

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

**Micro-sítio como filtro para o estabelecimento de regenerantes
arbóreos em áreas restauradas**

Maria Isabel Ferreira Bertacchi

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

**Piracicaba
2012**

Maria Isabel Ferreira Bertacchi
Licenciada e Bacharel em Ciências Biológicas

**Micro-sítio como filtro para o estabelecimento de regenerantes arbóreos em
áreas restauradas**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 5890 de 2010

Orientador:
Prof. Dr. RICARDO RIBEIRO RODRIGUES

**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**

Bertacchi, Maria Isabel Ferreira

Micro-sítio como filtro para o estabelecimento de regenerantes arbóreos em áreas restauradas / Maria Isabel Ferreira Bertacchi. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 5890 de 2010. - - Piracicaba, 2012.

123 p. : il.

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

1. Ecossistemas florestais 2. Mata Atlântica 3. Plântulas 4. Regeneração natural
5. Restauração florestal I. Título

CDD 634.94
B536m

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

À minha família, dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Professor Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues, pela oportunidade, orientação e pelas contribuições para a minha formação profissional;

Ao Professor Dr. Pedro Henrique Santin Brancalion, pela amizade, pelas discussões, correções, análises críticas e pontuais que muito contribuíram para a realização desse trabalho;

À todos que me ajudaram na coleta de dados em campo, em especial ao Allan Camatta, Débora Rotter, Gabriele, Renato e Vívian.

Aos amigos e funcionários do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, Gabriele, Vívian, Mariana Pardi, Ariadne, Cláudia, Débora, Marina, Diana, Júlia, Cris, Allan, Jeanne, Carla, Nino, Pinus, Marina Duarte, Rafaela, André Nave, Prof. Sergius, Marta, Ingo, Adriana, Leandro, Tiago Barbosa, Tiago Barreto, Chico, Elisângela, entre outros, pela convivência e pelos bons momentos compartilhados.

Às meninas com quem eu morei em Piracicaba, Jackeline Thais da Silva, Magda Andreia Tessmer, Fernanda Engels do Nascimento, Cristiane Muller e Juliana Balbinotte, pelo apoio, amizade e por tornarem essa conquista muito mais divertida;

Aos meus pais, Dinorah e João Ricardo, que me incentivaram e apoiaram durante todos esses anos.

Aos meus irmãos João Paulo, João Guilherme e João Eduardo, pelo carinho e amizade.

Ao Tiago Zucchi, por todo amor, companheirismo, apoio, correções, transcrições e ajudas em campo.

Ao Gilvano Ebling Brondani, pelo auxílio com as análises estatísticas;

Ao João Carlos Medeiros, pela ajuda com as coletas e análises físicas do solo;

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pela bolsa concedida.

E a todos que contribuíram de alguma forma para que essa dissertação fosse concluída.

SUMÁRIO

| | |
|---|-----|
| RESUMO..... | 9 |
| ABSTRACT..... | 11 |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 13 |
| Referências..... | 17 |
| 2 CARACTERIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE MICRO-SÍTIO DE ÁREAS RESTAURADAS COM DIFERENTES IDADES..... | 23 |
| Resumo..... | 23 |
| Abstract..... | 23 |
| 2.1 Introdução..... | 24 |
| 2.2 Material e Métodos..... | 25 |
| 2.3 Resultados..... | 32 |
| 2.4 Discussão..... | 37 |
| 2.5 Conclusão..... | 42 |
| Referências..... | 42 |
| 3 EFEITO DE DIFERENTES CONDIÇÕES DE MICRO-SÍTIO NO ESTABELECIMENTO DE PLÂNTULAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO COM 10, 22 E 55 ANOS DE IDADE..... | 47 |
| Resumo..... | 47 |
| Abstract..... | 47 |
| 3.1 Introdução..... | 48 |
| 3.2 Material e Métodos..... | 50 |
| 3.3 Resultados..... | 55 |
| 3.4 Discussão..... | 63 |
| 3.5 Conclusão..... | 67 |
| Referências..... | 67 |
| 4 AS CONDIÇÕES DO SUBSTRATO DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO LIMITAM O ESTABELECIMENTO DE PLÂNTULAS NA DINÂMICA FLORESTAL?..... | 73 |
| Resumo..... | 73 |
| Abstract..... | 73 |
| 4.1 Introdução..... | 74 |
| 4.2 Material e Métodos..... | 76 |
| 4.3 Resultados..... | 86 |
| 4.4 Discussão..... | 92 |
| 4.5 Conclusão..... | 94 |
| Referências..... | 95 |
| 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 99 |
| 6 APLICAÇÕES PRÁTICAS..... | 99 |
| ANEXOS..... | 101 |

RESUMO

Micro-sítio como filtro para o estabelecimento de regenerantes arbóreos em áreas restauradas

As características da regeneração natural no sub-bosque de comunidades florestais em processo de restauração expressam os principais indicadores de sucesso dos projetos de restauração ecológica, sendo que a ausência ou a baixa qualidade de regeneração natural são os principais gargalos para a perpetuação de projetos inseridos em paisagens muito fragmentadas. No entanto, condições adversas de micro-sítio de regeneração sob plantios de restauração podem restringir a colonização do sub-bosque por espécies nativas, comprometendo a sua perpetuação no tempo. O objetivo desse estudo foi avaliar se, e como, as condições físico-químicas do micro-sítio de regeneração, no sub-bosque de áreas em processo de restauração com diferentes idades, podem limitar o estabelecimento de espécies arbóreas nativas, restringindo assim, a restauração da dinâmica florestal. O estudo foi desenvolvido em três áreas em processo de restauração com diferentes idades (10, 22 e 55 anos), implantadas via reflorestamentos de alta diversidade. Foi realizada a caracterização físico-química do micro-sítio de regeneração das áreas de estudo, avaliando-se o grau de compactação, porosidade, umidade, conteúdo de matéria orgânica e nutrientes e granulometria do solo, bem como a massa seca de serapilheira, e a cobertura do dossel. Em cada área de estudo, foram alocados 10 blocos experimentais, cada um constituído por 4 parcelas de 1 m x 1 m, onde foram semeadas nove espécies arbóreas nativas regionais. Nessas parcelas foram estabelecidos três tratamentos e um controle: A) semeadura na condição natural da área, sem qualquer alteração das características do micro-sítio de estabelecimento (serapilheira autóctone), B) semeadura sobre a serapilheira e o solo transplantados de floresta nativa (serapilheira alóctone), C) semeadura sobre bagaço de cana triturado e compostado e D) controle (sem semeadura). A coleta dos dados de emergência e mortalidade de plântulas foi feita por um período de 6 meses. Ocorreu um gradiente de aumento da cobertura do dossel, da porosidade, da umidade, do conteúdo de argila e matéria orgânica e uma diminuição da compactação do solo das áreas restauradas mais novas para as mais velhas. A emergência de plântulas não diferiu entre as áreas de estudo, porém, a sobrevivência de plântulas foi significativamente menor na restauração mais antiga, de 55 anos. Constatou-se uma correlação positiva entre a mortalidade de plântulas com o aumento da cobertura do dossel e com a quantidade de matéria orgânica no solo. A emergência e a sobrevivência de plântulas foram estatisticamente maiores no tratamento onde as sementes foram aplicadas sobre serapilheira autóctone. Assim, conclui-se que apesar das condições de micro-sítio de regeneração de florestas em restauração tornarem-se, com o tempo, mais semelhantes à de florestas naturais, tornam-se cada vez mais restritivas ao estabelecimento de plântulas. Além disso, o estabelecimento de plântulas é favorecido nas condições locais de substrato de florestas em processo de restauração florestal, sem limitação evidente para que a sucessão secundária avance. Conseqüentemente, a limitação de dispersão deve ter influência maior nessas condições para o avanço inicial da restauração do que a limitação de micro-sítios favoráveis de estabelecimento.

Palavras-chave: Regeneração Natural; Estabelecimento de plântulas; Limitação ao estabelecimento; Restauração Florestal; Sítio de estabelecimento

ABSTRACT

Microsites as filters for tree species establishment under restoration plantings

The characteristics of the natural regeneration of restoration plantings understory express the main indicators of success of ecological restoration projects, in which the absence of regeneration indicates a bottleneck for the perpetuation of forest communities inserted into highly fragmented landscapes. Nevertheless, adverse conditions of the micro-site of regeneration in restoration plantings may hamper the colonization of the understory by native species, which in turn collapse its perpetuation along the time. We sought to evaluate if, or how, the physical-chemical conditions of the micro-site of regeneration of restoration plantings with different ages can limit native tree species establishment and therefore, the dynamic of forest restoration. The study was developed in three areas under restoration with different ages (10, 22 and 55 years). The physical-chemical characterization of the micro-site of regeneration of the study areas was carried out by evaluating the soil compression level, porosity, humidity, organic matter and nutrients content and granulometry, as well as litter dry mass and canopy cover. In each area, we set 10 experimental blocks, each one consisting of four 1 m x 1 m plots, in which nine tree species were sown. In each plot we established three treatments: A) direct seeding in the natural condition of the area, without any alteration in the characteristics of the micro-site (indigenous leaf litter), B) direct seeding on the leaf litter and soil transplanted from a native forest (allochthonous leaf litter), C) direct seeding on grounded and composted sugarcane bagasse and D) control (no seeding). Seedling emergence and mortality were observed through six months. An increase on the canopy cover and soil porosity, humidity, clay and organic matter content were observed in the oldest areas, as well as a decrease in soil compression. Seedling emergence did not differ among the studied areas; however, seedling survival was significantly lower in the oldest reforestation, with 55 years. A positive correlation was observed between seedling mortality with the increase of canopy cover and soil organic matter content. Seedling emergence and survival were statistically higher in the treatment A (indigenous leaf litter). Thus, although the micro-site conditions for seedling establishment become even more similar to reference ecosystems as restoration planting evolve, it also becomes more restrictive. In addition, seedling establishment was favored in the conditions of local substrate of restoration plantings, without evidence of limitation for the progress of secondary succession. Consequently, dispersal limitation may play a higher influence in this condition for the advance of restoration process.

Keywords: Natural Regeneration; Seedling Establishment; Establishment Limitation; Forest Restoration; Site of Establishment

1 INTRODUÇÃO

O Bioma Mata Atlântica é considerado um dos mais importantes centros de biodiversidade do planeta (MYERS et al., 2000) apresentando níveis elevados de endemismo (MORI et al., 1981; MORELLATO; HADDAD 2000; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003) e uma rica diversidade de espécies (Fundação SOS Mata Atlântica, 2010).

No entanto, apenas 12% de sua formação original permanecem (RIBEIRO et al., 2009). A Mata Atlântica é considerada um dos biomas mais ameaçados (TEIXEIRA et al., 2009) e uma das regiões prioritárias para conservação (Fundação SOS Mata Atlântica, 2010). As altas taxas de desmatamento, que tiveram início a mais de 500 anos (DEAN, 1995), são conseqüências da expansão desordenada das fronteiras agrícolas, da ação humana e dos impactos de suas atividades (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Dessa forma, a maioria dos fragmentos remanescentes encontra-se isolado, desprotegido e altamente alterado (SILVA; TABARELLI, 2000). Entretanto, a conscientização da população nos últimos anos, a maior disponibilidade de dispositivos legais (BRASIL, 1965; SMA 21/2001; SMA 47/2003) e o maior respeito à legislação resultaram em um grande número de iniciativas de recuperação de áreas degradadas da Mata Atlântica (RODRIGUES et al., 2009).

A restauração ecológica, por definição, consiste no processo de assistir a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). Nos últimos anos, novas técnicas de restauração têm sido desenvolvidas com base nos conhecimentos ecológicos disponíveis e pelas informações fornecidas pelo monitoramento de áreas restauradas (RODRIGUES et al., 2009).

Até recentemente, muitos projetos de restauração eram baseados em dados de uma única comunidade florestal remanescente, tida como modelo ideal a ser copiado, e que deveria ter a sua estrutura e composição reconstruída (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007; RODRIGUES et al., 2009). Seguindo essa idéia, a evolução da comunidade restaurada resultaria numa comunidade final semelhante em estrutura e composição àquela tida como modelo, levando gradativamente ao retorno do estado original do ecossistema. O seu sucesso seria avaliado em função do grau de semelhança florística e fitossociológico entre essas comunidades (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007).

Nos últimos anos, o acúmulo significativo de conhecimento sobre os processos envolvidos na dinâmica de formações naturais (tanto preservadas, como em diferentes graus e tipos de degradação) tem conduzido a uma mudança significativa do referencial teórico para a orientação dos programas de restauração florestal, que passaram a assumir como objetivo, não mais a restauração de uma comunidade final com características florísticas e estruturais previsíveis e pré definidas, mas a difícil tarefa da reconstrução das complexas interações da comunidade vegetal, garantindo a perpetuação e a evolução da comunidade no espaço e no tempo (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; RODRIGUES et al., 2007).

Assim, o foco passou a ser a restauração dos atributos básicos da floresta (SER, 2004) por meio da estimulação e aceleração da sucessão natural (RODRIGUES et al., 2009), visando recuperar a estabilidade e integridade biológica do ecossistema (ENGEL; PARROTA, 2003). Entre estes atributos, está a recuperação das funções do ecossistema e dos processos ecológicos, bem como da composição de espécies (SER, 2004).

Esforços têm sido direcionados no Brasil para a restauração dos ecossistemas (BARBOSA et al., 2003; ENGEL; PARROTA, 2003) na tentativa de restabelecer suas funções (manutenção da biodiversidade e dos processos biogeoquímicos) (RODRIGUES et al., 2009) e as interações bióticas e abióticas existentes nesses ecossistemas (SER, 2004).

Diante da complexidade dessas relações, a restauração ecológica de áreas restauradas requer, dentre outros, a compreensão da dinâmica da regeneração natural (RODRIGUES et al., 2007).

Os estudos sobre dinâmica florestal têm sido impulsionados pela crescente necessidade do conhecimento sobre as espécies vegetais e suas funções ecológicas, definindo os grupos funcionais, que sustentarão as ações de restauração ecológica. A escolha adequada das espécies que deverão ser usadas na restauração ecológica de uma dada área representa uma das principais garantias do sucesso da restauração (ENGEL; PARROTA, 2003; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004), pois são essas espécies que definem a trajetória da regeneração da comunidade (PARROTA, 1992).

Os principais atributos considerados na avaliação do sucesso de projetos de restauração são: diversidade, a estrutura da vegetação e o restabelecimento de processos ecológicos (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005). Entretanto, segundo esses autores,

ainda poucos estudos avaliam o sucesso da restauração após a implantação do projeto.

Dessa forma, são necessários mais estudos sobre alguns processos básicos que influenciam a estrutura e composição de florestas restauradas (BARBOSA; PIZO, 2006), e dos processos de regeneração e sucessão que possibilitam a auto-perpetuação da comunidade vegetal no tempo (RODRIGUES et al., 2009).

Mais recentemente, alguns trabalhos tem sido publicados com a avaliação de áreas restauradas e com o estabelecimento de indicadores para a avaliação do sucesso de restaurações (SOUZA; BATISTA, 2004; BERTONCINI; RODRIGUES, 2008; VIEIRA; GANDOLFI, 2006). Esses trabalhos focaram principalmente as características da regeneração natural de áreas em processo de restauração com diferentes idades e modelos de restauração.

O estudo da regeneração natural ocorrente sob o dossel de áreas em processo de restauração constitui-se numa ferramenta importante para análise da evolução das comunidades em restauração (MELO; DURIGAN, 2007), podendo indicar a recuperação do substrato (PARROTA et al., 1997) e a eficácia da cobertura formada pelas árvores plantadas na criação de habitat favorável à colonização por novas espécies (KABAKOFF; CHAZDON, 1996; GUILHERME, 2000), ou pelas próprias espécies da área após atingirem o período reprodutivo.

A sobrevivência no período inicial de vida de uma planta determina a manutenção da população de uma espécie e afeta não só a sua abundância e distribuição, mas toda a composição e estrutura da comunidade, uma vez que a perpetuação de cada espécie da comunidade é dependente da superação dos filtros ecológicos presentes nessa fase (DENSLOW, 1991). Um dos mecanismos mais importantes que controlam a regeneração florestal é a limitação do recrutamento nas fases iniciais do ciclo de vida das plantas. Essa limitação pode ser devido a um pequeno ou inexistente número de sementes que chegam à área em processo de restauração (limitação de dispersão), ou mesmo devido aos filtros pós-dispersão que afetam o sucesso de estabelecimento de plântulas (limitação de micro-sítio) (ALVES; METZGER, 2006). Dessa forma, a identificação dos fatores que determinam as taxas de estabelecimento para diferentes espécies de plântulas é fundamental para o entendimento de dinâmica de populações (HARPER, 1977; WATKINSON, 1986; CRAWLEY, 1990).

Assim, fatores como a predação de sementes pós-dispersão, a competição entre plântulas, a herbivoria, as variações de temperatura, a irradiância, a granulometria do substrato, a sua constituição química, as características da serapilheira e a disponibilidade de água podem afetar o estabelecimento de novos indivíduos (JORDANO et al., 2004). Além disso, os microorganismos do solo também podem ter um efeito relevante na mortalidade de plântulas em florestas tropicais (MANGAN et al., 2010). Desta forma, independente do número de sementes que chegam a uma área, esses diversos fatores podem representar o sucesso ou o fracasso do projeto na restauração da dinâmica florestal.

A complexidade estrutural dos reflorestamentos é um importante determinante da riqueza florística, devido à importância da heterogeneidade ambiental e microclimática para a dispersão e germinação de sementes (ENGEL; PARROTA, 2001). Em áreas restauradas do interior de São Paulo, inseridas em paisagens muito fragmentadas, com poucos remanescentes florestais conservados e com elevados níveis de defaunação (SILVA; TABARELLI, 2000), a chegada de sementes à área restaurada é significativamente reduzida (VIANA, 1990; SOUZA; BATISTA, 2004; BERTONCINI; RODRIGUES, 2008), de forma que a restrição da regeneração natural no sub-bosque atua como um dos principais gargalos à auto-perpetuação da floresta restaurada.

De fato, a reduzida dispersão de sementes para áreas em processo de restauração tem sido indicada como um dos principais fatores limitantes para o sucesso desses projetos em todo o mundo (HOLL et al., 2000; DONATH et al., 2003; WHITE et al., 2004).

Além disso, restrições abióticas ao estabelecimento das sementes germinadas no sub-bosque, como a menor disponibilidade de micro-sítios favoráveis ao acomodamento das sementes após a dispersão, podem dificultar ainda mais a regeneração natural no sub-bosque e o restabelecimento da dinâmica florestal, mesmo para as poucas sementes que porventura cheguem à área pela chuva de sementes de áreas do entorno (UHL; JORDAN, 1984; PARROTA, 1992; LUGO, 1988; UHL, 1987) ou das sementes produzidas pelas próprias árvores da restauração.

Estudos envolvendo a restauração de ecossistemas, incluindo a avaliação da ciclagem de nutrientes, decomposição de matéria orgânica, propriedades físico-químicas do solo, entre outros, compõem um campo promissor pois os resultados

ainda são praticamente inexistentes (RODRIGUES et al., 2009). Esses estudos vêm se tornando fundamentais para a determinação de metodologias adequadas de manejo de áreas restauradas visando o restabelecimento dos processos biológicos dessas áreas (CASAGRANDE et al., 2006).

Alves; Metzger (2006) ressaltaram a necessidade de mais estudos sobre a dinâmica da comunidade de plântulas, com o objetivo de identificar a influência relativa de diferentes fatores bióticos e abióticos que podem causar mudanças nas taxas de estabelecimento das espécies e, conseqüentemente, no processo de regeneração florestal.

Neste contexto, a identificação das barreiras ecológicas que impedem ou dificultam a regeneração natural e diminuem o potencial de autoperpetuação do ecossistema são fatores fundamentais para a adequação de metodologias de restauração e para a adoção de ações de manejo adaptativo dessas áreas restauradas (ENGEL; PARROTA, 2003; RODRIGUES et al., 2011). Se identificados os filtros da regeneração natural, esses poderão ser manejados no sentido de acelerar a regeneração de espécies nativas e favorecer a dinâmica florestal (PARROTA et al., 1997; AIDE et al., 1995; VIEIRA; GANDOLFI, 2006). Esse tipo de manejo adaptativo pode ser fundamental para se garantir a sustentabilidade de projetos de restauração florestal inseridos em paisagens antropizadas, de forma que a regeneração natural possa ser favorecida via ações de modificação do micro-sítio, visando potencializar o recrutamento de plântulas e juvenis, compensando, pelo menos parcialmente, a limitação de dispersão.

Dessa forma, esse trabalho foi conduzido com o objetivo de avaliar se, e como, as condições físico-químicas do micro-sítio de regeneração, no interior de áreas restauradas com diferentes idades, podem limitar o estabelecimento de espécies arbóreas nativas, comprometendo assim, a restauração da dinâmica florestal.

Referências

AIDE, M.T.; ZIMMERMAN, J.K.; HERRERA, L.; ROSARIO, M. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 77, n. 1/3, p. 77-86, 1995.

ALVES, L.F.; METZGER, J.P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, p. 1-26, 2006.

BARBOSA, K.C.; PIZO, M.A. Seed rain and seed limitation in a planted gallery Forest in Brazil. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 4, p. 504-515, 2006.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BARBOSA, K.C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S.E.; ASPERTI, L.M.; MELO, A.C.G.; CARRASCO, P.G.; CASTANHEIRA, S.A.; PILIACKAS, J.M.; CONTIERI, W.A.; MATTIOLI, D.S.; GUEDES, D.C.; SANTOS-JÚNIOR, N.A.; SILVA, P.M.S.; PLAZA, A.P. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, n. 14, p. 28–34, 2003.

BERTONCINI, A.P.; RODRIGUES, R.R. Forest restoration in an indigenous land considering a forest remnant influence (Avaí, São Paulo State, Brazil). **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, n. 3/4, p.513-521, 2008.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal vigente, alterada pela Medida Provisória nº 1956-57 de 14/12/2000 e regulamentada pela Resolução CONAMA Nº 303, de 20 de março de 2002, que dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente (APPs). **Diário Oficial**, Brasília, 16 set. 1965. Seção 1, pág. 9529.

CASAGRANDE, J.C.; REIS-DUARTE, R.M.; SOARES, M.R. Interação solo-vegetação para recuperação de áreas degradadas. **Manual para recuperação de áreas degradadas em matas ciliares do estado de São Paulo** – com ênfase em matas ciliares do interior paulista. Araras, 2006. p. 40-51.

CRAWLEY, M.J. The population dynamics of plants. In: HASSEL, M.P.; MAY, R.M. **Population regulation and dynamics**. London: Philosophical Transactions of the Royal Society, 1990. p. 125-140.

DEAN, W. **With broadax and firebrand**: the destruction of the Brazilian Atlantic forest. Berkeley: University of California Press, 1995. 504 p.

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

DONATH, T. W.; HOLZEL, N.; OTTE, A. The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. **Applied Vegetation Science**, v. 6, n. 1, p. 13-22, 2003.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brasil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.152, n. 1/3, p.169-181, 2001.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.;

ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. **Restauração ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. chap. 1, p. 3-25.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Disponível em: <http://www.sosmatatlantica.org.br/index.php?section=info&action=mata>. Acesso em: 20 set. 2010.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats and Outlook**. Washington: Island Press, 2003. v. 1 408p.

GANDOLF, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de Restauração Florestal. In: **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, 2007. chap. 4 p. 109-143.

GUILHERME, F.A.G. Efeitos da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em mata de galeria, Brasília, DF. **Cerne**, Lavras, v. 6, n. 1, p. 60-66, 2000.

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

HOLL, K.D.; AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.

JORDANO, P.; PULIDO, F.; ARROYO, J.; GARCÍA-CASTAÑO, J.L.; GARCÍA-FAYOS, P. Procesos de limitación demográfica. In: VALLADARES, F. (Ed.). **Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante**. Madrid: Editorial Parques Nacionales, 2004. chap. 8 p. 229-248.

KABAKOFF, R.P.; CHAZDON, R.L. Effects of canopy species dominance on understorey light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, n. 6, p. 779-788, 1996.

LUGO, A.E. The future of the forest-ecosystem rehabilitation in the tropics. **Environment**, London, v. 30, n. 2, p.16-20, 1988.

MANGAN, S.A.; SCHNITZER, S.A.; HERRE, E.A.; MACK, K.M.L.; VALENCIA, M.C.; SANCHEZ, E.I.; BEYER, J.D. Negative plant–soil feedback predicts tree-species relative abundance in a tropical forest. **Nature**, London, v. 466, n. 7307, p. 752-755, 2010.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 73, v. 2004, p. 101-111, 2007.

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

MORI, S.A.; BOOM, B.M.; PRANCE, G.T. Distribution patterns and conservation of eastern brazilian coastal forest tree species. **Brittonia**, Lawrence, v. 33, n. 2, p. 233-245, 1981.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

PARROTTA, J.A. The role of plantation forests in rehabilitating degraded ecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Zurich, v. 41, n. 2, p.115-133, 1992.

PARROTTA, J.A.; KNOWLES, O.H.; WUNDERLE JR., J.M. Development of floristic diversity in 10 year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1/2, p. 21-42, 1997.

PARROTTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Restoration Ecology**, Malden, v. 99, n. 1/2, p. 1-7, 1997.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.; HIROTA, M.M. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n.6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. Hauppauge, New York: Nova Science Publishers, 2007. v. 1 268 p.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de Florestas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Edusp, 2004. chap. 15.1, p. 241-243.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, 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, n. 10, p. 1605-1613, 2011.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Resolução nº21, de 21 de novembro de 2001.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. Dispõe sobre os plantios de restauração de áreas degradadas. Resolução nº47, de 26 de novembro de 2003.

SER. SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Tucson: Society for Ecological Restoration International. 2nd ed. 2004, 13p. Disponível em: <www.ser.org>. Acesso em: 17 ago. 2010.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, London, v. 404, n. 6773, p. 72-74, 2000.

SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.191, n. 1/3, p. 185-200, 2004.

TEIXEIRA, A.M.G.; SOARES-FILHO, B.S.; FREITAS, S.R.; METZGER J.P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 4, p. 1219-1230, 2009.

UHL, C.; JORDAN, C. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. **Ecology**, Tempe, v. 65, n. 5, p. 1476-1490, 1984.

UHL, C. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 75, n. 2, p. 377-407, 1987.

VIANA, V.M. Biologia e manejo de fragmentos florestais naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990. Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: SBS/SBEF, 1990. p.113-118.

VIEIRA, D.C.M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, n.4, p. 541-554, 2006.

WATKINSON, A.R. Plant population dynamics. In: CRAWLEY, M.J. **Plant Ecology**. Oxford: Blackwell, 1986. chap. 5 p. 137-184.

WHITE, E.; TUCKER, N.; MEYERS, N.; WILSON, J. Seed dispersal to revegetated isolated rainforest patches in North Queensland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.192, n. 2/3, p. 409-426, 2004.

2 CARACTERIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE MICRO-SÍTIO DE ÁREAS RESTAURADAS COM DIFERENTES IDADES

Resumo

Os micro-sítios de regeneração são caracterizados por diversas combinações de atributos que asseguram condições adequadas à germinação de sementes e ao estabelecimento de plântulas. O conhecimento desses atributos pode contribuir para a determinação de metodologias de manejo adequadas, visando o restabelecimento dos processos ecológicos na área em processo de restauração. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi caracterizar e diferenciar as condições de micro-sítios de regeneração de áreas em processo de restauração florestal, visando identificar possíveis limitações físicas e químicas ao estabelecimento de espécies arbóreas nativas no sub-bosque. O estudo foi desenvolvido em reflorestamentos de espécies nativas com diferentes idades (10, 22 e 55 anos). Foi realizada a caracterização físico-química do micro-sítio de regeneração das áreas de estudo, avaliando-se o grau de compactação, porosidade, umidade, conteúdo de matéria orgânica e nutrientes e granulometria do solo, bem como a massa seca de serapilheira, e a cobertura do dossel. Para cada análise, foram coletadas amostras por área, próximas a cada ponto de amostragem, dispostos longitudinalmente, um após o outro, a cada 20 metros. A determinação do teor de água no solo foi realizada durante 4 meses, aproximadamente a cada 15 dias. Houve aumento da cobertura do dossel, da porosidade, da umidade, do conteúdo de argila, matéria orgânica e outros nutrientes, e uma diminuição da compactação do solo nas áreas restauradas mais velhas. Assim, conclui-se que, com a evolução da restauração, as propriedades avaliadas estão em processo de recuperação. Dessa forma, espera-se que as condições de micro-sítio de regeneração das áreas em processo de restauração se assemelhem gradativamente às presentes nos ecossistemas de referência.

Palavras-chave: Sítio de estabelecimento; Restauração florestal; Estabelecimento de plântulas

Abstract

Regeneration microsites are characterized by diverse combinations of attributes which assure the best conditions for seed germination and seedling establishment. By understanding these attributes, we can contribute to determining better management methodologies for reestablishing ecological process in sites under restoration. Thus, we sought to characterize and differentiate the micro-site conditions of restoration plantings to identify likely physical-chemical limitations for the establishment of native tree species in the forest understory. This study was carried out in reforestation plantings with different ages (10, 22 and 55 years). The physical-chemical characterization of the micro-site of regeneration of the study areas was carried out by evaluating the soil compression level, porosity, humidity, organic matter and nutrients content and granulometry, as well as litter dry mass and canopy cover. Samples from each area were collected from sampling points set

longitudinally at every 20 meters. The soil water content determination was performed every 15 days along four months. An increase on the canopy cover and soil porosity, humidity, clay and organic matter content were observed in the oldest restored areas, as well as a decrease in soil compression. Thus, these findings demonstrated that the evaluated microsite properties are in process of restoration. Therefore, microsite conditions for seedling establishment become even more similar to reference ecosystems as restoration planting evolve.

Keywords: Site of establishment; Forest Restoration; Seedlings Establishment

2.1 Introdução

O conceito de micro-sítio favorável para o estabelecimento, também conhecido como “safe site” foi descrito originalmente por Harper et al., (1961) como sendo o ambiente ao redor de uma semente que possui condições ambientais e ecológicas favoráveis para a germinação dessa sementes e emergência de plântulas.

Os micro-sítios são caracterizados por diversas combinações de atributos que asseguram um micro-clima favorável, adequada estrutura e textura do solo (BRADSHAW; CHADWICK, 1980; FOWLER, 1986, 1988), umidade e disponibilidade de nutrientes (KELLMAN, 1979; UHL et al., 1981), quantidade de serapilheira (SCARIOT, 2000; MOLOFSKY; AUGSPURGER, 1992), condições de luz (URIARTE et al., 2010), e ausência de competidores, predadores e patógenos (HARPER, 1977).

O estabelecimento de plântulas compreende os processos de emergência, mortalidade e crescimento inicial da plântula (PARCIAK, 2002) e representa, muitas vezes, a principal barreira para que uma espécie vegetal ocorra em diferentes ambientes (FENNER; THOMPSON, 2005).

O sucesso do estabelecimento de plântulas é geralmente limitado por uma baixa abundância de sementes ou por um número limitado de micro-sítios favoráveis (TURNBULL et al., 2000; URIARTE et al., 2010; NORGHAUER; NEWBERY, 2010). Porém, em áreas onde a dispersão de sementes não é um fator limitante, o estabelecimento de plântulas, para a maioria das espécies, depende da disponibilidade de micro-sítios favoráveis (GRUBB, 1977; SVENNING; WRIGHT, 2005; BARBERÁ et al., 2006; DOUST et al, 2006). Estes micro-sítios possuem diferentes graus de adequação que se refletem na probabilidade de germinação,

taxas de crescimento e sobrevivência de plântulas (FOWLER, 1988; NATHAN; LANDAU, 2000).

A importância de tais sítios e dos atributos que os caracterizam tem sido enfatizada (URBANSKA, 2000), mas eles raramente são avaliados em áreas em processo de restauração (ELMARSOTTIR et al., 2003). Nesse contexto, o conhecimento desses atributos e os seus efeitos sobre o estabelecimento de plântulas devem ser levados em consideração, pois, podem contribuir para aumentar a efetividade dos projetos de restauração (ELMARSOTTIR et al., 2003).

No caso de haver limitações de micro-sítio ao estabelecimento de plântulas, é fundamental identificar qual atributo do micro-sítio possui contribuição negativa mais significativa, para que então se possa manipulá-lo e sejam criadas condições mais adequadas ao estabelecimento (DOUST et al., 2006).

Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi caracterizar e diferenciar as condições de micro-sítios de áreas em processo de restauração florestal via plantio de mudas, visando identificar possíveis limitações físicas e químicas ao estabelecimento de espécies arbóreas nativas no sub-bosque e diagnosticar se, com o tempo, as áreas restauradas com espécies nativas adquirem condições de micro-sítio mais próximas daquelas ocorrentes em remanescentes naturais.

2.2 Material e Métodos

Locais de estudo

O estudo foi desenvolvido em três áreas de florestas em processo de restauração com diferentes idades, localizadas no interior do estado de São Paulo, nos municípios de Santa Bárbara d'Oeste (10 anos de implantação da restauração), Itacemópolis (22 anos) e Cosmópolis (55 anos) (Figura 2.1). As três áreas encontram-se praticamente isoladas na paisagem regional onde se inserem, havendo poucos fragmentos florestais remanescentes no entorno imediato das mesmas, e todos muito degradados, onde a matriz é predominantemente composta por monocultura de cana-de-açúcar.

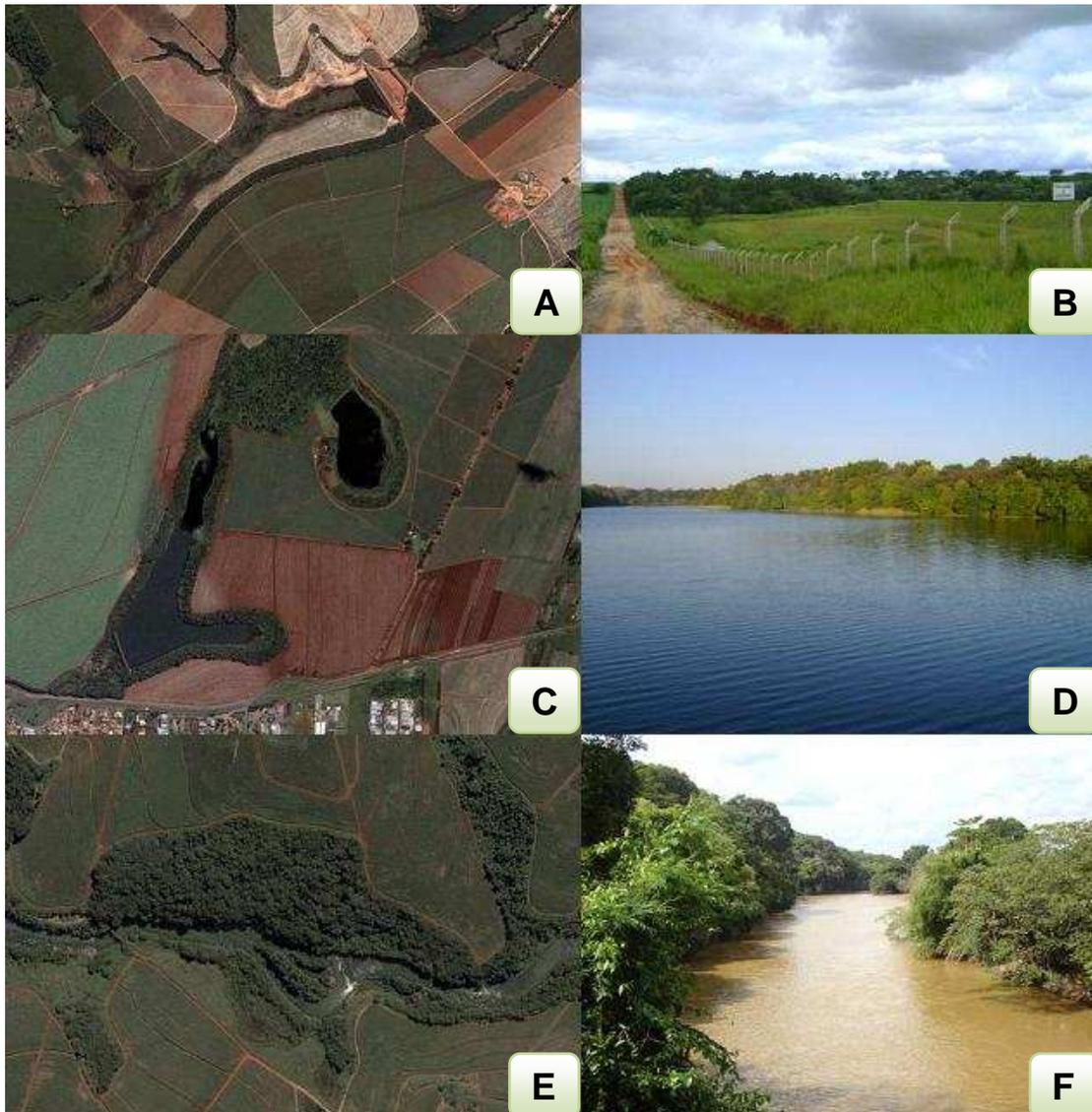


Figura 2.1 – Vista aérea e detalhe das restaurações onde os experimentos foram instalados nos municípios de Santa Bárbara d'Oeste (A e B), Iracemápolis (C e D) e Cosmópolis (E e F) (Fonte: Google earth TM 2009)

Segundo inventário florestal, realizado pelo Instituto Florestal (2010), os municípios de Santa Bárbara d'Oeste, Iracemápolis e Cosmópolis apresentam, respectivamente, 5%, 5,6% e 10,5% de remanescentes florestais. Além de terem sido implantadas em diferentes períodos, tais áreas foram escolhidas em função de serem geograficamente próximas uma das outras (Figura 2.2), estarem inseridas no mesmo tipo de clima e possuírem o mesmo ecossistema florestal, o que aumenta a confiabilidade de comparação dos resultados.

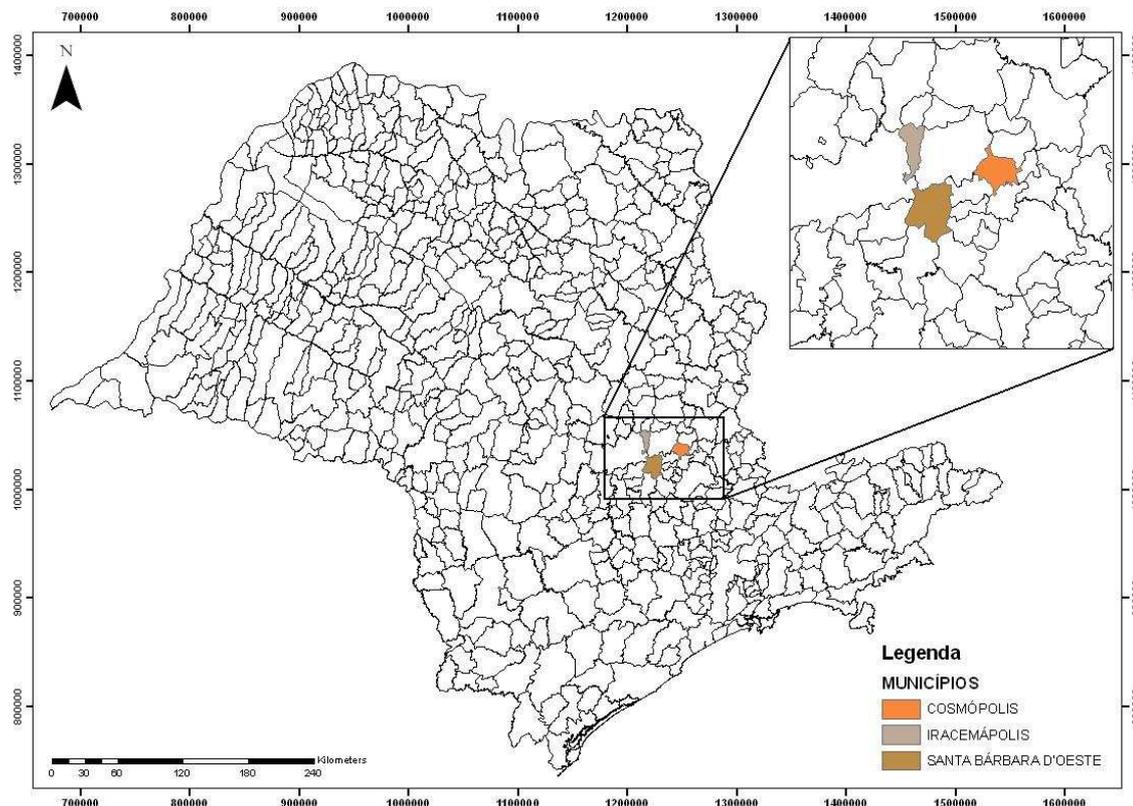


Figura 2.2 - Mapa do Estado de São Paulo com destaque para as áreas de estudo em Santa Bárbara d'Oeste, Iracemópolis e Cosmópolis, com 10, 20 e 55 anos de implantação da restauração, respectivamente

As três áreas se inserem na região de ocorrência natural da Floresta Estacional Semidecidual, uma das formações que compõem o bioma Mata Atlântica, com clima do tipo Cwa - tropical de altitude, com inverno seco e verão chuvoso, segundo a classificação de Köppen, e possuem relevo suave ondulado. Características mais detalhadas de cada uma das áreas de estudo (Tabela 2.1) e uma vista do interior das áreas em processo de restauração (Figura 2.3) são apresentadas a seguir.

Tabela 2.1 - Características das áreas de estudo localizadas nos municípios de Santa Bárbara d'Oeste, Iracemápolis e Cosmópolis, estado de São Paulo

| Área de estudo | Localização | Área | Altitude | Vegetação |
|----------------------------------|--|-------|----------|---|
| Restauração com cerca de 10 anos | Santa Bárbara d'Oeste-SP (22°43'S - 47°20'W) | 10 ha | 540m | Constitui-se numa faixa de vegetação com cerca de 50 m que circunda um reservatório de água. A restauração possui alta diversidade de espécies nativas (~80 espécies), e foi implantado a partir de linhas de plantio (3 x 2 m) utilizando espécies de preenchimento e de diversidade. Atualmente, possui dossel com cerca de 20 m e sub-bosque praticamente desprovido de espécies nativas regenerantes e com trechos ocupados por gramíneas invasoras. |
| Restauração com cerca de 20 anos | Iracemápolis-SP (22°35' S - 47°31' W) | 50 ha | 608m | Constitui-se numa faixa de vegetação com cerca de 50 m que circunda o reservatório de água para o abastecimento público da cidade de Iracemápolis-SP. A restauração possui alta diversidade de espécies (140 espécies - na maioria nativas, mas com algumas exóticas), e foi implantado em módulos contendo 9 indivíduos, sendo 6 de espécies pioneiras, 2 de secundárias iniciais e 1 de secundária tardia ou clímax, em espaçamento de 3 m x 3m. Atualmente, possui dossel com cerca de 20 m de altura e sub-bosque pouco denso, composto principalmente de indivíduos de <i>Piper</i> spp., <i>Cestrum</i> spp. e de algumas espécies plantadas. |
| Restauração com cerca de 55 anos | Cosmópolis-SP (22°39' S - 47°12' W) | 9 ha | 546 m | Constitui-se numa faixa de vegetação com cerca de 70 m localizada na margem esquerda do Rio Jaguari. A restauração possui diversidade moderada de espécies (71 espécies - 50 nativas e 21 exóticas), e foi implantado sem haver preocupação com o espaçamento, alinhamento ou combinação das espécies segundo grupos de plantio. Foram plantadas, em sua maioria, espécies finais da sucessão florestal, o que demandou um longo período de manutenção da área para que se formasse uma fisionomia florestal. Atualmente, possui dossel com cerca de 20 m de altura e sub-bosque denso. |



Figura 2.3 - Vista interna das áreas em processo de restauração situadas nos municípios de: A) Santa Bárbara d'Oeste (10 anos), B) Iracemápolis (22 anos) e C) Cosmópolis (55 anos)

Caracterização do micro-sítio de estabelecimento nas áreas de estudo

Foram avaliados como parâmetros para a caracterização física e química do micro-sítio de regeneração das áreas de estudo, o grau de compactação do solo, a porosidade e umidade do solo, a massa seca de serapilheira, a quantidade de matéria orgânica e nutrientes do solo, a composição granulométrica do solo, a cobertura do dossel e a densidade e riqueza de regenerantes, de acordo com as metodologias descritas a seguir. Em cada área de estudo, foram delimitados 10 pontos de amostragem, dispostos longitudinalmente, um após o outro, a cada 20 metros e as amostras de cada micro-sítio foram coletadas ao redor de cada ponto de amostragem.

Compactação do solo

O grau de compactação do solo foi quantificado por meio da medida de densidade do solo (relação entre a massa de uma amostra de solo e o volume que ela ocupa, na condição natural). Foram coletadas amostras de solo, em duas profundidades, 0-5 cm e 15-20 cm, ao redor de cada ponto de amostragem, nas três áreas de estudo, utilizando-se cilindros volumétricos de 100 cm³ (5 cm de diâmetro x 5 cm de altura). O excesso de solo foi eliminado dos bordos com o auxílio de uma espátula, de forma que o volume do cilindro fosse exatamente igual ao volume de solo em seu interior. As amostras de solo foram acondicionadas em sacos plásticos e posteriormente colocadas em estufa a 105°C, para então se determinar sua densidade. A densidade do solo foi determinada conforme metodologia proposta por Blake; Hartge (1986).

Porosidade do solo

Para a determinação da macroporosidade, microporosidade e porosidade total do solo das três áreas de estudos, foram utilizadas as mesmas amostras de solo coletadas para a avaliação da densidade do solo. A macroporosidade do solo foi determinada utilizando-se mesa de areia ajustada a 60 cm de tensão de sucção (TOPP; ZEBCHUK, 1979). A porosidade total foi calculada pela razão entre densidade do solo/densidade de partículas. A microporosidade foi obtida pela diferença entre porosidade total e macroporosidade (EMBRAPA, 1997).

Umidade do solo (umidade gravimétrica)

As amostras foram retiradas em duas profundidades, 0-20cm e 20-40 cm, ao redor de cada ponto de amostragem, nas três áreas de estudo. As coletas de amostras foram feitas por um período de quatro meses (março a junho de 2010), aproximadamente a cada 15 dias, totalizando 7 coletas. Após a determinação do peso úmido das amostras e seus respectivos pesos secos, após secagem em estufa a 110°C, por 48h, foi determinada a umidade gravimétrica (*UG*) através da relação:

$$UG = (mu - ms) / ms \times 100$$

Onde: *UG* é a umidade gravimétrica do solo; *mu* corresponde a massa do solo úmido e *ms* corresponde a massa do solo seco.

Massa seca de serapilheira

Em cada área de estudo foram coletadas 10 amostras de serapilheira em parcelas de 0,5m x 0,5m localizadas a cerca de 1 m dos pontos de amostragem. Todo o material que estava acima da porção mineral do solo, com exceção de galhos muito grossos, foi coletado no campo e acondicionado em saco de papel. Em seguida, foi colocado em estufa de circulação de ar, a 80°C, durante 48h, com posterior pesagem em balança analítica.

Análise química do solo

Em cada área de estudo, 10 amostras de solo (0-20 cm de profundidade) foram coletadas, a cerca de 1 m dos pontos de amostragem. As amostras foram individualmente submetidas à análise no Laboratório de Análises Químicas, pertencente ao Departamento de Solos da ESALQ/USP. Na análise, foram determinadas as concentrações de matéria orgânica (MO), K (mmol/kg), P (mg/Kg), Ca (mmol/Kg), Mg (mmol/Kg), Al (mmol/Kg), H⁺Al (mmol/Kg) e valores de pH para cada área de estudo.

Granulometria do solo

Em cada área de estudo foram coletadas 10 amostras de solo (0-20 cm de profundidade), a cerca de 1 m dos pontos de amostragem. As amostras foram submetidas à análise granulométrica (Areias (g/Kg)AT, Silte (g/Kg) e Argilas (g/Kg)c/dispersante) no Laboratório de Física do Solo, pertencente ao Departamento de Solos da ESALQ/USP.

Cobertura do dossel

Um densiômetro esférico côncavo (LEMMON, 1957) foi utilizado para determinar o nível de cobertura do dossel em cada um dos 10 pontos de amostragem, nas três áreas de estudo. As medições foram realizadas no pico da estação seca, durante o mês de agosto. Foram tomadas, por ponto, quatro medidas, em quatro orientações geográficas distintas (norte, sul, leste e oeste), a cerca de 1,3 m do solo, sempre por uma mesma pessoa. O densiômetro é composto por um espelho côncavo, dividido em 24 quadrantes. Cada quadrante foi dividido mentalmente em quatro, e foram sistematicamente contados quantos quartos do quadrante refletiam o dossel. O total dos quadrantes foi somado e multiplicado por 1,04, obtendo-se dados de porcentagem de abertura/cobertura do ponto. A porcentagem de cobertura do dossel em cada bloco foi então obtida por meio da média da cobertura amostrada em cada um dos pontos cardeais.

Densidade e riqueza de regenerantes

Em cada área de estudo foram marcadas 40 parcelas de 1m x 1m. Foram tomadas 4 medidas por ponto, em quatro coordenadas geográficas distintas (norte, sul, leste e oeste), cada uma distante 4 metros de cada ponto de amostragem. Dentro de cada parcela, foram amostrados todos os indivíduos regenerantes com até 50cm de altura, os quais foram separados em morfo-espécies. Os indivíduos de espécies exóticas, que estavam em desequilíbrio na área, foram excluídos das análises, evitando assim, uma interpretação equivocada dos resultados.

Análise dos dados

A coleta dos dados de porcentagem de cobertura do dossel, massa seca de serapilheira, análise química e granulométrica do solo, seguiram o modelo de delineamento em blocos ao acaso, com parcelas subdivididas no tempo. Já para os dados de densidade, porosidade e umidade, o experimento seguiu o modelo de blocos ao acaso no arranjo bifatorial (3x2) com parcelas subdivididas no tempo. A detecção da diferenciação entre as áreas de estudo em relação às características do micro-sítio deu-se por análise de variância (ANOVA, $P < 0,01$ e $P < 0,05$) e, quando encontradas diferenças significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). As análises foram realizadas pelo software estatístico SAS (SAS Institute, 2002).

2.3 Resultados

Cobertura do dossel (%CD)

A área restaurada do município de Santa Bárbara d'Oeste, com 10 anos, apresentou uma porcentagem de cobertura do dossel significativamente menor do que as áreas restauradas de 22 e 55 anos, considerados estatisticamente semelhantes (Figura 2.4) (ANEXO A).

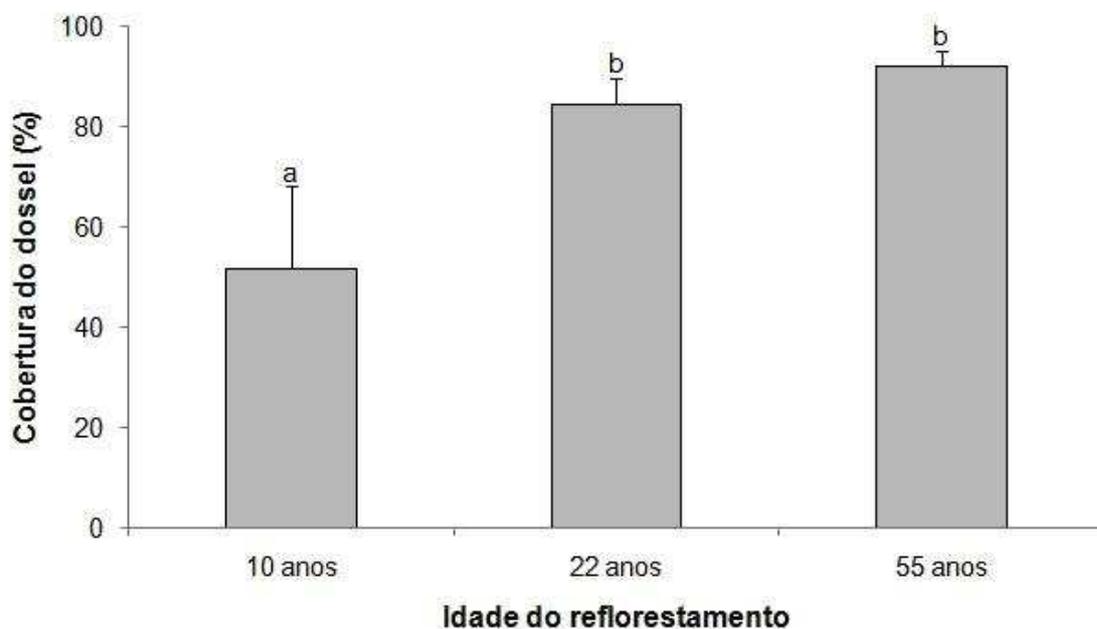


Figura 2.4 - Porcentagem de cobertura do dossel das restaurações com 10, 22 e 55 anos de implantação. Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média \pm o desvio padrão. As médias seguidas por letras iguais não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% probabilidade de erro

Porosidade e densidade do solo

Foi detectada uma interação significativa entre profundidade da amostra coletada e idade da restauração, para os valores de macroporosidade e microporosidade do solo (ANEXO B). As áreas restauradas com 10 e 22 anos apresentaram maiores valores de macroporosidade na camada mais superficial do solo (0-5 cm), em relação à camada mais profunda (15-20 cm) (Tabela 2.2).

Quanto aos microporos (poros drenados com uma tensão superior a 60 cm de coluna d'água) verificou-se menores valores, em ambas as profundidades, entre o tratamento mais jovem (10 anos) e os demais, restaurações com 22 e 55 anos (Tabela 2.2).

Tabela 2.1 - Valores médios da macroporosidade, microporosidade, porosidade total e densidade do solo

| Idade da área | Macroporosidade | | Microporosidade | | Porosidade Total | Densidade |
|---------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|------------------|---------------|
| | 0-5 | 15-20 | 0-5 | 15-20 | | |
| 10 anos | 0,120±0,035 Aa | 0,058±0,027 Ab | 0,353±0,017 Ba | 0,354±0,014 Ba | 0,442±0,041 B | 1,480±0,109 A |
| 22 anos | 0,124±0,033 Aa | 0,068±0,026 Ab | 0,433±0,017 Aa | 0,443±0,025 Aa | 0,534±0,040 A | 1,233±0,105 B |
| 55 anos | 0,113±0,038 Aa | 0,103±0,046 Aa | 0,450±0,042 Aa | 0,420±0,011 Aa | 0,540±0,041 A | 1,216±0,109 B |

Nas colunas, médias seguidas por mesma letra maiúscula e, nas linhas, médias seguidas por mesma letra minúscula não diferem significativamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro. Dados apresentados como: média±desvio padrão.

As amostras coletadas superficialmente (0-5 cm) apresentaram uma maior porosidade total, em relação às amostras mais profundas (15-20 cm) (Tabela 2.3).

Inversamente, a densidade do solo foi significativamente maior na restauração com 10 anos (Tabela 2.2). Maiores valores de densidade foram encontrados nas amostras mais profundas de solo (15-20 cm) (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 - Valores médios da porosidade total e densidade do solo, em relação à profundidade da amostra coletada, considerando os dados das três áreas avaliadas, restaurações com 10, 22 e 55 anos

| Profundidade (cm) | Porosidade Total | Densidade |
|-------------------|------------------|---------------|
| 0-5 | 0,530±0,049 A | 1,245±0,131 B |
| 15-20 | 0,481±0,062 B | 1,374±0,164 A |

Nas colunas, médias seguidas por mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro. Dados apresentados como: média±desvio padrão.

Granulometria do solo

As análises granulométricas do solo nas três áreas restauradas revelaram que a quantidade de areia, silte e argila foi significativamente diferente ($p < 0,01$) entre as áreas (ANEXO C). A quantidade de areia foi maior na floresta restaurada mais jovem (possui uma textura mais grossa), intermediária na floresta restaurada de 22 anos, e menor na área mais antiga. O teor de silte variou de maneira inversa, sendo mais expressivo na floresta restaurada de 55 anos, intermediária na de 22 e menor na área de 10 anos. A quantidade de argila foi maior na floresta restaurada de 22 anos. A floresta restaurada de 55 anos apresentou quantidade próxima,

porém, significativamente menor. Os menores teores de argila foram encontrados na floresta restaurada mais jovem (Figura 2.5).

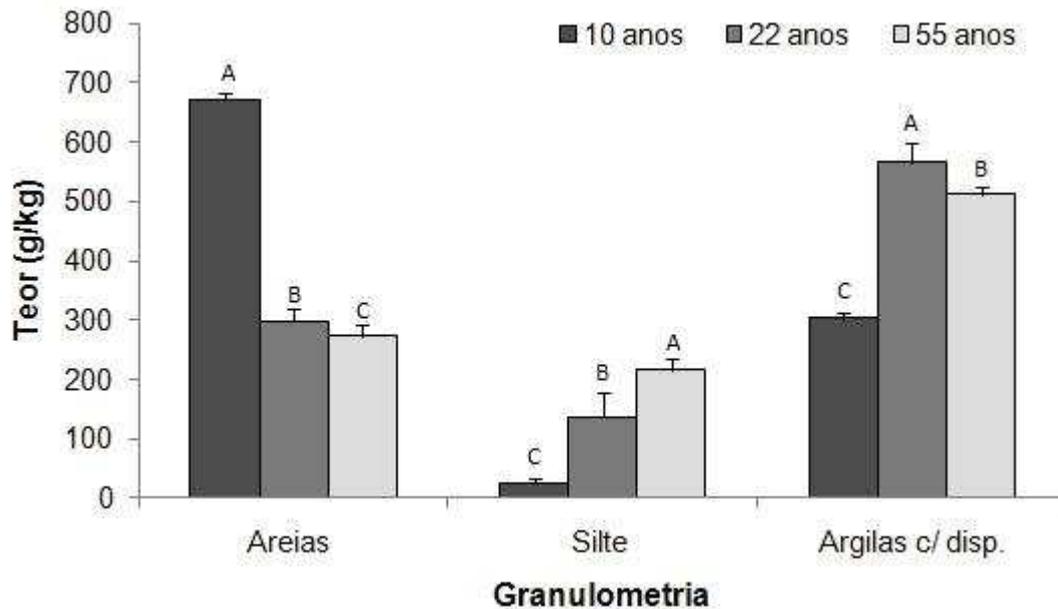


Figura 2.5 - Distribuição de tamanho de partícula (Areia, Silte e Argila) de três solos reflorestados no estado de SP. Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média \pm o desvio padrão. As médias seguidas por letras iguais não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% probabilidade de erro

Umidade do solo

O padrão de variação do teor de água no solo, ao longo das 7 avaliações, foi o mesmo nas três áreas de estudo. Os valores médios de umidade foram significativamente diferentes em relação à idade da área restaurada (ANEXO D). De uma maneira geral, os valores de umidade gravimétrica dos solos estudados mostraram uma maior capacidade de armazenamento de água no solo da restauração mais antiga, 55 anos (Figura 2.6). A restauração mais jovem, 10 anos, mostrou menos água armazenada ao longo de todo o período de avaliação.

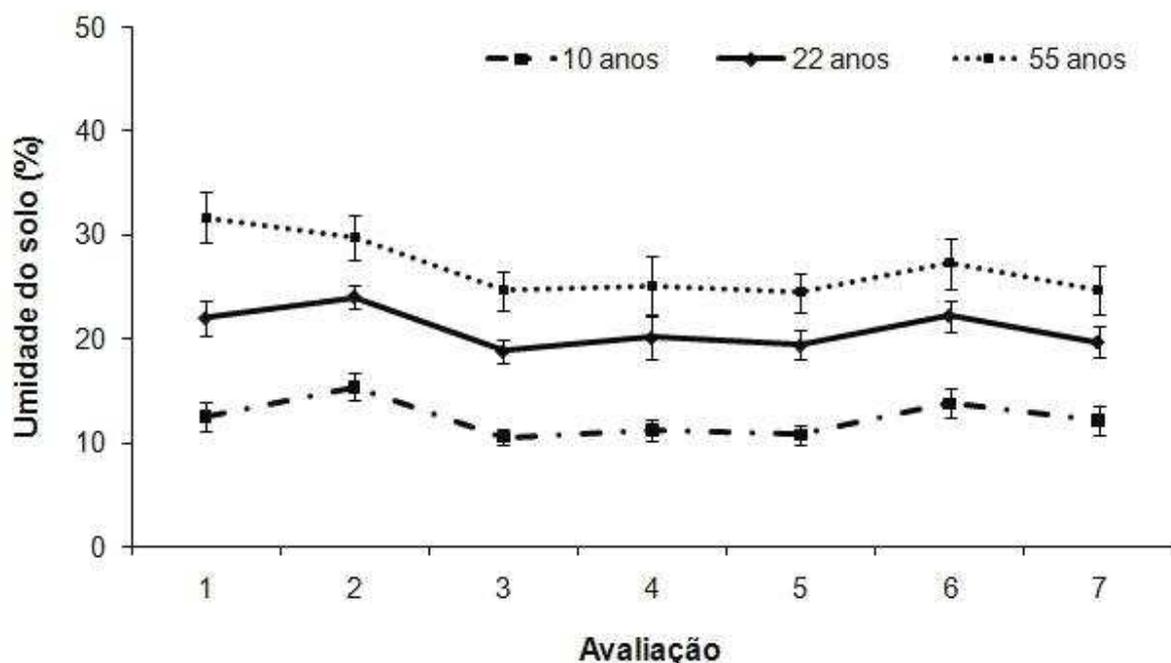


Figura 2.6 - Valores de umidade gravimétrica ao longo de 7 avaliações, realizadas nos meses de março a junho de 2010, nas florestas restauradas com 10, 22 e 55 anos de idade, no estado de São Paulo. Cada ponto e linha vertical representam, respectivamente, a média \pm o desvio padrão

Análise química do solo

Não houve diferença significativa entre blocos, para nenhum dos parâmetros analisados. Entretanto, todos eles apresentaram diferenças significativas, quando as áreas de diferentes idades foram comparadas (ANEXO E).

Os maiores valores de pH, P, Ca, Mg e matéria orgânica (MO) foram encontrados na área restaurada mais antiga, de 55 anos. A área de 10 anos apresentou maior valor de K no solo. Já a restauração de idade intermediária (22 anos) apresentou maior valor de Al e H^+Al no solo (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 - Valores médios de pH(CaCl₂), potássio (K), fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al), hidrogênio mais alumínio (H⁺Al) e matéria orgânica (MO) no solo das áreas de estudo (restaurações com 10, 22 e 55 anos)

| Idade da área (anos) | pH (CaCl ₂) | K (mmol/Kg) | P (mg/Kg) | Ca (mmol/Kg) | Mg (mmol/Kg) | Al (mmol/Kg) | H ⁺ Al (mmol/Kg) | MO |
|----------------------|-------------------------|-------------|-----------|--------------|--------------|--------------|-----------------------------|---------|
| 10 | 4,52 B | 5,21 A | 3,92 B | 9,00 B | 5,40 B | 5,87 B | 0,046 C | 17,30 C |
| 22 | 4,15 B | 0,75 C | 16,73 A | 10,70 B | 4,50 B | 14,29 A | 0,074 A | 26,21 B |
| 55 | 5,23 A | 1,60 B | 24,46 A | 58,90 A | 19,10 A | 4,61 B | 0,057 B | 39,19 A |

Nas colunas, médias seguidas por mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro.

Massa seca de serapilheira (MSS)

Não foram observadas diferenças significativas entre as áreas e entre blocos, em relação ao parâmetro avaliado ao nível de 5% de probabilidade de erro, pela ANOVA (ANEXO A).

Densidade e riqueza de regenerantes

A avaliação da densidade de indivíduos regenerantes nas três áreas de estudo evidenciou uma maior densidade e diversidade de regenerantes na restauração mais antiga (Figura 2.7) (ANEXO F).

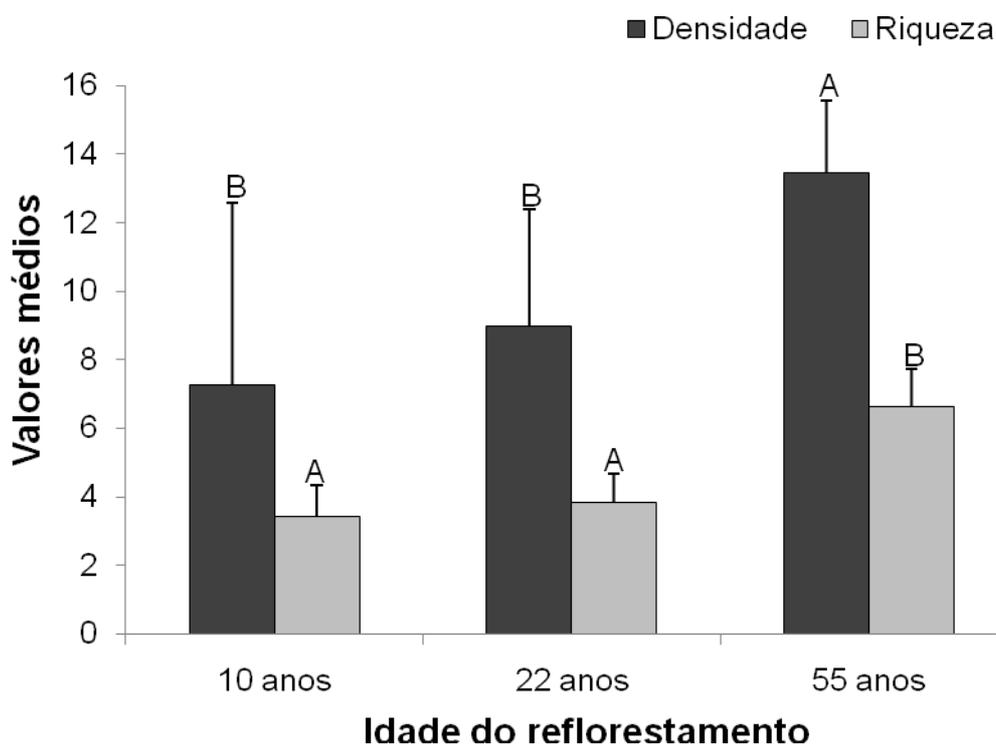


Figura 2.7 – Valores médios de densidade e riqueza nas florestas restauradas com 10, 22 e 55 anos de idade, no estado de São Paulo. Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média \pm o desvio padrão. As médias seguidas por letras iguais não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% probabilidade de erro

2.4 Discussão

A avaliação da cobertura do dossel das três restaurações estudadas evidenciou uma evolução estrutural das áreas conforme a idade, resultado esperado para restaurações fundamentadas na sucessão secundária (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). As restaurações mais antigas, com 22 e 55 anos de idade, apresentaram valores de cobertura próximos ao encontrado por Meira-Neto et al., (2005), em um remanescente de floresta estacional semidecidual localizado em Voçosa, MG, na mesma época do ano (70%).

A cobertura promovida pelo dossel controla a quantidade, qualidade e distribuição temporal e espacial da luz, determinando níveis diferenciados de umidade do ar, temperatura e condições de umidade do solo (JENNINGS et al., 1999), além de promover a interceptação das chuvas, reduzindo o impacto direto sobre o solo. Assim, a cobertura florestal de uma área apresenta-se fortemente

relacionada com a manutenção das propriedades físicas e químicas do solo (AN et al., 2008; GONÇALVES et al., 2003). Dessa forma, o solo de restaurações mais recentes, além de mais susceptível à erosão, apresenta um tempo menor de recuperação de seus atributos, quando comparado com restaurações mais velhas, fazendo com que geralmente apresente um maior nível de degradação.

A densidade e a porosidade do solo são propriedades relacionadas com alterações no volume de solo e, portanto, altamente relacionadas com a compactação do solo.

A maior densidade encontrada na restauração mais recente confirma os resultados encontrados por Hajabbasi et al (1997), onde áreas que apresentaram um maior nível de degradação da cobertura florestal, exibiram uma maior densidade do solo. Nesse estudo, um aumento de quase 15% na densidade foi constatado em uma área desmatada, em relação a uma floresta natural. Sahani; Behera (2001) concluíram que o desmatamento acarreta uma perda estrutural do solo (aumento da densidade e diminuição da porosidade), o que indica um aumento da compactação. No estudo, uma diferença mais expressiva foi verificada. A densidade de uma área desmatada foi cerca de 60% maior do que a densidade de uma floresta natural.

Quando comparadas as três restaurações estudadas nessa pesquisa, nota-se uma diminuição gradual da densidade conforme a evolução da área. Uma diferença de aproximadamente 20% foi verificada entre as restaurações de 10 e 55 anos. Essa diferença se deve ao tempo de restauração das áreas e indica uma recuperação da estrutura do solo conforme a evolução do processo de restauração. A abundância e distribuição das raízes nas camadas de solo influem acentuadamente na estruturação do solo (GARCIA et al., 1994; GONÇALVES et al., 2003; BEJARANO et al., 2010).

Os valores de densidade encontrados para as restaurações mais antigas (22 e 55 anos) estão abaixo do valor considerado restritivo ao crescimento radicular para solos das classes texturais desse estudo, que é de $1,40 \text{ Mg m}^{-3}$ de acordo com Arshad et al. (1996). Da mesma forma, a camada sub-superficial do solo (15-20 cm) nas três áreas, apesar de apresentar uma maior densidade que a superficial (0-5 cm), ainda apresenta valores abaixo do considerado restritivo ao crescimento radicular.

Em contrapartida, o valor encontrado na restauração com 10 anos (1,48 Mg m⁻³) ficou acima do limite crítico, indicando uma possível limitação ao estabelecimento de plântulas (Tabela 2).

A menor densidade do solo nas restaurações mais antigas (22 e 55 anos) está diretamente associada com a estruturação provocada no solo pelo acúmulo de carbono orgânico (CARPENEDO; MIELNICZUK, 1990; ARVIDSSON, 1998) e pela capacidade do solo se regenerar com o passar do tempo (SEYBOLD et al., 1999).

De maneira inversa à densidade, a porosidade do solo é drasticamente reduzida com a compactação (DIAS Jr.; PIERCE, 1996). Uma maior densidade e menor porosidade do solo encontradas na restauração mais recente confirmam as observações feitas por Sahani; Behera (2001), onde a perda de cobertura florestal induziu um aumento da densidade e conseqüente diminuição da porosidade.

Os menores valores de porosidade total da restauração com 10 anos são decorrentes da elevada compactação do solo, que é comprovada pela maior densidade. Provavelmente essa maior compactação observada no reflorestamento de 10 anos está relacionada com o histórico de uso da área antes da implantação do reflorestamento, de uso intensivo para o cultivo de cana-de-açúcar, e ao tempo limitado que essa área teve para se recuperar em comparação com os reflorestamentos mais antigos (22 e 55 anos).

De forma geral, estas propriedades funcionam como indicadores de possíveis restrições ao crescimento radicular. A melhora na porosidade do solo traz benefícios às espécies vegetais, pois favorece as trocas gasosas, o aumento da infiltração e da drenagem de água (VOORHESS et al., 1975).

Os macroporos, os primeiros a serem destruídos no processo de compactação são responsáveis pela aeração e drenagem de água no solo. Os valores de macroporosidade para a camada superficial do solo, em todas as áreas, ficaram em torno de 0.12 m³m⁻³ (Tabela 2), sendo este valor maior que o mínimo necessário para um adequado desenvolvimento dos vegetais, que é de 0.10 m³m⁻³ (BAVER, 1949; VOMOCIL; FLOCKER, 1961; GRABLE; SIEMER, 1968; KIEHL, 1979; GUPTA; ALLMARAS, 1987; REICHERT et al., 2003). Porém, em maiores profundidades (15-20 cm), as duas restaurações mais recentes (10 e 22 anos) apresentaram valores menores que o valor mínimo, apontando uma possível limitação ao desenvolvimento das plantas (REICHERT, 2003).

Apesar dos valores encontrados nas camadas superficiais indicarem uma recuperação desse atributo do substrato, os valores de macroporosidade encontrados na camada sub-superficial das restaurações mais recentes reforçam uma degradação do solo nessas áreas. Estes dados corroboram com os resultados encontrados por Sahani; Behera (2001), onde em áreas degradadas foram encontrados menores valores de macroporosidade.

Além disso, um menor valor de microporosidade na área mais jovem aponta para uma menor capacidade de retenção de água no solo. É importante ressaltar que essa classe de poros é responsável por reter a água e disponibilizá-la às plantas, o que torna essa diferença importante, pois quanto mais água disponível aos vegetais, melhor será seu desenvolvimento.

Os resultados das análises granulométricas das áreas de estudo estão relacionados com o tipo de solo, ao manejo aplicado a esse solo antes da implantação da restauração e a recuperação do solo conforme a evolução do reflorestamento.

Sahani; Behera (2001) relataram uma diferença entre a textura do solo de florestas naturais e áreas desmatadas e atribuíram essa diferença a degradação sofrida pelo solo. Nas áreas desmatadas foi verificado um maior conteúdo de areia e silte e um menor de argila. O aumento da erosão leva a uma perda ou remoção das partículas de argila (LAL, 1976, 1989; NARAIN et al., 1990). A perda de argila como um impacto negativo do desmatamento foi reportada em diversos trabalhos (BASU; BEHERA, 1993; PHASAD et al., 1994; ISLAM; WEIL, 2000; HAJABBASI et al., 1997; SAHANI; BEHERA, 2001).

Da mesma forma, no presente estudo, o reflorestamento mais recente, com características mais próximas a áreas desmatadas, apresentou um maior conteúdo de areia e menor de argila. Já a área mais antiga apresentou conteúdos inversos de areia e argila, indicando uma maior semelhança com uma floresta natural. Isso pode ser devido à menor cobertura vegetal no reflorestamento mais recente (poucos regenerantes e grande abertura do dossel). Porém, o conteúdo de silte se apresentou de maneira inversa ao encontrado por Sahani; Behera (2001).

Neste mesmo estudo, foi constatada uma maior capacidade de retenção de água pelo solo e uma maior umidade do solo durante todo o ano na floresta natural. Da mesma forma, uma maior umidade do solo foi encontrada no reflorestamento

mais estruturado, com 55 anos, reforçando uma semelhança das suas propriedades com florestas naturais.

A idade da restauração foi um fator fundamental para definir o volume de água armazenado pelo solo. Esta influência da idade da restauração na capacidade do solo em armazenar água está relacionada ao conteúdo de carbono orgânico do solo. Com o passar dos anos, o não revolvimento do solo e o acúmulo de resíduos orgânicos na superfície, provocam um aumento da quantidade de matéria orgânica no solo. Como a matéria orgânica tem capacidade de armazenar um volume elevado de água, solos com conteúdo de matéria orgânica maiores são capazes de armazenar mais água, e conseqüentemente disponibilizar um volume d'água maior para as plantas.

Existem outros fatores que influenciam no armazenamento de água nos solos. SAXTON (2006) mostra a relação da umidade do solo com a textura do solo, ou seja, em solos com maior conteúdo de argila, o volume de água armazenado é maior. No entanto, dos três solos estudados, o com maior conteúdo de argila foi o reflorestamento 22 anos, ficando o reflorestamento 55 anos como segundo com maior conteúdo de argila. Dessa forma, o conteúdo de matéria orgânica desses solos parece ser o fator determinante para definir a capacidade de retenção de água dessas áreas em processo de restauração.

Da mesma forma que as outras propriedades do solo avaliadas, a maioria dos nutrientes tiveram sua concentração gradativamente aumentada com a evolução da restauração.

A intensa lixiviação sofrida pelo solo de áreas degradadas resulta em perda de nutrientes (SAHANI; BEHERA, 2001; LAL, 2002), e causa grandes implicações sobre a sua fertilidade (GONÇALVES et al., 2003).

Zhang et. al. (2006) avaliaram uma área desmatada após 15 anos e presenciaram uma redução de carbono orgânico, nutrientes total e fósforo disponível nos primeiros 15 cm de solo. Zheng (2005) também relatou grande perda de fósforo disponível nos 20 cm de solo após 7 anos de desmatamento.

Zheng et al. (1997) propôs que 22 % à 37% da matéria orgânica do solo é perdida na camada superficial do solo após um ano ao desmatamento. Uma perda maior ainda, de 50%, foi registrada por Hajabbasi et al. (1997).

Dessa forma, um prejuízo na entrada de substrato orgânico, devido à ausência de vegetação, contribui com esses baixos índices de matéria orgânica registrados

em áreas degradadas (Sahani; Behera, 2001). Ainda, a diminuição de argila no solo contribui com o declínio de matéria orgânica em áreas degradadas, uma vez que as suas partículas atuam absorvendo matéria orgânica (MARSHMAN; MARSHALL, 1981). Esses dados corroboram com os encontrados no presente estudo, onde a restauração mais recente apresentou menor cobertura do dossel, menores teores de argila e conseqüentemente, um menor conteúdo de matéria orgânica no solo.

Diferentemente dos outros nutrientes encontrados, houve maior concentração de K⁺ na restauração mais nova. Esse fato pode ser explicado pela frequente aplicação de fertilizantes na região, segundo constatação em campo, e deslocamento desses via enxurrada para a área em restauração.

Além da perda de nutrientes por lixiviação, uma menor atividade e biomassa microbiana em áreas degradadas e uma perda de microambientes no solo leva a um colapso nos processos de decomposição, resultando em uma deficiência de carbono e outros nutrientes no solo (AYANABA et al., 1976; PHASAD et al., 1994; BASU; BEHERA, 1993).

Da mesma forma que os outros parâmetros estudados, a densidade e riqueza de regenerantes avaliadas nas áreas de estudo reforçam a evolução estrutural da área com o avanço da idade da restauração.

2.5 Conclusão

A comparação das áreas restauradas com diferentes idades indica uma recuperação das propriedades avaliadas conforme a evolução da restauração. Assim, espera-se que as características de micro-sítio de regeneração das áreas em processo de restauração se assemelhem gradativamente às presentes nos ecossistemas de referência.

Referências

AN, S.; ZHENG, F.; ZHANG, F.; PELT, S. V.; HAMER, U.; MAKESCHIN, F. Soil quality degradation processes along a deforestation chronosequence in the Ziwouling area, China. **Catena**, Amsterdam, v. 75, n. 3, p. 248-256, 2008.

ARSHAD, M.A.; LOWERY, B.; GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. chap. 7, p.123-141.

- ARVIDSSON, J. Influence of soil texture and organic matter content on bulk density, air content, compression index and crop yield in field and laboratory experiments. **Soil and Tillage Research**, Prague, v. 49, n. 1/2, p. 159-170, 1998.
- AYANABA, A.; TUCKWELL, S. B.; JENKINSON, D. S. The effects of clearing and cropping on the organic reserves and biomass of the soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Witzenhausen, v. 8, n. 6, p. 519-525, 1976.
- BARBERÁ, G.G.; NAVARRO-CANO, J.A.; CASTILLO, V.M. Seedling recruitment in a semi-arid steppe: The hole of microsite and post-dispersal seed predation. **Journal of Arid Environments**, Trelew, v. 67, n. 4, p. 701-714, 2006.
- BASU, S.; BEHERA, N. The effects of tropical soil conversion on soil microbial biomass. **Biology and Fertility of Soil**, Firenze, v. 16, n. 4, p. 302-304, 1993.
- BAVER, L.D. Practical values from physical analyses of soils. **Soil Science**, Philadelphia, v. 68, n. 1, p. 1-14, 1949.
- BLAKE, G.R.; HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE, A. **Methods of soil analysis** – physical and mineralogical methods. Madison: American Society of Agronomy; Soil Science Society of America, 1986. chap. 9, p.363-375.
- BRADSHAW, A.D.; CHADWICK, M.J. **The restoration of land: the ecology and reclamation of derelict and degraded land**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1980. 352 p.
- CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de Latossolos roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 14, n. 2, p. 99-105, 1990.
- DIAS JUNIOR, M.S.; PIERCE, F.J. O processo de compactação do solo e sua modelagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 20, n. 2, p. 175-182, 1996.
- DOUST, S.J.; ERSKINE, D.P.; LAMB, D. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 234, n. 1/3, p. 333-343, 2006.
- ELMARSDOTTIR, A.; ARADOTTIR, A.L.; TRLICA, M.J. Microsite availability and establishment of native species on degraded and reclaimed sites. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 40, n. 5, p. 815-823, 2003.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212p.
- FENNER, M.; THOMPSON, K. **The ecology of seeds**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. 250p.

FOWLER, N.L. Microsite requirements for germination and establishment of three grass species. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 115, n. 1, p.131-145, 1986.

FOWLER, N.L. What is a safe site? Neighbour, litter, germination date and patch effects. **Ecology**, Tempe, v.69, n. 4, p. 947-961, 1988.

GONÇALVES, J.L.M.; NOGUEIRA Jr. L.R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. chap. 6, p 111-163.

GRABLE, A.R.; SIEMER, E.G. Effects of bulk density, aggregate size, and soil water suction on oxygen diffusion, redox potential and elongation of corn roots. **Soil Science Society of America Journal**, Ames, v. 32, n. 2, p. 180-186, 1968.

GRUBB, P.J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 52, n. 1, p. 107-145, 1977.

GUPTA, S.C.; ALLMARAS, R.R. Models to access the susceptibility of soil to excessive compaction. **Advances in Soil Sciences**, London, v. 6, n. 4, p. 65-100, 1987.

HAJABBASI, M.A.; JALALIAN, A.; KARIMZADEH, H.R. Deforestation effects on soil physical and chemical properties, Lordegan, Iran. **Plant and Soil**, Crawley, v. 190, n. 2, p. 301-308, 1997.

HARPER, J.L.; CLATWORTHY, J.N.; MCNAUGHTON, I.H.; SAGAR, G.R. The evolution and ecology of closely related species living in the same area. **Evolution**, Chicago, v.15, n.2, p. 209-227, 1961.

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

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Zürich, v. 79, n. 1, p. 9-16, 2000.

KELLMAN, M. Soil enrichment by neotropical savanna trees. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 67, n. 2, p. 565-577, 1979.

KIEHL, E.J. **Manual de edafologia: Relação solo-água-planta**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 262p.

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

LAL, R. Soil erosion problems on Alfisols in western Nigeria. Part I-V. **Geoderma**, Tucson, v.16, n. 5, p. 366-431, 1976.

LAL, R. Soil degradation and conservation of tropical rain forest. In: BOTKIN, D. B.; CASWELL, M.F.; ESTES, J.E. **Changing the Global Environment**. Orio: Academic Press, 1989. chap. 4, p. 135-153.

LAL, R. **Encyclopedia of Soil Science**. New York: Marcel Dekker, 2002. 1476p.

LEMMON, P.E. A new instrument for measuring forest overstory density. **Journal of Forestry**, White Bear Lake, v. 55, n. 3, p. 667-668, 1957.

MARSHMANN, A.; MARSHALL, K. C. Bacterial growth on proteins in presence of Clay minerals. **Soil Biology and Biochemistry**, Witzzenhausen, v. 13, n. 2, p. 127-134, 1981.

MEIRA-NETO, J.A.A.; MARTINS, F.R.; SOUZA, A.L. Influência da cobertura e do solo na composição florística do sub-bosque em uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 19, n. 3, p. 473-486, 2005.

MOLOFSKY, J.; AUGSPURGER, 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.

NARAIN, P.; SINGH, R.; SINGH, K. Influence of forest cover on physio-chemical and site characteristics in Doon valley. **Indian Forester**, Dehradun, v. 116, n. 3, p. 900-916, 1990.

NATHAN, R.; LANDAU, H.C.M. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Tree**, London, v. 15, n. 7, p. 278-285, 2000.

PARCIAK, W. Environmental variation in seed number, size, and dispersal of a fleshy-fruited plant. **Ecology**, Tempe, v. 83, n. 3, p. 780-793, 2002.

PHASAD, P.; BASU, S.; BEHERA, N. A comparative account of the microbiological characteristics of soils under natural forest, grassland and crop field from Eastern India. **Plant and Soil**, Crawley, v. 175, n. 1, p. 85-91, 1994.

REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.;BRAIDA, J.A. Qualidade do solo e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 27, p. 29-48, 2003.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de Florestas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Edusp, 2000. chap. 15.1, p. 241-243.

SAHANI, U.; BEHERA, N. Impact of deforestation on soil physicochemical characteristics, microbial biomass and microbial activity of tropical soil. **Land Degradation and Development**, Swansea, v. 12, n. 2, p. 93-105, 2001.

SAS INSTITUTE. **The SAS system release 8.2.** Cary, 2002.

SAXTON K.E.; RAWLS W.J. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, n. 5, p. 1569-1578, 2006.

SCARIOT, A. Seedling mortality by litterfall in amazonian forest fragments. **Biotropica**, Lawrence, v. 32, n. 4a, p. 662-669, 2000.

SEYBOLD, C.A.; HERRICK, J.E.; BREJDA, J.J. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. **Soil Science**, New Jersey, v. 164, n. 4, p. 224-234, 1999.

SVENNING, J.C.; WRIGHT, S.J. Seed limitation in a Panamanian forest. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 93, n. 5, p. 853-862, 2005.

UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the Upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 69, n. 2, p. 631-649, 1981.

URBANSKA, K.M. Safe sites – interface of plant population ecology and restoration ecology. In: URBANSKA, K.M.; WEBB, N.R.; EDWARDS, P.J. **Restoration Ecology and Sustainable Development**. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. chap. 6, p. 81-110.

TOPP, G.C.; ZEBCHUK, W. The determination of soil water desorption curves for soil cores. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 59, n. 1, p. 19-26, 1979.

VOMOCIL, J.A.; FLOCKER, W.J. Effect of soil compaction on storage and movement of soil air and water. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, Ames, v. 4, n. 1, p. 242-246, 1961.

VOORHEES, W.B.; FARREL, D.A.; LARSON, W.E. Soil strength and aeration effects on root elongation. **Soil Science Society of America Journal**, Ames, v. 39, n. 5, p. 948-953, 1975.

ZHANG, F.; ZHENG, F.; An, S.; Li, L. The impacts of accelerated erosion on soil nutrient loss following deforestation in the Ziwuling area. **Plant Nutrition and Fertilizer Science**, Beijing, v. 12, n. 6, p. 826-821, 2006.

ZHENG, F.L. Effects of accelerated soil erosion on soil nutrient loss after deforestation on the loess plateau. **Pedosphere**, Nanjing, v. 15, n. 6, p. 707-715, 2005.

ZHENG, F.L.; TANG, K.L.; ZHANG, K.; CHA, X.; BAI, H. Relationship of eco-environmental change with natural erosion and artificially accelerated erosion. **The Journal of China Geography**, Beijing, v. 7, n. 2, p. 75-84, 1997.

3 EFEITO DE DIFERENTES CONDIÇÕES DE MICRO-SÍTIO NO ESTABELECIMENTO DE PLÂNTULAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO COM 10, 22 E 55 ANOS DE IDADE

Resumo

O conhecimento das características dos micro-sítios e os seus efeitos sobre o estabelecimento de plântulas podem contribuir para aumentar a efetividade dos projetos de restauração florestal, pois a sustentabilidade ecológica dessas áreas é dependente da regeneração de espécies nativas no sub-bosque. Essa pesquisa avaliou se, e como, as condições físico-químicas do micro-sítio de regeneração, no interior de áreas em processo de restauração, podem limitar o estabelecimento de espécies arbóreas nativas; e se as possíveis limitações encontradas tendem a se atenuar à medida que a comunidade restaurada avance no tempo. O estudo foi conduzido em restaurações de espécies nativas com diferentes idades (10, 22 e 55 anos). Em cada área, foram alocados 10 blocos experimentais, onde foram semeadas nove espécies arbóreas tolerantes ao sombreamento e que regeneram em condições de sub-bosque. A coleta dos dados de emergência e mortalidade de plântulas foi feita por um período de 6 meses. A caracterização físico-química do micro-sítio de regeneração das áreas de estudo foi realizada avaliando-se o grau de compactação do solo, a porosidade e umidade do solo, a massa seca de serapilheira, a quantidade de matéria orgânica, composição granulométrica do solo e a cobertura do dossel. As análises demonstraram que a emergência de plântulas não diferiu entre as diferentes restaurações estudadas, porém, a sobrevivência de plântulas foi significativamente menor na restauração mais antiga, de 55 anos. Constatou-se uma correlação positiva entre a mortalidade de plântulas com o aumento da cobertura do dossel e com a quantidade de matéria orgânica no solo. Assim, conclui-se que, apesar das condições de micro-sítio de regeneração de florestas em restauração tornarem-se, com o tempo, mais semelhantes à de florestas naturais, tornam-se, porém, mais restritivas ao estabelecimento de plântulas. Dessa forma, a limitação de sementes, ao invés de micro-sítio de regeneração, é que restringe a ocorrência de elevada densidade e diversidade de espécies nativas no sub-bosque de áreas em processo de restauração.

Palavras-chave: Micro-sítio; Limitação ao estabelecimento; Regeneração natural; Restauração florestal

Abstract

The understanding of the microsites characteristics and their effect on the seedling establishment can contribute to enhance the effectiveness of forest restoration projects, because the ecological sustainability of these areas are dependent upon the continuous regeneration of indigenous species in the understory. In this work, we evaluated if, and how, the physical-chemical conditions of the regeneration microsites, located in the inner region of areas restoration plantings, can constrain the establishment of native tree species; and if the possible constraints tend to be attenuated while the restoration process evolves. This

study was carried out in restoration plantings with different ages (10, 22 and 55 years). In each area, 10 experimental blocks were set, in which nine native tree species were sown. Those species are shade tolerant and regenerate under understory conditions. Seedling emergence and mortality were observed along a six-month period. The physical-chemical characterization of the regeneration microsites of the study area was performed by evaluating soil compression granulometric composition, organic matter content, porosity and humidity, as well as litter dry mass, and the canopy cover. The results shown that seedling emergence did not differ between the studied areas, but seedling survival was significantly lower on the oldest reforestation (55 years). Also, there was a positive correlation between seedling mortality and the increase of canopy cover and soil organic matter content. Therefore, despite of the conditions of the regeneration microsites of forest under restoration process become, along the time, more similar to natural forests, they also become more restrictive to seedling establishment. Thus, seed limitation, instead of the safe microsites for regeneration, is the main factor inhibiting the occurrence of high density and diversity of indigenous species on the understory of restoration plantings.

Keywords: Microsites; Establishment limitation; Natural regeneration; Forest restoration

3.1 Introdução

O estabelecimento compreende os processos de emergência, mortalidade e crescimento inicial da plântula (PARCIAK, 2002), e é considerado em muitos casos como a fase mais crítica do ciclo de vida vegetal (HARPER, 1977; HUGHES, 1994; KITAJIMA; FENNER, 2000; NORGHAUER; NEWBERY, 2010), já que a mortalidade normalmente é significativamente elevada. Em função disso, os riscos encontrados durante o estabelecimento de uma plântula podem representar a principal e última barreira para que o indivíduo seja recrutado (FENNER; THOMPSON, 2005; LAMBERS et al., 2008), fazendo com que os eventos reguladores do estabelecimento tenham, portanto, efeitos significativos na regeneração das florestas tropicais (CLARK; CLARK, 1985).

A sobrevivência no período inicial de vida de uma planta dá suporte a manutenção da população de uma espécie e afeta não só a sua abundância e distribuição, mas toda a estrutura e diversidade da comunidade (DENSLOW, 1991; MOLOFSKY; FISHER, 1993; WRIGHT, 2002; LEVINE; MURREL, 2003; BELLINGHAM; RICHARDSON, 2006; NORGHAUER; NEWBERY, 2010).

Estudos recentes sugerem que a limitação ao estabelecimento devido à disponibilidade de micro-sítios favoráveis pode ser um fator mais importante do que

previamente imaginado (CLARK et al., 2007; JACQUEMYN; BRYN, 2008; BAETEN et al., 2009). Segundo Kobe; Vriesendorp (2009), a disponibilidade desses micro-sítios favoráveis pode ser o fator mais crítico e determinante de muitas comunidades vegetais, uma vez que o estabelecimento depende crucialmente do local onde as sementes foram depositadas (FLEURY; GALETTI, 2006).

As condições de recrutamento adequadas podem promover o rápido estabelecimento de comunidades ricas em espécies, mesmo em áreas sujeitas a perturbações antrópicas (DENSLOW; GUZMAN 2000, GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; ALVES; METZGER, 2006).

Dessa forma, o sucesso das iniciativas de restauração depende da identificação dessas limitações críticas ao estabelecimento de plântulas regenerantes (FRANCES et al., 2010), uma vez que a restrição da regeneração natural no sub-bosque atua como o principal gargalo à auto-perpetuação de uma comunidade em processo de restauração com espécies nativas. Partindo-se do pressuposto de que há forte limitação de sementes em paisagens altamente fragmentadas e antropizadas, como a paisagem dominante na Mata Atlântica, as chances de perpetuação da comunidade vegetal implantada em uma área em processo de restauração seriam certamente ampliadas caso houvesse condições propícias do micro-sítio para o estabelecimento das plântulas germinadas dessas poucas sementes dispersas. Nessa situação, o manejo do micro-sítio de regeneração poderia ser uma das ações mais efetivas para aumentar a sustentabilidade de projetos de restauração florestal. Contudo, apesar da importância do estabelecimento, essa fase continua sendo uma das menos compreendidas e estudadas da dinâmica florestal e também na ecologia da restauração (JONES; SHARITZ 1998, RODRIGUES; GANDOLFI 2007).

Diante disso, o presente estudo visou avaliar se, e como, as condições físico-químicas do micro-sítio de regeneração, no interior de áreas em restauração com diferentes idades, podem limitar o estabelecimento de espécies arbóreas nativas; e se as possíveis limitações encontradas tendem a se atenuar à medida que a comunidade restaurada se desenvolve.

3.2 Material e Métodos

Locais de estudo

O estudo foi desenvolvido em três áreas de florestas em processo de restauração com diferentes idades, localizadas no interior do estado de São Paulo, nos municípios de Santa Bárbara d'Oeste (10 anos de implantação da restauração), Iracemápolis (22 anos) e Cosmópolis (55 anos). As três áreas encontram-se praticamente isoladas na paisagem regional onde se inserem, havendo poucos fragmentos florestais remanescentes no entorno imediato das mesmas, e todos muito degradados, onde a matriz é predominantemente composta por monocultura de cana-de-açúcar. Segundo inventário florestal, realizado pelo Instituto Florestal (2010), os municípios de Santa Bárbara d'Oeste, Iracemápolis e Cosmópolis apresentam, respectivamente, 5%, 5,6% e 10,5% de remanescentes florestais. Além de terem sido implantadas em diferentes períodos, tais áreas foram escolhidas em função de serem geograficamente próximas uma das outras (Figura 3.1), estarem inseridas no mesmo tipo de clima e possuírem o mesmo ecossistema florestal, o que aumenta a confiabilidade de comparação dos resultados.

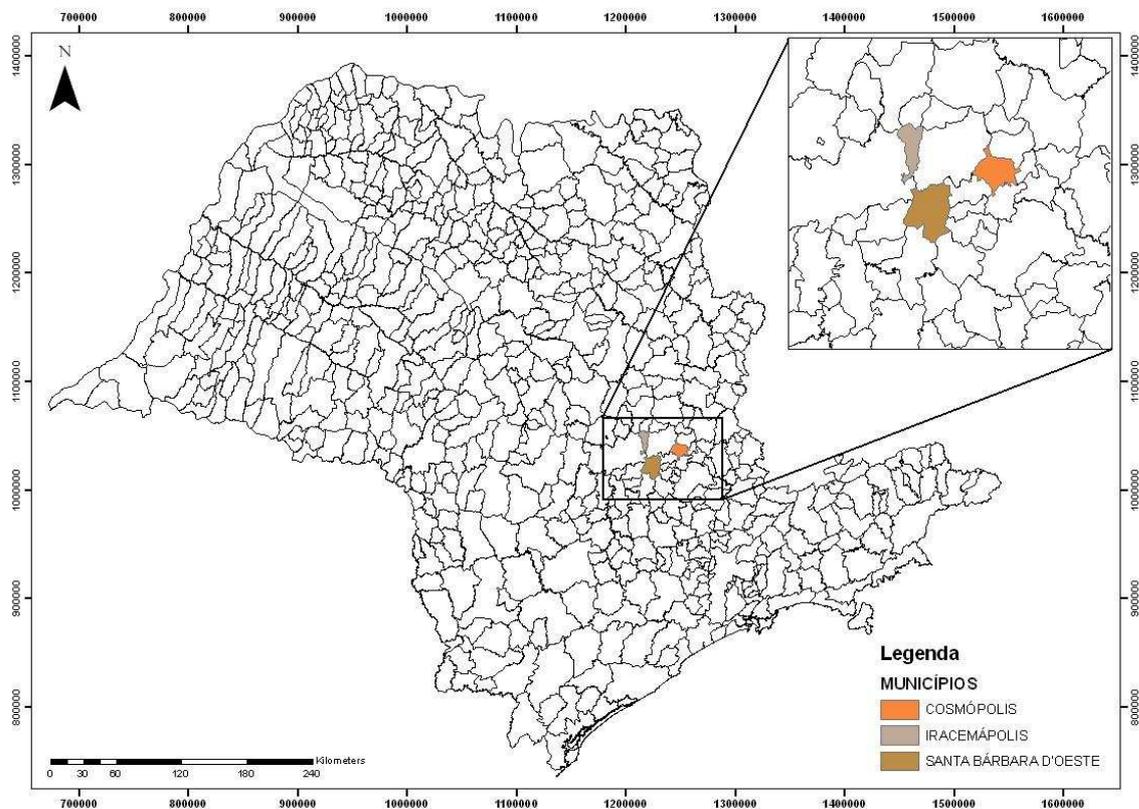


Figura 3.1- Mapa do Estado de São Paulo com destaque para as áreas de estudo em Santa Bárbara d'Oeste, Iracemápolis e Cosmópolis, com 10, 20 e 55 anos de implantação da restauração, respectivamente

As três áreas se inserem na região de ocorrência natural da Floresta Estacional Semidecidual, uma das formações que compõem o bioma Mata Atlântica, com clima do tipo Cwa - tropical de altitude, com inverno seco e verão chuvoso, segundo a classificação de Köppen, e possuem relevo suave ondulado. Características mais detalhadas de cada uma das áreas de estudo são apresentadas na tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Características das 3 áreas de estudo localizadas nos municípios Santa Bárbara d'Oeste, Iracemápolis e Cosmópolis, Estado de São Paulo

| Área de estudo | Localização | Área | Altitude | Vegetação |
|----------------------------------|--|-------|----------|--|
| Restauração com cerca de 10 anos | Santa Bárbara d'Oeste-SP (22°43'S - 47°20'W) | 10 ha | 540m | Constituiu-se numa faixa de vegetação com cerca de 50 m que circunda um reservatório de água. A restauração possui alta diversidade de espécies nativas (~80 espécies), e foi implantado a partir de linhas de plantio (3 x 2 m) utilizando espécies de preenchimento e de diversidade. Atualmente, possui dossel com cerca de 20 m e sub-bosque praticamente desprovido de espécies nativas regenerantes e com trechos ocupados por gramíneas invasoras. |
| Restauração com cerca de 20 anos | Iracemápolis-SP (22°35' S - 47°31' W) | 50 ha | 608m | Constituiu-se numa faixa de vegetação com cerca de 50 m que circunda o reservatório de água para o abastecimento público da cidade de Iracemápolis-SP. A restauração possui alta diversidade de espécies (140 espécies - na maioria nativas, mas com algumas exóticas), e foi implantado em módulos contendo 9 indivíduos, sendo 6 de espécies pioneiras, 2 de secundárias iniciais e 1 de secundária tardia ou clímax, em espaçamento de 3 m x 3m. Atualmente, possui dossel com cerca de 20 m de altura e sub-bosque pouco denso, composto principalmente de indivíduos de <i>Piper</i> spp., <i>Cestrum</i> spp. e de algumas espécies plantadas. |
| Restauração com cerca de 55 anos | Cosmópolis-SP (22°39' S - 47°12' W) | 9 ha | 546 m | Constituiu-se numa faixa de vegetação com cerca de 70 m localizada na margem esquerda do Rio Jaguari. A restauração possui diversidade moderada de espécies (71 espécies - 50 nativas e 21 exóticas), e foi implantado sem haver preocupação com o espaçamento, alinhamento ou combinação das espécies segundo grupos de plantio. Foram plantadas, em sua maioria, espécies finais da sucessão florestal, o que demandou um longo período de manutenção da área para que se formasse uma fisionomia florestal. Atualmente, possui dossel com cerca de 20 m de altura e sub-bosque denso. |

Espécies utilizadas

Foram selecionadas para a realização desse estudo sementes de nove espécies arbóreas de ocorrência regional nas florestas remanescentes da região onde estão alocadas as áreas de estudo. As espécies escolhidas são tolerantes ao sombreamento, regeneram em condições de sub-bosque e apresentam grande importância na constituição do dossel da Floresta Estacional Semidecidual. Dessa forma, são desejáveis na comunidade regenerante de plantios de restauração, uma vez que irão substituir os indivíduos de espécies pioneiras quando estes entrarem em senescência. Foram escolhidas espécies com sementes dispersas pelo vento, de forma a representar um grupo de espécies com maiores limitações de dispersão. As sementes recém colhidas foram fornecidas pelo viveiro de mudas nativas Bioflora, situado em Piracicaba, São Paulo. Para isso, foram escolhidas as seguintes espécies:

- Paineira: *Ceiba speciosa* (Malvaceae)
- Angico-preto: *Anadenanthera macrocarpa* (Fabaceae-mimosoideae)
- Peroba-rosa: *Aspidosperma polyneuron* (Apocynaceae)
- Ipê-roxo: *Tabebuia impetiginosa* (Bignoniaceae)
- Sapúva: *Machaerium stipitatum* (Fabaceae-faboideae)
- Cabreúva: *Myroxylon peruiferum* (Fabaceae-faboideae)
- Cedro-rosa: *Cedrela fissilis* (Meliaceae)
- Pau d'alho: *Gallesia integrifolia* (Phytolaccaceae)
- Pau jacaré: *Piptadenia gonoacantha* (Fabaceae-mimosoideae)

Instalação do Experimento

Em cada área de estudo, foram alocados 10 blocos experimentais. Ao lado de cada bloco, foi delimitada uma parcela controle, visando avaliar o estabelecimento das espécies estudadas nas áreas de estudo via chuva de sementes. Essa medida foi importante para inferir se as plântulas obtidas nas parcelas experimentais foram resultantes exclusivamente das sementes distribuídas na instalação do experimento, e não pelas sementes dispersas naturalmente pelos adultos das espécies plantadas na área.

Os blocos foram dispostos longitudinalmente, um após o outro, a cada 20 metros, como mostra a figura 3.2.

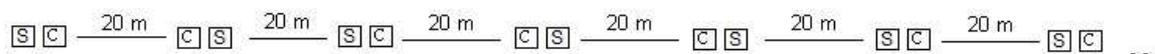


Figura 3.2 - Esquema de distribuição linear dos blocos experimentais em Santa Bárbara d'Oeste e Iracemápolis. Detalhe para a disposição aleatória dos tratamentos (S: semeadura sob condição natural e C: parcela controle), em cada um dos blocos

A semeadura das espécies no campo ocorreu na estação chuvosa, no mês de Dezembro de 2009, respeitando-se o período de dispersão natural das espécies. Cada parcela foi subdividida em nove partes iguais ($0,11\text{m}^2$) com o auxílio de uma moldura de madeira, dentro das quais foram semeadas 25 sementes de cada espécie, por bloco.

Juntamente a instalação dos experimentos, as sementes foram submetidas ao teste de germinação em laboratório. O teste de germinação foi realizado sob condições de ambiente controlado e favorável, visando à expressão do máximo potencial fisiológico dos lotes de sementes. Os testes foram instalados com quatro repetições de 25 sementes por espécie, em rolos de papel umedecidos acondicionados em sacos plásticos (Figura 3.3). Os rolos permaneceram a 25°C (BRANCALION et al., 2010), na presença de luz, por 20 dias, quando então se avaliou a porcentagem de plântulas normais, anormais e sementes mortas (BRASIL, 2009).



Figura 3.3 - Montagem dos testes de germinação em laboratório, utilizando o procedimento de "rolo de papel"

Avaliação do estabelecimento

A coleta dos dados de emergência e mortalidade de plântulas foi feita por um período de seis meses, por meio de oito avaliações. As quatro primeiras avaliações foram realizadas quinzenalmente (15, 30, 45 e 60 dias após a instalação do experimento). Após o segundo mês de instalação, as avaliações foram feitas mensalmente até a avaliação final aos 180 dias de instalação. Cada plântula

emergida foi individualmente identificada e localizada no interior das parcelas com varetas de bambu, sendo possível monitorar a mortalidade de plântulas ao longo das avaliações por meio da presença ou ausência de plântulas junto às respectivas varetas (Figura 3.4).

Ao final dos seis meses de avaliação, foi obtida a população final de plântulas para cada espécie. As plântulas presentes nas parcelas foram removidas e secas em estufa de circulação de ar, a 80°C, durante 48h, com posterior pesagem em balança analítica para determinação da massa seca média da raiz, da parte aérea e total, por plântula.



Figura 3.4 - Avaliação do experimento: A) marcação das plântulas recém emergidas; B e C) contagem do número de indivíduos nas parcelas experimentais e D) detalhe de uma parcela após a marcação dos indivíduos

Relações das características de micro-sítio avaliadas com os dados de estabelecimento

As relações das características do micro-sítio avaliadas nas áreas de estudo, com o estabelecimento de plântulas, foram determinadas utilizando os dados

apresentados no Capítulo 1. Assim, os resultados e as metodologias utilizadas para a caracterização das diferentes variáveis utilizadas na caracterização do micro-sítio encontram-se descritas em detalhes no Capítulo 1.

Delineamento experimental e análise dos dados

Quando a comunidade foi avaliada, o experimento seguiu um modelo de delineamento em blocos ao acaso, com arranjo fatorial, sendo o fator idade da área em três níveis (10, 22 e 55 anos de idade), com parcelas subdivididas no tempo.

Para os dados de germinação, mortalidade, massa seca de plântulas e número final de plântulas das populações avaliadas, o experimento seguiu um delineamento de blocos ao acaso, com arranjo bifatorial (3x9), com parcelas subdivididas no tempo.

Inicialmente os dados mensurados de todos os experimentos foram analisados pelo teste de Hartley ($P < 0,05$) a fim de verificar a homogeneidade de variância entre os tratamentos. Quando necessário, utilizou-se a transformação $(n/100)^{0,5}$, onde n = dado amostrado.

Na avaliação do estabelecimento, os dados de emergência, mortalidade, população final e massa seca de plântulas foram submetidos à ANOVA ($P < 0,01$ e $P < 0,05$), e, para as interações significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

A correlação dos diferentes fatores físico-químicos determinados no estabelecimento de plântulas foi realizada por meio da Análise de Correlação de Pearson. As análises foram realizadas pelo software estatístico SAS (SAS Institute, 2002).

3.3 Resultados

Variações no estabelecimento de plântulas em áreas restauradas com diferentes estágios de maturação

Quando analisada a comunidade estudada (todas as espécies em conjunto), a emergência de plântulas não diferiu entre as diferentes restaurações estudadas (ANEXO G). A maioria das espécies apresentou maiores taxas de germinação de sementes em campo do que em laboratório (ANEXO H).

Porém, foi significativa a interação da sobrevivência da comunidade e valores de massa seca, com a restauração estudada (ANEXO H). A sobrevivência de plântulas não diferiu entre as áreas de 10 e 22 anos, mas foi significativamente menor na restauração mais antiga, de 55 anos. A massa seca total, da raiz e da parte aérea por plântula, foi significativamente maior na restauração com 10 anos de implantação (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 - Valores médios da porcentagem de sobrevivência (PS %), massa seca da parte aérea (MSPA), massa seca da raiz (MSR) e massa seca total (MST) em relação às áreas de estudo

| Áreas de estudo (anos) | PS (%) | MSPA | MSR | MST |
|------------------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| 10 | 24,0±8,2 A | 0,14±0,03 A | 0,08±0,03 A | 0,22±0,06 A |
| 22 | 20,3±7,1 A | 0,09±0,03 B | 0,03±0,01 B | 0,13±0,04 B |
| 55 | 12,2±5,7 B | 0,06±0,02 B | 0,01±0,00 B | 0,08±0,03 B |

Nas colunas, médias seguidas por mesma letra maiúscula não diferem significativamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% probabilidade de erro. Dados apresentados como: média±desvio padrão.

A análise das populações estudadas revelou um comportamento similar para a maioria das espécies, nas diferentes áreas de estudo, quando a emergência de plântulas foi avaliada (ANEXO I). Apenas a espécie *Piptadenia gonoacantha* apresentou diferenças na emergência de plântulas, que foi significativamente maior na floresta restaurada mais antiga, com 55 anos (Figura 3.5). As parcelas controle não apresentaram indivíduos regenerantes das mesmas espécies que as utilizadas no experimento.

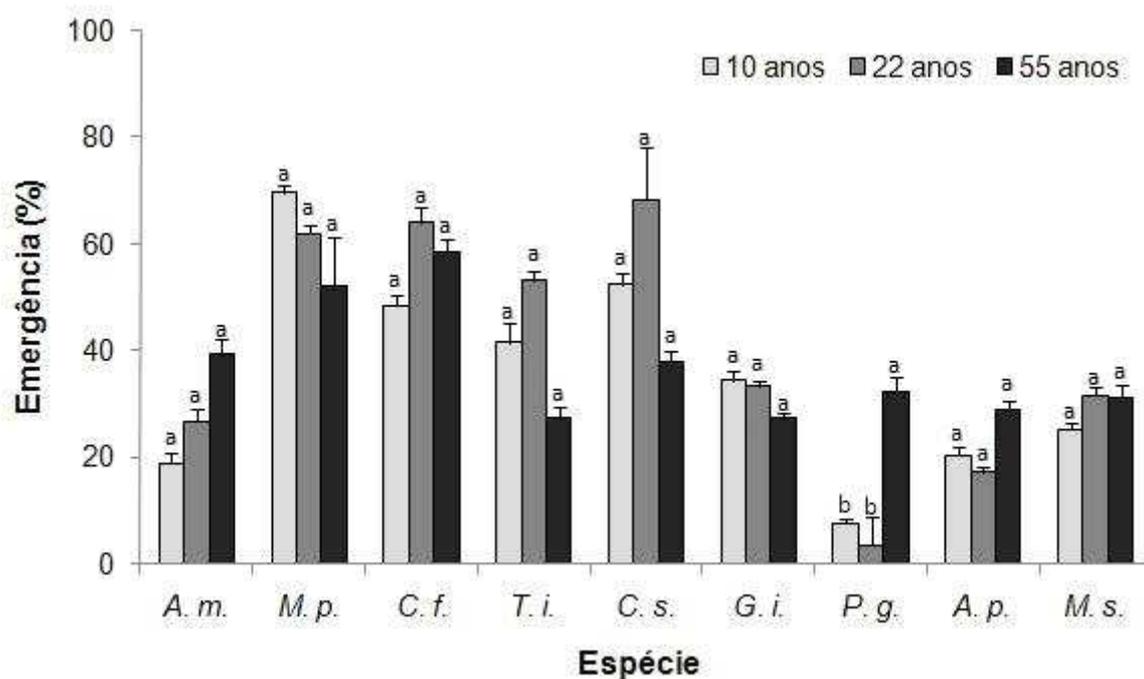


Figura 3.5 - Variação na emergência de plântulas das espécies estudadas (A.m.= *Anadenanthera macrocarpa*; M.p.= *Myroxylon peruiferum*; C.f.= *Cedrela fissilis*; T.i.= *Tabebuia impetiginosa*; C.s.= *Ceiba speciosa*; G.i.= *Gallesia integrifolia*; P.g.= *Piptadenia gonoacantha*; A.p.= *Aspidosperma polyneuron* e M.s.= *Machaerium stipitatum*) nas diferentes áreas de estudo (restaurações com 10, 22 e 55 anos), durante os 6 meses avaliados. Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média \pm o desvio padrão. As médias representadas por colunas com letras iguais, para uma mesma espécie, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% probabilidade de erro

Já quando comparada a sobrevivência de cada uma das espécies nas diferentes áreas de estudo (ANEXO I), 5 espécies (*Myroxylon peruiferum*, *Cedrela fissilis*, *Tabebuia impetiginosa*, *Ceiba speciosa* e *Gallesia integrifolia*) apresentaram uma menor sobrevivência no reflorestamento de 55 anos. Apenas a espécie *Aspidosperma polyneuron* teve uma maior sobrevivência nessa área (Figura 3.6).

O reflorestamento de 10 anos apresentou valores superiores de sobrevivência de plântulas para a maioria das espécies estudadas em relação ao reflorestamento de 55 anos, corroborando com os dados encontrados para a comunidade. Entretanto, a análise do reflorestamento de idade intermediária (22 anos) mostrou que a sobrevivência de plântulas não diferiu dos reflorestamentos de 10 e 55 anos, para 6 das nove espécies estudadas (Figura 3.6).

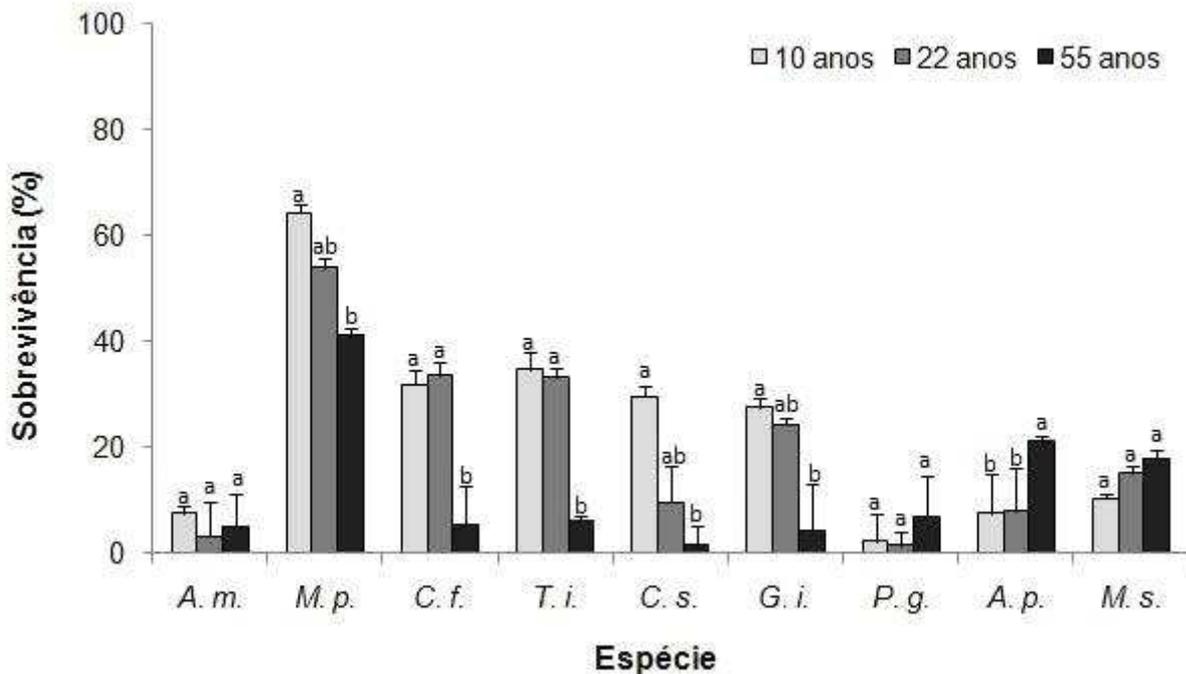


Figura 3.6 - Sobrevivência de plântulas de cada uma das nove espécies estudadas (A.m.= *Anadenanthera macrocarpa*; M.p.= *Myroxylon peruiferum*; C.f.= *Cedrela fissilis*; T.i.= *Tabebuia impetiginosa*; C.s.= *Ceiba speciosa*; G.i.= *Gallesia integrifolia*; P.g.= *Piptadenia gonoacantha*; A.p.= *Aspidosperma polyneuron* e M.s.= *Machaerium stipitatum*), nas diferentes áreas de estudo (restaurações com 10, 22 e 55 anos), durante os 6 meses avaliados. Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média \pm o desvio padrão. As médias representadas por colunas com letras iguais, para uma mesma espécie, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% probabilidade de erro

A massa seca total por plântula foi maior para as espécies *Myroxylon peruiferum*, *Cedrela fissilis*, *Tabebuia impetiginosa*, e *Ceiba speciosa* na restauração de 10 anos. As outras espécies não apresentaram valores dessa variável significativamente diferente entre as áreas de estudo (Figura 3.7). O mesmo padrão foi encontrado quando a massa seca da parte aérea (Figura 3.8) e massa seca da raiz por plântula (Figura 3.9) foram analisadas (ANEXO J).

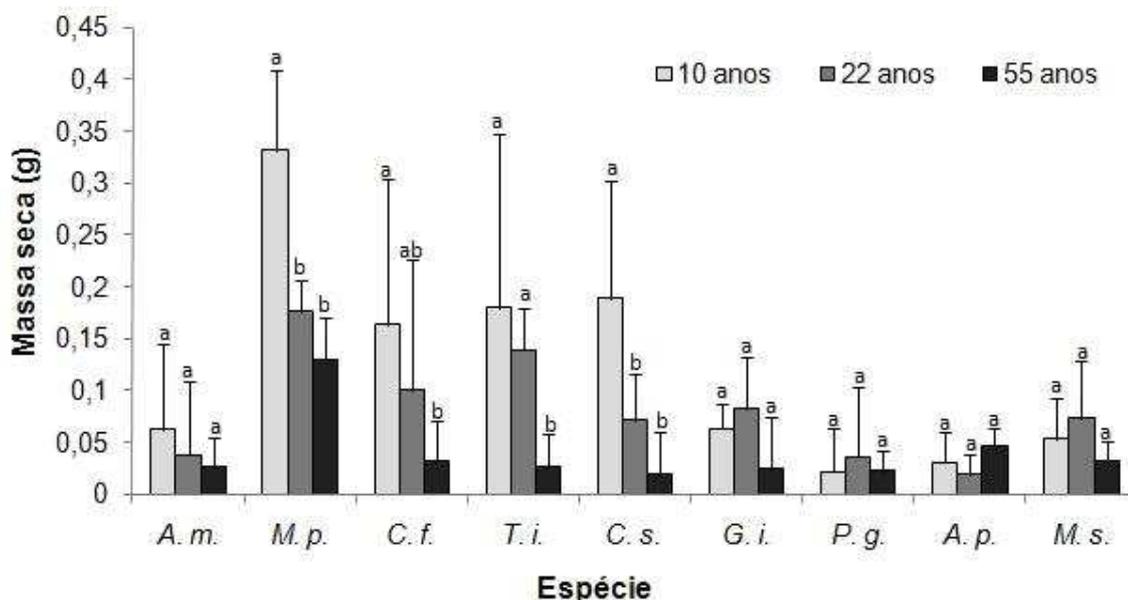


Figura 3.7 - Massa seca total por plântula para cada uma das nove espécies estudadas (A.m.= *Anadenanthera macrocarpa*; M.p.= *Myroxylon peruiferum*; C.f.= *Cedrela fissilis*; T.i.= *Tabebuia impetiginosa*; C.s.= *Ceiba speciosa*; G.i.= *Gallesia integrifolia*; P.g.= *Piptadenia gonoacantha*; A.p.= *Aspidosperma polyneuron* e M.s.= *Machaerium stipitatum*), nas diferentes áreas de estudo (restaurações com 10, 22 e 55 anos). Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média \pm o desvio padrão. As médias representadas por colunas com letras iguais, para uma mesma espécie, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% probabilidade de erro

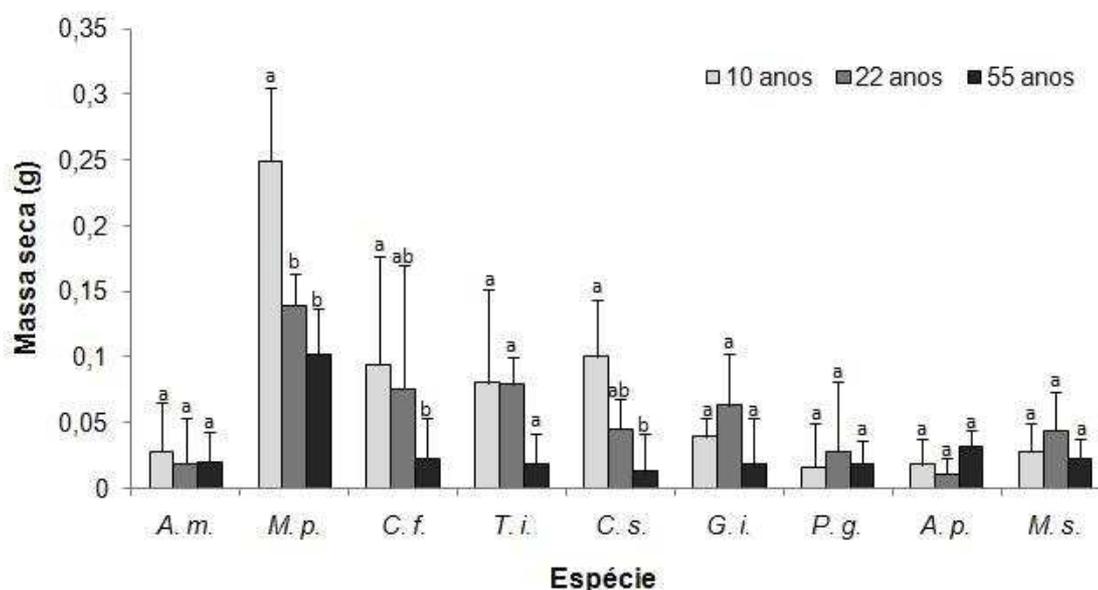


Figura 3.8 - Massa seca da parte aérea por plântula para cada uma das nove espécies estudadas (A.m.= *Anadenanthera macrocarpa*; M.p.= *Myroxylon peruiferum*; C.f.= *Cedrela fissilis*; T.i.= *Tabebuia impetiginosa*; C.s.= *Ceiba speciosa*; G.i.= *Gallesia integrifolia*; P.g.= *Piptadenia gonoacantha*; A.p.= *Aspidosperma polyneuron* e M.s.= *Machaerium stipitatum*), nas diferentes áreas de estudo (restaurações com 10, 22 e 55 anos). Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média \pm o desvio padrão. As médias representadas por colunas com letras iguais, para uma mesma espécie, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% probabilidade de erro

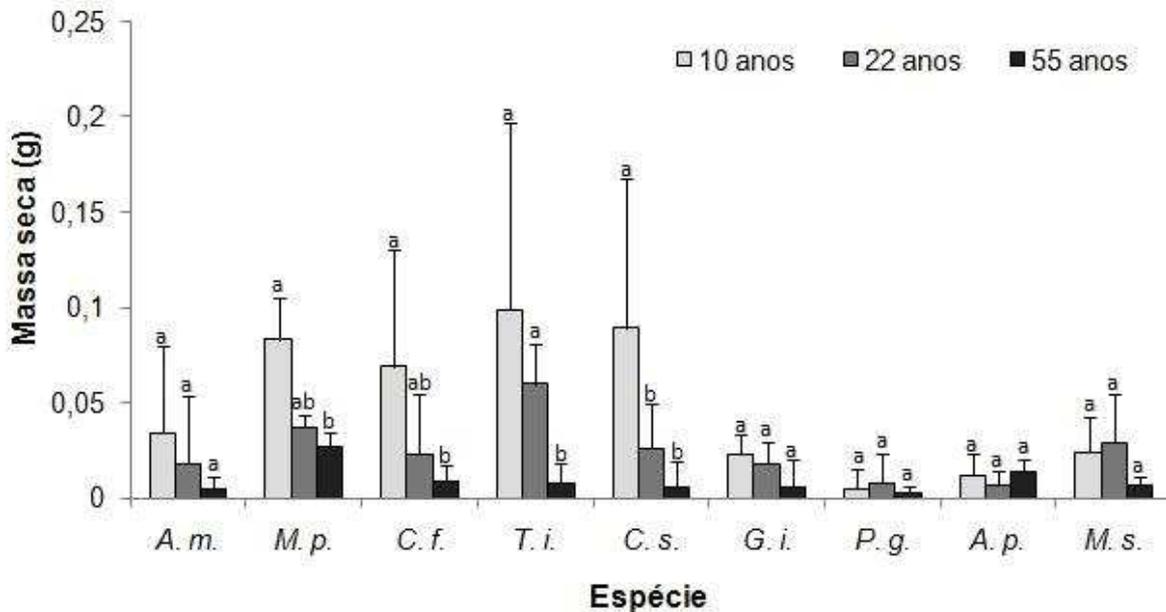


Figura 3.9 - Massa seca da raiz por plântula para cada uma das nove espécies estudadas (*A.m.*= *Anadenanthera macrocarpa*; *M.p.*= *Myroxylon peruiferum*; *C.f.*= *Cedrela fissilis*; *T.i.*= *Tabebuia impetiginosa*; *C.s.*= *Ceiba speciosa*; *G.i.*= *Gallesia integrifolia*; *P.g.*= *Piptadenia gonoacantha*; *A.p.*= *Aspidosperma polyneuron* e *M.s.*= *Machaerium stipitatum*), nas diferentes áreas de estudo (restaurações com 10, 22 e 55 anos). Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média \pm o desvio padrão. As médias representadas por colunas com letras iguais, para uma mesma espécie, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% probabilidade de erro

Relações das diferentes condições de micro-sítio avaliadas com o estabelecimento de plântulas

Na área mais jovem, com 10 anos, observou-se uma correlação positiva e significativa entre a massa seca de serapilheira (MSS) e a massa seca da parte aérea (MSPA) (Correlação de Pearson: $r = 0,68$; $P = 0,031$), a massa seca da raiz (MSR) ($r = 0,67$; $P = 0,035$) e a massa seca total por plântula (MST) ($r = 0,68$; $P = 0,030$). Revelou ainda uma correlação positiva e significativa entre a quantidade de silte no solo e a emergência de plântulas ($r = 0,63$; $P = 0,049$), a MSPA ($r = 0,70$; $P = 0,024$), a MSR ($r = 0,68$; $P = 0,031$), a MST ($r = 0,70$; $P = 0,025$) e o número final de plântulas (NFP) ($r = 0,65$; $P = 0,041$). Uma correlação negativa e significativa entre a umidade do solo (20-40cm) e a emergência ($r = -0,87$; $P = 0,001$), a mortalidade de plântulas ($r = -0,79$; $P = 0,006$) e o número final de plântulas ($r = 0,63$; $P = 0,049$) foi observada (ANEXO K).

Na restauração de 22 anos, foi verificada uma correlação positiva e significativa entre a emergência de plântulas e a quantidade de K no solo ($r = 0,65$; $P = 0,040$). Foi constatada uma correlação negativa e significativa entre a quantidade de matéria orgânica no solo e a mortalidade de plântulas ($r = -0,69$; $P = 0,026$).

Também foi encontrada uma correlação negativa e significativa entre a umidade do solo (20-40cm) e a MSR ($r = 0,69$; $P = 0,028$) e a MST ($r = 0,65$; $P = 0,043$) (ANEXO L).

No reflorestamento mais antigo, com 55 anos, observou-se uma correlação negativa e significativa entre a macroporosidade do solo (0-5cm) e a germinação ($r = -0,74$; $P = 0,010$), a MSR ($r = -0,71$; $P = 0,021$) e o NFP ($r = -0,85$; $P = 0,002$) e uma correlação positiva e significativa entre a microporosidade do solo (0-5cm) e o NFP ($r = 0,74$; $P = 0,010$) (ANEXO M).

Levando-se em conta os dados dos três reflorestamentos estudados, constatou-se uma correlação positiva e significativa entre a porcentagem de cobertura do dossel e a mortalidade de plântulas ($r = 0,49$; $P = 0,006$) e uma correlação negativa e significativa entre a porcentagem de cobertura do dossel e a MSPA ($r = -0,70$; $P = 0,0001$), a MSR ($r = -0,71$; $P = 0,0001$), a MST ($r = -0,72$; $P = 0,0001$) e o NFP ($r = -0,48$; $P = 0,007$) (ANEXO N).

O pH (CaCl_2) se mostrou negativamente relacionado com o número final de plântulas ($r = -0,43$; $P = 0,018$). Uma correlação negativa e significativa foi encontrada entre a quantidade de K (mg/Kg) no solo e a mortalidade de plântulas ($r = -0,53$; $P = 0,003$) enquanto que uma correlação positiva e significativa foi encontrada entre a quantidade de K (mg/Kg) no solo e a MSPA ($r = 0,50$; $P = 0,005$), a MSR ($r = 0,49$; $P = 0,005$) e a MST ($r = 0,50$; $P = 0,004$).

A quantidade de P (mg/Kg) se correlacionou positivamente com a mortalidade de plântulas ($r = -0,45$; $P = 0,013$) e negativamente com os valores de MSPA ($r = -0,55$; $P = 0,002$), MSR ($r = -0,49$; $P = 0,006$), MST ($r = -0,53$; $P = 0,002$) e NFP ($r = -0,45$; $P = 0,001$). Foi verificada também uma correlação negativa e significativa entre a quantidade de Ca (MG/Kg) no solo e a MSPA ($r = -0,53$; $P = 0,002$), a MSR ($r = -0,43$; $P = 0,018$), a MST ($r = -0,50$; $P = 0,005$) e o NFP ($r = -0,53$; $P = 0,003$).

A quantidade de magnésio no solo apresentou uma correlação negativa e significativa com a MSPA ($r = -0,46$; $P = 0,011$), a MSR ($r = -0,37$; $P = 0,046$), a MST ($r = -0,43$; $P = 0,019$) e o NFP ($r = -0,43$; $P = 0,016$) (ANEXO N). A quantidade de H^+Al apresentou uma correlação positiva e significativa com a mortalidade de plântulas ($r = 0,36$; $P = 0,048$).

Uma correlação positiva e significativa foi verificada entre a quantidade de matéria orgânica (MO) no solo e mortalidade de plântulas ($r = 0,39$; $P = 0,034$), negativa e significativa entre a MO e a MSPA ($r = -0,57$; $P = 0,001$), a MSR ($r = -$

0,49; $P = 0,006$), a MST ($r = -0,54$; $P = 0,002$) e o NFP ($r = -0,46$; $P = 0,011$) (ANEXO N).

A quantidade de areia no solo se correlacionou negativamente com a mortalidade de plântulas ($r = -0,60$; $P = 0,0001$) e positivamente com a MSPA ($r = 0,64$; $P = 0,0001$), a MSR ($r = 0,63$; $P = 0,0001$), a MST ($r = 0,64$; $P = 0,0001$) e o NFP ($r = 0,46$; $P = 0,010$). A quantidade de silte se mostrou positivamente correlacionado com a mortalidade de plântulas ($r = 0,61$; $P = 0,0001$) e negativamente correlacionado com a MSPA ($r = -0,62$; $P = 0,000$), a MSR ($r = -0,57$; $P = 0,001$), a MST ($r = -0,61$; $P = 0,0001$) e com o NFP ($r = -0,48$; $P = 0,008$). Entretanto, a quantidade de argila no solo foi positivamente correlacionada com a mortalidade de plântulas ($r = 0,52$; $P = 0,003$); negativamente correlacionada com a MSPA ($r = -0,57$; $P = 0,001$), a MSR ($r = -0,59$; $P = 0,001$), a MST ($r = -0,59$; $P = 0,001$) e o NFP ($r = -0,39$; $P = 0,034$) (ANEXO N).

A umidade do solo, em ambas as profundidades avaliadas, se mostrou positivamente relacionada com a mortalidade de plântulas e negativamente correlacionada com a MSPA, a MSR, a MST e o NFP (ANEXO N).

Foi observada uma correlação positiva e significativa entre a porosidade total do solo (0-5cm) e a mortalidade de plântulas ($r = 0,49$; $P = 0,006$) e uma correlação negativa e significativa com a MSPA ($r = -0,54$; $P = 0,002$), a MSR ($r = -0,55$; $P = 0,002$), a MST ($r = -0,55$; $P = 0,001$) e o NFP ($r = -0,38$; $P = 0,039$). A análise mostrou ainda uma correlação positiva e significativa entre a porosidade total do solo (15-20cm) e a mortalidade de plântulas ($r = 0,54$; $P = 0,002$) e uma correlação negativa e significativa entre a porosidade total do solo (15-20cm) e a MSPA ($r = -0,57$; $P = 0,001$), a MSR ($r = -0,61$; $P = 0,0001$), a MST ($r = -0,60$; $P = 0,0001$) e o NFP ($r = -0,38$; $P = 0,036$) (ANEXO N).

A macroporosidade do solo (15-20 cm) apresentou uma correlação negativa e significativa com a MSR ($r = -0,37$; $P = 0,043$). Por outro lado, a microporosidade do solo, em ambas as profundidades, apresentou uma correlação positiva e significativa com a mortalidade de plântulas e negativa e significativa com a MSPA, a MSR e a MST (ANEXO N).

A densidade superficial do solo (0-5 cm) apresentou uma correlação negativa e significativa com a mortalidade de plântulas ($r = -0,50$; $P = 0,005$) e positiva e significativa com a MSPA ($r = 0,56$; $P = 0,001$), a MSR ($r = 0,55$; $P = 0,001$), a MST ($r = 0,56$; $P = 0,001$) e o NFP ($r = 0,38$; $P = 0,037$). Da mesma forma, a densidade do

solo (15-20 cm) se apresentou correlacionada negativamente com a mortalidade de plântulas ($r = -0,55$; $P = 0,002$) e positivamente com a MSPA ($r = 0,57$; $P = 0,001$), a MSR ($r = 0,60$; $P = 0,0001$), a MST ($r = 0,59$; $P = 0,001$) e o NFP ($r = 0,37$; $P = 0,042$) (ANEXO N).

3.4 Discussão

A capacidade das sementes de germinar sobre uma ampla variação de condições ambientais nesse trabalho foi similar aos resultados encontrados por Mori et al. (2004), onde o principal fator determinante para a emergência de plântulas foi a disponibilidade de sementes, sendo a emergência pouco influenciada pelos diferentes tipos de substrato. O mesmo foi verificado por Turnbull et al. (2000), onde os resultados obtidos apontam para o fato de que, para muitas espécies, as condições para a sobrevivência de plântulas são mais rigorosas do que as condições para a germinação de sementes. Diferentemente, Barberá et al. (2006) relata a importância das condições de micro-sítio na germinação de sementes, principalmente em regiões áridas e semi-áridas.

No entanto, apesar de não influenciar de forma tão marcante a germinação das sementes, as condições de micro-sítio são de extrema importância para o crescimento e sobrevivência de plântulas (DUNCAN, 1991; GRAY; SPIES, 1997; MORI et al., 2004; BELLINGHAM; RICHARDSON, 2006).

A cobertura do dossel é determinante na formação do “micro-habitat” interno da floresta, afetando o crescimento e sobrevivência de plântulas, determinando a composição florística da comunidade, influenciando processos de oxidação da matéria orgânica e controlando processos erosivos (JENNINGS et al., 1999; MELO et al., 2007). A estrutura do dossel controla a quantidade, qualidade e a distribuição temporal e espacial de luz. Combinados com outros fatores, a cobertura do dossel determina a umidade do ar, temperatura e as condições de umidade do solo dentro da floresta (JENNINGS et al., 1999).

A correlação positiva da sobrevivência de plântulas com a abertura do dossel confirma os resultados encontrados por LePage et al. (1999), onde áreas que apresentaram dossel com maior abertura promoveram uma gama maior de substratos favoráveis, o que resultou em uma maior densidade de plântulas. O mesmo foi observado por Bellingham; Richardson (2006), onde as plântulas

apresentaram uma maior probabilidade de morrer em sítios com baixa abertura do dossel. Dessa forma, os baixos níveis de luz podem dificultar o estabelecimento de plântulas.

Além da maior porcentagem de sobrevivência, a maior incidência de luz no reflorestamento mais recente resultou em uma maior produção de biomassa e, conseqüentemente, maiores índices de massa seca (total, raiz e da parte aérea) por plântula. Resultados semelhantes foram encontrados por Molofsky; Fisher (1993), onde as plântulas que cresceram sob uma maior incidência de luz, apresentaram um maior tamanho e uma maior área foliar.

A restauração com 22 anos, apesar de possuir características de micro-sítio mais semelhantes com a área de 55 anos, apresentou uma porcentagem de sobrevivência de plântulas estatisticamente semelhante ao reflorestamento mais recente.

A baixa sobrevivência de plântulas na área mais antiga apresentou-se correlacionada com os maiores níveis de matéria orgânica. Apesar de a camada de matéria orgânica ser conhecida por facilitar o estabelecimento de plântulas, uma vez que promove a retenção da umidade no solo e aumento da fixação de nitrogênio (ELMARSDOTTIR, 2003), os maiores índices de matéria orgânica são acompanhados por um aumento da atividade e biomassa microbiana (AYANABA et al., 1976; PHASAD et al., 1994; BASU; BEHERA, 1993; HARRIS, 2009).

Além de os efeitos positivos sobre a comunidade (decomposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes), os microorganismos do solo podem ter um efeito relevante na mortalidade de plântulas em florestas tropicais (AUGSPURGER, 1983; HEIJDEN et al., 2008; MANGAN et al., 2010; BELL et al., 2006). Esses efeitos negativos ocorrem quando os microorganismos atuam como patógenos, competindo com as plantas por nutrientes ou transformando os nutrientes em formas inacessíveis para as plantas (HEIJDEN et al., 2008). Segundo Packer; Clay (2000), a distribuição de árvores no interior das florestas é altamente influenciada pela presença de patógenos (MANGAN et al., 2010).

O desenvolvimento desses microorganismos é favorecido pela baixa radiação e pela alta umidade do substrato. Dessa forma, a mortalidade de plântulas devido a essa causa é favorecida em áreas com dossel mais fechado do que em áreas mais abertas, como clareiras (AUGSPURGER, 1983). Ainda, a principal atividade dos patógenos ocorreu durante as primeiras semanas das plântulas (AUGSPURGER,

1983). O maior fechamento de dossel, associado ao maior conteúdo de matéria orgânica no solo, pode explicar a alta mortalidade de plântulas no reflorestamento de 55 anos nos 2 primeiros meses de avaliação.

No entanto, tanto a limitação de micro-sítios quanto de sementes, são fatores que potencialmente podem limitar o estabelecimento de populações de plantas (ERIKSSON; EHRLÉN, 1992; FRANCES et al., 2010; TURNBULL et al., 2000; URIARTE et al., 2010; NORGHAUER; NEWBERY, 2010). Experimentos com adição de sementes são geralmente utilizados com o objetivo de se testar a origem da limitação ao estabelecimento.

De maneira geral, a adição de sementes no reflorestamento mais novo refletiu em um maior número de plântulas disponíveis, indicando condições adequadas de micro-sítio para a germinação de sementes e estabelecimento inicial de plântulas. Porém, uma limitação na disponibilidade de sementes é evidenciada (TURNBULL et al., 2000; MUNZBERGOVÁ; HERBEN, 2005; NORGHAUER; NEWBERY, 2010). A limitação de sementes deve ser ocasionada pela baixa chegada de propágulos, uma vez que a paisagem encontra-se altamente fragmentada, sem remanescentes florestais no entorno e com reduzida densidade e diversidade de animais dispersores de sementes. Quanto maior o isolamento de uma área restaurada na paisagem, maior a limitação de dispersão encontrada, uma vez que a chuva de sementes do entorno é muito baixa ou quase nula (VIANA, 1990; BERTONCINI; RODRIGUES, 2008; MEDEIROS et al., 2010). Uma das consequências mais comuns da fragmentação da paisagem é a redução do estabelecimento de plântulas (MELO et al. 2007), frequentemente atribuída a essa limitação de sementes (SILVA; TABARELLI, 2000).

Além disso, o tempo de restauração de uma área influencia na produção de sementes pelas espécies plantadas, uma vez que este irá determinar o período reprodutivo de cada espécie.

Esses fatos elucidam a baixa densidade de regenerantes avaliada na área mais recente. A falta de sementes tem se mostrado como fator limitante ao estabelecimento de plântulas em vários projetos de restauração (HOLL et al., 2000; DONATH et al., 2003; ELMARSDOTTIR et al., 2003; WHITE et al., 2004). Dessa forma, salienta-se a necessidade da utilização de técnicas de restauração que compensem essa limitação da paisagem. Consequentemente, uma das alternativas

seria a implantação de restaurações de alta diversidade, cada vez mais utilizados e indicados para a recuperação de áreas degradadas (RODRIGUES et al., 2009).

A limitação de sementes tende a ocorrer mais comumente em habitats em estágio inicial de sucessão (TURNBULL et al., 2000). O mesmo foi verificado no presente estudo, onde a evidência de limitação de sementes foi mais intensa no reflorestamento mais novo. Nesse caso, a limitação de sementes na área é resultado de uma combinação da baixa produção de sementes pelas espécies implantadas na restauração e da limitada dispersão de sementes do entorno, como também mostrado por Uriate et al. (2010). Esse fato pode definir a necessidade de intervenções de manejo adaptativo que permitam, ou induzam, o restabelecimento dos processos biológicos na área restaurada.

Na área mais antiga, com 55 anos de restauração, a densidade de regenerantes encontrada foi significativamente maior em relação à área mais recente. Entretanto, uma menor sobrevivência das plântulas foi verificada. Além disso, um aumento do número de sementes disponíveis não refletiu em um maior estabelecimento de plântulas, como demonstrado por Uriate et al., 2010. Esse fato sugere a atuação do micro-sítio como fator limitante ao estabelecimento (TURNBULL et al., 2000; MUNZBERGOVÁ; HERBEN, 2005; NORGHAUER; NEWBERY, 2010; URIARTE et al., 2010) e, nesse caso, a limitação de dispersão na área não foi tão evidente. Apesar de esse reflorestamento também estar inserido em uma paisagem fragmentada e praticamente com ausência de remanescentes naturais no entorno, a contribuição de sementes pelas próprias espécies implantadas na restauração deve ser mais intensa, pois a maioria dos indivíduos já deve ter atingido a maturidade, ao passo que nos reflorestamentos mais jovens as espécies mais tardias da sucessão certamente não atingiram a maturidade ainda. É importante salientar que, mesmo em áreas restauradas mais antigas, onde as espécies plantadas já estão produzindo sementes e contribuindo para o avanço da sucessão, a baixa chegada de propágulos do entorno pode resultar em uma limitação genética na área. Dentro desse contexto, plantios de alta diversidade específica e genética são de suma importância para garantir a sustentabilidade das restaurações. No entanto, para que essa premissa seja válida, além dessas espécies produzirem sementes, é preciso que essas sementes consigam se desenvolver no sub-bosque desses plantios.

Em áreas mais antigas, onde a dispersão de sementes não é um fator claramente limitante, o estabelecimento de plântulas, para a maioria das espécies, depende da disponibilidade de micro-sítios favoráveis (GRUBB, 1977; SVENNING; WRIGHT, 2005; BARBERÁ et al., 2006; DOUST et al, 2006). Porém, cabe ressaltar que as espécies podem estar sendo limitadas por uma combinação de sementes e micro-sítio para a maioria das espécies estudadas (ERIKSSON; EHRLÉN, 1992). Frances et al., (2010), estudando o estabelecimento de uma espécie nativa em uma área de pastagem, também observou uma limitação tanto de micro-sítio quanto de dispersão ao estabelecimento.

A análise das espécies individualmente revelou padrões de germinação e sobrevivência para a maioria delas. Porém, algumas apresentaram diferentes comportamentos. Esse fato sugere que o micro-sítio pode ser específico para cada espécie ou para grupos de espécies com características semelhantes, como sugerido por Urbanska (2000).

3.5 Conclusão

Apesar de as condições de micro-sítio de regeneração de florestas em restauração tornarem-se, com o tempo, mais semelhantes à de florestas naturais, tornam-se, também, mais restritivas ao estabelecimento de plântulas. Assim, a limitação de sementes, ao invés de micro-sítio de regeneração, é o fator que restringe a ocorrência de elevada densidade e diversidade de espécies nativas no sub-bosque de áreas em processo de restauração mais novas, ao passo que em áreas mais velhas e mais desenvolvidas essa situação se inverte.

Referências

ALVES, L.F.; METZGER, J.P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v.6, n. 2, p. 1-26, 2006.

AUGSPURGER, C.K. Seed dispersal of the tropical tree, *Platypodium elegans*, and the escape of its seedlings from fungal pathogens. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 71, n. 3, p. 759-771, 1983.

BAETEN, L., H.; JACQUEMYN, H.; VAN CALSTER, E.; VAN BEEK, R.; DEVLAE MINCK, K.; VERHEYEN; HERMY, M. Low recruitment across life stages

partly accounts for the slow colonization of forest herbs. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 97, n. 1, p. 109–117, 2009.

BARBOSA, K.C; PIZO, M.A. Seed rain and seed limitation in a planted gallery Forest in Brazil. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 4, p. 504-515, 2006.

BELLINGHAM, P.J.; RICHARDSON, S.J. Tree seedling growth and survival over 6 years across different microsites in a temperate rain forest. **Canadian Journal of Forest Research**, Montreal, v. 36, n. 4, p. 910-918, 2006.

BERTONCINI, A.P.; RODRIGUES, R.R. Forest restoration in an indigenous land considering a forest remnant influence (Avaí, São Paulo State, Brazil). **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, n. 3/4, p. 513-521, 2008.

BRANCALION, P.H.S.; NOVENBRE, A.D.L.C.; RODRIGUES, R.R. Temperatura ótima de germinação de sementes de espécies arbóreas brasileiras. **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina, v. 32, n. 4, p. 15-21, 2010.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, London, v. 404, n. 6773, p. 72-74, 2000.

CLARK, C.J.; POULSEN, J.R.; LEVEY, D.J.; OSENBURG, C.W. Are plant populations seed limited?: a critique and meta-analysis of seed addition experiments. **The American Naturalist**, Chicago, v. 170, n. 1, p. 128-142, 2007.

CLARK, D.B.; CLARK, D.A. Seedling dynamics of a tropical tree: impacts of herbivory and meristem damage. **Ecology**, Tempe, v. 66, n. 6, p.1884-1892, 1985.

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

DENSLOW, J.S.; GUZMAN, S. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. **Journal of Vegetable Science**, Lane, v. 11, n. 2, p. 201-212, 2000.

DONATH, T.; HOLZEL, N. ;OTTE, A. The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. **Applied Vegetation Science**, Siena, v. 6, n. 1, p. 13-22, 2003.

DUNCAN, R.P. Competition and coexistence of species in a mixed Podocarp stand. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 79, n. 4, p. 1073-1084, 1991.

ERIKSSON, O.; EHRLÉN, J. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. **Oecologia**, Berlin, v. 91, n. 3, p. 360-364, 1992.

FENNER, M.; THOMPSON, K. **The ecology of seeds**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. 250p.

FLEURY, M.; GALETTI, M. Forest fragment size and microhabitat effects on palm seed predation. **Biological Conservation**, Essex, v. 131, n. 1, p. 1-13, 2006.

FRANCES, A.L.; ADAMS, C.R.; NORCINI, J.G. Importance of seed and microsite limitation: native wildflower establishment in non-native pasture. **Restoration Ecology**, Malden, v. 18, n. 6, p. 944-953, 2010.

GANDOLF, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de Restauração Florestal. In: **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, 2007. chap. 4, p. 109-143.

GRAY, A.N.; SPIES, T.A. Microsite controls on tree seedling establishment in conifer forest canopy gap. **Ecology**, Tempe, v. 78, n. 8, p. 2458-2473, 1997.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 148, n. 1/3, p. 185-206, 2001.

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

HEIJDEN, M.G.A.; BARDGETT, R.D.; STRAALLEN, N.M. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, n. 3, p. 296-310, 2008.

HOLL, K.D.; AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.

HUGHES, F.M.R. Environmental change, disturbance and regeneration in semi-arid floodplain forests. In: **Environmental change in drylands: biogeographical and geomorphological perspectives**. Chichester: John Wiley, 1994. 472 p.

JACQUEMYN, H.; BRYS, R. Effects of stand age on the demography of a temperate forest herb in post-agricultural forests. **Ecology**, Tempe, v. 89, n. 12, p. 3480-3489, 2008.

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

JONES, R.H.; SHARITZ, R.R. Survival and growth of woody plant seedlings in the understorey of floodplain forests in South Carolina. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 86, n. 4, p. 574-587, 1998.

KITAJIMA, K.; FENNER, M. Ecology of seedlings regeneration. In: FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford: Commonwealth Agricultural Bureau International, 2000. chap. 7, p. 331-360.

KOBE, R.; VRIESENDORP, C.F. Size of sampling unit strongly influences detection of seedling limitation in a wet tropical forest. **Ecology Letters**, Oxford, v.12, n. 3, p. 220-228, 2009.

LAMBERS, H.; CHAPIN III, F.S.; PONS, T.L. Plant physiological ecology. 2nd ed. New York: Springer Verlag, 2008. 604p.

LEVINE, J.M.; MURREW, D.J. The community-level consequences of seed dispersal patterns. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, New York, v. 34, n. 1, p. 549-574, 2003.

MANGAN, S.A.; SCHNITZER, S.A.; HERRE, E.A.; MACK, K.M.L.; VALENCIA, M.C.; SANCHEZ, E.I.; BEYER, J.D. Negative plant–soil feedback predicts tree-species relative abundance in a tropical forest. **Nature**, London, v. 466, n. 7307, p. 752-755, 2010.

MEDEIROS, H.R.; TOREZAN, J.M.D.; NETO, O.C.P.N. Uso e ocupação do solo no entorno de projetos de restauração ecológica influenciando na regeneração do sub-bosque. **Geografia**, Londrina, v. 19, n. 3, p. 85-97, 2010.

MELO, A.C.G.; MIRANDA, D.L.C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio vale do paranapanema, SP, BRASIL. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.

MELO, F.P.L.; LEMIRE, D.; TABARELLI, M. Extirpation of large-seeded seedlings from the edge of a large Brazilian Atlantic forest fragment. **Ecoscience**, Storrs, v. 14, n. 1, p. 124-129, 2007.

MEIRA-NETO, J.A.A.; MARTINS, F.R.; SOUZA, A.L. Influência da cobertura e do solo na composição florística do sub-bosque em uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 19, n. 3, p. 473-486, 2005.

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

MORI, A.; MIZUMACHI, E.; OSONO, T.; DOI, Y. Substrate-associated seedling recruitment and establishment of major conifer species in an old-growth subalpine forest in central Japan. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 196, n. 2/3, p. 287-297, 2004.

MUNZBERGOVÁ, Z.; HERBEN, T. Seed, dispersal, microsite, habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. **Oecologia**, Berlin, v. 145, n. 1, p. 1-8, 2005.

NORGHAUER, J.M.; NEWBERY, D.M. Recruitment limitation after mast-seeding in two African rain forest trees. **Ecology**, Tempe, v. 91, n. 8, p. 2303-2312, 2010.

PACKER, A.; CLAY, K. Soil pathogens and spatial patterns of seedling mortality in a temperate tree. **Nature**, London, v. 404, n. 6775, p. 278-281, 2000.

PARCIAK, W. Environmental Variation in Seed Number, Size, and Dispersal of a Fleshy-Fruited Plant: **Ecology**, Tempe, v. 83, n. 3, p. 780-793, 2002.

SAS INSTITUTE. **The SAS system release 8.2**. Cary, 2002.

TURNBULL, L. A.; CRAWLEY, M. J.; REES, M. Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. **Oikos**, Leeds, v. 88, n. 2, p. 225-238, 2000.

URBANSKA, K.M. Safe sites – interface of plant population ecology and restoration ecology. In: URBANSKA, K.M.; WEBB, N.R.; EDWARDS, P.J. **restoration ecology and sustainable development**. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. chap. 6, p. 81-110.

URIARTE, M.; BRUNA, E.M.; RUBIM, P.; ANCIÃES, M.; JONCKHEERE, I. Effects of forest fragmentation on the seedling recruitment of a tropical herb: assessing seed vs. safe-site limitation. **Ecology**, Tempe, v. 91, n. 5, p. 1317-1328, 2010.

VIANA, V.M. Biologia e manejo de fragmentos florestais naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990. Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: SBS/SBEF, 1990. p. 113-118.

WRIGHT, S.J. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, Berlin, v. 130, n. 1, p. 1-14, 2002.

WHITE, E.; TUCKER, N.; MEYERS, N.; WILSON, J. Seed dispersal to revegetated isolated rainforest patches in North Queensland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.192, n. 2/3, p 409-426, 2004.

4 AS CONDIÇÕES DO SUBSTRATO DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO LIMITAM O ESTABELECIMENTO DE PLÂNTULAS NA DINÂMICA FLORESTAL?

Resumo

Para que a restauração com espécies nativas seja bem sucedida, é essencial que haja uma rica e abundante e rica regeneração natural de espécies nativas no sub-bosque, que dê continuidade à dinâmica florestal quando as árvores plantadas de espécies iniciais da sucessão entrarem em senescência. Contudo, para que a regeneração natural ocorra, as espécies nativas precisam superar os filtros ecológicos das fases de germinação e estabelecimento, que é uma das mais críticas do ciclo de vida vegetal. Assim, o entendimento do processo de germinação e estabelecimento em áreas em processo de restauração é fundamental. O objetivo desse trabalho foi verificar se há restrição de substrato ao estabelecimento de espécies arbóreas nativas no interior de áreas em processo de restauração com diferentes idades (10, 22 e 55 anos) e se esta restrição se altera com a evolução temporal de florestas em restauração. Em cada área de estudo, foram alocados 10 blocos experimentais, cada qual constituído por 4 parcelas de 1 m x 1 m, onde foram semeadas nove espécies arbóreas nativas regionais, não pioneiras. Nessas parcelas foram estabelecidos três tratamentos e um controle: A) semeadura na condição natural da área, sem qualquer alteração das características do micro-sítio de estabelecimento (serapilheira autóctone), B) semeadura sobre a serapilheira e o solo transplantados de floresta nativa (serapilheira alóctone), C) semeadura sobre bagaço de cana triturado e compostado e D) controle. A coleta dos dados de emergência e mortalidade de plântulas foi feita por um período de seis meses, de janeiro a junho de 2010. A emergência e a sobrevivência de plântulas foram estatisticamente maiores em todas as áreas quando a semeadura foi realizada sobre serapilheira autóctone. A porcentagem de sobrevivência de plântulas na restauração de 55 anos foi próxima à metade dos valores encontrados nas áreas mais jovens. Assim, o estabelecimento de plântulas é favorecido nas condições locais de substrato das próprias florestas em processo de restauração florestal, sem limitação evidente para que a sucessão secundária avance e que essas florestas sejam sustentáveis no tempo. Consequentemente, a limitação de dispersão deve ser o filtro mais importante nessas condições para o avanço da restauração em direção à comunidade madura.

Palavras-chave: Estabelecimento de plântulas; Limitação de substrato; Regeneração natural; Recrutamento; Restauração florestal

Abstract

One important condition to achieve successful ecological restoration by native species reforestation is the development of an abundant and diverse regeneration of native species in the understory, which allows the continuity of the forest after the death of planted trees. Nevertheless, this regeneration will only be observed if the ecological filters limiting seedling establishment are overcome, a

crucial point of the vegetal cycle life. Thus, it is essential to understand the establishment process in areas restoration plantings. Hence, we sought to investigate if there is any substrate restriction to the establishment of native tree species in the inner region of restoration plantings with different ages (10, 22 and 55 years) and, if this restriction is partially reduced with age. In each area, were allocated 10 experimental blocs, each one consisting of four 1 m x 1 m plots, in which nine native tree species were sown. In each plot we established three treatments: A) direct seeding in the natural condition of the area, without any alteration in the characteristics of the establishment micro-site (indigenous topsoil), B) direct seeding on the leaf litter and soil transplanted from a natural forest remnant (allochthonous topsoil), C) seeding on grounded and composted sugarcane bagasse and D) control (no direct seedling). Seedling emergence and mortality were observed through a six-month period, from January to June/2010. Seedling emergence and survival were statistically higher in all areas when direct seeding was accomplished on indigenous topsoil. Seedlings survival percentage of the oldest reforestation forest was almost half of the values found in the youngest areas. Thus, seedling establishment is favored by local substrate conditions of restoration plantings. Furthermore, there is no evidence that the secondary succession occurs and that this forests become sustained along the time. Consequently, dispersal limitation may have a major influence over these conditions to the advance of restoration.

Keywords: Seedling establishment; Substrate limitation; Natural regeneration; Forest restoration

4.1 Introdução

O desmatamento e a degradação de florestas no Brasil tiveram início há mais de 500 anos (DEAN, 1995) e permanecem até os dias de hoje (FAO, 2005). Como resultado das atividades humanas (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000), a paisagem se transformou em um mosaico de áreas agrícolas, pastagens e remanescentes florestais, os quais são, em sua maioria, pequenos, isolados e severamente alterados (FONSECA, 1985; SILVA; TABARELLI, 2000; RIBEIRO et al., 2009).

Uma das maiores conseqüências desse quadro é a degradação dos solos (DINESH et al., 2003), a qual é predominantemente observada em áreas onde a vegetação foi suprimida, em locais convertidos para pastagens e para áreas agrícolas. De forma geral, a degradação do solo afeta suas propriedades físicas (aumento da compactação, diminuição da quantidade de matéria orgânica e porosidade), químicas (queda da fertilidade) e biológicas (alteração e redução da macro e micro biota do solo) (AN et al., 2008; DOMINY et al., 2002; GONÇALVES et al., 2003; HAJABBASI et al., 1997; ISLAM; WEIL, 2000; KASCHUK et al., 2011;

RASIAH et al., 2004; SAHANI; BEHERA, 2001), as quais, por sua vez, interferem no estabelecimento de plântulas.

Por outro lado, a restauração de áreas florestais degradadas promove várias alterações sobre os diferentes atributos do solo degradado ao longo do tempo, recuperando gradativamente suas propriedades físico-químicas e biológicas (GAIROLA; SONI, 2010; GONÇALVES et al., 2003). Conseqüentemente, tem-se a recuperação da capacidade do solo em sustentar o crescimento de plantas e outros organismos (GONÇALVES et al., 2003), bem como de manter os ciclos naturais de regeneração que permitem a substituição gradual de espécies com diferentes nichos preferenciais de estabelecimento. No entanto, apesar das condições locais de substrato poderem ter dado suporte ao desenvolvimento de uma comunidade vegetal nativa implantada por meio de restaurações, quando há o preparo do solo e o uso de mudas já desenvolvidas, o mesmo pode não acontecer com o estabelecimento de plântulas no sub-bosque dessas áreas restauradas.

É importante conhecer o padrão de colonização de espécies nativas em relação aos tipos de substrato favoráveis ao estabelecimento de plântulas em áreas restauradas (ELMARSDOTTIR et al., 2003), uma vez que o substrato de uma área possui um papel fundamental nas taxas de estabelecimento, crescimento e sobrevivência de plântulas (MORI et al., 2004; LEPAGE et al., 2000). Segundo diversos autores, essas taxas determinarão toda a estrutura e diversidade da comunidade (BELLINGHAM; RICHARDSON, 2006; DENSLOW, 1991; NORGHAUER; NEWBERY, 2010), e por isso mesmo merecem maior atenção por parte da ecologia da restauração.

Entretanto, trabalhos que avaliem o estabelecimento de plântulas considerando o substrato de áreas restauradas, e ainda, que façam essa avaliação do estabelecimento levando em consideração o tempo de recuperação do substrato (áreas restauradas com diferentes idades), são praticamente inexistentes.

Diante disso, estudos que avaliem os aspectos do desenvolvimento do substrato na floresta restaurada e a sua influência na germinação e no estabelecimento de espécies florestais nativas podem contribuir com a efetividade das ações de restauração (PARROTA et al., 1997). Diferentes estratégias de restauração podem ser adotadas de acordo com cada situação (SAHANI; BEHERA, 2001) visando aumentar o sucesso do estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas nativas regionais. Contudo, antes de qualquer intervenção para favorecer o

estabelecimento de plântulas nessas áreas em processo de restauração, é primordial que se defina claramente a real necessidade dessas ações, visto que as prerrogativas que apontam limitações de germinação e estabelecimento de espécies nativas nas áreas em processo de restauração ecológica permanecem ainda inconclusivas.

Nesse contexto, o presente estudo verificou se há restrição do tipo de substrato a germinação e ao estabelecimento de espécies arbóreas nativas regionais não pioneiras no interior de áreas restauradas com diferentes idades (10, 22 e 55 anos) e se esta restrição é parcialmente reduzida com a evolução temporal das florestas em processo de restauração. Analisou-se ainda o uso do bagaço de cana-de-açúcar triturado e compostado, em áreas restauradas, como possível substrato artificial, substituindo a serapilheira natural, para atenuar eventuais limitações de ausência de serapilheira nas próprias áreas de restauração e da limitação e dos riscos de impacto de se retirar serapilheira alóctone de fragmentos florestais remanescentes.

4.2 Material e Métodos

Locais de estudo

O estudo foi desenvolvido em três áreas de florestas em processo de restauração com diferentes idades, localizadas no interior do estado de São Paulo, nos municípios de Santa Bárbara d'Oeste (10 anos de implantação da restauração), Itacemópolis (22 anos) e Cosmópolis (55 anos). As três áreas encontram-se praticamente isoladas na paisagem regional onde se inserem, havendo poucos fragmentos florestais remanescentes no entorno imediato das mesmas, e todos muito degradados, onde a matriz é predominantemente composta por monocultura de cana-de-açúcar. Segundo inventário florestal, realizado pelo Instituto Florestal (2010), os municípios de Santa Bárbara d'Oeste, Itacemópolis e Cosmópolis apresentam, respectivamente, 5%, 5,6% e 10,5% de remanescentes florestais. Além de terem sido implantadas em diferentes períodos, tais áreas foram escolhidas em função de serem geograficamente próximas uma das outras (Figura 4.1), estarem inseridas no mesmo tipo de clima e possuírem o mesmo ecossistema florestal, o que aumenta a confiabilidade de comparação dos resultados.

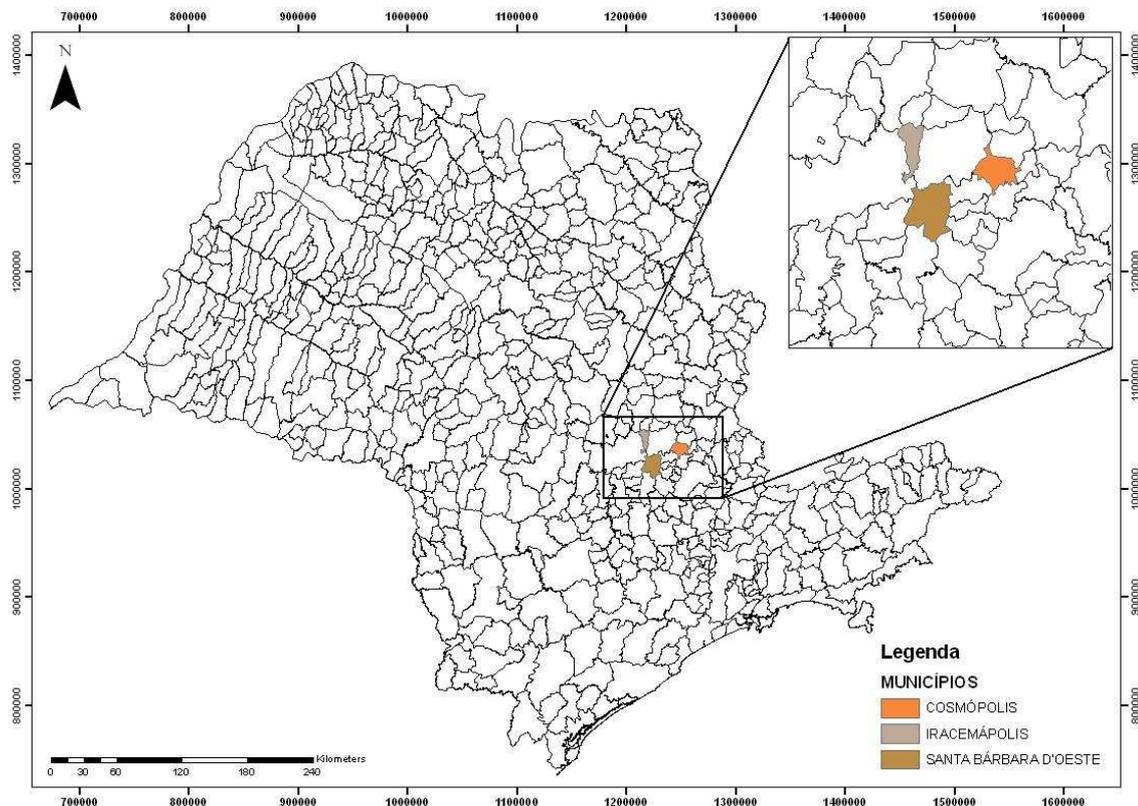


Figura 4.1 - Mapa do Estado de São Paulo com destaque para as áreas de estudo em Santa Bárbara d'Oeste, Iracemápolis e Cosmópolis, com 10, 20 e 55 anos de implantação da restauração, respectivamente

As três áreas se inserem na região de ocorrência natural da Floresta Estacional Semidecidual, uma das formações que compõem o bioma Mata Atlântica, com clima do tipo Cwa - tropical de altitude, com inverno seco e verão chuvoso, segundo a classificação de Köppen, e possuem relevo suave ondulado. Características mais detalhadas de cada uma das áreas de estudo são apresentadas na tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Características das 3 áreas de estudo localizadas nos municípios de Campinas, Santa Bárbara d'Oeste, Iracemápolis e Cosmópolis, Estado de São Paulo

| Área de estudo | Localização | Área | Altitude | Vegetação |
|----------------------------------|--|-------|----------|---|
| Restauração com cerca de 10 anos | Santa Bárbara d'Oeste-SP (22°43'S - 47°20'W) | 10 ha | 540m | Constitui-se numa faixa de vegetação com cerca de 50 m que circunda um reservatório de água. A restauração possui alta diversidade de espécies nativas (~80 espécies), e foi implantado a partir de linhas de plantio (3 x 2 m) utilizando espécies de preenchimento e de diversidade. Atualmente, possui dossel com cerca de 20 m e sub-bosque praticamente desprovido de espécies nativas regenerantes e com trechos ocupados por gramíneas invasoras. |
| Restauração com cerca de 20 anos | Iracemápolis-SP (22°35'S - 47°31'W) | 50 ha | 608m | Constitui-se numa faixa de vegetação com cerca de 50 m que circunda o reservatório de água para o abastecimento público da cidade de Iracemápolis-SP. A restauração possui alta diversidade de espécies (140 espécies - na maioria nativas, mas com algumas exóticas), e foi implantado em módulos contendo 9 indivíduos, sendo 6 de espécies pioneiras, 2 de secundárias iniciais e 1 de secundária tardia ou clímax, em espaçamento de 3 m x 3m. Atualmente, possui dossel com cerca de 20 m de altura e sub-bosque pouco denso, composto principalmente de indivíduos de <i>Piper</i> spp., <i>Cestrum</i> spp. e de algumas espécies plantadas. |
| Restauração com cerca de 55 anos | Cosmópolis-SP (22°39' S - 47°12' W) | 9 ha | 546 m | Constitui-se numa faixa de vegetação com cerca de 70 m localizada na margem esquerda do Rio Jaguari. A restauração possui diversidade moderada de espécies (71 espécies - 50 nativas e 21 exóticas), e foi implantado sem haver preocupação com o espaçamento, alinhamento ou combinação das espécies segundo grupos de plantio. Foram plantadas, em sua maioria, espécies finais da sucessão florestal, o que demandou um longo período de manutenção da área para que se formasse uma fisionomia florestal. Atualmente, possui dossel com cerca de 20 m de altura e sub-bosque denso. |

Coleta de serapilheira

A coleta da serapilheira alóctone, incluindo a camada mais superficial do solo (horizonte O) foi realizada na Mata do Pinheirinho, um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual remanescente com área aproximada de 213 hectares, localizada no município de Mombuca, a 31 km de Piracicaba (Figura 4.2). Situa-se a uma altitude de 546 m e as coordenadas aproximadas da área são 47°39'41" W e 22°55'24"S. Trata-se de um fragmento conservado e denso, com altura de dossel variando entre 15 e 25 m de altura e árvores emergentes com mais de 30 m.



Figura 4.2 - Vista aérea da Mata do Pinheirinho, com destaque, em vermelho, para a região onde o a serrapilheira e o solo florestal superficial foram coletados. Fonte: *Google Earth TM 2009*

A serrapilheira e uma camada de 7 cm de solo florestal superficial foram coletados de 30 parcelas de 1,0 m x 1,0 m distribuídas ao acaso nesse fragmento florestal remanescente. O material foi coletado com o auxílio de uma moldura de madeira de 1,0 m x 1,0 m, totalizando um volume aproximado de 2,1 m³ (Figura 4.3).



Figura 4.3 - Coleta de serrapilheira e solo da Mata do Pinheirinho (A), município de Mombuca, SP. Detalhe da parcela após a coleta do material (B)

O material coletado foi depositado em sacos plásticos de 60 litros e transferido para viveiro, onde foi homogeneizado com a utilização de pás e enxadas (Figura 4.4). O volume de solo foi dividido igualmente em 30 sacos plásticos, cada um com aproximadamente 0,07m³, e transferido, algumas horas depois da coleta, para as áreas em processo de restauração nos municípios de Santa Bárbara d' Oeste, Iracemápolis e Cosmópolis.



Figura 4.4 - Homogeneização do solo florestal superficial e serapilheira coletados no município de Mombuca, SP

Avaliação do Banco de Sementes da Floresta Nativa

Essa avaliação foi necessária para que se pudesse inferir se as plântulas originadas nas parcelas experimentais onde houve a transferência do solo florestal superficial foram originadas a partir da semeadura direta ou do banco de sementes. A avaliação das espécies arbóreas do banco de sementes da Floresta Natural foi realizada distribuindo-se ao acaso 5 parcelas de 0,5 m x 0,5 m (0,25 m²), de onde foram retirados a serapilheira e uma camada de cerca de 10 cm de solo (Figura 4.5). O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos, numerados e etiquetados e transferido, no mesmo dia, para o viveiro experimental do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF-ESALQ/USP), em Piracicaba-SP.



Figura 4.5 - Molde de parcela 0,5x0,5m (A); coleta do solo florestal superficial (B e C) da Mata do Pinheirinho, município de Mombuca, SP

No viveiro, o material coletado foi transferido para um canteiro, subdividido em 10 parcelas, contendo areia esterilizada e coberto por sombrite 70% (Figura 4.6). O material coletado de cada parcela foi revolvido para garantir a homogeneidade do seu conteúdo. Após o revolvimento, o material de cada parcela foi dividido em duas

porções, aproximadamente 0,0125 m³ cada. Cada porção foi disposta aleatoriamente em uma das parcelas (1,0 m x 0,25m), ocupando, portanto, uma área duas vezes maior do que a área de coleta, com o objetivo de estimular a germinação das sementes presentes no banco permanente e temporário. Essa medida foi importante para que se pudesse inferir se as plântulas obtidas nas parcelas experimentais foram resultantes exclusivamente das sementes distribuídas na instalação do experimento, e não das sementes já presentes no banco de sementes.



Figura 4.6 - Canteiro e parcelas preenchidas com solo e serapilheira, sob sombrite

Duas parcelas controle, mantidas apenas com areia esterilizada, foram dispostas aleatoriamente no canteiro. A manutenção do canteiro foi realizada apenas com irrigações diárias.

O acompanhamento da germinação das sementes e desenvolvimento de plântulas foi realizado ao longo de 8 meses, mensalmente nos primeiros 3 meses e, após esse período, a cada 2 meses.

Espécies utilizadas para a semeadura em campo

Foram selecionadas para a realização desse estudo sementes de nove espécies arbóreas de ocorrência regional nas florestas remanescentes da região onde estão alocadas as áreas de estudo. As espécies escolhidas são tolerantes ao sombreamento, regeneram em condições de sub-bosque e apresentam grande importância na constituição do dossel da Floresta Estacional Semidecidual. Dessa forma, são desejáveis na comunidade regenerante de plantios de restauração, uma vez que irão substituir os indivíduos de espécies pioneiras quando estes entrarem

em senescência. Foram escolhidas espécies com sementes dispersas pelo vento, de forma a representar um grupo de espécies com maiores limitações de dispersão. As sementes recém colhidas foram fornecidas pelo viveiro de mudas nativas Bioflora, situado em Piracicaba, São Paulo. Para isso, foram escolhidas as seguintes espécies:

- Paineira: *Ceiba speciosa* (Malvaceae)
- Angico-preto: *Anadenanthera macrocarpa* (Fabaceae-mimosoideae)
- Peroba-rosa: *Aspidosperma polyneuron* (Apocynaceae)
- Ipê-roxo: *Tabebuia impetiginosa* (Bignoniaceae)
- Sapúva: *Machaerium stipitatum* (Fabaceae-faboideae)
- Cabreúva: *Myroxylon peruiferum* (Fabaceae-faboideae)
- Cedro-rosa: *Cedrela fissilis* (Meliaceae)
- Pau d'alho: *Gallesia integrifolia* (Phytolaccaceae)
- Pau jacaré: *Piptadenia gonoacantha* (Fabaceae-mimosoideae)

Instalação do Experimento

Em cada área de estudo, foram alocados 10 blocos experimentais, cada um constituído por 4 parcelas de 1 m x 1 m, totalizando 40 parcelas. Nessas parcelas foram estabelecidos 3 tratamentos (A, B, C) e um controle (D) (Figura 4.7): A) semeadura direta na condição natural da área, sem qualquer alteração das características do micro-sítio de estabelecimento (serapilheira autóctone); B) semeadura direta sobre a serapilheira e o solo trazidos de fragmento florestal remanescente próximo as áreas restauradas, da mesma unidade fitogeográfica (ecossistema de referência) (serapilheira alóctone); C) semeadura direta sobre bagaço de cana-de-açúcar triturado e compostado, obtido após o processamento da cana-de-açúcar em usina sucroalcooleira e D) controle, sem semeadura.

Com os tratamentos A e B, esperou-se verificar se houve uma possível restrição de substrato no estabelecimento de espécies nativas no sub-bosque em áreas restauradas, considerando que o estabelecimento na serapilheira alóctone foi usado como condição típica do ecossistema de referência. Comparando-se os resultados entre as áreas com diferentes idades, verificou-se se essa restrição foi parcialmente reduzida com a evolução temporal da floresta restaurada. Já o

tratamento C estudou-se uma possível alternativa para o equacionamento de uma eventual limitação de serapilheira nas áreas de restauração, ao estabelecimento de regenerantes de espécies nativas no sub-bosque de áreas restauradas. Caso a adição de uma serapilheira artificial, produzida a partir de bagaço de cana, que tem disponibilidade farta no ambiente agrícola, seja eficiente para o equacionamento desse filtro de regeneração, esse material poderia ser futuramente empregado em projetos de restauração ecológica como prática metodológica de reconstrução de serapilheira e incorporação de matéria orgânica ao solo. A parcela D, controle, foi importante para que se pudesse inferir se as plântulas obtidas nas parcelas experimentais foram resultantes exclusivamente das sementes distribuídas na instalação do experimento, e não pelas sementes dispersas naturalmente.

Os 10 blocos foram alocados em pontos distribuídos no interior das áreas de estudo. As parcelas de cada bloco foram alocadas distantes umas das outras em cerca de 0,5 m. Os três tratamentos e a parcela controle foram distribuídos aleatoriamente dentro de cada bloco.



Figura 4.7 - Abertura das covas (A) e deposição de bagaço de cana e solo da Mata do Pinheirinho (B e C). Montagem do bloco finalizada, com detalhe, em vermelho, para cada um dos tratamentos empregados (D)

Os blocos foram dispostos longitudinalmente, um após o outro, a cada 20 metros, como mostra a figura 4.8.

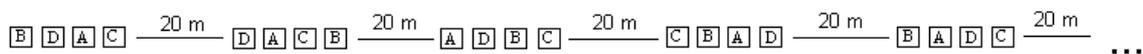


Figura 4.8 - Esquema de distribuição linear das parcelas experimentais em Santa Bárbara d'Oeste e Iracemápolis. Detalhe para a disposição aleatória dos tratamentos (A: semente sobre serapilheira autóctone, B: semente sobre a serapilheira alóctone e C: semente sobre bagaço de cana-de-açúcar triturado e compostado.) e da parcela controle (D), em cada um dos blocos

Em cada uma das parcelas foram semeadas 25 sementes de cada uma das 9 espécies selecionadas para o estudo, utilizando-se sementes recém colhidas. As sementes não receberam nenhum tratamento antes da semeadura.

Juntamente a instalação dos experimentos, as sementes foram submetidas ao teste de germinação em laboratório. O teste de germinação foi realizado sob condições de ambiente controlado e favorável, visando à expressão do máximo potencial fisiológico dos lotes de sementes. Os testes foram instalados com quatro repetições de 25 sementes por espécie, em rolos de papel umedecidos acondicionados em sacos plásticos (Figura 4.9). Os rolos permaneceram a 25°C (BRANCALION et al., 2010), na presença de luz, por 20 dias, quando então se avaliou a porcentagem de plântulas normais, anormais e sementes mortas (BRASIL, 2009).



Figura 4.9 - Montagem dos testes de germinação em laboratório, utilizando o procedimento de "rolo de papel"

A semeadura das espécies no campo ocorreu na estação chuvosa, no mês de dezembro de 2009, respeitando-se o período de dispersão natural das sementes das mesmas, após uma semana de transferência do solo e do bagaço de cana para as parcelas experimentais. Cada parcela foi subdividida em 9 partes iguais (0,11m²)

com o auxílio de uma moldura de madeira, dentro das quais foram semeadas as sementes de cada espécie. As parcelas contendo solo transplantado da Mata nativa do Pinheirinho (serapilheira alóctone) e bagaço de cana tiveram o seu material revolvido antes de serem semeadas (Figura 4.10).



Figura 4.10 - Preparação de uma parcela contendo bagaço de cana triturado (A) e posterior semeadura (B). Destaque para a moldura utilizada para a subdivisão da parcela, com espaços específicos para a semeadura de cada espécie (B)

Avaliação do estabelecimento

A coleta dos dados de emergência e mortalidade de plântulas foi feita por um período de seis meses, por meio de 8 avaliações. As quatro primeiras avaliações foram realizadas quinzenalmente (15, 30, 45 e 60 dias após a instalação do experimento). Após esse período inicial, as avaliações foram feitas mensalmente até o sexto mês de instalação. Cada plântula emergida foi individualmente identificada e localizada no interior das parcelas com varetas de bambu, sendo possível monitorar a mortalidade de plântulas ao longo das avaliações por meio da presença ou ausência de plântulas junto às respectivas varetas (Figura 4.11).

Ao final dos seis meses de avaliação, foi obtida a população final de plântulas para cada espécie. As plântulas presentes nas parcelas foram removidas e secas em estufa de circulação de ar, a 80°C, durante 48h, com posterior pesagem em balança analítica para determinação da massa seca média da raiz, da parte aérea e total, por plântula.

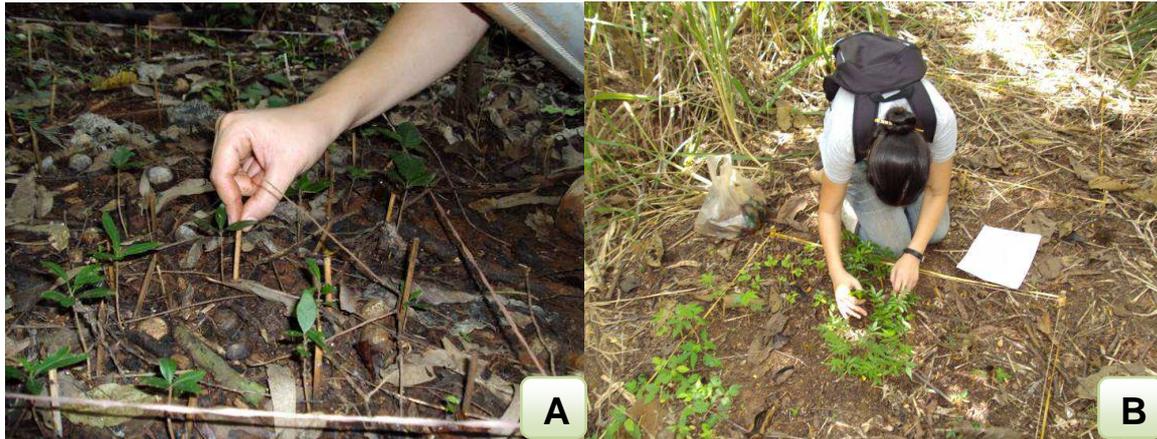


Figura 4.11 - Marcação de plântula emergente com vareta de bambu (A) e contagem do número de plântulas em parcela experimental (B)

Delineamento Experimental e Análise dos Dados

Foi utilizado um modelo de delineamento em blocos ao acaso no arranjo bifatorial (3x3), com parcelas subdivididas no tempo para analisar a comunidade. Para a análise de populações, a distribuição do experimento avaliado seguiu o modelo de delineamento em blocos ao acaso no arranjo trifatorial (3x3x9), com parcelas subdivididas no tempo. Para avaliar o estabelecimento entre os tratamentos para cada área, primeiramente foi aplicada uma análise de variância (*ANOVA*) aos dados de emergência, mortalidade, população final e massa seca de plântulas, e, para as interações significativas, foram realizados testes de comparações múltiplas de médias (Tukey a $P < 0,05$). Todas as análises foram feitas utilizando o software SAS 9.1 (SAS Institute, 2002).

4.3 Resultados

A emergência de plântulas não foi significativamente diferente entre as áreas de estudo na análise da comunidade, porém, essa interação mostrou-se expressiva em relação aos diferentes tratamentos empregados (serapilheira autóctone, serapilheira alóctone e bagaço de cana) (ANEXO O). A sobrevivência de plântulas e a massa seca da raiz por plântula diferiram entre as áreas de estudo e entre os diferentes tratamentos empregados (ANEXO O). Entretanto, os dados de massa seca total e da parte aérea por plântula foram diferentes apenas em relação às áreas avaliadas (ANEXO O). A emergência e a sobrevivência de plântulas foram estatisticamente maiores no tratamento onde as sementes foram aplicadas sobre

serapilheira autóctone (ANEXO P). Diferentemente, a massa seca da raiz (média por plântula) foi maior no tratamento onde a semeadura foi realizada sobre bagaço de cana compostado e triturado (Tabela 4.2) (ANEXO Q). As parcelas controle e o banco de sementes da floresta natural não apresentaram indivíduos regenerantes das mesmas espécies que as utilizadas no experimento. A maioria das espécies apresentou maiores taxas de germinação de sementes em campo do que em laboratório (ANEXO H).

Tabela 4.2 - Valores médios da emergência de plântulas (E%), sobrevivência (S%) e massa seca da raiz (MSR) por plântula, em relação ao preparo do solo empregado

| Preparo do solo | E (%) | S (%) | MSR |
|------------------------|-------------|------------|-------------|
| Serapilheira autóctone | 37,3±10,6 A | 18,8±8,5 A | 0,04±0,03 B |
| Serapilheira alóctone | 21,7±9,7 B | 8,8±6,6 B | 0,04±0,03 B |
| Bagaço de cana | 25,0±8,9 B | 7,6±4,4 B | 0,05±0,04 A |

Nas colunas, médias seguidas por mesma letra maiúscula e, nas linhas, médias seguidas por mesma letra minúscula não diferem significativamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% probabilidade de erro. Dados apresentados como: média±desvio padrão.

Além disso, a sobrevivência de plântulas foi estatisticamente maior nas áreas restauradas com 10 e 22 anos. A restauração mais jovem, com 10 anos, apresentou maiores valores para os três parâmetros de massa seca avaliados (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 - Valores médios da sobrevivência de plântulas (S%), massa seca da parte aérea (MSPA), massa seca da raiz (MSR) e massa seca total (MST) por plântula, em relação à idade da área de estudo

| Idade da área (anos) | S (%) | MSPA | MSR | MST |
|----------------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| 10 | 14,9±9,5 A | 0,15±0,04 A | 0,08±0,04 A | 0,23±0,08 A |
| 22 | 13,6±7,3 A | 0,10±0,03 B | 0,04±0,02 B | 0,14±0,05 B |
| 55 | 6,7±5,5 B | 0,07±0,02 B | 0,02±0,00 B | 0,09±0,03 B |

Nas colunas, médias seguidas por mesma letra maiúscula e, nas linhas, médias seguidas por mesma letra minúscula não diferem significativamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% probabilidade de erro. Dados apresentados como: média±desvio padrão.

As espécies *Myroxylon peruiferum*, *Cedrela fissilis*, *Ceiba speciosa*, *Gallesia integrifolia* e *Machaerium stipitatum* tiveram uma maior porcentagem de germinação no tratamento onde a semeadura foi realizada sobre serapilheira autóctone. As demais espécies não diferiram entre os tratamentos (Tabela 4.4).

Tabela 4.4 - Valores médios da emergência de plântulas em relação ao preparo do solo empregado e à espécie estudada

| Espécie | Condições de substrato | | |
|---------------------------------|------------------------|-----------------------|----------------|
| | Serapilheira autóctone | Serapilheira alóctone | Bagaço de cana |
| <i>Anadenanthera macrocarpa</i> | 28,2±2,46 a | 18,5±2,49 a | 22,4±2,95 a |
| <i>Myroxylon peruiferum</i> | 61,2±1,43 a | 44,2±1,75 b | 42,1±1,34 b |
| <i>Cedrela fissilis</i> | 56,9±2,43 a | 28,9±2,49 b | 53,7±2,46 a |
| <i>Tabebuia impetiginosa</i> | 40,6±2,73 a | 29,8±2,25 a | 32,4±2,05 a |
| <i>Ceiba speciosa</i> | 51,0±1,90 a | 34,5±2,04 b | 33,7±2,35 b |
| <i>Gallesia integrifolia</i> | 31,6±1,47 a | 8,8±7,50 b | 6,9±5,90 b |
| <i>Piptadenia gonoacantha</i> | 14,5±2,08 a | 11,7±1,45 a | 9,0±1,50 a |
| <i>Aspidosperma polyneuron</i> | 22,1±1,50 a | 8,8±9,70 a | 20,4±1,32 a |
| <i>Machaerium stipitatum</i> | 29,3±1,69 a | 10,6±1,05 b | 5,0±6,10 b |

Nas linhas, médias seguidas por mesma letra minúscula não diferem significativamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro. Dados apresentados como: média±desvio padrão.

A análise dos dados de sobrevivência das populações estudadas revelou uma interação significativa entre a idade da área, o preparo do solo e a espécie estudada. Na restauração mais recente, com 10 anos de idade, a maioria das espécies apresentou diferenças significativas de sobrevivência entre os tratamentos. A espécie *Cedrela fissilis* teve uma maior sobrevivência no tratamento onde a semeadura direta foi realizada sobre serapilheira autóctone. Entretanto, as espécies *Tabebuia impetiginosa* e *Gallesia integrifolia* apresentaram diferenças apenas entre a serapilheira autóctone e bagaço de cana, também tendo uma maior sobrevivência na serapilheira autóctone.

A sobrevivência da espécie *Machaerium stipitatum* não foi diferente entre os tratamentos onde a semeadura direta foi realizada sobre serapilheira autóctone e serapilheira alóctone, que foram significativamente maiores do que a semeadura sobre bagaço de cana. A espécie *Piptadenia gonoacantha* apresentou diferenças entre o tratamento serapilheira alóctone e bagaço de cana, tendo uma menor sobrevivência neste último. Já a espécie *Aspidosperma polyneuron* apresentou diferenças na sobrevivência de plântulas entre os tratamentos serapilheira autóctone e serapilheira alóctone, sendo maior na serapilheira autóctone.

Na área com 22 anos, as espécies *Anadenanthera macrocarpa*, *Cedrela fissilis*, *Gallesia integrifolia*, *Aspidosperma polyneuron* e *Machaerium stipitatum*

tiveram uma maior sobrevivência de plântulas no tratamento onde a semeadura foi feita sobre serapilheira autóctone. Na restauração de 55 anos, a sobrevivência da maioria das espécies não diferiu estatisticamente entre os tratamentos. Porém, as quatro espécies que apresentaram diferenças, foram significativamente maiores no tratamento semeadura sobre serapilheira autóctone (Tabela 4.5).

Tabela 4.5 - Valores médios da porcentagem de sobrevivência de plântulas (S %) em relação à área de estudo, ao preparo do solo empregado e à espécie estudada

| Área de 10 anos | | | |
|---------------------------------|------------------------|-----------------------|----------------|
| Espécie | Condições de substrato | | |
| | Serapilheira autóctone | Serapilheira alóctone | Bagaço de cana |
| <i>Anadenanthera macrocarpa</i> | 25,5±3,87 a | 28,8±4,27 a | 35,2±3,80 a |
| <i>Myroxylon peruiferum</i> | 92,0±1,21 a | 84,1±2,22 a | 75,4±3,17 a |
| <i>Cedrela fissilis</i> | 55,9±3,48 a | 23,5±3,53 b | 23,4±2,30 b |
| <i>Tabebuia impetiginosa</i> | 61,7±4,32 a | 36,0±3,71 ab | 26,1±4,00 b |
| <i>Ceiba speciosa</i> | 55,1±3,18 a | 28,6±2,11 a | 30,8±2,84 a |
| <i>Gallesia integrifolia</i> | 74,5±2,97 a | 43,3±4,09 ab | 25,0±4,24 b |
| <i>Piptadenia gonoacantha</i> | 20,0±3,49 ab | 43,6±4,52 a | 10,7±2,26 b |
| <i>Aspidosperma polyneuron</i> | 30,9±3,49 a | 14,8±2,61 b | 23,7±2,57 ab |
| <i>Machaerium stipitatum</i> | 33,2±2,97 a | 45,0±4,44 a | 11,6±2,49 b |
| Área de 22 anos | | | |
| Espécie | Condições de substrato | | |
| | Serapilheira autóctone | Serapilheira alóctone | Bagaço de cana |
| <i>Anadenanthera macrocarpa</i> | 16,9±3,50 a | 0,0±0,00 b | 3,3±1,05 b |
| <i>Myroxylon peruiferum</i> | 86,1±1,69 a | 88,6±1,63 a | 78,1±2,00 a |
| <i>Cedrela fissilis</i> | 45,9±3,19 a | 14,4±2,46 b | 19,3±2,20 b |
| <i>Tabebuia impetiginosa</i> | 60,4±2,27 a | 43,4±1,93 a | 46,7±1,95 a |
| <i>Ceiba speciosa</i> | 15,8±1,23 a | 17,2±2,17 a | 9,7±1,74 a |
| <i>Gallesia integrifolia</i> | 72,4±1,85 a | 52,1±4,32 ab | 17,5±3,34 b |
| <i>Piptadenia gonoacantha</i> | 20,0±3,49 a | 35,0±4,74 a | 10,0±3,16 a |
| <i>Aspidosperma polyneuron</i> | 43,1±3,93 a | 19,1±3,09 b | 28,2±3,45 ab |
| <i>Machaerium stipitatum</i> | 41,5±2,75 a | 42,2±3,57 a | 0,0±0,00 b |
| Área de 55 anos | | | |
| Espécie | Condições de substrato | | |
| | Serapilheira autóctone | Serapilheira alóctone | Bagaço de cana |
| <i>Anadenanthera macrocarpa</i> | 8,1±9,60 a | 0,4±1,40 a | 2,6±5,50 a |
| <i>Myroxylon peruiferum</i> | 77,3±2,40 a | 59,5±3,90 a | 52,5±3,37 a |
| <i>Cedrela fissilis</i> | 10,7±1,16 a | 1,0±3,10 a | 3,1±6,90 a |
| <i>Tabebuia impetiginosa</i> | 13,6±2,14 a | 8,6±1,64 a | 5,4±9,50 a |
| <i>Ceiba speciosa</i> | 4,5±9,50 a | 1,4±4,50 a | 0,0±0,00 a |
| <i>Gallesia integrifolia</i> | 15,8±2,30 a | 5,0±1,58 b | 7,5±1,68 b |
| <i>Piptadenia gonoacantha</i> | 22,2±3,08 a | 9,4±1,64 b | 6,0±1,07 b |
| <i>Aspidosperma polyneuron</i> | 69,0±2,98 a | 8,7±1,86 b | 18,3±2,35 b |
| <i>Machaerium stipitatum</i> | 41,9±2,97 a | 5,8±1,24 b | 4,1±9,00 b |

Nas linhas, médias seguidas por mesma letra minúscula não diferem significativamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro. Dados apresentados como: média±desvio padrão.

A maior parte das espécies não apresentou diferenças em relação à massa seca total, entre os três tratamentos empregados. Apenas as espécies *Gallesia integrifolia*, *Piptadenia gonoacantha* e *Machaerium stipitatum* foram diferentes,

apresentando uma menor massa seca total (média por plântula) no tratamento semeadura sobre bagaço de cana (Tabela 4.6).

Tabela 4.6 - Valores médios da MST média por plântula, em relação ao preparo do solo empregado e à espécie estudada

| Espécie | Preparo do solo | | |
|---------------------------------|------------------------|-----------------------|----------------|
| | Serapilheira autóctone | Serapilheira alóctone | Bagaço de cana |
| <i>Anadenanthera macrocarpa</i> | 0,042±0,065 a | 0,027±0,079 a | 0,043±0,103 a |
| <i>Myroxylon peruiferum</i> | 0,212±0,102 a | 0,200±0,143 a | 0,208±0,113 a |
| <i>Cedrela fissilis</i> | 0,098±0,121 a | 0,038±0,077 a | 0,075±0,119 a |
| <i>Tabebuia impetiginosa</i> | 0,115±0,118 a | 0,126±0,155 a | 0,109±0,148 a |
| <i>Ceiba speciosa</i> | 0,093±0,102 a | 0,081±0,107 a | 0,097±0,131 a |
| <i>Gallesia integrifolia</i> | 0,056±0,049 a | 0,032±0,042 ab | 0,020±0,035 b |
| <i>Piptadenia gonoacantha</i> | 0,027±0,047 ab | 0,049±0,073 a | 0,014±0,041 b |
| <i>Aspidosperma polyneuron</i> | 0,031±0,024 a | 0,020±0,033 a | 0,033±0,040 a |
| <i>Machaerium stipitatum</i> | 0,052±0,043 a | 0,052±0,057 a | 0,006±0,019 b |

Nas linhas, médias seguidas por mesma letra minúscula não diferem significativamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro. Dados apresentados como: média±desvio padrão.

Quando avaliada a massa seca da raiz das espécies estudadas, apenas duas espécies diferiram significativamente. *Cedrela fissilis* apresentou o menor valor no tratamento com semeadura sobre serapilheira alóctone, enquanto que *Machaerium stipitatum* teve o menor valor no tratamento com semeadura sobre bagaço de cana compostado e triturado (Tabela 4.7).

Tabela 4.7 - Valores médios da MSR em relação ao preparo do solo empregado e à espécie estudada

| Espécie | Preparo do solo | | |
|---------------------------------|------------------------|-----------------------|----------------|
| | Serapilheira autóctone | Serapilheira alóctone | Bagaço de cana |
| <i>Anadenanthera macrocarpa</i> | 0,019±0,035 a | 0,014±0,045 a | 0,021±0,060 a |
| <i>Myroxylon peruiferum</i> | 0,049±0,028 a | 0,044±0,032 a | 0,058±0,039 a |
| <i>Cedrela fissilis</i> | 0,034±0,047 a | 0,012±0,027 b | 0,027±0,047 ab |
| <i>Tabebuia impetiginosa</i> | 0,056±0,067 a | 0,065±0,093 a | 0,055±0,088 a |
| <i>Ceiba speciosa</i> | 0,040±0,059 a | 0,030±0,041 a | 0,040±0,061 a |
| <i>Gallesia integrifolia</i> | 0,016±0,013 a | 0,009±0,012 a | 0,006±0,013 a |
| <i>Piptadenia gonoacantha</i> | 0,005±0,010 a | 0,011±0,018 a | 0,004±0,012 a |
| <i>Aspidosperma polyneuron</i> | 0,011±0,008 a | 0,008±0,014 a | 0,011±0,014 a |
| <i>Machaerium stipitatum</i> | 0,020±0,020 a | 0,019±0,022 a | 0,002±0,007 b |

Nas colunas, médias seguidas por mesma letra maiúscula e, nas linhas, médias seguidas por mesma letra minúscula não diferem significativamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro. Dados apresentados como: média±desvio padrão.

Os maiores valores de massa seca da parte aérea para as espécies *Cedrela fissilis*, *Gallesia integrifolia*, *Machaerium stipitatum* e *Piptadenia gonoacantha* foram

encontrados no tratamento serapilheira autóctone. As demais espécies não apresentaram diferenças estatísticas (Tabela 4.8).

Tabela 4.8 - Valores médios da massa seca da parte aérea (MSPA), em relação ao preparo do solo empregado e à espécie estudada

| Espécie | Preparo do solo | | |
|---------------------------------|------------------------|-----------------------|----------------|
| | Serapilheira autóctone | Serapilheira alóctone | Bagaço de cana |
| <i>Anadenanthera macrocarpa</i> | 0,023±0,031 a | 0,013± 0,035 a | 0,022±0,044 a |
| <i>Myroxylon peruiferum</i> | 0,163±0,075 a | 0,155± 0,111 a | 0,149±0,076 a |
| <i>Cedrela fissilis</i> | 0,064±0,078 a | 0,025± 0,051 b | 0,047±0,073 ab |
| <i>Tabebuia impetiginosa</i> | 0,059±0,052 a | 0,061± 0,065 a | 0,053±0,062 a |
| <i>Ceiba speciosa</i> | 0,052±0,048 a | 0,051± 0,066 a | 0,056±0,073 a |
| <i>Gallesia integrifolia</i> | 0,040±0,036 a | 0,023± 0,031 ab | 0,013±0,024 b |
| <i>Piptadenia gonoacantha</i> | 0,021±0,036 ab | 0,038± 0,057 a | 0,010±0,028 b |
| <i>Aspidosperma polyneuron</i> | 0,020±0,016 a | 0,011± 0,020 a | 0,022±0,026 a |
| <i>Machaerium stipitatum</i> | 0,032±0,023 a | 0,033± 0,035 a | 0,004±0,011 b |

Nas colunas, médias seguidas por mesma letra maiúscula e, nas linhas, médias seguidas por mesma letra minúscula não diferem significativamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro. Dados apresentados como: média±desvio padrão.

4.4 Discussão

A acentuada diferença na germinação de sementes entre os diferentes substratos utilizados (serapilheira autóctone, serapilheira alóctone e bagaço de cana triturado e compostado) contrastam com os resultados apresentados anteriormente (Capítulo 2). Esse resultado também contraria a avaliação realizada por Mori et al. (2004), onde a emergência de sementes foi pouco influenciada pelos diferentes tipos de substrato. Porém, outros estudos apontam para a importância do substrato na germinação de sementes, em diferentes formações florestais (LEPAGE et al., 1999; BARBERÁ et al., 2006). A sobrevivência de plântulas, nas três áreas de estudo, também se encontra relacionada com o tipo de substrato testado, como observado por Mori et al. (2004) e Bellingham; Richardson (2006).

Apesar de terem sido encontradas certas relações entre o tipo de substrato e germinação de sementes e sobrevivência de plântulas, as hipóteses: a) o substrato natural de áreas restauradas limita o estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas; b) com a evolução da área restaurada, as características do substrato sofrem alterações e vão se tornando cada vez mais favoráveis ao estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas; e c) o bagaço de cana-de-açúcar triturado e

compostado pode ser utilizado como substrato artificial substituindo a serapilheira natural em áreas restauradas em função do impacto da retirada de áreas florestadas remanescentes e da ausência ou pouca quantidade de serapilheira nas áreas em processo de restauração; não foram corroboradas.

Os baixos valores de emergência e sobrevivência de plântulas sobre o bagaço de cana triturado e compostado descartam a possibilidade de utilização desse material como estimulante ao estabelecimento de plântulas no interior de áreas em processo de restauração ecológica. O bagaço foi testado por se tratar de um material rico em matéria orgânica (celulose, hemicelulose e lignina), sendo considerada uma interessante fonte de carbono para microorganismos, os quais apresentam um papel fundamental na melhora da estrutura e estabilidade do solo (SAHANI; BEHERA, 2000). Embora os resultados para esse tratamento não tenham sido promissores, o desenvolvimento de raízes foi favorecido nessa situação, provavelmente devido à menor resistência oferecida ao desenvolvimento das mesmas, o que pode reforçar o uso desse material em viveiro de produção de mudas de espécies nativas.

De uma maneira geral, o substrato proveniente de uma floresta natural em bom estado de conservação apresenta características mais adequadas para a germinação e desenvolvimento de espécies vegetais do que solos de áreas em processo de restauração, que passaram por um processo de degradação e sofreram uma série de perdas em suas propriedades físicas, químicas e biológicas (HAJABBASI et al., 1997; SAHANI; BEHERA, 2001; DINESH et al., 2003). Entretanto, os resultados obtidos com a transferência de serapilheira alóctone (floresta natural) para as áreas de estudo diferiram do esperado, uma vez que a germinação de sementes e o estabelecimento de plântulas sobre esse substrato foi menor do que os resultados encontrados para o substrato natural das áreas em processo de restauração.

Os microrganismos são de suma importância para o funcionamento do solo (decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e formação estrutural do solo) e interação com plantas (relações positivas e negativas), sendo grandes responsáveis pelo reestabelecimento da função e biodiversidade dos ecossistemas em restauração (HARRIS, 2009). Porém, apesar dos efeitos positivos que exercem sobre o ecossistema, as interações entre diferentes populações de microrganismos e plantas podem variar até relações de fitopatogenicidade, reduzindo a germinação

de sementes e a sobrevivência de plântulas (AUGSPURGER, 1983; PACKER; CLAY, 2000; BELL et al., 2006; HEIJDEN et al., 2008; HARRIS, 2009; MANGAN et al., 2010). Assim, a menor germinação de sementes e sobrevivência de plântulas sobre a serapilheira alóctone deve estar relacionada à maior incidência de microorganismos no solo de florestas naturais conservadas, em relação a florestas restauradas (AYANABA et al., 1976; PHASAD et al., 1994; BASU; BEHERA, 1993; HARRIS, 2009; DINESH et al., 2003).

A maior germinação de sementes e sobrevivência de plântulas constatadas no tratamento onde as sementes foram aplicadas sobre serapilheira autóctone demonstraram que o estabelecimento de plântulas é favorecido nas condições locais de substrato de florestas restauradas. Esse resultado contrasta com o esperado, uma vez que a comparação das áreas de estudo com florestas naturais revelou que, apesar de as propriedades do solo melhorarem com a idade da restauração (GONÇALVES et al., 2003; GAIROLA; SONY, 2010), muitas das propriedades avaliadas ainda estão abaixo dos níveis encontrados em florestas naturais, como demonstrado no capítulo 1.

Assim, apesar de a recuperação total dos atributos do solo demandar muito tempo, a restauração de áreas degradadas age de forma efetiva, garantindo a recuperação das propriedades do substrato necessárias à adequada germinação e estabelecimento de plântulas. Portanto, se houver disponibilidade de sementes de espécies adequadas para o desencadeamento da dinâmica florestal, os resultados sugerem que essa dinâmica deve ocorrer. Desta forma, a limitação de dispersão deve ter influência maior nessas condições para o avanço da restauração.

4.5 Conclusão

O estabelecimento de plântulas é favorecido nas condições locais de substrato de florestas em processo de restauração florestal, sem limitação evidente para que a sucessão secundária avance e que essas florestas sejam sustentáveis no tempo.

Referências

- AYANABA, A.; TUCKWELL, S.B.; JENKINSON, D.S. The effects of clearing and cropping on the organic reserves and biomass of the soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Witzzenhausen, v. 8, n. 6, p. 519-525, 1976.
- AN, S.; ZHENG, F.; ZHANG, F.; PELT, S.V.; HAMER, U.; MAKESCHIN, F. Soil quality degradation processes along a deforestation chonosequence in the Ziwuling area, China. **Catena**, Amsterdam, v. 75, n. 3, p. 248-256, 2008.
- AUGSPURGER, C.K. Seed dispersal of the tropical tree, *Platypodium elegans*, and the escape of its seedlings from fungal pathogens. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 71, n. 3, p. 759-771, 1983.
- BASU, S.; BEHERA, N. The effects of tropical soil conversion on soil microbial biomass. **Biology and Fertility of Soil**, Firenze, v. 16, n. 4, p. 302-304, 1993.
- BARBERÁ, G.G.; NAVARRO-CANO, J.A.; CASTILLO, V.M. Seedling recruitment in a semi-arid steppe: The hole of microsite and post-dispersal seed predation. **Journal of Arid Environments**, Trelew, v. 67, n. 4, p. 701-714, 2006.
- BELL, T; FRECKLETON, R.P.; LEWIS, O.T. Plant pathogens drive density-dependent seedling mortality in a tropical tree. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, n. 5, p. 569-574, 2006.
- BELLINGHAM, P.J.; RICHARDSON, S.J. Tree seedling growth and survival over 6 years across different microsites in a temperate rain forest. **Canadian Journal of Forest Research**, Montreal, v. 36, n. 4, p. 910-918, 2006.
- BRANCALION, P.H.S.; NOVENBRE, A.D.L.C.; RODRIGUES, R.R. Temperatura ótima de germinação de sementes de espécies arbóreas brasileiras. **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina, v. 32, n. 4, p. 15-21, 2010.
- DEAN, W. **With broadax and firebrand**: the destruction of the Brazilian Atlantic forest. Berkeley: University of California Press, 1995. 504 p.
- DENSLOW, J.S. The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of Inga seedlings. **Biotropica**, Lawrence, v. 23, n. 3, p.225-234, 1991.
- DINESH, R.; CHAUDHURI, S.G.; GANESHAMURTHY, A.N.; DEY, C. Changes in soil microbial indices and their relationships following deforestation and cultivation in wet tropical forests. **Applied Soil Ecology**, Stillwater, v. 24, n. 1, p. 17-26, 2003.
- DOMINY, C.S.; HAYNES, R.J.; ANTWERPEN, R.V. Loss of soil organic matter and related soil properties under long-term sugarcane production on two contrasting soils. **Biology and Fertility of Soils**, Firenze, v. 36, n. 5, p. 350-356, 2002.

ELMARSDOTTIR, A.; ARADOTTIR, A.L.; TRLICA, M.J. Microsite availability and establishment of native species on degraded and reclaimed sites. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 40, n. 5, p. 815-823, 2003.

FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The state of the world's forests**. Electronic Publishing and Support Branch. Communication Division. Rome, 2007. 144p.

FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 34, n. 1, p. 17-34, 1985.

GAIROLA, S.U.; SONI, P. Role of soil physical properties in ecological succession of restored mine land – A case study. **International Journal of Environmental Sciences**, Erode, v. 1, n. 4, p. 475-480, 2010.

GONÇALVES, J.L.M.; NOGUEIRA Jr. L.R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. **Restauração ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. chap. 6 p 111-163.

HAJABBASI, M.A.; JALALIAN, A.; KARIMZADEH, H.R. Deforestation effects on soil physical and chemical properties, Lordegan, Iran. **Plant and Soil**, Crawley, v. 190, n. 2, p. 301-308, 1997.

HARRIS, J. Soil microbial communities and restoration ecology: facilitators or followers? **Science**, Washington, v. 325, n. 5940, p. 573-574, 2009.

HEIJDEN, M.G.A.; BARDGETT, R.D.; STRAALLEN, N.M. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, n. 3, p. 296-310, 2008.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Zürich, v. 79, n. 1, p. 9-16, 2000.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. **Plant and Soil**, Crawley, v. 338, n. 1/2, p. 467-481, 2011.

LEPAGE, P.T.; CANHAM, C.D.; COATES, K.D.; BARTEMUCCI, P. Seed abundance versus substrate limitation of seedling recruitment in northern temperate forest of British Columbia. **Canadian Journal of Forest Research**, Montreal, v. 30, n. 3, p. 415-427, 2000.

MANGAN, S.A.; SCHNITZER, S.A.; HERRE, E.A.; MACK, K.M.L.; VALENCIA, M.C.; SANCHEZ, E.I.; BEYER, J.D. Negative plant–soil feedback predicts tree-species relative abundance in a tropical forest. **Nature**, London, v. 466, n. 7307, p. 752-755, 2010.

MORI, A.; MIZUMACHI, E.; OSONO, T.; DOI, Y. Substrate-associated seedling recruitment and establishment of major conifer species in an old-growth subalpine forest in central Japan. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 196, n. 2/3, p. 287-297, 2004.

NORGHAUER, J.M.; NEWBERY, D.M. Recruitment limitation after mast-seeding in two African rain forest trees. **Ecology**, Tempe, v. 91, n. 8, p. 2303-2312, 2010.

PACKER, A.; CLAY, K. Soil pathogens and spatial patterns of seedling mortality in a temperate tree. **Nature**, London, v. 404, n. 6775, p. 278-281, 2000.

PHASAD, P.; BASU, S.; BEHERA, N. A comparative account of the microbiological characteristics of soils under natural forest, grassland and crop field from Eastern India. **Plant and Soil**, Crawley, v. 175, n. 1, p. 85-91, 1994.

PARROTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1/2, p. 1-7, 1997.

RASIAH, V.; FLORENTINE, S.K.; WILLIAMS, B.L.; WESTBROOKE, M.E. The impact of deforestation and pasture abandonment on soil properties in the wet tropics of Australia. **Geoderma**, Tucson, v. 120, n. 1/2, p. 35-45, 2004.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.; HIROTA, M.M. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de Florestas Ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, 2000. chap. 15.1, p. 241-243.

SAS INSTITUTE. **The SAS system realease 8.2**. Cary, 2002.

SAHANI, U.; BEHERA, N. Impact of deforestation on soil physicochemical characteristics, microbial biomass and microbial activity of tropical soil. **Land Degradation and Development**, Swansea, v. 12, n. 2, p. 93-105, 2001.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, London, v. 404, n. 6773, p. 72-74, 2000.

SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, n. 1/3, p. 185-200, 2004.

TEIXEIRA, F.A.; PIRES, A.V.; NASCIMENTO, P.V.N. Bagaço de cana-de-açúcar na alimentação de bovinos. **Revista Electrónica de Veterinaria**, Málaga, v. 8, n. 6, p. 1-9, 2007.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Tanto a limitação de microsítio, quanto a limitação de dispersão, são fatores que potencialmente podem limitar a ocorrência de uma elevada diversidade e densidade de plântulas em áreas em processo de restauração. A origem dessa limitação, em áreas restauradas inseridas em paisagens fragmentadas, mostrou-se relacionada com a idade da restauração, e conseqüentemente, com a contribuição de sementes pelas próprias espécies plantadas.

Dessa forma, em áreas restauradas mais novas, uma limitação de sementes mostrou-se mais expressiva, enquanto que em áreas mais antigas, uma limitação de microsítio foi mais evidente. As características de micro-sítio de regeneração em áreas restauradas a mais tempo se mostraram mais semelhantes às presentes nos ecossistemas de referência e também mais restritivas ao estabelecimento de plântulas. Os atributos do microsítio mais relacionados com a limitação ao estabelecimento de plântulas foram a cobertura do dossel, a quantidade de matéria orgânica e possivelmente, uma maior incidência de patógenos nessas condições.

Por outro lado, o substrato de florestas em processo de restauração florestal possui condições adequadas ao estabelecimento de plântulas, sem limitação evidente para que a sucessão secundária avance e que essas florestas sejam sustentáveis no tempo.

6 APLICAÇÕES PRÁTICAS

- Ressalta-se a importância da implantação de restaurações de alta diversidade tanto específica quanto genética, em áreas que apresentam uma elevada limitação de dispersão. Nessas áreas, as sementes produzidas pelas próprias espécies plantadas serão as principais responsáveis pela dispersão de sementes na área, e a sua qualidade refletirá diretamente nas condições de abundância e riqueza de regenerantes, que por sua vez, determinarão toda a trajetória da restauração.

- É essencial a constatação da origem da limitação à regeneração natural em áreas em processo de restauração. Em áreas onde for constatada uma elevada limitação de sementes, destaca-se a importância de se considerar a adoção de

ações de manejo adaptativo, como enriquecimento, de forma a contribuir com a recondução da trajetória da restauração.

- Durante o planejamento da restauração, é fundamental a escolha adequada de espécies, garantindo a representação dos diferentes grupos funcionais necessários para o desenvolvimento e estabilidade do ecossistema restaurado. Caso esses diferentes grupos não sejam representados durante a implantação da restauração, é fundamental que os grupos ausentes possuam potencial para colonizar o ambiente, durante o processo de restauração.

ANEXOS

ANEXO A - Resumo da análise de variância para porcentagem de cobertura do dossel (%CD) e massa seca de serapilheira (MSS)

| Causas da Variação | GL | Quadrados Médios | |
|------------------------|----|------------------------|---------------------|
| | | %CD | MSS ⁽¹⁾ |
| Bloco | 9 | 98,27 ^{ns} | 0,264 ^{ns} |
| Idade | 2 | 4.579,79 ^{**} | 0,458 ^{ns} |
| Resíduo | 18 | 100,21 | 0,348 |
| Média | – | 76,14 | 386,73 |
| CV _{exp.} (%) | – | 13,14 | 31,32 |

^{ns} valor não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

* e ** valor significativo ao nível de 5% e 1% de probabilidade de erro, respectivamente pelo teste F.

GL = graus de liberdade, CV_{exp.} = coeficiente de variação experimental.

ANEXO B - Resumo da análise de variância para macroporosidade, microporosidade, porosidade total e densidade do solo

| Causas da Variação | GL | Quadrados Médios | | | |
|------------------------|----|----------------------|----------------------|-----------------------------|--------------------------|
| | | Macro | Micro | Poros. Total ⁽¹⁾ | Densidade ⁽¹⁾ |
| Bloco | 9 | 0,0003 ^{ns} | 0,0004 ^{ns} | 0,0005 ^{ns} | 0,0036 ^{ns} |
| Idade (I) | 2 | 0,0018 ^{ns} | 0,0459 ^{**} | 0,0609 ^{**} | 0,4408 ^{**} |
| Subparcela | 18 | 0,0017 ^{ns} | 0,0008 ^{ns} | 0,0011 ^{ns} | 0,0076 ^{ns} |
| Profundidade (PF) | 1 | 0,0273 ^{**} | 0,0006 ^{ns} | 0,0365 ^{**} | 0,2509 ^{**} |
| I * PF | 2 | 0,0040 [*] | 0,0022 [*] | 0,0004 ^{ns} | 0,0044 ^{ns} |
| Resíduo | 27 | 0,0011 | 0,0004 | 0,0012 | 0,0088 |
| Média | – | 0,097 | 0,408 | 0,505 | 1,309 |
| CV _{exp.} (%) | – | 35,13 | 5,07 | 7,05 | 7,19 |

^{ns} valor não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

* e ** valor significativo ao nível de 5% e 1% de probabilidade de erro, respectivamente pelo teste F.

⁽¹⁾ dado transformado por $(n/10)^{0,5}$ pelo teste de Hartley ao nível de 5% de probabilidade de erro. n = dado amostrado.

GL = graus de liberdade, CV_{exp.} = coeficiente de variação experimental.

ANEXO C - Resumo da análise de variância para análise granulométrica

| Causas da Variação | GL | Quadrados Médios | | |
|------------------------|----|--------------------------|-------------------------|--------------------------|
| | | Areias (g/Kg)AT | Silte (g/Kg) | Argilas (g/Kg)c/ disp. |
| Bloco | 9 | 285,71 ^{ns} | 656,74 ^{ns} | 249,70 ^{ns} |
| Idade | 2 | 499.761,03 ^{**} | 92.013,70 ^{**} | 192.065,23 ^{**} |
| Resíduo | 18 | 277,10 | 739,66 | 488,27 |
| Média | – | 413,86 | 126,00 | 460,33 |
| CV _{exp.} (%) | – | 4,02 | 21,58 | 4,80 |

^{ns} valor não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

^{**} valor significativo ao nível de 1% de probabilidade de erro, pelo teste F.

GL = graus de liberdade, CV_{exp.} = coeficiente de variação experimental.

ANEXO D - Resumo da análise de variância para os dados de umidade do solo

| Causas da Variação | GL | Quadrados Médios |
|------------------------|-----|-----------------------|
| | | Umidade |
| Idade (I) | 2 | 7407,74 ^{**} |
| Profundidade (PF) | 1 | 25,33 ^{ns} |
| I * PF | 2 | 2,80 ^{ns} |
| Subparcela | 54 | 16,12 ^{**} |
| Avaliação (AV) | 6 | 244,75 ^{**} |
| I * AV | 12 | 26,26 ^{**} |
| PF * AV | 6 | 10,48 ^{ns} |
| I * PF * AV | 12 | 3,14 ^{ns} |
| Resíduo | 324 | 6,51 |
| Média | – | 20,02 |
| CV _{exp.} (%) | – | 12,74 |

^{ns} valor não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

* e ** valor significativo ao nível de 5% e 1% de probabilidade de erro, respectivamente pelo teste F.

GL = graus de liberdade, CV_{exp.} = coeficiente de variação experimental.

ANEXO E - Resumo da análise de variância para os dados pH(CaCl₂), potássio (K), fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al), hidrogênio mais alumínio (H⁺Al) e matéria orgânica (MO) no solo das áreas de estudo (restaurações com 10, 22 e 55 anos)

| Causas da Variação | GL | Quadrados Médios | | | | | | | | | |
|------------------------|----|-----------------------|---------------------|-------------------------|---------------------|------------------------|------------------------|----------------------|----------------------|-----------------------------|------------------------|
| | | Ph (H ₂ O) | Ph (KCl) | Ph (CaCl ₂) | K (mmol/Kg) | P (mg/Kg) | Ca (mmol/Kg) | Mg (mmol/Kg) | Al (mmol/Kg) | H ⁺ Al (mmol/Kg) | MO |
| Bloco | 9 | 0,113 ^{ns} | 0,110 ^{ns} | 0,110 ^{ns} | 0,63 ^{ns} | 53,57 ^{ns} | 145,20 ^{ns} | 18,81 ^{ns} | 6,87 ^{ns} | 0,00009 ^{ns} | 25,05 ^{ns} |
| Idade | 2 | 2,515 ^{**} | 2,145 ^{**} | 3,008 ^{**} | 56,06 ^{**} | 1.076,70 ^{**} | 8.026,90 ^{**} | 669,43 ^{**} | 276,97 ^{**} | 0,00199 ^{**} | 1.211,31 ^{**} |
| Resíduo | 18 | 0,134 | 0,106 | 0,115 | 0,42 | 71,97 | 173,67 | 21,13 | 8,1 | 0,00006 | 30,68 |
| Média | – | 5,12 | 4,49 | 4,63 | 2,52 | 15,03 | 26,2 | 9,66 | 8,25 | 0,059 | 27,57 |
| CV _{exp.} (%) | – | 7,13 | 7,25 | 7,33 | 25,73 | 56,41 | 50,3 | 47,56 | 34,48 | 13,95 | 20,08 |

^{ns} valor não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

^{**} valor significativo ao nível de 1% de probabilidade de erro, pelo teste F.

GL = graus de liberdade, CV_{exp.} = coeficiente de variação experimental.

ANEXO F – Resumo da análise de variância para a densidade (Den) e riqueza (Riq) de indivíduos regenerantes

| Causas da Variação | GL | Quadrados Médios | |
|------------------------|----|----------------------|---------------------|
| | | Den | Riq |
| Bloco | 9 | 18,05 ^{ns} | 0,86 ^{ns} |
| Tratamento | 2 | 109,16 ^{**} | 30,70 ^{**} |
| Resíduo | 18 | 13,11 | 0,93 |
| Média | - | 9,68 | 4,64 |
| CV _{exp.} (%) | - | 37,40 | 20,81 |

^{ns} valor não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

^{**} valor significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

ANEXO G - Resumo da análise de variância para os dados em porcentagem de emergência de plântulas (PE%) e porcentagem de sobrevivência de plântulas para comunidade

| Causas da Variação | GL | Quadrados Médios | | | | |
|------------------------|----|---------------------|--------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | | PE (%) | PS (%) | MSPA | MSR | MST |
| Bloco | 9 | 147,2 ^{ns} | 61,0 ^{ns} | 0,00088 ^{ns} | 0,00047 ^{ns} | 0,00196 ^{ns} |
| Idade (I) | 2 | 40,1 ^{ns} | 365,2 [*] | 0,01563 ^{**} | 0,01078 ^{**} | 0,05203 ^{**} |
| Resíduo | 18 | 103,7 | 45,4 | 0,00117 | 0,00059 | 0,00297 |
| Média | - | 37,3 | 18,8 | 0,10 | 0,04 | 0,14 |
| CV _{exp.} (%) | - | 27,3 | 35,7 | 34,0 | 52,6 | 37,1 |

^{ns} valor não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

^{**} valor significativo ao nível de 1% de probabilidade de erro, pelo teste F.

GL = graus de liberdade, CV_{exp.} = coeficiente de variação experimental.

ANEXO H – Resultado do teste de germinação realizado em laboratório, para as espécies utilizadas nos experimentos

| Espécie | % de germinação em laboratório |
|------------|--------------------------------|
| Angico | 67% |
| Cabreúva | 14% |
| Cedro | 47% |
| Ipê roxo | 40% |
| Paineira | 58% |
| Pau d'alho | 12% |
| Pau jacaré | 6,5% |
| Peroba | 17% |
| Sapúva | 6% |

ANEXO I - Resumo da análise de variância para os dados em porcentagem de emergência de plântulas (PE%) e porcentagem de sobrevivência de plântulas

| Causas da Variação | GL | Quadrados Médios | |
|------------------------|-----|-----------------------|-----------------------|
| | | PE (%) | PS (%) |
| Bloco | 2 | 1.324,8 ^{ns} | 549,8 ^{ns} |
| Idade (I) | 9 | 361,4 ^{ns} | 3.286,9 ^{**} |
| Subparcela | 18 | 933,7 ^{**} | 409,2 ^{**} |
| Espécie (E) | 8 | 7.812,9 ^{**} | 6.534,0 ^{**} |
| I*E | 16 | 1.052,0 ^{**} | 961,2 ^{**} |
| Resíduo | 216 | 280,1 | 196,0 |
| Média | - | 37,3 | 18,8 |
| CV _{exp.} (%) | - | 44,8 | 74,2 |

^{ns} valor não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

^{**} valor significativo ao nível de 1% de probabilidade de erro, pelo teste F.

GL = graus de liberdade, CV_{exp.} = coeficiente de variação experimental.

ANEXO J - Resumo da análise de variância para os dados de massa seca por plântula da raiz (MSR), da parte aérea (MSPA) e total (MST)

| Causas da Variação | GL | Quadrados Médios | | |
|------------------------|-----|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | | MSR ⁽¹⁾ | MSPA ⁽¹⁾ | MST ⁽¹⁾ |
| Bloco | 9 | 0,00119 ^{ns} | 0,00100 ^{ns} | 0,00217 ^{ns} |
| Idade (I) | 2 | 0,02181 ^{**} | 0,01718 ^{**} | 0,03736 ^{**} |
| Subparcela | 18 | 0,00170 ^{**} | 0,00192 [*] | 0,00362 ^{**} |
| Espécie (E) | 8 | 0,00873 ^{**} | 0,02545 ^{**} | 0,03287 ^{**} |
| I*E | 16 | 0,00873 ^{**} | 0,00435 ^{**} | 0,00670 ^{**} |
| Resíduo | 216 | 0,00062 | 0,00101 | 0,00159 |
| Média | - | 0,028 | 0,053 | 0,081 |
| CV _{exp.} (%) | - | 62,62 | 56,19 | 57,20 |

^{ns} valor não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

^{*} e ^{**} valor significativo ao nível de 5% e 1% de probabilidade de erro, respectivamente pelo teste F.

⁽¹⁾ dado transformado por $(n/10)^{0,5}$ pelo teste de Hartley ao nível de 5% de probabilidade de erro. n = dado amostrado.

GL = graus de liberdade, CV_{exp.} = coeficiente de variação experimental.

ANEXO K - Correlação entre as características do micro-sítio (cobertura do dossel, massa seca de serapilheira, pH, K, P, Ca, Mg, areia, silte, argila, umidade, porosidade e densidade) e dados de emergência, mortalidade, massa seca e número final de plântulas para a restauração de 10 anos, localizado na cidade de Santa Bárbara d'Oeste, SP

(Continua)

| Variáveis | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|-------------------------------|--------|-------|---------|--------|-------|--------|-------|--------|---------|-------|--------|-------|-------|-------|
| 1 %CD | 1,00 | | | | | | | | | | | | | |
| 2 MSS | -0,32 | 1,00 | | | | | | | | | | | | |
| 3 Ph (CaCl ₂) | 0,31 | -0,19 | 1,00 | | | | | | | | | | | |
| 4 K (mmol/Kg) | 0,78** | -0,18 | 0,29 | 1,00 | | | | | | | | | | |
| 5 P (mg/Kg) | -0,14 | 0,31 | 0,17 | 0,10 | 1,00 | | | | | | | | | |
| 6 Ca (mmol/Kg) | 0,42 | 0,24 | -0,42 | 0,30 | 0,22 | 1,00 | | | | | | | | |
| 7 Mg (mmol/Kg) | 0,18 | 0,27 | -0,17 | 0,15 | 0,42 | 0,78** | 1,00 | | | | | | | |
| 8 Al (mmol/Kg) | -0,21 | 0,04 | -0,86** | -0,23 | -0,13 | 0,32 | 0,23 | 1,00 | | | | | | |
| 9 H ⁺ Al (mmol/Kg) | 0,03 | 0,06 | -0,81** | 0,19 | 0,13 | 0,68* | 0,39 | 0,68* | 1,00 | | | | | |
| 10 MO | 0,32 | 0,32 | 0,05 | 0,47 | 0,09 | 0,36 | 0,34 | -0,01 | 0,20 | 1,00 | | | | |
| 11 Areias (g/Kg)AT | 0,06 | -0,51 | -0,57 | -0,19 | -0,11 | 0,38 | 0,12 | 0,49 | 0,57 | -0,45 | 1,00 | | | |
| 12 Silte (g/Kg) | -0,35 | 0,34 | 0,07 | 0,00 | -0,08 | -0,54 | -0,46 | -0,13 | -0,22 | 0,41 | -0,64* | 1,00 | | |
| 13 Argilas (g/Kg)c/ disp. | 0,38 | 0,20 | 0,59 | 0,25 | 0,21 | 0,19 | 0,39 | -0,42 | -0,41 | 0,05 | -0,42 | -0,41 | 1,00 | |
| 14 Umidade 0-20 | 0,67* | -0,22 | 0,43 | 0,83** | 0,35 | 0,24 | 0,34 | -0,22 | 0,03 | 0,15 | -0,15 | -0,30 | 0,55 | 1,00 |
| 15 Umidade 20-40 | 0,42 | -0,18 | 0,76** | 0,28 | 0,44 | -0,04 | 0,07 | -0,70* | -0,52 | -0,25 | -0,13 | -0,37 | 0,58 | 0,55 |
| 16 P. Total 0-5 | -0,43 | 0,29 | -0,67* | -0,20 | 0,24 | 0,38 | 0,14 | 0,35 | 0,73* | -0,17 | 0,41 | -0,14 | -0,34 | -0,28 |
| 17 P. Total 15-20 | 0,08 | -0,42 | 0,30 | 0,20 | -0,26 | -0,21 | -0,14 | -0,28 | -0,14 | -0,36 | -0,00 | -0,33 | 0,39 | 0,34 |
| 18 Macrop. 0-5 | -0,51 | 0,32 | -0,64* | -0,44 | 0,10 | 0,35 | 0,15 | 0,26 | 0,55 | -0,29 | 0,44 | -0,22 | -0,30 | -0,49 |
| 19 Macrop. 15-20 | 0,08 | -0,18 | 0,39 | 0,16 | -0,08 | -0,17 | -0,17 | -0,44 | -0,22 | -0,41 | -0,11 | -0,34 | 0,54 | 0,33 |
| 20 Microp. 0-5 | 0,51 | -0,23 | 0,37 | 0,72* | 0,16 | -0,17 | -0,10 | -0,04 | -0,10 | 0,36 | -0,35 | 0,26 | 0,14 | 0,71* |
| 21 Microp. 15-20 | 0,01 | -0,44 | 0,08 | 0,25 | -0,40 | -0,29 | 0,02 | 0,07 | -0,06 | 0,11 | -0,12 | 0,20 | -0,10 | 0,23 |
| 22 Densidade 0-5 | 0,40 | -0,32 | 0,67* | 0,18 | -0,28 | -0,41 | -0,16 | -0,38 | -0,74** | 0,17 | -0,41 | 0,18 | 0,29 | 0,23 |
| 23 Densidade 15-20 | -0,11 | 0,40 | -0,29 | -0,25 | 0,28 | 0,19 | 0,13 | 0,29 | 0,12 | 0,33 | 0,02 | 0,29 | -0,37 | -0,36 |
| 24 Emergência | -0,22 | 0,31 | -0,51 | 0,02 | -0,42 | 0,01 | -0,03 | 0,46 | 0,35 | 0,55 | -0,24 | 0,63* | -0,45 | -0,33 |
| 25 Mortalidade | -0,24 | -0,07 | -0,32 | -0,15 | -0,47 | -0,17 | -0,16 | 0,49 | 0,20 | 0,31 | -0,08 | 0,28 | -0,22 | -0,31 |
| 26 MS pte Aérea | -0,45 | 0,68* | -0,18 | -0,24 | -0,07 | -0,15 | -0,16 | -0,15 | -0,08 | 0,20 | -0,45 | 0,70* | -0,31 | -0,49 |
| 27 MS Raiz | -0,43 | 0,67* | -0,22 | -0,34 | -0,22 | -0,17 | -0,14 | -0,01 | -0,15 | 0,20 | -0,44 | 0,68* | -0,29 | -0,57 |
| 28 MS Total | -0,45 | 0,68* | -0,20 | -0,29 | -0,15 | -0,16 | -0,15 | -0,08 | -0,12 | 0,20 | -0,45 | 0,70* | -0,31 | -0,54 |
| 29 NFP | -0,13 | 0,46 | -0,46 | 0,13 | -0,25 | 0,13 | 0,06 | 0,29 | 0,33 | 0,52 | -0,26 | 0,65* | -0,46 | -0,24 |

ANEXO K - Correlação entre as características do micro-sítio (cobertura do dossel, massa seca de serapilheira, pH, K, P, Ca, Mg, areia, silte, argila, umidade, porosidade e densidade) e dados de emergência, mortalidade, massa seca e número final de plântulas para a restauração de 10 anos, localizado na cidade de Santa Bárbara d'Oeste, SP

(Conclusão)

| Variáveis | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 |
|-------------------------------|---------|--------|---------|---------|---------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|--------|--------|--------|------|
| 1 %CD | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 MSS | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 Ph (CaCl ₂) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 K (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 P (mg/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 Ca (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 7 Mg (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 8 Al (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 9 H ⁺ Al (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 10 MO | | | | | | | | | | | | | | | |
| 11 Areias (g/Kg)AT | | | | | | | | | | | | | | | |
| 12 Silte (g/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 13 Argilas (g/Kg)c/ disp. | | | | | | | | | | | | | | | |
| 14 Umidade 0-20 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 15 Umidade 20-40 | 1,00 | | | | | | | | | | | | | | |
| 16 P. Total 0-5 | -0,40 | 1,00 | | | | | | | | | | | | | |
| 17 P. Total 15-20 | 0,14 | 0,06 | 1,00 | | | | | | | | | | | | |
| 18 Macrop. 0-5 | -0,36 | 0,92** | 0,04 | 1,00 | | | | | | | | | | | |
| 19 Macrop. 15-20 | 0,32 | 0,15 | 0,92** | 0,13 | 1,00 | | | | | | | | | | |
| 20 Microp. 0-5 | 0,23 | -0,53 | -0,03 | -0,81** | -0,10 | 1,00 | | | | | | | | | |
| 21 Microp. 15-20 | -0,28 | -0,30 | 0,46 | -0,33 | 0,11 | 0,30 | 1,00 | | | | | | | | |
| 22 Densidade 0-5 | 0,37 | -0,99 | -0,06 | -0,90** | -0,16 | 0,49 | 0,34 | 1,00 | | | | | | | |
| 23 Densidade 15-20 | -0,12 | -0,07 | -0,99** | -0,04 | -0,91** | 0,02 | -0,49 | 0,06 | 1,00 | | | | | | |
| 24 Emergência | -0,87** | 0,13 | -0,23 | 0,07 | -0,40 | 0,05 | 0,42 | -0,10 | 0,18 | 1,00 | | | | | |
| 25 Mortalidade | -0,79** | 0,04 | 0,18 | -0,04 | -0,03 | 0,05 | 0,43 | -0,03 | -0,16 | 0,68* | 1,00 | | | | |
| 26 MS pte Aérea | -0,31 | 0,20 | -0,39 | 0,31 | -0,28 | -0,32 | -0,08 | -0,15 | 0,32 | 0,52 | -0,09 | 1,00 | | | |
| 27 MS Raiz | -0,39 | 0,04 | -0,48 | 0,19 | -0,41 | -0,31 | -0,04 | 0,00 | 0,42 | 0,59 | 0,01 | 0,95** | 1,00 | | |
| 28 MS Total | -0,35 | 0,12 | -0,44 | 0,25 | -0,35 | -0,32 | -0,06 | -0,08 | 0,38 | 0,56 | -0,04 | 0,99** | 0,99** | 1,00 | |
| 29 NFP | -0,63* | 0,14 | -0,41 | 0,12 | -0,51 | 0,03 | 0,28 | -0,10 | 0,33 | 0,88** | 0,25 | 0,75** | 0,76** | 0,76** | 1,00 |

* e ** valor significativo ao nível de 5% e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F.

ANEXO L - Correlação entre as características do micro-sítio (cobertura do dossel, massa seca de serapilheira, pH, K, P, Ca, Mg, areia, silte, argila, umidade, porosidade e densidade) e dados de emergência, mortalidade, massa seca e número final de plântulas para a restauração de 22 anos, localizado na cidade de Iracemápolis, SP

(Continua)

| Variáveis | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|-------------------------------|---------|---------|---------|-------|-------|---------|-------|-------|-------|--------|--------|---------|-------|---------|
| 1 %CD | 1,00 | | | | | | | | | | | | | |
| 2 MSS | 0,24 | 1,00 | | | | | | | | | | | | |
| 3 Ph (CaCl ₂) | 0,78 | -0,18 | 1,00 | | | | | | | | | | | |
| 4 K (mmol/Kg) | 0,12 | 0,01 | 0,45 | 1,00 | | | | | | | | | | |
| 5 P (mg/Kg) | -0,19 | -0,27 | -0,07 | 0,12 | 1,00 | | | | | | | | | |
| 6 Ca (mmol/Kg) | 0,75** | -0,33 | 0,92** | 0,28 | -0,14 | 1,00 | | | | | | | | |
| 7 Mg (mmol/Kg) | 0,58 | -0,47 | 0,68* | 0,06 | -0,06 | 0,87** | 1,00 | | | | | | | |
| 8 Al (mmol/Kg) | -0,75** | 0,18 | -0,93** | -0,33 | -0,01 | -0,79** | -0,58 | 1,00 | | | | | | |
| 9 H ⁺ Al (mmol/Kg) | -0,57 | 0,02 | -0,81** | -0,59 | 0,13 | -0,62 | -0,20 | 0,73* | 1,00 | | | | | |
| 10 MO | 0,47 | -0,14 | 0,45 | -0,04 | -0,14 | 0,66* | 0,51 | -0,23 | -0,30 | 1,00 | | | | |
| 11 Areias (g/Kg)AT | 0,45 | 0,42 | 0,13 | 0,09 | -0,48 | 0,31 | 0,30 | 0,13 | -0,06 | 0,55 | 1,00 | | | |
| 12 Silte (g/Kg) | -0,13 | -0,74** | 0,41 | 0,31 | 0,46 | 0,34 | 0,20 | -0,45 | -0,42 | 0,13 | -0,64* | 1,00 | | |
| 13 Argilas (g/Kg)c/ disp. | -0,12 | 0,67* | -0,62 | -0,45 | -0,29 | -0,63* | -0,45 | 0,49 | 0,58 | -0,52 | 0,18 | -0,87** | 1,00 | |
| 14 Umidade 0-20 | 0,41 | 0,29 | 0,13 | -0,27 | 0,57 | 0,07 | 0,03 | -0,23 | 0,05 | 0,19 | -0,08 | -0,02 | 0,07 | 1,00 |
| 15 Umidade 20-40 | 0,31 | 0,23 | 0,08 | -0,42 | 0,31 | -0,06 | -0,18 | -0,31 | -0,03 | -0,01 | -0,38 | 0,08 | 0,14 | 0,82 ** |
| 16 P. Total 0-5 | -0,42 | -0,38 | -0,11 | -0,15 | 0,25 | -0,11 | -0,23 | 0,03 | 0,04 | 0,19 | -0,57 | 0,65* | -0,47 | 0,12 |
| 17 P. Total 15-20 | 0,02 | 0,31 | -0,21 | -0,12 | 0,35 | -0,22 | -0,25 | 0,35 | 0,07 | -0,01 | 0,25 | -0,30 | 0,22 | 0,41 |
| 18 Macrop. 0-5 | -0,11 | -0,23 | 0,10 | -0,15 | -0,05 | 0,02 | -0,15 | -0,28 | -0,12 | 0,08 | -0,56 | 0,52 | -0,30 | 0,10 |
| 19 Macrop. 15-20 | 0,03 | 0,42 | -0,16 | 0,11 | 0,54 | -0,26 | -0,38 | 0,23 | -0,07 | 0,06 | 0,15 | -0,13 | 0,08 | 0,49 |
| 20 Microp. 0-5 | -0,55 | -0,16 | -0,48 | -0,20 | 0,49 | -0,34 | -0,18 | 0,64* | 0,45 | 0,12 | 0,00 | 0,07 | -0,09 | 0,10 |
| 21 Microp. 15-20 | -0,00 | 0,02 | -0,14 | -0,30 | -0,04 | -0,06 | 0,01 | 0,27 | 0,17 | -0,07 | 0,22 | -0,30 | 0,24 | 0,09 |
| 22 Densidade 0-5 | 0,42 | 0,42 | 0,10 | 0,21 | -0,26 | 0,11 | 0,20 | -0,00 | -0,06 | -0,14 | 0,63* | -0,67* | 0,45 | -0,13 |
| 23 Densidade 15-20 | -0,03 | -0,33 | 0,21 | 0,11 | -0,38 | 0,24 | 0,28 | -0,33 | -0,05 | 0,02 | -0,23 | 0,29 | -0,22 | -0,44 |
| 24 Emergência | -0,13 | -0,04 | 0,28 | 0,65* | 0,29 | 0,06 | -0,10 | -0,16 | -0,41 | -0,31 | -0,22 | 0,37 | -0,33 | -0,13 |
| 25 Mortalidade | -0,23 | -0,04 | -0,14 | 0,17 | 0,17 | -0,29 | -0,16 | -0,06 | 0,24 | -0,69* | -0,49 | 0,06 | 0,24 | 0,00 |
| 26 MS pte Aérea | 0,06 | -0,09 | 0,24 | 0,5 | -0,02 | 0,24 | 0,11 | -0,04 | -0,45 | 0,27 | 0,31 | 0,15 | -0,39 | -0,39 |
| 27 MS Raiz | 0,03 | -0,2 | 0,25 | 0,46 | -0,01 | 0,30 | 0,21 | -0,02 | -0,41 | 0,31 | 0,32 | 0,19 | -0,45 | -0,43 |
| 28 MS Total | 0,05 | -0,12 | 0,24 | 0,49 | -0,01 | 0,26 | 0,14 | -0,04 | -0,44 | 0,28 | 0,31 | 0,16 | -0,41 | -0,41 |
| 29 NFP | 0,05 | 0,00 | 0,34 | 0,43 | 0,12 | 0,26 | 0,04 | -0,09 | -0,52 | 0,24 | 0,17 | 0,27 | -0,46 | -0,11 |

ANEXO L - Correlação entre as características do micro-sítio (cobertura do dossel, massa seca de serapilheira, pH, K, P, Ca, Mg, areia, silte, argila, umidade, porosidade e densidade) e dados de emergência, mortalidade, massa seca e número final de plântulas para a restauração de 22 anos, localizado na cidade de Iracemápolis, SP

(Conclusão)

| Variáveis | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 |
|-------------------------------|--------|---------|---------|---------|---------|-------|--------|-------|-------|------|--------|--------|--------|-------|------|
| 1 %CD | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 MSS | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 Ph (CaCl ₂) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 K (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 P (mg/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 Ca (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 7 Mg (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 8 Al (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 9 H ⁺ Al (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 10 MO | | | | | | | | | | | | | | | |
| 11 Areias (g/Kg)AT | | | | | | | | | | | | | | | |
| 12 Silte (g/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 13 Argilas (g/Kg)c/ disp. | | | | | | | | | | | | | | | |
| 14 Umidade 0-20 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 15 Umidade 20-40 | 1,00 | | | | | | | | | | | | | | |
| 16 P. Total 0-5 | 0,35 | 1,00 | | | | | | | | | | | | | |
| 17 P. Total 15-20 | 0,14 | -0,32 | 1,00 | | | | | | | | | | | | |
| 18 Macrop. 0-5 | 0,51 | 0,84** | -0,58 | 1,00 | | | | | | | | | | | |
| 19 Macrop. 15-20 | 0,16 | -0,17 | 0,73* | -0,46 | 1,00 | | | | | | | | | | |
| 20 Microp. 0-5 | -0,22 | 0,20 | 0,54 | -0,34 | 0,54 | 1,00 | | | | | | | | | |
| 21 Microp. 15-20 | 0,04 | -0,29 | 0,71* | -0,37 | 0,04 | 0,23 | 1,00 | | | | | | | | |
| 22 Densidade 0-5 | -0,38 | -0,99** | 0,32 | -0,85** | 0,21 | -0,19 | 0,26 | 1,00 | | | | | | | |
| 23 Densidade 15-20 | -0,17 | 0,31 | -0,99** | 0,56 | -0,76** | -0,52 | -0,68* | -0,31 | 1,00 | | | | | | |
| 24 Emergência | -0,24 | -0,05 | 0,29 | -0,20 | 0,22 | 0,18 | 0,20 | 0,05 | -0,29 | 1,00 | | | | | |
| 25 Mortalidade | 0,20 | 0,06 | -0,24 | 0,28 | -0,42 | -0,39 | 0,08 | -0,09 | 0,23 | 0,20 | 1,00 | | | | |
| 26 MS pte Aérea | -0,63 | -0,28 | 0,05 | -0,47 | 0,40 | 0,24 | -0,34 | 0,32 | -0,05 | 0,25 | -0,65* | 1,00 | | | |
| 27 MS Raiz | -0,69* | -0,27 | 0,09 | -0,50 | 0,35 | 0,32 | -0,23 | 0,31 | -0,07 | 0,29 | -0,67* | 0,98** | 1,00 | | |
| 28 MS Total | -0,65* | -0,28 | 0,06 | -0,48 | 0,39 | 0,26 | -0,31 | 0,32 | -0,05 | 0,27 | -0,66* | 0,99** | 0,99** | 1,00 | |
| 29 NFP | -0,35 | -0,09 | 0,42 | -0,37 | 0,49 | 0,44 | 0,10 | 0,11 | -0,41 | 0,70 | -0,55 | 0,69* | 0,73** | 0,71* | 1,00 |

* e ** valor significativo ao nível de 5% e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F.

ANEXO M - Correlação entre as características do micro-sítio (cobertura do dossel, massa seca de serapilheira, pH, K, P, Ca, Mg, areia, silte, argila, umidade, porosidade e densidade) e dados de emergência, mortalidade, massa seca e número final de plântulas para a restauração de 55 anos, localizado na cidade de Cosmópolis, SP.

(Continua)

| Variáveis | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|-------------------------------|-------|-------|---------|--------|-------|---------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|-------|--------|
| 1 %CD | 1,00 | | | | | | | | | | | | | |
| 2 MSS | 0,44 | 1,00 | | | | | | | | | | | | |
| 3 Ph (CaCl ₂) | 0,23 | 0,29 | 1,00 | | | | | | | | | | | |
| 4 K (mmol/Kg) | 0,20 | 0,21 | 0,58 | 1,00 | | | | | | | | | | |
| 5 P (mg/Kg) | 0,33 | 0,59 | 0,20 | -0,11 | 1,00 | | | | | | | | | |
| 6 Ca (mmol/Kg) | 0,33 | 0,35 | 0,92** | 0,71* | 0,10 | 1,00 | | | | | | | | |
| 7 Mg (mmol/Kg) | -0,15 | 0,20 | 0,85** | 0,41 | 0,04 | 0,76** | 1,00 | | | | | | | |
| 8 Al (mmol/Kg) | 0,33 | -0,34 | -0,85** | -0,33 | -0,28 | -0,65* | -0,67* | 1,00 | | | | | | |
| 9 H ⁺ Al (mmol/Kg) | -0,23 | -0,13 | -0,92** | -0,72* | 0,04 | -0,92** | -0,80** | 0,73* | 1,00 | | | | | |
| 10 MO | 0,21 | 0,10 | 0,82** | 0,53 | -0,01 | 0,90** | 0,68* | -0,46 | -0,77** | 1,00 | | | | |
| 11 Areias (g/Kg)AT | -0,10 | -0,24 | 0,08 | -0,35 | -0,17 | 0,06 | 0,36 | -0,14 | -0,15 | 0,13 | 1,00 | | | |
| 12 Silte (g/Kg) | 0,16 | 0,49 | 0,14 | 0,26 | 0,49 | 0,08 | -0,06 | -0,13 | 0,12 | 0,05 | -0,77** | 1,00 | | |
| 13 Argilas (g/Kg)c/ disp. | -0,10 | -0,40 | -0,32 | 0,11 | -0,48 | -0,20 | -0,40 | 0,39 | 0,03 | -0,24 | -0,24 | -0,43 | 1,00 | |
| 14 Umidade 0-20 | 0,56 | 0,56 | 0,49 | 0,54 | -0,03 | 0,61 | 0,25 | -0,53 | -0,57 | 0,35 | -0,02 | -0,03 | 0,07 | 1,00 |
| 15 Umidade 20-40 | 0,73* | 0,26 | 0,00 | -0,25 | 0,19 | 0,12 | -0,13 | -0,01 | 0,08 | 0,23 | 0,26 | -0,00 | -0,37 | 0,16 |
| 16 P. Total 0-5 | 0,08 | -0,10 | 0,38 | -0,01 | -0,44 | 0,36 | 0,23 | -0,35 | -0,35 | 0,47 | 0,13 | -0,25 | 0,20 | 0,43 |
| 17 P. Total 15-20 | 0,23 | -0,61 | 0,04 | 0,27 | -0,19 | 0,06 | -0,11 | 0,01 | -0,28 | 0,06 | 0,14 | -0,39 | 0,39 | -0,10 |
| 18 Macrop. 0-5 | 0,47 | 0,34 | 0,53 | 0,55 | 0,17 | 0,67* | 0,21 | -0,45 | -0,60 | 0,51 | 0,03 | -0,09 | 0,10 | 0,80** |
| 19 Macrop. 15-20 | 0,27 | -0,57 | 0,04 | 0,39 | -0,30 | 0,14 | -0,10 | 0,07 | -0,31 | 0,16 | 0,13 | -0,37 | 0,36 | -0,01 |
| 20 Microp. 0-5 | -0,33 | -0,28 | -0,21 | -0,55 | -0,43 | -0,34 | -0,02 | 0,12 | 0,31 | -0,14 | 0,07 | -0,08 | 0,01 | -0,35 |
| 21 Microp. 15-20 | -0,17 | -0,07 | -0,28 | -0,70* | 0,25 | -0,53 | -0,24 | -0,04 | 0,38 | -0,54 | -0,02 | -0,10 | 0,19 | -0,32 |
| 22 Densidade 0-5 | -0,11 | 0,09 | -0,34 | 0,04 | 0,44 | -0,33 | -0,18 | 0,32 | 0,31 | -0,44 | -0,11 | 0,24 | -0,20 | -0,42 |
| 23 Densidade 15-20 | -0,21 | 0,63* | 0,00 | -0,22 | 0,19 | -0,01 | 0,13 | -0,04 | 0,24 | -0,03 | -0,16 | 0,41 | -0,40 | 0,14 |
| 24 Emergência | -0,06 | -0,42 | -0,34 | -0,29 | -0,26 | -0,46 | -0,30 | 0,24 | 0,30 | -0,38 | -0,29 | 0,06 | 0,31 | -0,50 |
| 25 Mortalidade | 0,12 | -0,36 | -0,37 | -0,28 | -0,12 | -0,49 | -0,48 | 0,20 | 0,32 | -0,46 | -0,38 | 0,05 | 0,46 | -0,37 |
| 26 MS pte Aérea | -0,51 | -0,51 | -0,19 | -0,25 | -0,58 | -0,26 | 0,22 | 0,15 | 0,12 | -0,14 | 0,57 | -0,39 | -0,23 | -0,41 |
| 27 MS Raiz | -0,60 | -0,39 | -0,17 | -0,23 | -0,53 | -0,23 | 0,29 | 0,21 | 0,14 | -0,10 | 0,40 | -0,23 | -0,23 | -0,48 |
| 28 MS Total | -0,53 | -0,49 | -0,18 | -0,25 | -0,58 | -0,26 | 0,24 | 0,16 | 0,13 | -0,13 | 0,53 | -0,36 | -0,23 | -0,43 |
| 29 NFP | -0,38 | -0,39 | -0,15 | -0,19 | -0,42 | -0,25 | 0,12 | 0,22 | 0,17 | -0,09 | -0,04 | 0,06 | -0,05 | -0,57 |

ANEXO M - Correlação entre as características do micro-sítio (cobertura do dossel, massa seca de serapilheira, pH, K, P, Ca, Mg, areia, silte, argila, umidade, porosidade e densidade) e dados de emergência, mortalidade, massa seca e número final de plântulas para a restauração de 55 anos, localizado na cidade de Cosmópolis, SP

(Conclusão)

| Variáveis | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 |
|-------------------------------|-------|---------|---------|---------|---------|--------|-------|-------|-------|--------|-------|--------|--------|-------|------|
| 1 %CD | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 MSS | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 Ph (CaCl ₂) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 K (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 P (mg/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 Ca (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 7 Mg (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 8 Al (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 9 H ⁺ Al (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 10 MO | | | | | | | | | | | | | | | |
| 11 Areias (g/Kg)AT | | | | | | | | | | | | | | | |
| 12 Silte (g/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 13 Argilas (g/Kg)c/ disp. | | | | | | | | | | | | | | | |
| 14 Umidade 0-20 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 15 Umidade 20-40 | 1,00 | | | | | | | | | | | | | | |
| 16 P. Total 0-5 | 0,10 | 1,00 | | | | | | | | | | | | | |
| 17 P. Total 15-20 | -0,01 | -0,17 | 1,00 | | | | | | | | | | | | |
| 18 Macrop. 0-5 | 0,05 | 0,30 | 0,17 | 1,00 | | | | | | | | | | | |
| 19 Macrop. 15-20 | 0,06 | -0,15 | 0,97** | 0,23 | 1,00 | | | | | | | | | | |
| 20 Microp. 0-5 | 0,09 | 0,48 | -0,39 | -0,68* | -0,42 | 1,00 | | | | | | | | | |
| 21 Microp. 15-20 | -0,16 | 0,10 | -0,20 | -0,40 | -0,42 | 0,47 | 1,00 | | | | | | | | |
| 22 Densidade 0-5 | -0,15 | -0,99** | 0,19 | -0,27 | 0,16 | -0,52 | -0,11 | 1,00 | | | | | | | |
| 23 Densidade 15-20 | 0,00 | 0,19 | -0,99** | -0,13 | -0,96** | 0,36 | 0,16 | -0,21 | 1,00 | | | | | | |
| 24 Emergência | 0,01 | -0,03 | 0,21 | -0,74** | 0,12 | 0,62 | 0,47 | -0,01 | -0,24 | 1,00 | | | | | |
| 25 Mortalidade | 0,03 | -0,03 | 0,32 | -0,53 | 0,20 | 0,44 | 0,56 | -0,01 | -0,34 | 0,93** | 1,00 | | | | |
| 26 MS pte Aérea | -0,06 | -0,04 | 0,04 | -0,59 | 0,08 | 0,48 | -0,10 | 0,04 | -0,06 | 0,24 | -0,03 | 1,00 | | | |
| 27 MS Raiz | -0,11 | -0,07 | -0,14 | -0,71* | -0,10 | 0,58 | -0,06 | 0,06 | 0,12 | 0,32 | 0,00 | 0,95** | 1,00 | | |
| 28 MS Total | -0,07 | -0,05 | 0,00 | -0,63 | 0,04 | 0,51 | -0,09 | 0,04 | -0,02 | 0,26 | -0,02 | 0,99** | 0,97** | 1,00 | |
| 29 NFP | -0,02 | -0,01 | -0,05 | -0,85** | -0,06 | 0,74** | 0,13 | -0,02 | 0,03 | 0,77** | 0,50 | 0,65* | 0,79** | 0,69* | 1,00 |

* e ** valor significativo ao nível de 5% e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F.

ANEXO N - Correlação entre as características do micro-sítio (cobertura do dossel, massa seca de serapilheira, pH, K, P, Ca, Mg, areia, silte, argila, umidade, porosidade e densidade) e dados gerais (restaurações com 10, 22 e 55 anos) de emergência, mortalidade, massa seca e número final de plântulas

(Continua)

| Variáveis | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|-------------------------------|---------|-------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 1 %CD | 1,00 | | | | | | | | | | | | | |
| 2 MSS | 0,31 | 1,00 | | | | | | | | | | | | |
| 3 Ph (CaCl ₂) | 0,30 | 0,27 | 1,00 | | | | | | | | | | | |
| 4 K (mmol/Kg) | -0,69** | -0,24 | 0,09 | 1,00 | | | | | | | | | | |
| 5 P (mg/Kg) | 0,63** | 0,43* | 0,36* | -0,60** | 1,00 | | | | | | | | | |
| 6 Ca (mmol/Kg) | 0,55** | 0,37* | 0,90** | -0,23 | 0,54** | 1,00 | | | | | | | | |
| 7 Mg (mmol/Kg) | 0,45** | 0,29 | 0,90** | -0,18 | 0,48** | 0,93** | 1,00 | | | | | | | |
| 8 Al (mmol/Kg) | 0,10 | 0,01 | -0,70** | -0,46** | 0,00 | -0,49** | -0,52** | 1,00 | | | | | | |
| 9 H ⁺ Al (mmol/Kg) | 0,46** | 0,09 | -0,60** | -0,76** | 0,34 | -0,28 | -0,32 | 0,74** | 1,00 | | | | | |
| 10 MO | 0,73** | 0,33 | 0,71** | -0,50** | 0,61** | 0,90** | 0,82** | -0,20 | 0,04 | 1,00 | | | | |
| 11 Areias (g/Kg)AT | -0,87** | -0,33 | -0,19 | 0,91 | -0,72** | -0,50** | -0,41* | -0,28 | -0,62** | -0,72** | 1,00 | | | |
| 12 Silte (g/Kg) | 0,80** | 0,32 | 0,47** | -0,73** | 0,80** | 0,71** | 0,63** | -0,08 | 0,34 | 0,82** | -0,90** | 1,00 | | |
| 13 Argilas (g/Kg)c/ disp. | 0,81** | 0,29 | -0,04 | -0,93** | 0,57** | 0,29 | 0,20 | 0,52** | 0,74** | 0,56** | -0,95** | 0,72** | 1,00 | |
| 14 Umidade 0-20 | 0,86** | 0,43* | 0,50** | -0,73** | 0,74** | 0,77** | 0,66** | -0,03 | 0,33 | 0,86** | -0,91** | 0,92** | 0,79** | 1,00 |
| 15 Umidade 20-40 | 0,86** | 0,38* | 0,46** | -0,76** | 0,75** | 0,72** | 0,62** | -0,04 | 0,38* | 0,84** | -0,90** | 0,92** | 0,77** | 0,96** |
| 16 P. Total 0-5 | 0,67** | 0,21 | 0,17 | -0,80** | 0,57** | 0,47** | 0,38* | 0,27 | 0,52** | 0,68** | -0,85** | 0,79** | 0,80** | 0,8** |
| 17 P. Total 15-20 | 0,72** | 0,06 | 0,18 | -0,70** | 0,59** | 0,42* | 0,31 | 0,27 | 0,43* | 0,58** | -0,79** | 0,66** | 0,78** | 0,75** |
| 18 Macrop. 0-5 | -0,15 | 0,15 | 0,01 | 0,01 | -0,02 | 0,09 | -0,04 | 0,01 | -0,08 | 0,03 | 0,02 | -0,01 | -0,02 | 0,02 |
| 19 Macrop. 15-20 | 0,38* | -0,13 | 0,38* | -0,18 | 0,35* | 0,47** | 0,36* | -0,15 | -0,09 | 0,45** | -0,35* | 0,39* | 0,28 | 0,47** |
| 20 Microp. 0-5 | 0,76** | 0,15 | 0,18 | -0,78** | 0,57** | 0,41* | 0,41* | 0,23 | 0,56** | 0,64** | -0,84** | 0,78** | 0,78** | 0,77** |
| 21 Microp. 15-20 | 0,73** | 0,23 | -0,08 | -0,88** | 0,55** | 0,20 | 0,15 | 0,52** | 0,72** | 0,47** | -0,86** | 0,65** | 0,91** | 0,69** |
| 22 Densidade 0-5 | -0,67** | -0,21 | -0,17 | 0,79** | -0,57** | -0,47** | -0,37* | -0,26 | -0,52** | -0,67** | 0,85** | -0,79** | -0,79** | -0,79** |
| 23 Densidade 15-20 | -0,74** | -0,08 | -0,16 | 0,72** | -0,61** | -0,41* | -0,31 | -0,28 | -0,45** | -0,59** | 0,81** | -0,68** | -0,80** | -0,76** |
| 24 Emergência | 0,03 | -0,22 | -0,22 | -0,17 | 0,02 | -0,16 | -0,14 | 0,12 | 0,24 | -0,03 | -0,15 | 0,14 | 0,13 | -0,01 |
| 25 Mortalidade | 0,49** | 0,00 | 0,14 | -0,53** | 0,45* | 0,31 | 0,25 | -0,01 | 0,36* | 0,39* | -0,60** | 0,61** | 0,52** | 0,55** |
| 26 MS pte Aérea | -0,70** | -0,24 | -0,35 | 0,50** | -0,55** | -0,53** | -0,46* | 0,02 | -0,30 | -0,57** | 0,64** | -0,62** | -0,57** | -0,71** |
| 27 MS Raiz | -0,71** | -0,17 | -0,25 | 0,49** | -0,49** | -0,43* | -0,37* | -0,07 | -0,36 | -0,49** | 0,63** | -0,57** | -0,59** | -0,66** |
| 28 MS Total | -0,72** | -0,21 | -0,31 | 0,50** | -0,53** | -0,50** | -0,43* | -0,02 | -0,33 | -0,54** | 0,64** | -0,61** | -0,59** | -0,70** |
| 29 NFP | -0,48** | -0,28 | -0,43* | 0,35 | -0,45** | -0,53** | -0,43* | 0,16 | -0,09 | -0,46* | 0,46** | -0,48** | -0,39* | -0,60** |

ANEXO N - Correlação entre as características do micro-sítio (cobertura do dossel, massa seca de serapilheira, pH, K, P, Ca, Mg, areia, silte, argila, umidade, porosidade e densidade) e dados gerais (restaurações com 10, 22 e 55 anos) de emergência, mortalidade, massa seca e número final de plântulas

(Conclusão)

| Variáveis | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 |
|-------------------------------|---------|---------|---------|-------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|--------|--------|--------|------|
| 1 %CD | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 MSS | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 Ph (CaCl ₂) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 K (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 P (mg/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 Ca (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 7 Mg (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 8 Al (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 9 H ⁺ Al (mmol/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 10 MO | | | | | | | | | | | | | | | |
| 11 Areias (g/Kg)AT | | | | | | | | | | | | | | | |
| 12 Silte (g/Kg) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 13 Argilas(g/Kg)c/ disp. | | | | | | | | | | | | | | | |
| 14 Umidade 0-20 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 15 Umidade 20-40 | 1,00 | | | | | | | | | | | | | | |
| 16 P. Total 0-5 | 0,77** | 1,00 | | | | | | | | | | | | | |
| 17 P. Total 15-20 | 0,74** | 0,63** | 1,00 | | | | | | | | | | | | |
| 18 Macrop. 0-5 | -0,05 | 0,32 | -0,08 | 1,00 | | | | | | | | | | | |
| 19 Macrop. 15-20 | 0,48** | 0,26 | 0,75** | -0,03 | 1,00 | | | | | | | | | | |
| 20 Microp. 0-5 | 0,80** | 0,77** | 0,63** | -0,35 | 0,24 | 1,00 | | | | | | | | | |
| 21 Microp. 15-20 | 0,68** | 0,70** | 0,78** | -0,13 | 0,19 | 0,76** | 1,00 | | | | | | | | |
| 22 Densidade 0-5 | -0,77** | -0,99** | -0,62** | -0,32 | -0,26 | -0,77** | -0,69** | 1,00 | | | | | | | |
| 23 Densidade15-20 | -0,75** | -0,65** | -0,99** | 0,09 | -0,74** | -0,65** | -0,80** | 0,63** | 1,00 | | | | | | |
| 24 Emergência | 0,04 | 0,12 | 0,15 | -0,34 | 0,01 | 0,33 | 0,25 | -0,12 | -0,17 | 1,00 | | | | | |
| 25 Mortalidade | 0,60** | 0,49** | 0,54** | -0,22 | 0,32 | 0,61** | 0,53** | -0,50** | -0,55** | 0,64** | 1,00 | | | | |
| 26 MS pte Aérea | -0,71** | -0,54** | -0,57** | 0,00 | -0,32 | -0,55** | -0,53** | 0,56** | 0,57** | 0,17 | -0,54** | 1,00 | | | |
| 27 MS Raiz | -0,66** | -0,55** | -0,61** | 0,03 | -0,37* | -0,56** | -0,53** | 0,55** | 0,60** | 0,21 | -0,44** | 0,93** | 1,00 | | |
| 28 MS Total | -0,70** | -0,55** | -0,60** | 0,02 | -0,35 | -0,56** | -0,54** | 0,56** | 0,59** | 0,19 | -0,51** | 0,99** | 0,98** | 1,00 | |
| 29 NFP | -0,59** | -0,38* | -0,38* | -0,19 | -0,33 | -0,25 | -0,24 | 0,38* | 0,37* | 0,57** | -0,27 | 0,79** | 0,73** | 0,78** | 1,00 |

* e ** valor significativo ao nível de 5% e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F.

ANEXO O - Resumo da análise de variância para os valores de porcentagem de emergência (E %), porcentagem de sobrevivência (S %), massa seca da parte aérea (MSPA), massa seca da raiz (MSR) e massa seca total (MST) por plântula, considerando os fatores F1: idade da área e F2: preparo do solo

| Causas da Variação | GL | Quadrados Médios | | | | |
|------------------------|----|---------------------|--------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| | | E (%) | S (%) | MSPA | MSR | MST |
| Bloco | 9 | 335,3* | 60,2 ^{ns} | 0,0025 ^{ns} | 0,0014 ^{ns} | 0,0059 ^{ns} |
| F1 | 2 | 276,7 ^{ns} | 589,2** | 0,0501** | 0,0290** | 0,1551** |
| Sub-parcela | 18 | 127,1** | 52,9** | 0,0029** | 0,0022** | 0,0090** |
| F2 | 2 | 2.002,6** | 1.142,0** | 0,0016 ^{ns} | 0,0013* | 0,0049 ^{ns} |
| ID * PR | 4 | 45,9 ^{ns} | 31,8 ^{ns} | 0,0005 ^{ns} | 0,0001 ^{ns} | 0,0010 ^{ns} |
| Resíduo | 54 | 42,9 | 21,7 | 0,0007 | 0,0004 | 0,0017 |
| Média | - | 28,0 | 11,7 | 0,10 | 0,05 | 0,16 |
| CV _{exp.} (%) | - | 23,3 | 39,6 | 24,5 | 40,3 | 26,1 |

^{ns} valor não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

** valor significativo ao nível de 1% de probabilidade de erro, pelo teste F.

GL = graus de liberdade, CV_{exp.} = coeficiente de variação experimental.

ANEXO P - Resumo da análise de variância para os valores de porcentagem de emergência (E %) e porcentagem de sobrevivência (S %) considerando os fatores F1: idade da área; F2: preparo do solo e F3: espécie

| Causas da Variação | GL | Quadrados Médios | |
|------------------------|-----|------------------------|-----------------------|
| | | E (%) | S (%) |
| Bloco | 9 | 3.018,31* | 2433,70 ^{ns} |
| F1 | 2 | 2.490,33 ^{ns} | 36307,65** |
| Subparcela | 18 | 1.144,48** | 3181,78** |
| F2 | 2 | 18.023,84** | 27882,10** |
| F3 | 8 | 19.072,18** | 32250,17** |
| F1*f2 | 4 | 413,59 ^{ns} | 860,40 ^{ns} |
| F1*f3 | 16 | 3093,77** | 2871,62** |
| F2*F3 | 16 | 1.143,68** | 2050,16** |
| F1*F2*F3 | 32 | 262,43 ^{ns} | 1038,24* |
| Resíduo | 702 | 243,17 | 664,34 |
| Média | - | 28,06 | 30,25 |
| CV _{exp.} (%) | - | 55,56 | 85,19 |

^{ns} valor não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

** valor significativo ao nível de 1% probabilidade de erro, pelo teste F.

(1) dados transformados por $(n/10)^{0,5}$ pelo teste de Hartley ao nível de 5% de probabilidade de erro. n = dado amostrado.

CV_{exp.} = coeficiente de variação experimental, GL = graus de liberdade.

ANEXO Q - Resumo da análise de variância para os valores de massa seca da parte aérea (MSPA), massa seca da raiz (MSR) e massa seca total (MST) por plântula, considerando os fatores F1: idade da área, F2: preparo do solo e F3: espécie

| Causas da Variação | GL | Quadrados Médios | | |
|------------------------|-----|----------------------|----------------------|----------------------|
| | | MSR ⁽¹⁾ | MSPA ⁽¹⁾ | MST ⁽¹⁾ |
| Bloco | 9 | 0,0062 ^{ns} | 0,0082 ^{ns} | 0,0147 ^{ns} |
| F1 | 2 | 0,0711 ^{**} | 0,0810 ^{**} | 0,1521 ^{**} |
| Subparcela | 18 | 0,0058 ^{**} | 0,0073 ^{**} | 0,0133 ^{**} |
| F2 | 2 | 0,0079 ^{**} | 0,0197 ^{**} | 0,0282 ^{**} |
| F3 | 8 | 0,0292 ^{**} | 0,0785 ^{**} | 0,1050 ^{**} |
| F1*f2 | 4 | 0,0002 ^{ns} | 0,0014 ^{ns} | 0,0014 ^{ns} |
| F1*f3 | 16 | 0,0060 ^{**} | 0,0093 ^{**} | 0,0150 ^{**} |
| F2*f3 | 16 | 0,0019 ^{**} | 0,0034 ^{**} | 0,0053 ^{**} |
| F1*f2*f3 | 32 | 0,0006 ^{ns} | 0,0012 ^{ns} | 0,0018 ^{ns} |
| Resíduo | 702 | 0,0006 | 0,0010 | 0,0016 |
| Média | – | 0,0258 | 0,0470 | 0,0729 |
| CV _{exp.} (%) | – | 77,03 | 69,05 | 70,51 |

^{ns} valor não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste F.

^{**} valor significativo ao nível de 1% probabilidade de erro, pelo teste F.

⁽¹⁾ dados transformados por $(n/10)^{0,5}$ pelo teste de Hartley ao nível de 5% de probabilidade de erro. n = dado amostrado.

CV_{exp.} = coeficiente de variação experimental, GL = graus de liberdade.