3	1	3
	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	Árvore	1		
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Árvore			1	
Indeterminada	Indet. 3	Indet.	2		
	Indet. 4	Indet.	1		
Lomariopsidaceae	<i>Nephrolepis</i> sp	Erva	5		
Malvaceae	<i>Pachira glabra</i> Pasq.	Árvore			1
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Arbusto	1		
	<i>Wissadula</i> sp	Erva	2		
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i> L.	Árvore	7	1	

Tabela 10 - Composição florística e número de indivíduos das espécies vegetais encontradas nos bancos de sementes superficiais emergidos da Floresta de *Pinus* sp. (FP) de Piracicaba, do Reflorestamento de 50 anos (R50) de Cosmópolis e do controle (SB) sob a floresta em processo de restauração em Santa Bárbara D'Oeste, em 2011. As espécies foram organizadas por família e tiveram seu hábito de vida caracterizado

Família	Espécie	HV	(conclusão)		
			EXPERIMENTO		
			FP	R50	SB
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Árvore		1	
Passifloraceae	<i>Passiflora suberosa</i> L.	Cipó	2	1	
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus clausenii</i> Müll.Arg.	Erva	3		
	<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Erva	1		4
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Arbusto	1		
	<i>Piper</i> sp	Arbusto		4	
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.	Árvore	8	6	10
Rubiaceae	<i>Borreria</i> sp1	Erva	1	4	
	<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.	Erva		1	1
	<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	Arbusto	4		
Rutaceae	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Árvore		3	
	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Árvore		2	
	<i>Zanthoxylum</i> sp	Árvore	1		1
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Árvore	1		
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Árvore	5		1
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schldl.	Árvore	3		
	<i>Cestrum mariquitense</i> Kunth	Arbusto	22	14	6
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	Árvore	2		
	<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	Árvore		1	
Violaceae	<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A. St.-Hil.) Taub.	Arbusto	43	3	
		Total	185	52	56

As 18 espécies arbustivas e herbáceas amostradas (36,0%) representam 50,8% dos indivíduos amostrados no experimento (149 indivíduos – Tabela 10). Situação similar foi encontrada nos canteiros irrigados na ESALQ/USP onde o mesmo grupo de formas de vida foi representado por 28 espécies (51,8%) e 219 indivíduos (63,1% - Tabela 5).

Os indivíduos arbustivo e herbáceos, em sua maioria, possuem sementes que apresentam dormência, dispersão eficiente e frutificam praticamente o ano todo, por isso sua dominância em trabalhos com bancos de sementes de comunidades perturbadas como em Cosmópolis e na Estação Experimental de Tupi colaboram para esse padrão (HOPKINS; GRAHAM, 1983; GARWOOD, 1989). Além disso, essas espécies estão aptas a suportar condições climáticas adversas, tolerar variações na temperatura, ambientes úmidos e secos e variações no suprimento de oxigênio (CHRISTOFFOLETI; CAETANO, 1998)

Martins (2001) afirma que as espécies daninhas e ruderais, diante da abertura de uma clareira em um projeto de restauração, podem colonizar a área e competir e inibir as espécies autóctones, afetando sua sustentabilidade. No entanto, outros autores as defendem associando-as ao início do processo de formação do horizonte orgânico do solo com atividade microbiana de decomposição, atenuando sua temperatura e protegendo-o contra a erosão (VIANA, 1990; SEVEGNANI, 2002).

Apesar de parecer alto o número de espécies e indivíduos de hábito de vida arbóreo encontrado (Tabela 10) apenas quatro espécies (totalizando 14 indivíduos) podem, com segurança, serem consideradas inseridas na comunidade através da transferência dos bancos de sementes. Essas espécies também germinaram nos bancos de sementes colocados nos canteiros na ESALQ/USP e não estão presentes nas parcelas do tratamento SB no experimento e entre os indivíduos arbustivo arbóreos amostrados na área (Tabela 2), indicando que não ocorrem na área.

Centrolobium tomentosum é uma espécie secundária inicial e por isso ocorre em condições de sombreamento médio ou luz não muito intensa, regenerando em clareiras pequenas, bordas de clareiras grandes, bordas da floresta ou em sub-bosques que não estão muito sombreados até atingir o dossel da floresta, situação essa similar à área restaurada em Santa Bárbara D'Oeste (GANDOLFI, 2000). *Esenbeckia febrifuga* é uma climácica que não atinge o dossel, ocupando sempre o sub-bosque em condições de sombra leve ou densa, o que contribui com a estratificação da floresta. Ao longo de toda a área utilizada para a deposição dos bancos do experimento os 3 indivíduos

regenerantes dessa espécie emergiram onde as copas das árvores estavam mais fechadas, provavelmente diante de uma melhor condição de microclima e sombreamento (observação pessoal). O enriquecimento com essas espécies é importante para a dinâmica sucessional da comunidade apesar delas possuírem respectivamente síndromes de dispersão anemocórica e autocórica e, portanto, não serem tão atrativas para a fauna dispersora na busca por recursos alimentares.

A espécie pioneira *Solanum argenteum* foi capaz de germinar mesmo sob o dossel da floresta e por isso acredita-se que essa espécie não seja totalmente dependente de luz direta para germinação, ocorrendo em situações com sombra, mesmo que pouco densa, como a verificada na área restaurada estudada. Esse fato corrobora a posição que a espécie assume na floresta, ocupando geralmente o sub-bosque. Por ser zoocórica, caso consiga atingir a idade reprodutiva, *S. argenteum* poderá atrair fauna dispersora, que por sua vez pode contribuir com o aumento da regeneração no local.

Diante da crítica situação de dominância do dossel da área em Santa Bárbara D'Oeste por espécies pioneiras e exóticas, (Figuras 27, 28, 28 e 30), pode ser mais interessante enriquecer a comunidade com espécies pioneiras do que com espécies de sub-bosque e/ou finais da sucessão, como foi proposto no objetivo do presente estudo. Com um dossel que está se tornando cada vez mais aberto, espécies pioneiras como *Solanum argenteum* poderiam atuar na sua cicatrização, isso se conseguissem vencer a competição com as gramíneas exóticas que já ocorrem na área. O enriquecimento com espécies pioneiras através do plantio de mudas pode vir a ser o método mais indicado para proporcionar a manutenção do dossel da floresta, evitando que todo o projeto seja perdido. Assim que o dossel for formado, novas técnicas poderão ser adotadas, priorizando posteriormente as espécies secundárias tardias, climácicas e do sub-bosque, componentes básicos para a perpetuação da comunidade.

Como verificado nos canteiros visando comprovar a existência das sementes nos bancos, a espécie exótica de dossel *Melia azedarach* esteve presente nos bancos de sementes transferidos para o campo, principalmente no caso do nível de tratamento FP. Gonçalves (2009), estudando o talhão de *Pinus* sp da Estação Experimental de Tupi onde foram coletados os bancos de sementes deste estudo, destacou que a espécie foi a 4ª mais representativa no sub-bosque da área e a que obteve o maior valor de importância no estudo fitossociológico desse estrato. Desta forma, fica claro o potencial de regeneração da espécie após ter seu banco de sementes transferido, destacando que

um dos indivíduos regenerantes é proveniente do banco de sementes R50, o que aumentaria a variabilidade genética da população exótica contaminante.

A possibilidade de regenerantes de espécies exóticas brasileiras e do contexto fitofisionômico que se está restaurando será uma constante diante de remanescentes cada vez mais degradados, fragmentados e contaminados biologicamente. Desta forma, deverá ser considerada, mediante estudos mais detalhados das comunidades na qual se está retirando os bancos de sementes, a possibilidade de transferência de um banco mesmo que este contenha propágulos de espécies exóticas. Segundo Durigan et al. (2004), em situações como essas, a prática silvicultural de eliminação gradual da espécie exótica assim que os indivíduos regenerantes puderem ser identificados pode ser adequada.

Desconsiderando a espécie exótica encontrada (*Melia azedarach*) a densidade absoluta de seis indivíduos arbóreos pertencentes à 3 espécies amostradas em 60 m² (correspondentes aos dois níveis de tratamentos FP e R50), se extrapolada para um hectare, resultaria em 1.000 ind. ha⁻¹. Essa densidade de indivíduos pode ser considerada satisfatória quando comparada com uma situação de plantio de mudas em área total onde são implantados em torno de 1.667 ind. ha⁻¹ adotando-se um espaçamento de 3 x 2 metros. Portanto, apesar do grupo ecológico das espécies arbustivo arbóreas não ter sido essencialmente de espécies de sub-bosque e/ou finais da sucessão, além da presença da espécie exótica, a densidade obtida de indivíduos demonstra o alto potencial da técnica visando o enriquecimento da comunidade caso bancos de sementes superficiais fossem espalhados por toda a área. Ampliando a área de coleta desses bancos de sementes pode-se conseqüentemente elevar a riqueza de espécies trazidas, assim como a obtenção de bancos de sementes de fontes naturais em estágios mais avançados de sucessão.

A única espécie que já estava plantada na área, tendo, portanto, indivíduos regenerantes no nível de tratamento SB, mas que também ocorreu no tratamento FP tanto nos canteiros quanto no experimento em campo foi *Mimosa bimucronata* (Tabelas 2, 5 e 10). Desta forma, sendo trazidos da Estação Experimental de Tupi, estes regenerantes futuramente poderão começar a se reproduzir e compor uma população com maior variabilidade genética. Kageyama (2003) destaca que a natureza genética do material introduzido pode influenciar profundamente o comportamento dos indivíduos, os quais podem afetar a dinâmica futura de toda a comunidade implantada. *M. bimucronata* é uma espécie que não ocorre naturalmente em FES e libera compostos

alelopáticos capazes de inibir a germinação e estabelecimento de outras espécies, sendo indesejável para a comunidade restaurada.

No experimento em campo também germinou e se estabeleceu um indivíduo da espécie arbustiva *Piper arboreum* no nível de tratamento FP, indicando que realmente ela foi trazida pelos bancos de sementes superficiais. Outra espécie do gênero (*Piper* sp) teve 4 indivíduos registrados no nível de tratamento R50 indicando que, seguindo o padrão observado nos canteiros da ESALQ/USP, se trata da espécie *Piper umbellatum*. Porém, como suas folhas ainda não estavam totalmente formadas, gerando dúvidas nas identificações em campo, foi mantido um nome diferente.

Cestrum mariquitense é um arbusto que ocorreu com densidade muito elevada por todo o sub-bosque da área estudada e por isso apresentou um grande número de indivíduos em todos os níveis de tratamentos. Com produção de frutos carnosos por praticamente todo o ano compreende-se o motivo pela qual ela apresentou tamanha abundância.

Hybanthus atropurpureus, que já havia ocorrido nos níveis de tratamento FP e R50 nos canteiros, também conseguiu germinar e se estabelecer em campo e como a espécie não ocorre na área restaurada de Santa Bárbara conclui-se que houve o enriquecimento florístico dessa espécie com alta variabilidade genética já que a população formada poderá ser fruto do cruzamento de indivíduos oriundos da área restaurada de Cosmópolis (R50) e da Estação Experimental o Horto Florestal de Tupi (FP). Um dado importante dessa espécie é que suas sementes são liberadas por deiscência balística dos frutos e posteriormente dispersas por formigas (ROSERO-LASPRILLA, 1997). Desta forma, fica clara a importância de uma única espécie, mesmo que arbustiva, para a retomada de funções ecológicas do ecossistema como, por exemplo, na alimentação de insetos sociais extremamente benéficos para a comunidade como as formigas (URBAS et al., 2007).

Entre os regenerantes do nível de tratamento FP destacaram-se os da espécie *Nephrolepis* sp., que por ser uma pteridófita possuía gametófitos nos materiais extraídos da Estação Experimental de Tupi que foram capazes de originar novos indivíduos em Santa Bárbara D'Oeste (TAIZ; ZEIGER, 2009). Nas últimas avaliações, essa espécie chegou a apresentar sete indivíduos regenerantes, porém, acredita-se que diante da estação seca dois deles não resistiram ao déficit hídrico e morreram. Talvez o nível de sombreamento proporcionado pela floresta de *Pinus* sp e a presença das acículas na serrapilheira, mantendo a uma umidade maior, na Estação Experimental de Tupi

proporcionem melhores condições de sobrevivência para essa espécie. Na área restaurada não foi encontrado nenhum indivíduo regenerante do grupo das pteridófitas, demonstrando o potencial da técnica na inserção de formas de vida na comunidade.

No capítulo 1 do presente estudo foi identificado um baixo número de espécies e indivíduos dos grupos sucessionais mais finais (secundárias iniciais e climácicas). Desta forma, não se pode esperar um grande número de regenerantes destes grupos no sub-bosque da comunidade assim que atingirem a idade reprodutiva. Assim, a dependência da chegada de propágulos alóctones será maior e pode ser que apenas 13 anos ainda não seja suficiente para uma colonização suficiente da área. De acordo com Young, Ewel e Brown (1987), em florestas tropicais de diferentes idades na Costa Rica, a proporção de espécies arbóreas nos bancos de sementes aumentou de acordo com a idade das mesmas ao passo que a porcentagem de plantas invasoras, herbáceas e arbustivas diminuiu. Talvez este processo ainda esteja iniciando em Santa Bárbara D'Oeste, já que o banco de sementes do local (SB) também apresentou um grande número de regenerantes de espécies herbáceas e arbustivas.

Pulitano, Durigan e Dias (2004) observaram o mesmo padrão de aumento da riqueza de espécies diante de duas áreas restauradas de FES em diferentes idades (18 anos e 28 anos). Segundo os autores, os nichos proporcionados pelos avanços da estrutura da floresta favorecem o processo de regeneração, indicando a tendência de a floresta tornar-se cada vez mais semelhante a florestas naturais. Assim, a comunidade de Santa Bárbara D'Oeste ainda pode estar passando por esse processo de amadurecimento, sendo que a regeneração proveniente de propágulos dispersos de fragmentos vizinhos ou devido à ação de dispersores ainda poderá ocorrer e contribuir para a melhoria da estrutura da comunidade presente.

Enriquecimento de florestas secundárias e/ou áreas restauradas com ênfase na transferência de bancos de sementes superficiais

A limitação no recrutamento de novos indivíduos em uma comunidade vegetal pode estar relacionada a três diferentes motivos: a) limitação da fonte, que ocorre quando há uma baixa produção de sementes viáveis, como em fragmentos degradados com populações com poucos indivíduos arbustivo-arbóreos; b) limitação da dispersão, ocasionada por falhas no processo de dispersão das sementes (falta de dispersores) em sítios potencialmente adequados para germinação; c) limitação do estabelecimento que ocorre devido a condições bióticas e abióticas inapropriadas do sítio onde a semente se

encontra, limitando o recrutamento (SHUPP; MILLERON; RUSSO, 2002). Muitas vezes uma determinada área sofrerá a limitação de recrutamento de novos indivíduos por algum desses fatores ou diante da combinação de mais de um deles. Desta forma, poderá ser feita uma intervenção na área, favorecendo o processo de recrutamento de modo que a sucessão seja garantida e a comunidade se perpetue no tempo (PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2009; RODRIGUES et al., 2009).

Nesse contexto, é proposto o enriquecimento dessas áreas, parâmetro tradicional da ecologia de comunidades que significa aumentar a riqueza (número) de espécies animais e vegetais de determinada comunidade. Baseado nessa definição, o enriquecimento poderá ser natural ou induzido, uma vez que a própria comunidade pode se enriquecer naturalmente (via dispersão, por exemplo) ou manipulado pelo homem, através da utilização de diferentes técnicas que poderão contribuir com o aumento da riqueza local.

Dentre as técnicas voltadas para o enriquecimento da vegetação podem ser citados dois grandes grupos, sendo o primeiro definido por aquelas que são mais previsíveis de forma que se sabe o conteúdo do material que se está introduzindo e o que poderá ser esperado da regeneração, entre elas: plantio direto de mudas de espécies arbustivas e arbóreas e de lianas produzidas em viveiro ou resgatadas em outros fragmentos, sementeira direta, transferência de epífitas, estaqueamento (propagação vegetativa), entre outros (MATTEI; ROSENTHAL, 2002; JAKOVAC et al., 2007; NAVE; RODRIGUES, 2007; VIANI; NAVE; RODRIGUES, 2007; VIDAL, 2008; LE BOURLEGAT, 2009; ISERNHAGEN, 2010; KETTLE, 2010). O segundo é formado pelas técnicas que são imprevisíveis, portanto o restaurador não sabe o que está sendo depositado no sítio e o que poderá regenerar: condução da regeneração natural, transferência de “*topsoil*” (banco de sementes do solo mais o da serrapilheira), utilização de poleiros artificiais e naturais, transferência somente do banco de sementes superficiais, etc (MELO, 1997; NAVE, 2005; DE AQUINO, 2006; BECHARA, 2006; JAKOVAC et al., 2007; ZANETI, 2008).

Antes de definir a técnica a ser utilizada, inicialmente deverá ser proposto o objetivo pela qual se deseja enriquecer. Entre eles podem ser citados o enriquecimento de formas de vida que ainda não existem na comunidade, de um determinado grupo sucessional, de uma espécie ameaçada de extinção, de indivíduos de espécies pioneiras com rápido crescimento e cobertura de copa visando melhorar a cobertura do dossel, de espécies que produzem frutos carnosos e, portanto, irão atrair mais fauna dispersora, de

espécies economicamente interessantes que podem ser exploradas futuramente (frutíferas, melíferas, madeireiras etc) e até o enriquecimento de um plantio em área total que foi realizado há poucos meses. Desta forma, o enriquecimento fica condicionado à presença de espécies arbustivo-arbóreas florestais nativas no local, sendo que, ao introduzir uma ou mais espécies nessa comunidade, sua riqueza será aumentada e a comunidade enriquecida. Portanto, em uma pastagem que só contem gramíneas, ao se realizar um plantio direto, por exemplo, não haverá enriquecimento da comunidade, mas sim uma implantação de espécies florestais já que no local estas não estavam presentes.

O adensamento, muitas vezes confundido com enriquecimento, será realizado quando forem utilizadas as mesmas espécies pioneiras já presentes na área com o objetivo de preencher os espaços vazios entre os indivíduos (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007). Assim, o número de espécies permanecerá o mesmo, sendo elevada somente a densidade das espécies já presentes. Entretanto, pode ser realizado o adensamento com enriquecimento simultâneo, ou seja, utilizando espécies pioneiras que tornarão o dossel mais fechado, porém, que não estavam presentes na comunidade, aumentando o número de espécies do local e, portanto, enriquecendo. O mesmo se aplica em casos de utilização de espécies não pioneiras, mas que também estejam ausentes no local. Assim, fica evidente que a tomada de decisão dependerá do objetivo do enriquecimento.

Uma das consequências do enriquecimento pode ser o aumento da variabilidade genética das populações locais devido à introdução de indivíduos que contenham um pool gênico diferente. Desta forma o termo enriquecimento genético não pode ser utilizado já que, como mencionado anteriormente, para se enriquecer deve ocorrer um aumento no número de espécies.

Se tratando do banco de sementes especificamente para enriquecer, deverá ser considerado que ao misturar os bancos de sementes do solo e da serrapilheira diferentes consequências poderão ocorrer. O banco de sementes do solo terá um maior número de espécies pioneiras e, dependendo da profundidade que é extraído, irá gerar um grande volume de material coletado acarretando em maiores custos de transporte e dificuldade técnica na acomodação do material em campo. Em contrapartida, espera-se que do banco de sementes superficial ou da serrapilheira, se coletado no período propício, contenha um maior riqueza e densidade de sementes de espécies arbóreas finais da sucessão (climácicas). Em ambos os casos ocorrerá a transferência de matéria orgânica

e de parte da microbiota do solo que contribuirão com a melhoria dos aspectos químicos e físicos do solo da área (EWEL, 1976; GANDOLFI, 2000; SINGH et al., 2001).

Discutidas as formas de se fazer e os objetivos do enriquecimento, as novas perguntas que podem ser formuladas são: onde coletar/resgatar os materiais (sementes, plântulas) que irão enriquecer a área desejada? Escolhidos os fragmentos de coleta, em qual local do fragmento se deve coletar, na borda ou no interior, clareira ou floresta madura, em qual altitude no relevo?

Como opções de coleta, desde que as devidas autorizações dos proprietários e órgãos ambientais e governamentais sejam concedidas, esses materiais poderão ser retirados de fragmentos de proprietários particulares, plantios de espécies exóticas (*Eucalyptus* sp e *Pinus* sp, por exemplo), áreas que já foram restauradas, reservas particulares do patrimônio natural (RPPN's), áreas de preservação permanente (APP's), reservas legais (RL's) e até unidades de conservação. Observa-se nesse sentido a necessidade de desenvolvimento de políticas públicas que considerem essas possibilidades, sendo necessário o desenvolvimento de estudos que dimensionem as consequências causadas na regeneração local pela retiradas desses materiais, mesmo que sejam de formas menos impactantes possíveis. Em casos de supressão total já autorizada dessas áreas, como para a construção de rodovias, ferrovias, hidrelétricas, áreas industriais etc; os processos burocráticos serão reduzidos, tornando a obtenção do material mais fácil. Milhares de hectares são desmatados legalmente no Brasil todos os anos e essa deve ser a fonte prioritária para a coleta de bancos de sementes superficiais, uma vez que provavelmente promoverá a regeneração de um maior número de espécies e indivíduos, evitando a sua perda.

Quanto às florestas naturais, essas poderão ser primárias e secundárias, implicando, portanto, em diferentes composições dos bancos coletados. Os plantios de exóticas precisarão ter sua regeneração avaliada para apontarem se são ou não interessantes no fornecimento destes propágulos, principalmente no que diz respeito aos regenerantes das próprias espécies exóticas plantadas no local.

Em relação à coleta na borda ou interior do fragmento, a necessidade de propágulos dependerá dos objetivos uma vez que a probabilidade de se encontrar nos bancos de sementes e plântulas (considerando o resgate destas plântulas para posterior enriquecimento) espécies anuais herbáceas e arbustivas nas bordas é maior do que no interior da floresta, mais ocupado por espécies que preferem maiores níveis de sombreamento. O fragmento onde se está coletando deverá estar de acordo com a

fitofisionomia do local para onde está se transferindo; assim como em casos de uma floresta paludosa ou floresta ciliar.

Além disso, na área de coleta deverão ser considerados fatores como a composição das espécies e formas de vida presentes e presença de gramíneas e/ou espécies exóticas, a fim de se evitar prejuízos à comunidade que será enriquecida com a introdução de espécies, genes, pragas, doenças e formas de vida que não são nativos da região ou que não pertencem à comunidade e/ou população local. Se possível, um maior número de fragmentos deverá compor os bancos coletados para enriquecer determinada área. Essa prática visa o aumento da diversidade de espécies e densidade de indivíduos regenerantes, além de diluir a forte variação espacial do banco de sementes, característica essa intrínseca a esse componente da floresta (GANDOLFI, 2000).

A forma de coleta irá depender da área que se tem disponível para obtenção dos bancos e de depósito do material em campo. Em caso de pequenos projetos, onde se coleta pouco volume de material de forma pontual, poderão ser utilizados sacos plásticos e pás, e, tanto a coleta quanto a alocação do material pode ser realizada caminhando-se aleatoriamente pelo sub-bosque na área, como foi realizado no presente estudo. Isso facilitará o transporte na área de coleta e de despejo do material no local a ser enriquecido. Em contrapartida, se tratando de projetos de larga escala, os bancos poderão ser retirados com maquinário pesado em áreas que futuramente serão totalmente suprimidas, podendo ser desenvolvidos implementos específicos para a coleta de bancos de sementes superficiais, por exemplo, succionando a serrapilheira. Desta forma, um mercado de coleta, transporte e deposição desses materiais poderá ser desenvolvido, abrindo um leque de oportunidades de geração de empregos em empresas de consultoria e prestação de serviços pelo fato do banco de sementes superficiais passar a ser tratado como um produto utilizado no mercado da restauração ecológica. Então, além do banco de germoplasma, epífitas, corte das árvores, coleta de plântulas e estacas (espécies com potencial de reprodução vegetativa), a coleta de bancos de sementes superficiais poderá anteceder a coleta de banco de sementes do solo sendo mais um componente a ser considerado quando se determina a supressão de uma floresta. O Estado, por exemplo, poderá ficar incumbido de montar um cadastro de pessoas e empresas que desejam fornecer e receber estes materiais, facilitando o planejamento da coleta e distribuição dos mesmos.

Uma vez definidas as possíveis áreas de coleta e como se deve proceder a coleta, outra questão chave é quando se deve coletar. Dependendo da fitofisionomia

trabalhada deverá ser considerado o pico da chuva de sementes da região, lembrando que é extremamente importante que esses bancos também sejam depositados durante o período que estiverem ocorrendo as chuvas. Como na FES, esses períodos tendem a coincidir, porém, se for necessário armazenar o material esperando uma maior disponibilidade hídrica no solo, a perda da viabilidade das sementes, especialmente das recalcitrantes, será praticamente inevitável.

Conforme o material for armazenado, muitas sementes poderão germinar e os indivíduos se desenvolverem, como no caso de bancos de sementes do solo depositados a pleno sol, situação favorável para as espécies pioneiras. Os bancos de sementes armazenados em sacos plásticos poderão ficar comprometidos devido à ocorrência de fungos. Os sacos devem ser preferencialmente pretos já que os brancos e transparentes estimulam a germinação. Em ambos os casos, a compactação excessiva dos bancos durante um longo período fará com que muitas sementes também percam sua viabilidade. Desta forma, o ideal é haver um bom planejamento da retirada do material (concessão das autorizações) e deposição dos bancos imediata na área, preferencialmente no período chuvoso (DE SOUZA et al., 2006). No caso da estação seca, poderá se cogitar a irrigação da área, aumentando os custos do projeto e podendo torná-lo inviável economicamente.

Um exemplo a ser dado em relação ao correto momento de coleta do banco de sementes superficiais é o da família Lauraceae, cujos indivíduos de espécies do gênero *Ocotea*, comumente encontrados nas florestas mais maduras, produzem um grande número de frutos carnosos que, em parte, são consumidos pela fauna e outros caem no piso da floresta compondo o banco de sementes temporário. Entretanto, poucas mudas são encontradas nos viveiros, sendo difícil sua utilização em projetos de restauração. Se a coleta do banco de sementes for realizada no pico de produção de espécies pertencentes à esse gênero ou com comportamento similar, a germinação e estabelecimento desses indivíduos poderá ser proporcionada na área enriquecida, fato esse que seria mais difícil se dependesse da obtenção de mudas em viveiros.

No momento da colocação dos bancos de sementes no campo, assim como na coleta, deve-se adotar uma estratégia do tipo de banco de sementes que se quer obter (da borda/clareira, do interior, de floresta ribeirinha, etc), prevalecendo os grupos sucessionais que se tem mais interesse. Essa deposição poderá ser realizada em pontos/manchas pela área, formando ilhas com bancos de sementes alóctones. No caso de projetos de exploração de linhas de madeira da Reserva Legal, esses bancos de

sementes poderão ser colocados nas entrelinhas (PREISKORN et al., 2009). Sulcos profundos contendo o material deverão ser evitados para que as sementes não fiquem muito soterradas, todavia, ao se espalhar uma camada muito fina de material sobre a serrapilheira já existente no fragmento, poderá ser originada uma condição de micro-sítio desfavorável para a semente, fazendo com que possa perder sua viabilidade. Portanto o ideal é que o material seja depositado em camadas de 2 a 3 cm e, se possível, diante da disponibilidade de material, espalhado por toda a área de forma a simular a aleatoriedade no processo de dispersão e regeneração, como ocorrem em florestas maduras. Esse material poderá ser disposto em campo manualmente ou com o auxílio de algum implemento, desde que esse apresente alta eficiência e baixo impacto sobre a comunidade regenerante.

Também é importante considerar se os bancos depositados estão sendo colocados sob espécies arbóreas decíduas ou perenifólias, que produzem compostos alelopáticos (JACOBI; FERREIRA, 1991; GORLA; PEREZ, 1997; PIÑA-RODRIGUES; LOPES, 2001) ou que já se sabe que realizam o fenômeno de redistribuição hídrica no solo (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009). Em alguns casos, será necessária a adoção de medidas de contenção de solos, como adequação de estradas vicinais que estejam conduzindo toda a água superficial recolhida para dentro do fragmento enriquecido e carreando os bancos de sementes.

Por fim, deverá ser realizado o monitoramento da área enriquecida com os bancos de sementes superficiais. Apesar da dificuldade de identificação dos indivíduos regenerantes, à medida que estes iniciam o processo de emissão de folhas, deverão ser focadas principalmente as espécies exóticas que regenerarem a partir dos bancos. Uma vez identificados os indivíduos dessas espécies exóticas, preferencialmente deverão ser arrancados (evitando a brotação de raízes gemíferas) ou então cortados. Caso estejam com um maior porte e sua queda cause um grande impacto na regeneração da área, poderá ser realizado o anelamento desses indivíduos, atentando-se para a brotação a partir do caule e raízes que permanecerem no local (DURIGAN et al., 2004).

A presença de espécies exóticas indiscutivelmente será ruim uma vez que o Brasil dispõe de elevada diversidade de espécies arbustivo-arbóreas que facilmente substituiriam essas espécies em suas funções ecológicas (PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2009; RODRIGUES et al., 2009; BRANCALION et al., 2010). Porém, o que se deve colocar em cheque é até que ponto se justifica deixar de coletar e perder todo o material disponível devido ao risco da

presença de espécies exóticas. Nesse contexto, destaca-se a importância de escolha do local de coleta adequado, sendo primordial a minimização dos riscos referentes à contaminação biológica das áreas. Cabe ressaltar que a aquisição de mudas em viveiros para plantio de enriquecimento também poderá acarretar na inserção de espécies exóticas, como por exemplo, diante da identificação de espécies incorretamente no momento da produção das mudas. Apesar de ter sido feito há muito tempo, quando pouco se sabia a respeito da biologia das espécies mais comuns, o plantio da área em Santa Bárbara D'Oeste foi realizado com um grande número de espécies exóticas (Tabela 2).

Os critérios de julgamento se o projeto está ou não obtendo sucesso à medida que a comunidade se desenvolve dependerá intimamente dos objetivos propostos, ou seja, deve-se verificar se foram transferidas as espécies, formas de vida e/ou grupos ecológicos que se almejava de acordo com a demanda ecológica da área. Caso novas intervenções sejam necessárias para correção, pode-se repetir a transferência do banco de sementes superficiais ou adotar uma técnica de enriquecimento diferente, como o plantio direto de mudas e semeadura direta no sub-bosque. Essas intervenções resultarão na elevação dos custos do projeto, ratificando a importância de um correto planejamento e implantação do projeto inicial de enriquecimento uma vez que este está sendo realizado para melhorar uma situação que muitas vezes poderia ter sido evitada, tanto em áreas naturais perturbadas pelo homem quanto em projetos de restauração mal implantados.

De acordo com Aronson et al. (2010), sempre que possível, as pessoas que de alguma forma estão envolvidas com a restauração ecológica devem ter coragem de mencionar e discutir políticas específicas, custos ou oportunidades de financiamentos que incentivem o aumento da restauração ecológica no mundo. Durante a coleta do material para o desenvolvimento do presente estudo foram coletadas 70 amostras em parcelas de 0,5 x 0,5 m, resultando em uma área total de 17,5 m² coletada. É importante salientar que variações, principalmente na densidade dos bancos de sementes coletados, além da topografia do terreno, densidade de indivíduos no sub-bosque, situação climática do dia (como, por exemplo, ocorrência de chuvas) irão influenciar tanto na coleta quando na deposição desses bancos em campo. Além disso, foi obedecida uma complexa metodologia de coleta, o que não ocorreria em uma situação operacional, como no caso de liberação para uma área para supressão onde os bancos já poderiam começar a ser recolhidos desde a borda até o interior do fragmento.

Esses 17,5 m² de serrapilheira coletados foram dispostos cuidadosamente em uma área duas vezes maior que a amostra coletada (0,5 x 1,0 m) obedecendo a metodologia proposta no estudo. Porém, em campo, sua deposição deverá ser realizada caminhando aleatoriamente e despejando o material de modo que seja formada uma fina camada de serrapilheira (2-3 cm). Poderá ser realizado entre as linhas de plantio, no caso de áreas restauradas, ou entre as árvores de uma floresta secundária natural, aumentando o rendimento operacional e a área que se está enriquecendo. Dependendo do objetivo proposto, a quantidade de bancos de sementes superficiais que deverá ser coletada para enriquecer um determinado hectare de área restaurada, por exemplo, poderá variar, dificultando a estimativa de custos do método. Devido à praticidade na aplicação da técnica em campo, comparando com o plantio de mudas e semeadura direta (cuja dificuldade de encontrar e preço das sementes são geralmente altos), acredita-se que o custo da transferência de bancos de sementes superficiais será reduzido.

Tomando como base nos resultados encontrados de 6 indivíduos pertencentes a 3 espécies arbóreas amostrados em 60 m² têm-se um indivíduo regenerante a cada 10 m² sendo que em um plantio convencional (1.667 ind.ha⁻¹) o espaço destinado a cada indivíduo é de 6 m², valor este muito próximo ao encontrado que representaria um bom enriquecimento. Quanto mais abrangente for a coleta desses bancos de sementes no local de origem, mais sua heterogeneidade será representada, aumentando o número de espécies transferidas. Além disso, na deposição em campo, poderá ser feito o controle de formigas cortadeiras e irrigação dos bancos de sementes depositados (talvez até utilizando hidrogel quando for feita a transferência) visando aumentar o número de regenerantes e eficiência da técnica. Estudos nesse sentido deverão ser desenvolvidos principalmente para levantar melhor os rendimentos operacionais e custos da técnica a fim de promovê-la, tornando a prática operacionalmente, eficiente do ponto de vista ecológico e economicamente viável para enriquecer comunidades florestais.

De acordo com Holl e Aide (2011), se uma determinada área necessita ser restaurada, quantidades substanciais de investimentos são necessárias pelo menos nos 5-10 anos iniciais para garantir o sucesso do projeto. Apesar dos restauradores quererem ver mudanças imediatas, segundo os autores, muitos ecossistemas levam décadas para se recuperar dos distúrbios sofridos, sendo essa mais uma justificativa para se evitar a degradação dos ecossistemas naturais.

3.4 Considerações Finais

Nos canteiros colocados na ESALQ/USP predominaram entre os regenerantes espécies herbáceas e arbustivas, sendo o banco de sementes da Floresta de *Pinus* sp o que apresentou um maior número de indivíduos. Caso ocorressem nos bancos de sementes transferidos para a área experimental, entre as poucas espécies arbóreas regenerantes, *Mimosa bimucronata*, *Pterogyne nitens*, *Schizolobium parahyba* e *Solanum granuloseprosum* contribuiriam com o aumento da variabilidade genética da comunidade já que estão plantadas na área; *Centrolobium tomentosum*, *Ficus* sp e *Esenbeckia febrifuga* auxiliariam no processo de substituição dos indivíduos do dossel e formação de sub-bosque da área e *Melia azedarach* poderia comprometer a sucessão ecológica da comunidade por se tratar de uma espécie exótica agressiva. O baixo número de espécies e indivíduos regenerantes no banco de sementes SB depositado nos canteiros irrigados apontou que o revolvimento da serrapilheira na área não é viável ecologicamente. Devido ao grande número de espécies pioneiras emergentes acredita-se que o nível de sombreamento fornecido aos canteiros foi inferior à situação encontrada na área experimental em Santa Bárbara D'Oeste.

No experimento em campo acredita-se que a variação no número de indivíduos regenerantes encontrados foi causada principalmente pela deficiência hídrica do solo, sendo a transferência prévia dos bancos de sementes superficiais para viveiros uma alternativa interessante para ser estudada devido às chances de redução do número de indivíduos mortos após germinarem, apesar do maior custo de manutenção no viveiro que provavelmente será ocasionado.

O nível de tratamento Floresta de *Pinus* sp apresentou, tanto para a variável número de espécies regenerantes quanto para a variável número de indivíduos, diferenças estatísticas significativas em relação aos níveis de tratamento R50 e SB na área experimental. O entorno da Estação Experimental de Tupi é composto por talhões com florestas nativas e possui uma maior heterogeneidade de habitats, o que se acredita que explicou as diferenças encontradas. Apesar das acículas de *Pinus* sp presentes na serrapilheira do aparentemente não houve influência na germinação dos bancos de sementes superficiais desse nível de tratamento. Novos estudos deverão ser desenvolvidos transferindo bancos de sementes provenientes de diferentes talhões de *Pinus* sp e de sub-bosques de outras espécies exóticas (como *Eucalyptus* sp), visando a comprovação da eficácia do método e qualidade das origens desses bancos de sementes.

Assim como nos canteiros irrigados, em campo houve a predominância das ervas e arbustos. Entre as espécies arbóreas que germinaram destacou-se *Centrolobium tomentosum*, *Esenbeckia febrifuga*, *Solanum argenteum* e a exótica *Melia azedarach* novamente; sendo as três primeiras importantes para a dinâmica sucessional da área. Mesmo com um baixo número de espécies e indivíduos o em campo, desconsiderando a espécie exótica *Melia azedarach*, ao extrapolar os resultados para um hectare o resultado foi comparável com outras técnicas, demonstrando o potencial da transferência de bancos de sementes superficiais já que o enriquecimento da comunidade foi proporcionado. Uma maior diversidade de espécies poderá ser obtida em estudos que colem bancos de sementes em áreas naturais, assim como na ampliação na área de coleta em um dado fragmento e número de fragmentos coletados. Também deve ser investigada a possibilidade de controle de formigas nessas áreas e irrigação dos bancos visando uma maior sobrevivência dos indivíduos regenerantes. Os bancos de sementes transferidos também foram importantes para a regeneração de formas de vidas arbustivas (*Piper* sp.) e herbáceas (*Nephrolepis* sp.) relevantes na comunidade florestal.

O potencial de aproveitamento do banco de sementes superficiais no enriquecimento de áreas naturais e restauradas necessita ser mais bem estudado e entendido, principalmente do ponto de vista econômico e operacional (rendimentos). Futuramente esse importante componente da floresta poderá ser mais otimizado, tornando-se mais um produto no mercado da restauração ecológica e uma excelente alternativa para a melhoria das interações ecológicas e perpetuação das comunidades florestais enriquecidas.

Referências

- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.; RIVERA, L.; MARCANO-VEJA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 8, p. 328-338, 2000.
- ALDER, D.; SYNNOTT, T.J. **Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest**. Oxford: Oxford University Press. 1992. 124p.
- ALMEIDA-CORTEZ, J.S. Dispersão e banco de sementes. In: FERREIRA A.G.; BORGUETTI F. (Org.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. cap. 14, p. 223-235.

ALVIM, P.T. Repensando a teoria de formação dos campos cerrados. In: SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO: BIODIVERSIDADE E PRODUÇÃO DE ALIMENTOS E FIBRAS NOS CERRADOS, 8., 1996, Brasília. **Anais...** Brasília: EMBRAPA/CPAC, 1996. p. 56-58.

APG II An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 141, n. 4, p. 399–436, 2003.

ARONSON, J.; BLIGNAUT, J.N.; MILTON, S.J.; Le MAITRE, D.; ESLER, K.J.; LIMOUZIN, A.; FONTAINE, C.; De WIT, M.P.; MUGIDO, W.; PRINSLOO, P.; van der ELST, L.; LEDERER, N. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000–2008) in Restoration Ecology and 12 other scientific journals. **Restoration Ecology**, Malden, v. 18, n. 2, p. 143-154, Mar. 2010.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, K.C.; BARBOSA, J.M.; FIDALGO, A.O.; RONDON, J.N.; JUNIOR, N.N.; MARTINS, S.E.; DUARTE, R.R.; CASAGRANDE, J.C.; CARLONE, N.P. Estabelecimento de Políticas Públicas para Recuperação de Áreas Degradadas no Estado de São Paulo: o Papel das Instituições de Pesquisa e Ensino. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 162-164, 2007.

BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. **Seeds, ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination**. San Diego: Academic Press, 1998. 627p.

BECHARA, F.C. **Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. 249p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BERGELSON, J. Competition between plants, before and after death. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 6, p. 378-379, 1991

BORGES, E.E.L.; RENA, A.B. Germinação de sementes. In: AGUIAR I.B. DE A.; MARQUEZ, P.; FIGLIOLIA, M.B. (Ed.). **Sementes florestais tropicais**. Brasília: ABRATES, 1993. p. 83-135.

BRAGA, A.J.T.; GRIFFITH, J.J.; DE PAIVA H.N.; MEIRA NETO, J.A.A. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 1089-1098, 2008.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Uma visão ecossistêmica do processo de restauração ecológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ e Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 1.8 p. 78-86.

BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P.Y.; NAVE, A.G.; GANDARA, F.B.; BARBOSA, L.M.; TABARELLI, M. Instrumentos

legais podem contribuir para a restauração de Florestas Tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, mar. 2010.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain Forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, San Juan, v. 15, p. 40-42, Jan. 1965.

CALEGARI, L. **Estudos sobre bancos de sementes do solo, resgate de plântulas e dinâmica da paisagem para fins de restauração florestal, Carandaí, MG.** 2009. 170 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

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

CARMO, M.R.B.; MORELLATO, L.P.C. Fenologia de árvores e arbustos das matas ciliares da Bacia do Rio Tibagi, Estado do Paraná, Brasil. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (Ed.). **Matas ciliares: Conservação e recuperação.** 2.ed.; 2. reimpr. São Paulo: Edusp/FAPESP, 2009. cap. 8, p. 125-142.

CASTANHO, G.G. **Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil.** 2009. 111p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

CATHARINO, E.L.M. **As florestas montanas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (São Paulo, Brasil).** 2006. 230p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

CHAZDON, R.L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, London, v. 6, p. 51–71, mar. 2003.

CHEKE, A.S.; NANAKORN, W.; YANKOSES, C. Dormancy and dispersal of seeds of secondary Forest species under the canopy of a primary tropical rain Forest in Northern Thailand. **Biotropica**, Washington, v. 11, p. 88-95, June 1979.

CHRISTOFFOLETI, P.J.; CAETANO, R.S.X. Soil seed banks. **Scientia agricola**, Piracicaba, v. 55, n.especial, p. 74-78. Aug.. 1998.

CLEMENTS, F.E. **Research methods in ecology.** Lincoln: University Publishing, 1905.p364.

COSTALONGA, S.R.; REIS, G.G.; REIS, M.G.F.; SILVA, A.F. DA; LIMA, E.E.B.; GUIMARÃES, F.P. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **Floresta**, Paraná, v. 36, n. 2, p. 239-250, 2006.

DALLING, J.W. Ecologia de semillas. In: GUARIGUATA M.R.; KATTAN G.H. (Ed.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cartago: Ediciones, 2002. p 345-375.

DALLING, J.W.; HUBBELL, S.P.; SILVERA, K. Seed dispersal, seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 86, p. 674-689, 1998.

DE AQUINO, C. **Avaliação de três formas de enriquecimento em área ciliar revegetada junto ao Rio Mogi-Guaçu, SP**. 2006. 156p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2006.

DE SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. 2002. 128p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

DE SOUZA, P.A.; VENTURIN N.; GRIFFITH, J.J.; MARTINS, S.V. Avaliação do banco de sementes contido na serrapilheira de um fragmento florestal visando a recuperação de áreas degradadas. **Revista Cerne**, Lavras, v. 12, n. 1, p. 56-67, 2006.

DENSLOW, J.S.; GOMEZ-DIAZ, A.E. Seed bank to tree-fall gaps in a neotropical rain forest. **Canadian Journal of Forest Research**, Montreal, v. 20, n. 5, p. 642-648, 1990.

DINIZ, F.V.; MONTEIRO, R. Composição e estrutura da comunidade vegetal em regeneração sob plantios de *Pinus* spp (PINACEAE) em Rio Claro, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 117-138, dez. 2008.

DOS SANTOS, M.B. **Enriquecimento de uma floresta em restauração através da transferência de plântulas da regeneração natural e da introdução de plântulas e mudas**. 2011. 115p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

DOSCH, J.J.; PETERSON, C.J.; HAINES, B.L. Seed rain during initial colonization of abandoned pastures in the premontane wet forest zone of southern Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 23, p. 151–159, Nov. 2007.

DURIGAN, G.; CONTIERI, W.A.; MELO, A.C.G.; GARRIDO, M.A.O. Regeneração da Mata Ciliar sob plantio de *Pinus elliottii* var. *elliottii* em diferentes densidades. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas & Letras editora e Gráfica, 2004. cap. 21, p. 363-376.

DURIGAN, G.; FIGLIOLIA, M.B.; KAWABATA, M.; GARRIDO, M.A. de O.; BAITELLO, J.B. **Sementes e mudas de árvores tropicais**. São Paulo: Páginas e Letras, 1997. 65p.

DURIGAN, G.; ENGEL, V.L.; TOREZAN, J.M.; DE MELO, A.C.G.; MARQUES, M.C.M.; MARTINS, S.B.; REIS, A.; SCARANO, F.R. Normas jurídicas para a

restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

ENGEL V.L.; PARROTA J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. cap. 1, p. 3-26.

ESQUIVEL, M.J.; HARVEY, C.A.; FINEGAN, B.; CASANOVES, F.; SKARPE, C. Effects of pasture management on the natural regeneration of Neotropical trees. **Journal of applied ecology**, Oxford, v. 45, p. 371–380, 2008.

EWEL, J.J. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 64, n. 1, p. 293-308, Mar. 1976.

FARAH, F.T. **Favorecimento da regeneração de um trecho degradado de floresta estacional semidecidual**. 2003. 221p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

FEDERER, C.A.; TANNER, C.B. Spectral distribution of light in the forest. **Ecology**, Tempe, v. 47, n. 4, p. 555-560, May 1966.

FIDALGO, O.; BONONI, V.L.R. **Técnicas de coleta, preparação e herborização de material botânico**. São Paulo, 1984. p. 31-48. (Série Documentos - Instituto de Botânica)

FONT-QUER, P. **Diccionario de botânica**. Barcelona: Labor, 1989. 1244 p.

FORZZA, R.C.; LEITMAN, P.M.; COSTA, A.F.; CARVALHO JR., A.A.; PEIXOTO, A.L.; WALTER, B.M.T.; BICUDO, C.; ZAPPI, D.; COSTA, D.P.; LERAS, E.; MARTINELLI, G.; LIMA, H.C.; PRADO, J.; STEHMANN, J.R.; BAUMGRATZ, J.F.A.; PIRANI, J.R.; SYLVESTRE, L.; MAIA, L.C.; LOHMANN, L.G.; QUEIROZ, L.P.; SILVEIRA, M.; COELHO, M.N.; MAMEDE, M.C.; BASTOS, M.N.C.; MORIM, M.P.; BARBOSA, M.R.; MENEZES, M.; HOPKINS, M.; SECCO, R.; CAVALCANTI, T.B.; SOUZA, V.C. **Lista de espécies da flora do Brasil**. 2010. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/>>. Acesso em: 1 set. 2011.

GANDOLFI, S. **História Natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 520p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de restauração florestal. In: FUNDAÇÃO CARGILL (Coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, 2007. cap. 4, p. 109-143.

GARWOOD, N.C. Tropical Soil Seed Banks: a Review. In: LECK M.A.; PARKER T. V.; SIMPSON R.L. (Ed.) **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, 1989. chap. 9, p. 149–209.

GENTRY, A.H.; EMMONS, L.H. Geographical variation in fertility, phenology, and composition of the understory of neotropical forests. **Biotropica**, Washington, v. 19, p. 216-227, 1987.

GISLER, C.V.T. **Uso da serapilheira na recomposição da cobertura vegetal em áreas mineradas de bauxita, MG.** 1995. 146p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

GOMES, J.M.; CARVALHO, J.O.P.; SILVA, M.G.; NOBRE, D.N.V.; TAFARREL, M.; FERREIRA, J.E.R.; SANTOS, E.N.J. Sobrevivência de espécies arbóreas plantadas em clareiras causadas pela colheita de madeira em uma floresta de terra firme no município de Paragominas na Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 40, n. 1, p. 171-178, 2010.

GÓMEZ-POMPA, A.; VÁZQUEZ-YÁNEZ, C. Estudios sobre sucesión secundaria en los trópicos cálido-húmedos: el ciclo de vida de las especies secundarias. IN: GÓMEZ-POMPA, A.; VÁZQUEZ-YÁNEZ, C.; DEL AMO, S.; BUTANDA, A. (Org.). **Regeneración de selvas**. México, 1979. p. 559-592.

GONÇALVES, A.R.; MARTINS, R.C.C.; MARTINS, I.S; FELFILI, J.M. Bancos de sementes do sub-bosque de *Pinus* spp e *Eucalyptus* spp na Flona de Brasília. **Revista Cerne**, Lavras, v. 14, n. 1, p. 23-32, 2008.

GONÇALVES, R.M.G. **Análise florística e fitossociológica da regeneração natural nos sub-bosques de *Pinus elliottii* e um talhão misto de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus citriodora* na Estação Experimental de Tupi, no município de Piracicaba, SP.** 2009. 61p. Monografia. Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

GONZALEZ-RIVAS, B.; TIGABU, M.; CASTRO-MARIN, G.; ODEN, P.C. Soil seed bank assembly following secondary succession on abandoned agricultural fields in Nicaragua. **Journal of Forestry Research**, Harbin, v. 20, n. 4, p. 349–354, Feb. 2009.

GORLA, C.M.; PEREZ, S.C.J.G.A. Influência de extratos aquosos de *Miconia albicans* Triana, *Lantana camara* L., *Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit e *Drimys winteri* Forst, na germinação e crescimento inicial de sementes de tomate e pepino. **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina, v. 19, n. 2, p. 261-266, 1997.

GRISCOM, H.P.; ASHTON, M.S. Restoration of dry tropical forests in Central America: a review of pattern and process. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, p. 1564–1579, Sep. 2011.

HALLE, S. Present state and future perspectives of restoration ecology - Introduction. **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n. 2, p. 304–306, 2007.

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

HOFFMAN, M.L.; OWEN, M.D.K.; BUHLER, D.O. Effects of crop and weed management on density and vertical distribution of weed seeds in soil. **Agronomy Journal**, Madison, v. 90, p. 793-799, 1988.

HOLL, K.D.; AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, p. 1558–1563, Aug. 2011.

HOPKINS, M.S.; GRAHAM, A.W. The species composition of soil seed banks beneath lowland tropical rainforests in North Queensland. **Biotropica**, Washington, v. 15, p. 90-99, June 1983.

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

ISERNHAGEN, I. **Uso de sementeira direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas**. 2010. 85p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

JACOBI, U.S.; FERREIRA, A.G. Efeito alelopático de *Mimosa bimucronata* sobre espécies cultivadas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 16, n. 7, p. 935-943, 1991.

JAKOVAC, A.C.C. **O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas**. 2007. 150p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

JAKOVAC, A.C.C.; VOSQUERITCHIAN, S.B.; BASSO, F.A. Epiphytes transplant to improve the diversity on restored areas. In: SIMPOSIO INTERNACIONAL SOBRE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA, 2007, Cuba. **Annales...** Cuba: Grupo Cubano de Restauración Ecológica, 2007. (Resumo 207).

KAGEYAMA, P.Y. Reflexos e potenciais da resolução SMA-21 de 21/11/2001 na conservação da biodiversidade específica e genética. In: SEMINÁRIO TEMÁTICO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS: AVANÇOS OBTIDOS E PERSPECTIVAS FUTURAS, 2003, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. p. 7-12.

KETTLE, C.J. Ecological considerations for using dipterocarps for restoration of lowland rainforest in Southeast Asia. **Biodiversity Conservation**, New York, v. 19, p. 1137–1151, Dec. 2010.

KINOSHITA, L.S.; TORRES, R.B.; FORNI-MARTINS, E.R.; SPINELLI, T.; AHN, Y.J.; CONSTÂNCIO, S.S. Composição florística e síndromes de dispersão da Mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 313 – 327, 2006.

LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, Washington, v. 310, n. 1628, p. 1628-1632, 2005.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas - possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 1990. 343p.

LE BOURLEGAT, J.M. **Lianas da Floresta Estacional Semidecidual: ecofisiologia e uso em restauração ecológica.** 2009. 103p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

LESICA, P.; ALLENDORF, F.W. Ecological genetics and the restoration of plant communities: mix or match? **Restoration Ecology**, Tucson, v. 7, p. 42–50, Mar. 1999.

LORENZI, H. **Manual de identificação e controle de plantas daninhas: plantio direto e convencional.** 5.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 384p.

_____. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais.** 4 ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 672p.

LYONS, K.G.; BRIGHAM, C.A.; TRAUT, B.H.; SCHWARTZ, M.W. Rare species and ecosystem functioning. **Conservation Biology**, New York, v. 19, p. 1019-1024, 2005.

MARTÍNEZ-GARZA C.; HOWE, H.F. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. **Journal of applied ecology**, Oxford, v. 40, p. 423-429, 2003.

MARTINS S.V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração.** Viçosa: Aprenda Fácil Editora, 2009. 270 p.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares.** Viçosa: Aprenda Fácil, 2001. 146p.

MATTEI, V.L.; ROSENTHAL, M.D. Semeadura direta de canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.) no enriquecimento de capoeiras. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 6, p. 649-654, dez. 2002.

MELO, V.A. **Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no Estado de Minas Gerais.** 1997. 39p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1997.

MENDONÇA-SOUZA, L.R. **Ficus (Moraceae) no Estado de São Paulo.** 2006. 160p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, 2006.

METACALFE, D. J.; TURNER, I.M. Soil seed bank from lowland rain forest in Singapore: canopy-gap and litter-gap demanders. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, p. 103-108, 1998.

MODNA, D.; DURIGAN, G.; VITAL, M.V.C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 85, p. 73-83, mar. 2010.

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

- MOREIRA, H.J.C.; BRAGANÇA, H.B.N. **Manual de identificação de plantas infestantes – cultivos de verão**. Campinas. 2010. 642p.
- MORELLATO, L.P.C. **Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no Sudeste do Brasil**. 1991. 203p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.
- MOURA-COSTA, P.; WAI, Y.S.; LYE, O.C.; GANING, A.; NUSSBAUM, R.; MOJIUM, T. **Large Scale Enrichment Planting with Dipterocarps as an Alternative for Carbon Offset – Methods and Preliminary Results**. 1994. Disponível em: <<http://www.ecosecurities.com/>> Acesso em: 04 ago. 2011.
- NAVE, A. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP** 2005. 218p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.) **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 145-170.
- NERI, A.V.; CAMPOS, E.P.; DUARTE, T.G.; MEIRA NETO, J.A.A.; SILVA, A.F.; VALENTE, G.E. Regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de *Eucalyptus* em área de Cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 369-376, out. 2005.
- NETO, A.M.; KUNZ, S.H.; MARTINS, S.V.; SILVA, K.A. SILVA, D.A. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 6, p. 1035-1043, 2010.
- NOGUEIRA, J.C.B. Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 24, p. 1-77, 1977.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; VILELA, E.A.; CURI, N.; FONTES, M.A.L. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 685-701, 2004.
- OZÓRIO, T.F. **Potencial do uso de serrapilheira na recuperação de áreas degradadas por mineração de ferro, Mariana, MG**. 2000. 62p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.
- PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. 2009 Disponível em: <<http://www.pactomataatlantica.org.br/>> Acesso em: 20 ago. 2011.
- PAIVA, A.V.; POGGIANI, F. Crescimento de mudas de espécies arbóreas nativas plantadas no sub-bosque de um fragmento florestal. **Scientia forestalis**, Piracicaba, v. 57, p. 141-151, 2000.

- PAQUETTE, A.; HAWRYSHYN, J.; SENIKAS, A.V.; POTVIN, C. Enrichment planting in secondary forests: a promising clean development mechanism to increase terrestrial carbon sinks. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 14, n. 1, p. 1-31, 2011.
- PEREIRA, A.F.; ESBÉRARD, C.E.L. Captura de morcegos frugívoros junto a *Ficus tomentella* (Moraceae). **Revista Brasileira de Zoociências**, Juíz de Fora, v. 11, n. 1, p. 19-23, abr. 2009.
- PINÃ-RODRIGUES, F.C.M.; COSTA, L.G.S.; REIS, A. Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e o manejo de florestas tropicais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão. p. 676-683.
- PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; LOPES, B.M. Potencial alelopático de *Mimosa caesalpinaefolia* Benth sobre sementes de *Tabebuia alba* (Cham.) Sandw. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 8, n. 1, p. 130-136, 2001.
- PINHEIRO, G.S.; GIANNOTTI, E.; CRESTANA, C.S.M.; PFEIFER, R.M.; SILVA, D.A.; NEGREIROS, O.C.; BARBOSA, A.F.; MARIANO, G.; GUTMANIS, D.; ROMANELLI, R.C.; SILVA, A.A.; BERGAMASCO, A. Plano de manejo da estação experimental de Tupi – Piracicaba, SP. **Instituto Florestal – Série Registros**, São Paulo, v. 19, p. 1-61, 1999.
- PREISKORN, G.M.; PIMENTA, D.; AMAZONAS, N.T.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S., RODRIGUES, R.R.; BELLOTTO, A.; CUNHA, M.C. De S. metodologia de restauração para fins de aproveitamento econômico (Reserva Legal e Áreas Agrícolas). In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 5, p. 158-175.
- PULITANO, F.M.; DURIGAN, G.; DIAS, L.E. A mata ciliar da Fazenda Cananéia: estrutura e composição florística em dois setores com idades diferentes. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas & Letras editora e Gráfica, 2004. cap. 26, p. 419-445.
- PUTZ, F.E. Treefall pits and mounds, buried seed, and the importance of soil disturbance to pionner trees on Barro Colorado Island, Panamá. **Ecology**, Tempe, v. 64, p. 1069-1074, 1983.
- QUINTELA, M.F.S. Recuperação de áreas degradadas. In: QUINTELA, M.F.S.; CARDOSO, M.C. (Org.). **Programa de capacitação e atualização profissional**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2000. p. 15-19.
- RAMOS, J.M; DEL AMO S. Enrichment planting in a tropical secondary forest in Vera Cruz, Mexico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 54, p. 289–304, 1992.
- RICHARDS, P.W. The tropical rain forest: an ecological study. Cambridge:Cambridge University Press,1998. p. 115-116.

ROBERTS, E.H. Predicting the storage life of seeds. **Seed Science and Technology**, Zürich, v. 1, n. 4, p. 499-514, 1973.

ROBERTS, H.A. Seed banks in the soil. **Advances in Applied Biology**, Cambridge, v. 6, p. 1-56, 1981.

ROBINSON, G.R.; HANDEL, S.N. Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. **Conservation Biology**, New York, v. 7, n. 2, p. 271-278, 1993.

RODRIGUES, B.D.; MARTINS, S.V.; LEITE, H.G. Avaliação do potencial da transposição da serrapilheira e o banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 65-73, 2010.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1242-1251, 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, p. 1605-1613, 2011.

ROLIM, G.S.; SENTELHAS, P.C.; BARBIERI, V. Planilhas no ambiente EXCEL TM para os cálculos de balanços hídricos: normal, sequencial, de cultura e de produtividade real e potencial. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 6, n. 1, p. 133-137, 1998.

ROSETO-LASPRILLA, L. **Biologia reprodutiva de *Hybanthus atropurpureus* (St. Hil.) Taub. da Reserva Municipal de Santa Genebra, sudeste do Brasil**. 1997. 82p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

SABOGAL, C. Site-level restoration strategies for degraded primary. In: RIETBERGEN-MCCRACKEN, J.; MAGINNIS S.; SARRE, A. (Ed.). **The forest landscape restoration handbook**. London: Cromwell Press, 2007. chap. 9, p. 83-95.

SAMPAIO, A.B.; HOLL, K.D.; SCARIOT, A. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? **Restoration Ecology**, Tucson, v. 15, p. 462-471, 2007.

SÃO PAULO (Estado) **Resultados do Projeto Desmatamento Zero - Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo**. 2009. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/projetos17.php>> Acesso em: 05 set. 2011.

SAS Institute Inc. The SAS System, release 9.2, SAS Institute Inc., Cary: NC, 2008.

SCHULZE, M. Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of forest management in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 866-869, Sep. 2008.

SCHULZE, P.C.; LEIGHTON, M.; PEART, D.R. Enrichment planting in selectively logged rain forest: a combined ecological and economic analysis. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 3, n. 3, p. 581–592, Ago. 1994.

SEVEGNANI, L. Processos de sucessão primária e secundária no Vale do Itajaí. In: SCHÄFER, W.B.; PROCHNOW, M. (Ed.). **Mata Atlântica e você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira**. Brasília: APREMAVI, 2002. p. 96-101.

SHILITTLER, F.H.M. **Composição florística e estrutura fitossociológica do sub-bosque de uma plantação de *Eucalyptus tereticornis* Sm., no município de Rio Claro, SP**. 1984. 142p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 1984.

SHUPP, E.W.; MILLERON, T.; RUSSO, S.E. Dissemination limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forests. In: LEVEY, D. J.; SILVA, W.; GALETTI, M. (Ed.). **Seed dispersal and frugivory: ecological, evolutionary, and conservation issues**. Wallingford: CABI Publishing, 2002. p. 19-33.

SILVA JÚNIOR, M.C.; SCARANO, F.R.; CARDEL, F.S. Regeneration of Atlantic Forest formation in the understorey of a *Eucalyptus grandis* plantation in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, p. 147-152, 1995.

SILVA, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. cap. 4, p. 77-90.

SIMPSON, R.L.; LECK, M.A.; PARKER, V.T. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Ed.). **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic Press, 1989. p. 3-8.

SINGH, K.P.; MANDAL, T.N.; TRIPATHI, S.K. Patterns of restoration of soil physicochemical properties and microbial biomass in different landslide sites in the sal forest ecosystem of Nepal Himalaya. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 17, p. 385-401, 2001.

SINGHAKUMARA, B.M.P.; UDOPORUWA, R.S.J.P.; ASHTO, P.M.S. Soil seed banks in relation to light and topographic position of a Hill Dipterocarp forest in Sri Lanka. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 1, p. 190-196, Mar. 2000.

SMITH, H. The perception of light quality. In: KENDRICK R.E.; KRONENBERG G.H.M. (Ed.). **Photomorphogenesis in plants**. Dordrech: Martinus Nijhoff Publishers, 1986. p. 187-217.

SUGANUMA, M.S.; BARBOSA, C.E.A.; CAVALHEIRO A.L.; TOREZAN, J.M.D. Enriquecimento artificial da diversidade de espécies em reflorestamentos: análise preliminar de dois métodos, transferência de serapilheira e semeadura direta. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, Maringá, v. 30, n. 2, p. 151-158, 2008.

SWAINE, M.D. **The Ecology of tropical forest seedlings**. Paris: UNESCO; Paris/The Parthenon Publishing Group, 1996. v. 17 368p.

SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. **On the definition of ecological species groups in tropical rain forests**. Dordrecht: Academic Publishers, 1988.p. 81-86.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 719p.

THOMPSON, K.; GRIME, J.P. Seasonal variation in the seed Banks of herbaceous species in tem contrasting habitats. **Journal of ecology**, Oxford, v. 67, p. 893-921, 1979.

THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R. **The water balance**. Publications in Climatology. New Jersey: Drexel Institute of Technology, 1955. 104p.

TONIATO, M.T.Z.; OLIVEIRA-FILHO A.T. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 198, p. 319-339, 2004.

URBAS, P.; ARAÚJO JÚNIOR, M.V.; LEAL, I.R.; WIRTH, R. Cutting more from cut forests: edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting ants in Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 39, n. 4, p. 489-495, Sept. 2007.

van der PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 2nd ed. Berlin: Springer Verlag, 1972. 161p.

van der VALK, A.G.; PETERSON, R.L. Seed banks and management and restoration of natural vegetation. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Ed.) **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, 1989. p. 329-346.

VÁSQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Effect of litter from a tropical rain Forest on tree seed germination and establishment under controlled conditions. **Tree Physiology**, Oxford, v. 11, p. 391-400, 1992.

VIANA, V.M. Seed and seedling availability as basis for management of natural forest regeneration. In: ANDERSON, A. (Ed.) **Alternatives to deforestation in Amazônia**. New York: Columbia University, 1990. p. 99-115.

VIANI, R.A.G.; NAVE, A.; RODRIGUES, R.R. Transference of seedlings and aloctone young individuals as ecological restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.) **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. chap. 3.2, p. 145-170.

VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R. Sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural de remanescente florestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília v. 42, n. 8, p. 1067-1075, ago. 2007.

- VIDAL, C.Y. **Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas**. 2008. 171p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.
- VIEIRA, D.C.M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas de uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 541-544, ago. 2006.
- VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forest for restoration. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 14, n. 1, p. 11-20, Mar. 2006.
- VOLTOLINI, J.C.; ZANCO, L. Densidade de plântulas e jovens de espécies nativas de Floresta Atlântica em áreas com e sem o pinheiro americano (*Pinus elliottii*). **Revista Biociências**, Taubaté, v. 16, n. 2, p. 102-108. 2010. Disponível em: <<http://periodicos.unitau.br/ojs-2.2/index.php/biociencias/article/viewFile/1161/812>> Acesso em: 12 out. 2011.
- WHITMORE, T.C. Forest dynamics and questions of scale. In: HADLEY, M.E. (Ed.) **Rain forest regeneration and management**. Paris: Int. Union of Biology Science, 1988. p. 13-17.
- YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.S.; MARTINS, F.R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 3, p. 553-573, 2007.
- YOUNG, K.R.; EWEL, J.J.; BROWN, B.J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 71, p. 157-173. 1987.
- ZANETI, B.B. **Avaliação do potencial do banco de propágulos alóctone na recuperação de uma área degradada de Floresta Ombrófila Densa Aluvial no município de Registro, SP**. 2008. 98p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.
- ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Dekalb: Northern Illinois University Press. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1984. 718p.

ANEXOS

ANEXO A - Resultados de análise química de 15 amostras de solo coletadas a 0-20 cm de profundidade na área restaurada no entorno da represa São Luiz em Santa Bárbara D'Oeste, SP (K= teor de potássio, Ca = teor de cálcio, Mg = Teor de magnésio, SB = soma de bases, CTC = capacidade de troca catiônica, V = saturação por bases, Al = teor de alumínio, m = saturação por alumínio, MO = matéria orgânica e P = teor de fósforo)

Amostras	pH H2O	K mmolc/kg	Ca mmolc/kg	Mg mmolc/kg	SB mmolc/kg	CTC mmolc/kg	V %	Al mmolc/kg	m %	MO g/kg	P mg/dm ³
SB03	5,4	3,6	24,0	10,0	37,6	146,6	25,6	2,7	6,7	32,3	17,6
SB04	5,5	5,1	17,0	6,0	28,1	137,1	20,5	1,6	5,4	51,4	18,4
SB05	5,7	4,6	17,0	8,0	29,6	109,6	27,0	6,7	18,4	29,3	12,4
SB06	5,1	5,6	12,0	2,0	19,6	112,6	17,4	1,6	7,5	57,4	13,9
SB08	5,5	5,8	16,0	6,0	27,8	77,8	35,7	1,1	3,8	79,9	13,7
SB10	5,5	3,7	20,0	5,0	28,7	108,7	26,4	6,5	18,4	29,3	32,2
SB11	5,5	5,9	29,0	13,0	47,9	131,9	36,3	1,3	2,6	69,0	30,4
SB13	5,8	6,3	56,0	16,0	78,3	162,3	48,2	6,7	7,9	47,6	48,8
SB16	5,8	5,0	57,0	17,0	79,0	154,0	51,3	12,7	13,9	31,9	16,1
SB17	5,3	5,5	12,0	4,0	21,5	109,5	19,6	7,0	24,6	54,4	32,2
SB21	5,9	4,2	9,0	4,0	17,2	126,2	13,6	4,4	20,4	34,5	13,5
SB22	5,6	3,6	19,0	9,0	31,6	111,6	28,3	2,2	6,5	51,8	26,7
SB26	5,4	6,9	33,0	8,0	47,9	54,9	87,2	1,8	3,6	35,6	24,1
SB27	5,7	5,2	11,0	2,0	18,2	93,2	19,5	3,8	17,3	47,3	18,2
SB28	5,5	4,2	8,0	3,0	15,2	95,2	16,0	7,4	32,7	33,4	24,9
Média	5,5	5,0	22,7	7,5	35,2	115,4	31,5	4,5	12,7	45,7	22,9

ANEXO B - Lista florística das espécies levantadas através de estudos florísticos e fitossociológicos para a região de Santa Bárbara D'Oeste que poderiam ser plantadas na área restaurada no entorno da represa São Luiz (a planta que tinha apenas o nome popular figueira-branca foi excluída devido à dificuldade de identificação taxonômica para espécie. G = grupo ecológico (Pi = pioneiras, Si = secundárias iniciais, Cl = climácicas e Nc = não caracterizadas)

(continua)

Família	Espécie	Nome Popular	G
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i> L.	Aroeira-salsa	P
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira-mansa	P
	<i>Spondias</i> sp	Cajá	Cl
Apocynaceae	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	Guatambú-amarelo	Cl
	<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	Guatambú-vermelho	Cl
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	Maria-mole	Si
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Palmito	Cl
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	Cl
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-amarelo	Cl
	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> Mattos	Ipê-roxo	Cl
	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) Bertero ex A.DC.	Ipê-rosa	Sc
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Ipê-felpudo	Cl
Boraginaceae	<i>Cordia superba</i> Cham.	Baba-de-boi	Cl
Bursaceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Almacegueira	Si
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Crindiúva	P
Chrysobalanaceae	<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	Oiti	Cl
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Guanandi	Si
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra-d'água	P
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico	Si
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-de-vaca	P
	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	Cassia-fístula	Cl
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth.	Araribá	Si
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Orelha-de-negro	Si
	<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	Suinã	P
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Alecrim-de-minas	Cl
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	Cl
	<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá	Si
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Imbira-de-sapo	Si
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Jacarandá-paulista	Cl
	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	Sansão-do-campo	P
	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Bracatinga	P
	<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	Cabreúva	Cl
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	Cl
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Jacarandá-do-campo	Cl
	<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P. Queiroz	Sibipiruna	Cl
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	Aldrago	Cl
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim-bravo	Cl
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Guapuruvú	Si
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Aleleuio	P
	<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	Barbatimão	Cl
	<i>Swartzia langsdorffii</i> Raddi	Pacová-de-macaco	Cl
<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.	Pau-brasil	Cl	
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Óleo-de-copaíba	Cl	
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Monjoleiro-branco	P	
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Tamanqueiro	P
	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Tarumá	Cl
Lecythidaceae	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Sapucaia	Cl
	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá-branco	Cl
	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	Jequitibá-rosa	Cl
Malpighiaceae	<i>Malpighia glabra</i> L.	Acerola	-
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira	Si
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	P
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	P

ANEXO B - Lista florística das espécies levantadas através de estudos florísticos e fitossociológicos para a região de Santa Bárbara D'Oeste que poderiam ser plantadas na área restaurada no entorno da represa São Luiz (a planta que tinha apenas o nome popular figueira-branca foi excluída devido à dificuldade de identificação taxonômica para espécie. G = grupo ecológico (Pi = pioneiras, Si = secundárias iniciais, Cl = climáticas e Nc = não caracterizadas).

(conclusão)

Família	Espécie	Nome Popular	G
	<i>Pachira glabra</i> Pasq.	Castanheiro	P
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Embiruçú	Cl
Melastomataceae	<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	Manacá-da-serra	P
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-rosa	Si
	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro-do-brejo	Cl
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Figueira-mata-pau	Cl
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	Cl
	<i>Plinia trunciflora</i> (O.Berg) Kausel	Jaboticaba	Cl
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Araçá	Cl
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Uvália	Cl
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.	Pau-formiga	Si
Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Gruarantã	Cl
	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Pau-marfim	Cl
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Fruto-de-faraó	P
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schldl.	Fruto-de-sabiá	P
	<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	Fumo-bravo	P
Urticaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Embaúba-vermelha	P
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba-branca	P
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	P