

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

**Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para
restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**

Ingo Isernhagen

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Recursos Florestais com opção em Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2010**

Ingo Isernhagen
Bacharel e Licenciado em Ciências Biológicas

**Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para
restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**

Orientador:
Prof. Dr. RICARDO RIBEIRO RODRIGUES

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Recursos Florestais
com opção em Conservação de Ecossistemas
Florestais

Piracicaba
2010

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

Isernhagen, Ingo

Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil / Ingo Isernhagen. - - Piracicaba, 2010.
105 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2010.

1. Cobertura do solo 2. Comunidades vegetais 3. Densidade de semeadura 4. Florestas
5. Germinação 6. Semeadura I. Título

CDD 634.94
178u

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

Para Elaine e Catarina, esposa e filha a caminho.

AGRADECIMENTOS

As pessoas e instituições que me ajudaram em mais essa fase da vida:

- Minha maravilhosa e espetacular “esposinha” Elaine, por existir em minha vida e por todo o apoio. Você sempre foi minha principal incentivadora, crítica e apoiadora, uma inspiração para sempre fazer tudo bem feito, buscando a excelência.
- Fidel, meu cão maluco e rabugento, sincero e leal como todo bom cão.
- Pedro Henrique Santin Brancalion, em especial, pela empolgação e orientação, essenciais na condução dos experimentos.
- Ricardo Ribeiro Rodrigues, pelas oportunidades no LERF, pelo jeito prático de encarar a restauração e por ajudar a promover essa arte-ciência-prática pelo Brasil afora.
- Wander Laizo dos Santos, pelas muitas ajudas prestadas ao longo do experimento e pela amizade tranquila.
- Grupo São João, em especial à equipe do Programa Margem Verde, mais especificamente ao Sr. Ailton, Sr. Ricardo Ometto, Nenê e todos os funcionários que fizeram a manutenção das áreas. Obrigado por terem cedido os espaços e pelos apoios logísticos imprescindíveis. Restauração florestal sem o trabalho braçal não existe.
- FAPESP, pelo apoio oficial ao projeto 2007/50465-9, sem o qual não conseguiria implantar o experimento e realizar a maioria dos monitoramentos, bem como ir à Austrália.
- Programa de Pós Graduação em Recursos Florestais / ESALQ / USP, com especial agradecimento aos Profs. Vera Lex Engel, José Leonardo de Moraes Gonçalves e Flávio B. Gandara, membros da banca de qualificação, cujos comentários foram importantes na reta final do trabalho.
- André Nave, pelos aprendizados na Adequação Ambiental e pela convivência amistosa.
- Fundação Espaço Eco, pelo hidrogel; Piraí Sementes, na figura do Donizeti, pelas sementes de feijão-guandu e pelas orientações; equipe da Bioflora, pelo empréstimo de alguns materiais, pelo espaço cedido e por alguns conselhos.
- Pessoal do LERF: não vou nem citar nomes, pois muitos me ajudaram, de diferentes maneiras, durante minha passagem por Piracicaba. Espero que, assim como recebi muita ajuda, possa ter ajudado alguns.
- Todos os “extra-LERF” que me ajudaram na instalação e nos monitoramentos dos experimentos: Helena (Laboratório de Sementes, pelas dicas de testes de germinação), Cássia (Laboratório de Anatomia e Morfogênese, pela compra do ácido sulfúrico), Alessandra Penha e seus alunos da UFSCar-Araras, Fausto Carnier e todos os estagiários de férias que passaram pelo LERF e me ajudaram (e pegaram muitos, mas muitos carrapatos...).

- Equipe da empresa LENC, pelo incentivo na reta final.
- Aos lobos-guarás.
- “Seu” Zuntini, proprietário da chácara ao lado de um dos experimentos, por ter dito que tinha um sonho de ver uma floresta ali antes de morrer. Espero ter ajudado.
- Meus familiares mais próximos: minha mãe Otília, irmãos Breno e Alexandre, cunhadas Valéria, Viviane e Kátia, sobrinhos Arthur, Beatriz e Luiz Antonio, sogra Nair e Jairo. E ao meu pai, Karl: espero que, lá de onde estiver, tenha orgulho de ver esse trabalho.

"Querer complicar demais as coisas
pode ser um jeito de disfarçar a própria incompetência"

Um *chefe* de cozinha

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
2 MATERIAL E MÉTODOS	23
2.1 Caracterização das áreas experimentais	23
2.2 Ações de preparo e manutenção das áreas experimentais e delineamento experimental.....	27
2.3 Escolha das espécies, preparo das sementes e implantação	30
2.3.1 Semeadura direta de preenchimento	30
2.3.2 Semeadura direta de enriquecimento	36
2.4 Coleta e análise dos dados	44
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
3.1 Semeadura direta de preenchimento	49
3.1.1 Relação entre número de sementes utilizadas x número de indivíduos estabelecidos na semeadura direta de preenchimento	49
3.1.2 Densidade de indivíduos na semeadura direta de preenchimento	53
3.1.3 Densidades de indivíduos por espécie na semeadura direta de preenchimento...59	
3.1.4 Relação tempo x ocupação da área na semeadura direta de preenchimento.....	62
3.1.5 Alturas dos indivíduos e coberturas nas linhas de semeadura direta de preenchimento.....	64
3.1.6 Investimentos para aquisição de sementes x mudas	84
3.2 Semeadura direta de enriquecimento	86
3.3 Apontamentos técnicos	92
4 CONCLUSÕES	95
REFERÊNCIAS.....	97

RESUMO

Uso de sementeira direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil

O número de ações de restauração ecológica no bioma Mata Atlântica tem crescido, e a sementeira direta tem sido apontada como uma técnica complementar ao plantio de mudas de árvores, especialmente devido à possibilidade de diminuição dos custos. O presente experimento buscou testar o uso dessa técnica em larga escala, ao propor a rápida ocupação e cobertura (preenchimento) de duas áreas agrícolas degradadas com baixa resiliência através da sementeira direta de espécies de rápido crescimento e boa cobertura de copa. Em um segundo momento buscou-se utilizar a sementeira direta para enriquecimento dessas áreas. A implantação ocorreu na Usina São João, Araras, estado de São Paulo, em duas Áreas de Preservação Permanente abandonadas após uso agrícola (Área 1 e Área 2). Para a sementeira direta de preenchimento foram utilizadas 16 espécies arbóreas nativas, em cujos lotes de sementes foram realizados testes de germinação em laboratório. O delineamento experimental foi o inteiramente aleatorizado na Área 1 (48 parcelas de 200m² – 0,96ha) e o de blocos casualizados na Área 2 (30 parcelas de 300m² – 0,90ha). Foram aplicados três tratamentos em campo, baseados em três diferentes densidades de sementes, calculadas com base em uma projeção de indivíduos esperada no campo (Área 1 – 16 repetições / Área 2 – 10 repetições). Ao longo de 15 meses após a sementeira (A.S.) na Área 1 e 6 meses A.S. na Área 2 foi monitorado o número de indivíduos sobreviventes. Na Área 1 também ocorreu o monitoramento de altura e cobertura de copa nas linhas de sementeira (CL) por 34 meses A.S. As taxas de emergência foram cerca de 70-90% menores que as obtidas em laboratório. Mesmo assim, as densidades de indivíduos foram elevadas e diretamente relacionadas às diferentes densidades de sementes utilizadas, alcançando-se projeções de 1.215 ind.ha⁻¹ a 13.002 ind.ha⁻¹. Em um a três meses A.S. a densidade de indivíduos já tinha alcançado valores próximos aos obtidos no final dos monitoramentos. Aos 34 meses A.S. houve registro de indivíduos com <0,50m a 7,01-8,0m de altura, com o maior percentual (29,05%) na faixa dos 3,01m – 4,0m de altura. Também aos 34 meses A.S., mais de 70% das linhas de sementeira apresentaram valores de CL acima de 101%. O custo para aquisição de sementes para obter uma muda no campo a partir de sementeira direta da maioria das espécies utilizadas pode ser duas a três vezes menor que o preço de uma muda em viveiro. Após o preenchimento das duas áreas experimentais, foram implantadas as sementeiras diretas de enriquecimento, com 30 espécies na Área 1 e 35 espécies na Área 2. Problemas relacionados à infestação por plantas daninhas, revolvimento do solo por animais e predação por formigas dificultaram a emergência das plântulas. A sementeira direta de espécies arbóreas nativas de preenchimento mostrou-se efetiva tanto técnica como economicamente para a ocupação inicial de áreas agrícolas em restauração. Porém, a efetividade é dependente das espécies utilizadas e das condições específicas do local, como o solo, sendo necessário realizar diagnósticos prévios à implantação e mesmo considerar o plantio de mudas como técnica complementar.

Palavras-chave: Sementeira de preenchimento; Densidade de sementes; Emergência; Cobertura do solo; Sementeira de enriquecimento; Comunidade florestal; Floresta Estacional Semidecidual

ABSTRACT

Direct seeding of native tree species for forest restoration of agricultural lands, southeastern Brazil

The number of restoration projects in the Atlantic Forest biome is increasing, and direct seeding has been identified as a complement technique to the planting of tree seedlings, especially considering the possibility of reducing the costs of the activity. This experiment sought to test the large scale use of this technique, by proposing the fast occupation and coverage (filling) of two degraded agricultural lands with low resilience through direct seeding of fast growing and wide canopy tree species. In a second moment, it was tested the use of direct seeding to increase plant richness of these areas. The experiment was set at the Usina São João, Araras, São Paulo state, in two Permanent Preservation Areas (riparian areas) abandoned after agricultural use (Area 1 and Area 2). For the filling direct seeding, 16 native tree species were used, in which seed germination tests were carried out in laboratory. The experimental design was the completely randomized in Area 1 (48 plots of 200m² – 0,96ha) and the randomized blocks in Area 2 (30 plots of 300m² – 0,90ha). Three treatments were tested in the field, based on three different densities of seed sowing, calculated according to an expected projection of individuals number (Area 1 – 16 repetitions / Area 2 – 10 repetitions). The number of surviving individuals was monitored over 15 months after seeding (A.S.) in Area 1 and 6 months A.S. in Area 2. Tree height and canopy cover were also monitored in Area 1 in the seeded lines (CL) during 34 months A.S. Emergence rates were about 70-90% lower than those obtained in laboratory. Even so, the densities of individuals were elevated and directly related to the different densities of seeds used, reaching a projected density on the experimental plots of 1,215 ind.ha⁻¹ to 13,002 ind.ha⁻¹. In one to three months A.S., the density of individuals had already reached levels close to those obtained at the end of monitoring. Thirty four months A.S., individuals of <0.50m to 7.0m-8.0m high were recorded, with the largest percentage (29.05%) in the range of 3.01m-4.0m. In this evaluation, over 70% of seeded lines showed CL above 101%. The expenses with seed acquisition to obtain a single seedling in the field from direct seeding of most species used was two to three times lower than the price of an individual seedling in nurseries. After covering the two experimental areas, direct seeding was implanted to increase plant richness, with 30 species in Area 1 and 35 species in Area 2. Problems related to weed infestation, soil disturbance by animals and predation by ants hindered seedling emergence. Direct seeding of native tree species was both technically and economically effective to the initial occupation of agricultural lands through restoration. However, effectiveness is dependent on the species used and the local site conditions, such as soils, being necessary a pre-implantation diagnosis and even the need of seedling plantation as a complementary technique.

Keywords: Filling direct seeding; Seed density; Emergence; Soil coverage; Enrichment direct seeding; Forest community; Seasonal Semideciduous Forest

1 INTRODUÇÃO

Diante da intensa destruição e degradação de ecossistemas no mundo todo, a restauração ecológica surge como uma importante alternativa para mitigar parte dos impactos negativos decorrentes das ações antrópicas no ambiente (CHAZDON, 2008; BENAYAS et al., 2009). Dentre os diferentes ecossistemas mundiais que demandam ações urgentes de restauração ecológica em larga escala, destacam-se os *hotspots* para a conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000), restaurando corredores ecológicos para interligar os fragmentos remanescentes. Contudo, apenas cerca de 20% da pesquisa em restauração ecológica publicada em periódicos internacionais foi conduzida em países em desenvolvimento (ARONSON et al., 2010), que concentram 26 dos 34 *hotspots* (MITTERMEIER et al., 2004).

O bioma Mata Atlântica, um dos *hotspots* localizados na região neotropical, destaca-se como um dos que mais demandam ações urgentes de restauração (LAURANCE, 2009). Os cerca de 1,3 milhões de Km² de cobertura original desse bioma foram reduzidos a cerca de 11-16%, sendo que aproximadamente 80% dos fragmentos florestais são menores que 50ha (RIBEIRO et al., 2009) e muito degradados, por ações históricas de perturbação (TABARELLI et al., 2010). Esse bioma compreende essencialmente diferentes formações florestais, entre as quais as Florestas Estacionais Semidecíduais (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; SCARANO, 2009). Ocupando outrora amplas extensões territoriais no sudeste brasileiro, como no interior do Estado de São Paulo, a Floresta Estacional Semidecidual (FES) passou por severos processos de degradação nos séculos XIX e XX (OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997), sendo o avanço de atividades agropecuárias a principal causa dessa degradação. A complexidade de soluções necessárias para restauração das florestas e demais formações vegetacionais no bioma Mata Atlântica, entre as quais a FES, é enorme. Essa realidade se deve à heterogeneidade ambiental existente (solos, topografia, microclima, influência do entorno, etc.), com consequente heterogeneidade vegetacional e também diferentes históricos de degradação, particularizando a resiliência desses ecossistemas degradados e, portanto, a metodologia exigida para a restauração (RODRIGUES et al., 2009).

O desenvolvimento de novos paradigmas da Ecologia da Restauração nos últimos 20 anos (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009) passou a considerar a influência das condições locais na atividade de restauração florestal, que tem sido recentemente considerada como um processo de aceleração do restabelecimento de comunidades por meio de ações diretas e indiretas que sustentem a sucessão florestal (PICKETT et al., 1992; PALMER; AMBROSE; POFF, 1997; PARKER; PICKETT, 1999, CHOI, 2004; ARONSON; van ANDEL, 2005). Criam-se, dessa forma, condições para que a população remanescente ou introduzida se autoperpetue no local e permaneça na comunidade vegetal por tempo indeterminado (RODRIGUES et al., 2009).

Segundo esse entendimento, os projetos de restauração florestal deveriam ser desenvolvidos buscando remover ou minimizar os impactos da degradação ocorrida, recriar ou proteger uma estrutura florestal capaz de prover um sombreamento rápido e permanente, manter ou incrementar o número de espécies arbóreas, favorecer a invasão de outras formas biológicas, prover abrigo e alimento para a fauna local e manejar espécies exóticas invasoras (KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2003; RODRIGUES; MARTINS; GANDOLFI, 2007; RODRIGUES et al., 2009). Além dessas estratégias, as ações de restauração do bioma têm incorporado os preceitos da Ecologia de Paisagem, aumentando a conectividade entre os fragmentos florestais existentes, o que pode auxiliar na viabilização da sobrevivência e perpetuação das espécies em médio e longo prazos (METZGER, 2003; RIBEIRO et al., 2009). Uma iniciativa recente de restauração florestal que merece destaque pela magnitude geográfica, adesão institucional e pelo rigor técnico almejado é o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, um projeto ambicioso que pretende proporcionar a restauração de 15 milhões de hectares do bioma Mata Atlântica até o ano de 2050 (PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2010). Esse projeto ressalta como a restauração em larga escala é hoje necessária para reconectar os fragmentos hoje isolados na paisagem e aumentar as chances de perpetuação futura da biota da Mata Atlântica.

Reconhece-se, no entanto, que é difícil prever as trajetórias do processo sucessional, pois a sucessão é dirigida de acordo com as especificidades do sítio em

restauração, incluindo o histórico de perturbações, além da habilidade e desempenho diferenciado dos organismos (FIEDLER et al., 1997). Guariguata e Ostertag (2001) indicaram que alguns eventos e processos como colonização da área, fechamento do dossel, recuperação da riqueza florística e incremento em área basal e biomassa são comuns no processo da sucessão secundária. Na tentativa de facilitar a operacionalização dos projetos em campo e permitir que o processo de sucessão secundária ocorra, é usual a utilização de consórcios de espécies pertencentes a diferentes grupos ecológicos ou funcionais (GOURLET-FLEURY et al., 2005; NAVE; RODRIGUES, 2007), cujas características vem sendo descritas e discutidas desde trabalhos como de Budowski (1965) e Whitmore (1976), entre outros. Recentemente, a Ecologia da Restauração tem buscado novas abordagens para a escolha desses grupos de espécies, com foco em atender objetivos estruturais e funcionais específicos nos projetos de restauração ecológica (*framework species approach*) (TUCKER; MURPHY, 1997; ELLIOTT et al., 2003.; FLORENTINE; WESTBROOKE, 2004).

Entre as estratégias de restauração possíveis dentro desse entendimento, pode-se, por exemplo, utilizar um consórcio de espécies que proporcione uma rápida ocupação de áreas degradadas, a baixos custos. A rápida cobertura pode auxiliar no controle de plantas competidoras (FLORENTINE; WESTBROOKE, 2004; BALANDIER; FROCHOT; SOURISSEAU, 2009; WILLOUGHBY; JINKS, 2009), notadamente gramíneas exóticas invasoras. Além disso, pode também melhorar as condições microclimáticas e a estrutura física e química do solo, atraindo também a fauna local (LUGO, 1997; TUCKER; MURPHY, 1997) e criando um micro-habitat florestal, sendo determinante na continuidade dos processos de sucessão secundária (MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007).

Porém, somente a rápida cobertura de uma área degradada por uma comunidade vegetal com baixa riqueza nem sempre garante a continuidade do processo de sucessão secundária, embora possa funcionar como um catalisador para que ela ocorra, dependendo das condições locais. A limitação na chegada de propágulos de espécies nativas aos locais alvo dos trabalhos de restauração tem sido relatada em diversos países da América Latina (NEPSTAD; UHL; SERRÃO, 1990; AIDE; CAVALIER, 1994; HOLL, 1999; HOOPER; LEGENDRE; CONDIT, 2005). Muitos

projetos de restauração florestal não seguem essas recomendações, comprometendo a auto-sustentabilidade da comunidade, especialmente se a resiliência local for baixa e se não existirem fragmentos bem conservados no entorno que possam ser fontes de propágulos (SOUZA; BATISTA, 2004). Nesse contexto, intervenções que busquem enriquecer essas áreas com novas espécies e formas biológicas passam a ser importantes, visando à busca pelo restabelecimento dos processos ecológicos florestais. Entende-se por enriquecimento a introdução de espécies secundárias tardias ou climáticas diferentes das encontradas entre os regenerantes autóctones da área em restauração (RODRIGUES; GANDOLFI, 2007), sendo possível também a introdução de outras formas biológicas. Algumas possíveis estratégias de enriquecimento são a transposição de serapilheira e bancos de sementes alóctone (GASPARINO et al., 2006; JAKOVAC, 2007; ZANETI, 2008; BERTONCINI; RODRIGUES, 2008; BRAGA et al., 2008; MARTINS et al., 2008), a transposição de plântulas (CARNEIRO; RODRIGUES, 2007; VIANI; RODRIGUES, 2009), o uso de poleiros artificiais (MELO, 2000; REIS; BECHARA; TRES, 2010), a indução da germinação do banco de sementes, o plantio de mudas e a semeadura direta (RODRIGUES; GANDOLFI, 2007).

Embora o leque de estratégias de restauração seja atualmente maior, a baixa resiliência e o fato de existirem poucos fragmentos remanescentes, geralmente muito pequenos e muito degradados, que possam contribuir com o fornecimento de espécies nativas para as áreas com necessidade de restauração (RIBEIRO et al., 2009) definiu o plantio de mudas como método mais usual de restauração na Mata Atlântica (RODRIGUES et al., 2009). Infelizmente, tal método de restauração florestal tem um alto custo, com investimentos da ordem de R\$ 5.000,00 a R\$ 8.000,00 ha⁻¹ (FUNDAÇÃO FLORESTAL; FUNDO FLORESTAR, 1994; KAGEYAMA; GANDARA, 2003), dificultando a aplicação do método em larga escala ou mesmo com densidades maiores de plantio, tornando premente a busca por métodos de restauração de baixo custo que possibilitem a rápida colonização das áreas em processo de restauração por espécies nativas. Especialmente devido ao alto custo, alguns pesquisadores têm buscado desenvolver técnicas de restauração alternativas ou complementares ao plantio de mudas, sendo a semeadura direta uma delas (BULLARD et al., 1992; ENGEL; PARROTA, 2001; LAMB; ERSKINE; PARROTA, 2005; AERTS et al., 2006;

JINKS, 2006; DODD; POWER, 2007; WILLOUGHBY; JINKS, 2009; RODRIGUES et al., 2009).

O uso da técnica de semeadura direta tem crescido nos últimos anos (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005), sendo que a seleção adequada de espécies para semeadura direta, considerando as características fisiológicas das sementes e o grupo ecológico ou funcional da espécie, pode tornar a técnica operacionalmente mais vantajosa para uma rápida ocupação de áreas degradadas, a baixos custos (ENGEL; PARROTA, 2001). Embora as iniciativas com a técnica de semeadura direta remontem aos anos de 1920 no Hemisfério Norte (POMPÉIA, 2005), as primeiras experiências registradas com semeadura direta no Brasil remontam aos anos de 1960, quando estudos com objetivos silviculturais coordenados pela Food and Agriculture Organization (FAO) na Amazônia propuseram o método para algumas espécies, especialmente as com crescimento rápido e com sementes razoavelmente grandes, baratas e abundantes (PITT, 1969). Nos últimos 10 anos intensificaram-se os experimentos com a técnica de semeadura direta, testando-se diferentes métodos em campo para algumas espécies arbóreas nativas.

Mattei e Rosenthal (2002) realizaram experimento de semeadura direta para enriquecimento de capoeiras com a espécie *Peltophorum dubium*, com uso de protetores físicos (copos plásticos e de papel) para as sementes. Os resultados indicaram que o uso desses protetores, por propiciar melhores condições no microssítio de germinação e excluir a predação das sementes, propiciou efeitos benéficos sobre a emergência, sobrevivência e densidade inicial das plântulas. Meneghello e Mattei (2004) também apresentaram resultados positivos quanto ao uso de protetores físicos para as espécies *P. dubium*, *Cedrela fissilis* e *Enterolobium contortisiliquum*. Os pesquisadores também destacaram a importância do manejo inicial de plantas competidoras no aumento da densidade populacional inicial de plântulas das espécies arbóreas, o que foi corroborado pelos estudos de Araki (2005).

Os resultados obtidos por Santos Jr., Botelho e Davide (2004) ressaltaram a necessidade de compreender os diferentes desempenhos das espécies em campo, relacionados especialmente às exigências nutricionais, fertilidade do solo, umidade e luminosidade. Malavasi, Gasparino e Malavasi (2005) apontaram a importância da

profundidade de semeadura na germinação, sendo que as sementes colocadas a 2cm de profundidade sobreviveram mais do que as semeadas em superfície. Porém, a influência da profundidade pode ser variável, dependendo das necessidades fisiológicas para germinação em cada espécie. Os resultados obtidos por Basso (2008), em experimento de hidrossemeadura com espécies arbustivas e arbóreas nativas, destacaram a necessidade de evitar o uso de espécies com características alelopáticas, como *Mimosa bimucronata*.

Pompéia (2005), revisando as recomendações de pesquisa para semeadura aérea, apontou os estudos das características biológicas das espécies arbóreas, especialmente a germinação das sementes e estabelecimento das plântulas, a identificação das áreas e épocas de plantio mais adequadas, a seleção de técnicas para o preparo do terreno e a utilização de microorganismos benéficos associados às sementes como pontos focais para novas pesquisas. Quanto a essa última linha de pesquisa indicada, Soares e Rodrigues (2008) avaliaram os efeitos da inoculação de rizóbio no estabelecimento e crescimento inicial de 20 leguminosas arbóreas em semeadura direta, revelando respostas diferenciadas de acordo com as espécies. Ferreira et al. (2009) indicaram que o sucesso da semeadura direta está também relacionado ao pré-tratamento das sementes e ao tamanho das sementes, sendo que as sementes com maior massa específica apresentaram emergência mais rápida e maior sobrevivência aos 90 dias após semeadura. Outra técnica também recomendada para aumentar a eficiência de uso de sementes de espécies nativas na semeadura direta é o condicionamento fisiológico dessas sementes (BRANCALION et al., 2010).

Com a realização desses experimentos tem sido possível avançar no conhecimento da técnica, mas ainda sem estabelecimento de protocolos confiáveis que possam ser divulgados e utilizados em larga escala. Nesse sentido, não somente esses trabalhos desenvolvidos no Brasil, mas outros em todo o mundo corroboram as limitações no método, como a predação de sementes e plântulas (CHAPMAN; CHAPMAN, 1999; LÖF; THOMSEN; MADSEN, 2004) e a baixa sobrevivência das plântulas germinadas, especialmente de espécies com sementes pequenas (CAMARGO; FERRAZ; IMAKAWA, 2002). Outras limitações também são apontadas na literatura pertinente, como os efeitos da competição com plantas já existentes e a

necessidade de maiores cuidados de manutenção inicial da área em restauração (LI et al., 2009; JESUS; ROLIM, 2005), a importância da existência de microssítios apropriados para germinação (AERTS et al., 2006; DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006) e as condições climáticas após a semeadura (DE STEVEN, 1991; DOUST; ERSKINE, LAMB, 2008). Burton et al. (2006) também destacaram a dificuldade na escolha das espécies mais adequadas para a técnica, e apontaram a incerteza nas densidades de sementes que devem ser utilizadas para garantir a germinação e estabelecimento dos indivíduos.

A revisão de literatura referente ao tema revela as potencialidades da semeadura direta para a restauração ecológica em larga escala, com menores custos, mas considera também a necessidade ainda evidente de aprimoramento técnico-científico do método. Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo geral avaliar a eficiência técnica e econômica da semeadura direta de espécies arbóreas nativas para a colonização inicial de áreas agrícolas abandonadas com baixa resiliência e para o enriquecimento de áreas florestais restauradas com baixa riqueza de espécies. Algumas perguntas guiaram o desenvolvimento do experimento:

- qual a densidade adequada de sementes necessária para proporcionar a ocupação inicial da área degradada e o posterior enriquecimento?
- em quanto tempo a área degradada será ocupada através da formação de uma comunidade vegetal de ocupação inicial através da semeadura direta?
- quais os investimentos financeiros necessários para a ocupação inicial da área degradada através da semeadura direta e para posterior enriquecimento?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização das áreas experimentais

As duas áreas onde foram realizados os experimentos de semeadura direta localizam-se na Usina São João (pertencente ao Grupo USJ), produtora de açúcar e álcool do município de Araras, Estado de São Paulo. A região está sob influência predominante do Bioma Mata Atlântica, mas próxima à transição com o Bioma Cerrado (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 1992) (Figura 1), sendo a Floresta Estacional Semidecidual a formação florestal mais comum.

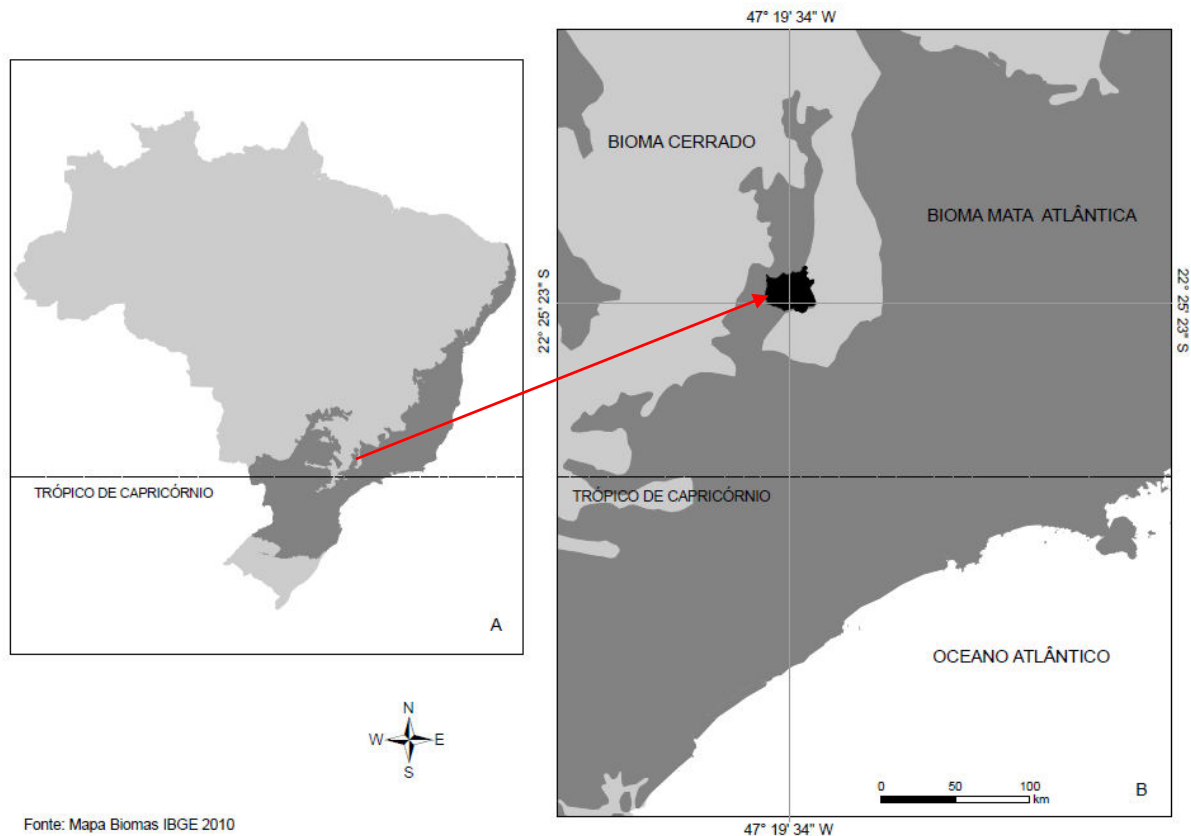


Figura 1 – Mapas de contextualização do local do experimento. A: destaque para os limites do Bioma Mata Atlântica no Brasil; B: localização do município de Araras (em preto, com coordenadas de referência), em zona de transição entre os Biomas Mata Atlântica e Cerrado, Estado de São Paulo, Brasil

Segundo dados do mais recente inventário florestal do Estado de São Paulo, o município de Araras possui apenas 4,83% de cobertura vegetal (SIFESP, 2010). Refletindo o padrão da região, a USJ apresenta poucos fragmentos bem conservados e conectados de FES, e as áreas degradadas encontradas caracterizam-se por serem principalmente áreas abandonadas após utilização intensiva para produção agrícola, o que levou à quase eliminação do potencial de auto-regeneração da FES. Assim, tornam-se necessárias ações diretas de restauração florestal, que vêm sendo executadas desde 1999 na usina através de plantio de mudas de árvores, a maioria nativas.

O clima regional é do tipo Cwa de Köppen, mesotérmico de inverno seco, com temperatura média do mês mais frio inferior a 18°C e a do mês mais quente ultrapassando 22°C. O índice de pluviosidade anual deste tipo climático varia entre 1.100 a 1.700 mm. A estação seca nesta região ocorre entre os meses de abril até setembro, sendo julho o mês que atinge o maior déficit hídrico, com pluviosidade média não ultrapassando 30mm. Os meses mais chuvosos oscilam entre janeiro e fevereiro. A Figura 2 apresenta os dados de pluviosidade coletados pela USJ durante o período de instalação e monitoramento do experimento (dez/2006 a abr/2010).

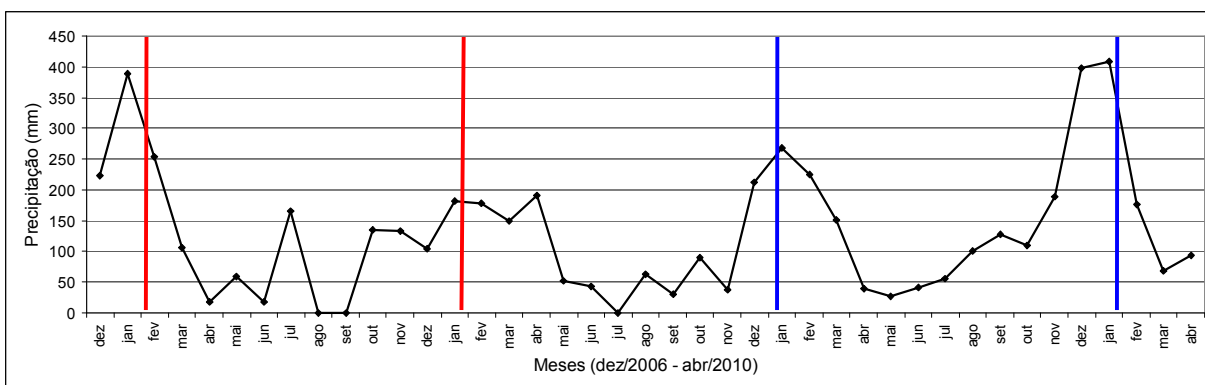


Figura 2 – Dados de pluviosidade coletados na Usina São João, Araras, SP, durante o período de dezembro de 2006 a abril de 2010 (Fonte: dados fornecidos pelo Grupo USJ). Em vermelho, momentos em que foram realizadas as semeaduras de preenchimento. Em azul, momentos em que foram realizadas as semeaduras de enriquecimento

O experimento foi conduzido em duas áreas distintas, sendo que ambas estavam ocupadas há mais de 20 anos por plantios anuais ou semiperenes, não

possuíam indivíduos regenerantes de espécies arbustivas e arbóreas nativas e estavam distante de fragmentos florestais.

Imediatamente antes da instalação do experimento, a “Área 1” ($22^{\circ}25'23''\text{S}$ / $47^{\circ}19'34''\text{W}$) encontrava-se ocupada por plantio de sorgo. Historicamente o solo dessa área foi alterado devido a construção de uma barragem (Figura 3), encontrando-se inclusive restos de entulho e lixo em alguns trechos. O solo é predominantemente do tipo Latossolo Vermelho Distrófico (EMBRAPA, 2006) nas camadas mais superficiais e nas porções mais elevadas do terreno. Em um trecho da área, localizado próximo a uma nascente e brejo, em porção mais baixa do terreno, houve um aterramento de Gleissolo há cerca de 40 anos, o que condiciona a ocorrência de encharcamentos esporádicos. A área inteira pode ser caracterizada como de Preservação Permanente (APP). A Tabela 1 apresenta os resultados das análises químicas feitas no local (20cm de profundidade), considerando as duas tipologias de solo encontradas.

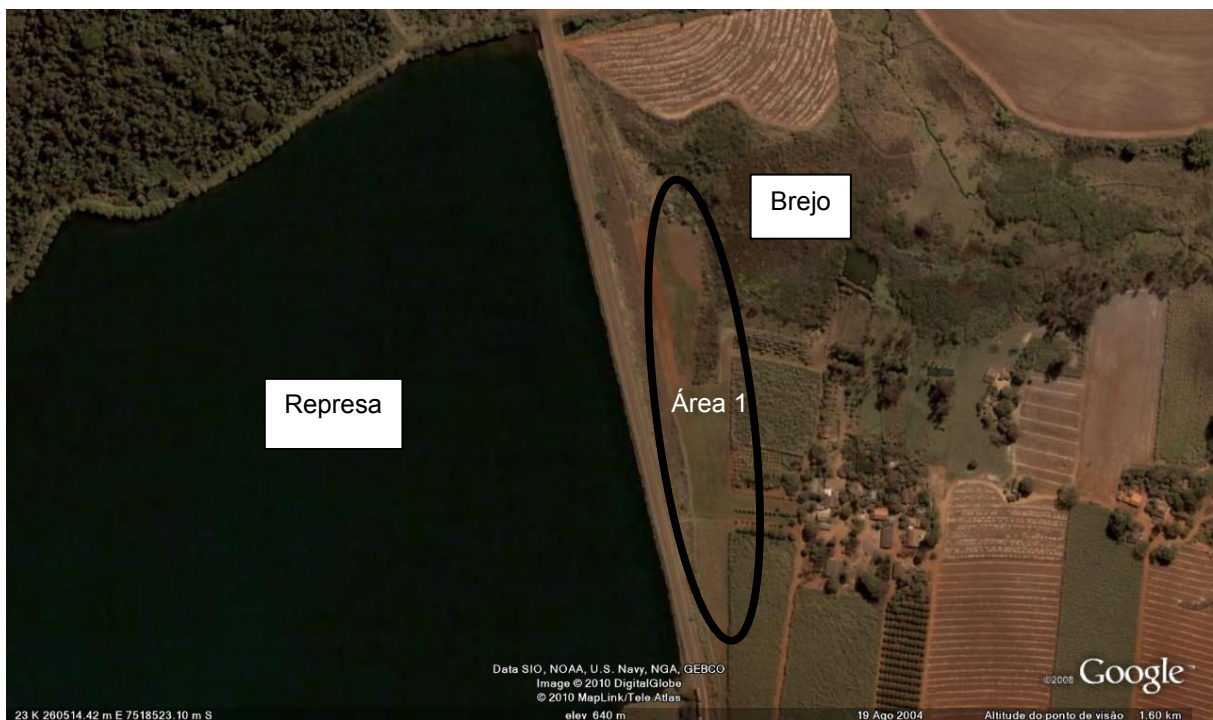


Figura 3 – Vista geral da Área 1 (contorno em preto), onde foram desenvolvidos experimentos de semeadura direta. Notar proximidade de represa e brejo (Usina São João, Araras, SP) (Fonte: *Google Earth*)

Tabela 1 – Resultados da análise química da camada de 0-20cm de profundidade das duas tipologias de solo encontradas na “Área 1” do experimento de semeadura direta (Usina São João, Araras, SP)

Área 1	pH	M.O	P	K	Ca	Mg	H+Al	Al	CTC	SB	V	m
	CaCl ₂	g/dm ³	mg/dm ³	mmolc/dm ³						%		
Latossolo Vermelho Distrófico	5,4	26	48	4,3	22	7	20	TR*	53	33	62	TR*
Gleissolo aterrado	4,8	25	22	3,6	15	5	37	3	61	24	39	11

* TR = traços.

A “Área 2” (22°25'52”S / 47°22'49”W), também considerada Área de Preservação Permanente, estava ocupada por cana-de-açúcar antes da instalação do experimento. Possui maior homogeneidade espacial na composição do solo, que é do tipo Nitossolo Vermelho Eutrófico (EMBRAPA, 2006) e que foi por muito tempo adubado e preparado para o cultivo da cana-de-açúcar. Apresenta topografia plana, situando-se próxima a uma área de restauração florestal que foi implantada há cerca de sete anos, mas com baixa riqueza de espécies nativas e muitas espécies exóticas (Figura 4). A Tabela 2 apresenta os resultados das análises químicas feitas no local (20cm de profundidade).



Figura 4 – Vista geral da Área 2 (contorno em preto), onde foram desenvolvidos experimentos de semeadura direta (Usina São João, Araras, SP) (Fonte: *Google Earth*)

Tabela 2 – Resultados da análise química da camada de 0-20cm de profundidade de solo realizada na “Área 2” do experimento de semeadura direta (Usina São João, Araras, SP)

Área 2	pH	M.O	P	K	Ca	Mg	H+Al	Al	CTC	SB	V	m
	CaCl ₂	g/dm ³	mg/dm ³	mmolc/dm ³							%	
Nitossolo Vermelho Eutrófico	5,2	34	48	6,7	41	11	42	0	100,7	58,7	58	0

2.2 Ações de preparo e manutenção das áreas experimentais e delineamento experimental

A Tabela 3 apresenta as principais ações de preparo prévio e de manutenção das duas áreas experimentais durante o experimento de semeadura direta.

Tabela 3 – Principais ações de manejo adotadas para o preparo prévio à semeadura e manutenção nas duas áreas experimentais

(continua)

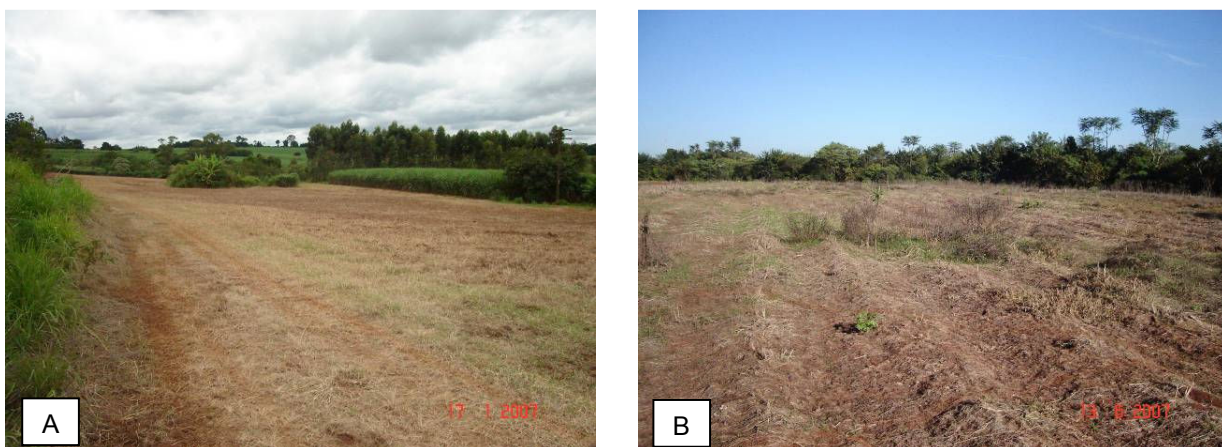
Atividade	Área 1	Área 2	
Implantação	Controle de plantas competidoras (antes da implantação)	Semeadura de preenchimento – roçada mecanizada em área total, seguida de duas aplicações de <i>glyphosate</i> (5L/ha), com 15 dias de diferença entre ambas. Nova aplicação (3ª) foi realizada em ambas as áreas na semana anterior à semeadura (Figura 5) Semeadura de enriquecimento – roçada química com <i>glyphosate</i> (5L/ha) na Área 1; roçada semi-mecanizada na Área 2	
	Sulcagem (para semeadura direta de preenchimento)	Subsolador com 60cm de profundidade, em sistema de cultivo mínimo, melhorando as condições para penetração do sistema radicular das árvores e minimizando exposição do banco de sementes de plantas competidoras à luz	
	Adubação de base	Não houve	
	Instalação de parcelas e delineamento experimental	Inteiramente aleatorizado: 48 parcelas de 10m x 20m (200m ²), compostas por 10 linhas paralelas de 10m de extensão, com 2m de entrelinha – área total de 0,96ha (Figura 6)	Blocos casualizados: 10 blocos, cada um composto por três parcelas de 10m x 30m (300m ²), sendo 10 linhas paralelas de 10m de extensão e 3m de distância entre as linhas de semeadura – área total de 0,90ha (Figura 7)
	Mês de implantação das semeaduras	Preenchimento – Fevereiro / 2007 Enriquecimento (piloto) – Janeiro / 2009	Preenchimento – Janeiro / 2008 Enriquecimento – Janeiro / 2010

Tabela 3 – Principais ações de manejo adotadas para o preparo prévio à semeadura e manutenção nas duas áreas experimentais

(conclusão)

Atividade	Área 1	Área 2
Manutenção	Controle de plantas competidoras (após implantação)	Roçadas manuais (enxada) nas linhas e semimecanizada (roçadeira costal) nas entrelinhas, deixando o material cortado (palhada) sobre o solo. Na Área 1, durante 34 meses de experimento, foram realizadas cinco manutenções (a 5ª antes do enriquecimento). Na Área 2 foram realizadas duas manutenções nos seis meses iniciais, seguidas de um intervalo de 18 meses, após o qual foi realizada uma terceira manutenção (prévia ao enriquecimento)
	Adubação de cobertura e irrigação	Uma adubação de cobertura com cerca de 50g de adubo NPK 20:05:20 por planta (padrão na USJ), somente no experimento de semeadura de preenchimento na Área 1. Não houve irrigação em nenhuma das áreas
	Controle de formigas	Distribuição de iscas à base de sulfluramida em toda a área (três vezes na Área 1 e duas na Área 2)

Entre as plantas competidoras encontradas em ambas as áreas foram comuns a presença de espécies herbáceas das famílias Asteraceae, Fabaceae, Euphorbiaceae, Cyperaceae e Poaceae. Não foram encontradas elevadas infestações dessas áreas por indivíduos de *Brachiaria* spp. e *Panicum* spp., daninhas muito comuns e muito agressivas da região. Na Área 2 foi abundante a presença de mamona (*Ricinus communis*). Na Área 1, entre dezembro de 2007 e abril de 2008, as entrelinhas da semeadura direta de espécies arbóreas foram semeadas manualmente com duas linhas de feijão-guandu-anão (*Cajanus cajan*), como estratégia para minimizar a presença de plantas daninhas. Após roçagem dessa espécie a palhada foi deixada sobre o solo, auxiliando na cobertura do mesmo.

Figura 5 – vista geral da Área 1 (A) e da Área 2 (B) do experimento de semeadura direta após as aplicações iniciais de *glyphosate* em área total para controle de plantas competidoras

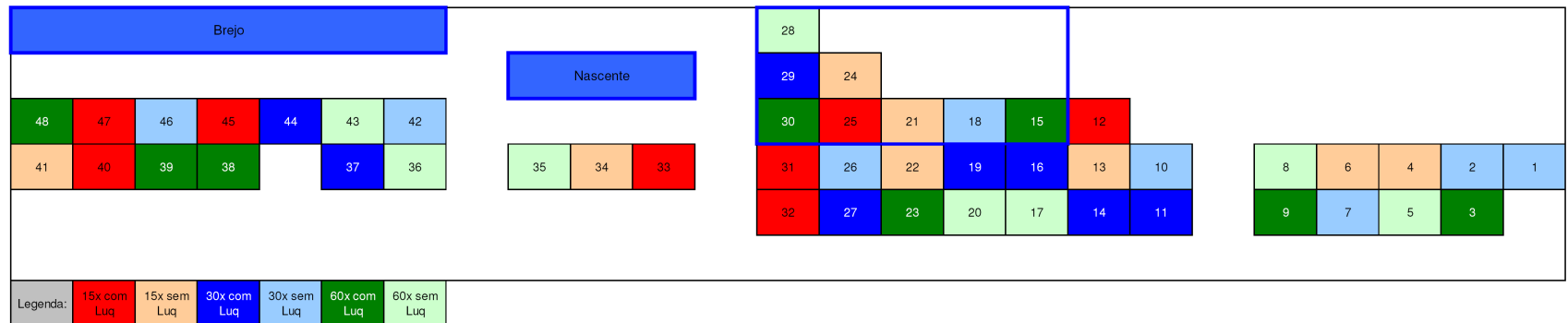


Figura 6 – Croqui de distribuição das parcelas de 200m² na Área 1 do experimento de semeadura direta (ver detalhamento dos tratamentos adiante). Os contornos azuis destacam o brejo, nascente e as parcelas que foram aloçadas sobre trecho de Gleissolo aterrado



Figura 7 – Croqui de distribuição das parcelas na Área 2 do experimento de semeadura direta. Os retângulos representam as parcelas de 300m² para os experimentos de preenchimento e enriquecimento, reunidas em 10 blocos de 3 parcelas.

2.3 Escolha das espécies, preparo das sementes e implantação

2.3.1 Semeadura direta de preenchimento

Foram escolhidas 16 espécies arbóreas nativas da Floresta Estacional Semidecidual pertencentes ao grupo de plantio de preenchimento, sendo 10 coincidentes entre as duas áreas (Tabela 4). As espécies do grupo de preenchimento, conforme Rodrigues et al. (2009), são as espécies com bom crescimento e copa ampla (homogênea, densa e extensa) obrigatoriamente, promovendo assim boa cobertura do solo rapidamente. Nem todas as espécies pioneiras se encaixam nessa classificação, como as embaúbas (*Cecropia* spp.) e o guapuruvu (*Schizolobium parahyba*), que são espécies pioneiras de rápido crescimento, mas que não promovem boa cobertura do solo e, conseqüentemente, não são classificadas como de preenchimento. Com o uso das espécies de preenchimento busca-se promover a rápida cobertura do solo e criar condições adequadas (sombreamento e baixa competição com plantas competidoras) para o desenvolvimento das espécies do grupo funcional denominado de diversidade. As espécies do grupo de diversidade incluem todas as demais espécies, com exceção daquelas que se encaixam no grupo de preenchimento, que vão garantir a perpetuação da área restaurada, substituindo as de preenchimento ao longo do tempo e introduzindo maior diversidade funcional ao sistema (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007; RODRIGUES; GANDOLFI, 2007; RODRIGUES et al., 2009). Nesse grupo de diversidade estão incluídos todos os grupos ecológicos, inclusive as pioneiras que não promovem boa cobertura do solo, mas que têm outras funções na dinâmica da floresta, como atração de polinizadores e dispersores, o oferecimento de recursos em abundância para a fauna etc.

A escolha das espécies levou em consideração a disponibilidade de sementes no mercado na ocasião do preparo do experimento de semeadura direta, sendo que as sementes foram adquiridas em viveiros florestais da região. Quando obtidos em mais de um viveiro, os lotes das espécies foram homogeneizados, misturando-se as sementes em laboratório. Os custos de aquisição das sementes foram devidamente registrados. Para garantir a reprodutibilidade do experimento, foram realizados testes de germinação em laboratório para todos os lotes de sementes adquiridos e que foram utilizados nas duas áreas. Os testes de germinação foram realizados em germinador,

com temperatura constante de 25°C, na presença de luz. Realizou-se a contagem da germinação até a sua estabilização, por meio de plântulas normais. Todas as sementes que apresentavam dormência tiveram essa dormência quebrada previamente ao teste de germinação em laboratório e à sementeira em campo. Os procedimentos foram baseados ou adaptados a partir de técnicas descritas em literatura, especialmente em Fowler e Bianchetti (2000), e em conhecimentos empíricos aplicados em viveiros regionais (Pedro H.S. Brancalion, com. pessoal) (Tabela 4).

Tabela 4 – características das espécies, procedimentos de quebra de dormência adotados e respectivas taxas de germinação em laboratório nos lotes de sementes utilizados nos dois experimentos de semeadura direta de preenchimento

Nome científico	Família	Local ¹	Procedimento para quebra de dormência	Área 1		Área 2	
				% germ. laboratório	N.º sem/Kg	% germ. laboratório	N.º sem/Kg
<i>Acacia polyphylla</i> DC	Fabaceae - Mimosoideae	A1, A2	Não necessário	71,50	20.354	95,00	12.070
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	A2	Não necessário	-	-	40,00	24.981
<i>Ceiba speciosa</i> St.-Hil.	Malvaceae	A1, A2	Não necessário	71,50	6.957	60,00	8.071
<i>Colubrina glandulosa</i> Perk. ²	Rhamnaceae	A1, A2	H ₂ SO ₄ 96% por 120min (A1) e 50min (A2)	61,00	51.282	40,00	71.813
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	A1, A2	Não necessário	60,00	23.809	40,00	28.389
<i>Croton urucurana</i> Baill. ²	Euphorbiaceae	A1, A2	Não necessário	20,00	243.902	20,00	104.987
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	Fabaceae - Mimosoideae	A1, A2	Não necessário	60,00	18.903	-	-
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Verbenaceae	A1	H ₂ SO ₄ 96% por 60min	95,00	4.019	93,00	5.636
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. ²	Malvaceae	A1, A2	H ₂ SO ₄ 96% por 50min	26,00	285.714	50,00	112.994
<i>Heliocharis americana</i> L. ²	Malvaceae	A1	Não necessário	60,00	370.370	-	-
<i>Luehea divaricata</i> Mart. ²	Malvaceae	A2	Não necessário	-	-	49,00	176.211
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae - Caesalpinioideae	A2	H ₂ SO ₄ 96% por 15min	-	-	40,00	17.271
<i>Senna macranthera</i> (Collad.) Irwin et Barn.	Fabaceae - Caesalpinioideae	A1, A2	H ₂ SO ₄ 96% por 50min	84,00	25.037	43,00	31.696
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) Irwin et Barn. ²	Fabaceae - Caesalpinioideae	A1, A2	Não necessário	41,00	78.186	41,00	92.166
<i>Solanum lycocarpum</i> St.-Hil.	Solanaceae	A1, A2	Não necessário	40,00	38.980	40,00	46.404
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blum. ²	Cannabaceae	A1	H ₂ SO ₄ 96% por 60min	35,00	400.000 ³	-	-

¹ A1: Área 1 / A2: Área 2. ² Sementes consideradas pequenas (mais de 50.000 sementes.kg-1). ³ Estimativa.

Para o cálculo de número de sementes necessário na semeadura de preenchimento em campo, considerou-se a área a ser restaurada em cada experimento (0,96ha para Área 1 e 0,90ha para Área 2), projetando-se então uma densidade de 123 ind.ha⁻¹ para cada espécie. Esse valor baseou-se em um parâmetro de comparação, que nesse caso foi um plantio equitativo de aproximadamente 1.666 mudas.ha⁻¹, resultante de espaçamento de 3m entre linhas de plantio e 2m entre mudas na mesma linha, sendo essa a densidade mais utilizada em reflorestamentos visando à restauração florestal na região sudeste do Brasil (RODRIGUES et al., 2009). Esse número (123) foi então multiplicado pela taxa de germinação em laboratório, corrigindo-se o valor para lançar em campo um número de sementes que potencialmente poderiam resultar na densidade esperada de plântulas em condições ideais (exemplo: para obter 123 ind. de *A. polyphylla* com uma taxa de germinação de 71,50% seriam necessárias 172 sementes).

Para a definição dos tratamentos considerou-se que as condições de campo não podem ser completamente controladas e que cada espécie pode responder de forma diferente às condições do microssítio local. Dada escassez de dados consolidados sobre taxas de germinação de espécies arbóreas nativas da Floresta Estacional Semidecidual na semeadura direta, partiu-se do princípio de que, em condições de campo, normalmente não há uma correspondência de germinação de 1 semente / 1 plântula, sendo imprevisível a taxa de germinação das sementes no campo. Dessa forma, os tratamentos basearam-se na multiplicação da quantidade de sementes necessárias para obter o número equitativo de indivíduos por espécie na área experimental, considerando três valores arbitrários, buscando com isso um valor de densidade de sementes na semeadura direta que melhor promovesse o recobrimento uniforme da área restaurada. No caso das sementes pequenas (mais de 50.000 sementes.kg⁻¹), usualmente com menores taxas de germinação, esses valores foram ainda multiplicados por cinco. As diferentes densidades de semeadura foram testadas como forma de se estimar a quantidade de sementes viáveis que deveria ser utilizada para a efetiva colonização da área pela espécie de interesse.

Para definição dos tratamentos na Área 1 foram considerados dois fatores: densidades de sementes e disponibilidade de água. Para o primeiro fator foram

considerados três níveis, ou seja, três densidades diferentes de sementes: 15, 30 e 60 vezes o número de sementes viáveis para se atingir a densidade estipulada de plântulas em campo. O valor de sementes necessário para alcançar a densidade projetada foi então multiplicado conforme esse três valores adotados (ex.: se para obter 123 ind. de *A. polyphylla* com uma taxa de germinação de 71,50% seriam necessárias 172 sementes, no tratamento 15x foram utilizados $15 \times 172 = 2.580$ sementes). Já no segundo fator foram considerados dois níveis: com ou sem o uso de hidrogel à base de poliacrilato de potássio. Assim, totalizaram-se seis tratamentos diferentes, em esquema fatorial 3x2, com delineamento inteiramente aleatorizado.

Vale destacar que, após a implantação do experimento da Área 1 em campo, constatou-se um erro na aplicação do hidrogel, o que inviabilizou a avaliação desse tratamento. Tal erro deveu-se à aplicação do produto na forma não hidratada, e sem a correta incorporação do mesmo em camada mais profunda do sulco formado para semeadura. Dessa forma, esse tratamento não foi considerado nas análises dos resultados e discussões. Mais estudos precisam ser realizados com o uso de hidrogéis para verificar a eficácia desses produtos no incremento da sobrevivência das plântulas em épocas de baixa pluviosidade, comuns na Floresta Estacional Semidecidual.

Para a definição de tratamentos na Área 2 foi considerado apenas um fator, a densidade de sementes, novamente com 3 níveis, correspondentes às densidades de 15, 30 e 45 vezes o número de sementes viáveis. Dessa forma, foram considerados três tratamentos diferentes, com delineamento em blocos casualizados.

Para cada lote de sementes foi realizada uma contagem de sementes por unidade de peso, para estimativa do número de sementes por quilograma. Posteriormente, as sementes de cada espécie foram então separadas de acordo com as quantidades de cada tratamento, baseando-se em pesagem para facilitar a operacionalização. Na sequência, foram reunidas em sacos plásticos, formando uma mistura de sementes das espécies utilizadas, com quantidade de sementes específica para implantação em cada linha de 10m de cada tratamento. Espécies com sementes maiores (menos de $50.000 \text{ sementes.kg}^{-1}$) foram semeadas primeiro, sendo então recobertas por uma camada de aproximadamente 2-3cm de solo local. Na sequência foram semeadas superficialmente as espécies com sementes menores, misturadas com

areia para evitar que o vento as levasse no momento da aplicação e sem recobrimento de solo local, já que o recobrimento excessivo poderia dificultar a emergência e pelo fato delas já estarem misturadas em areia.

Considerando os cálculos apresentados anteriormente e os tratamentos aplicados na Área 1, a densidade média de semeadura foi de 34 sem.m⁻¹ para o tratamento 15x, 67,9 sem.m⁻¹ para o tratamento 30x e 135,9 sem.m⁻¹ para o tratamento 60x. Já para a Área 2, a densidade média de semeadura foi de 49,5 sem.m⁻¹ para o tratamento 15x, 98,9 sem.m⁻¹ para o tratamento 30x e 148,4 sem.m⁻¹ para o tratamento 45x. A Figura 8 ilustra algumas das etapas acima relatadas.



Figura 8 – A: separação das sementes conforme tratamentos adotados na Área 1 do experimento de semeadura direta. B: implantação da semeadura direta na Área 1. C: separação das sementes de espécies de preenchimento para implantação na Área 2. D: cobertura das sementes com substrato local após implantação na Área 2

2.3.2 Semeadura direta de enriquecimento

Experimento piloto – Área 1: Em janeiro de 2009, dois anos após a implantação do experimento de semeadura direta com espécies de preenchimento na Área 1, foi implantado um experimento piloto de semeadura direta para enriquecimento da área ocupada com as espécies de preenchimento. Essa semeadura de enriquecimento foi implantada nas entrelinhas da comunidade vegetal formada pela semeadura de preenchimento. Para tanto, foram adquiridas sementes de 30 espécies que contemplassem os grupos ecológicos das espécies secundárias tardias e climáticas, enquadradas no grupo de diversidade (RODRIGUES et al., 2009). Em todas essas sementes foram realizados testes de germinação em laboratório, sendo os resultados apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Lista das espécies e respectivas taxas de germinação em laboratório nos lotes de sementes utilizados experimento de semeadura direta de enriquecimento na Área 1 (lista em ordem decrescente de taxa de germinação)

(continua)

Nome popular	Nome científico	Família (APG II)	Germinação
Embira-de-sapo	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Fabaceae - Faboideae	100%
Guarantã	<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	Rutaceae	100%
Pau-pereira	<i>Platycyamus regnellii</i>	Fabaceae - Faboideae	100%
Copaíba	<i>Copaifera langsdorffii</i>	Fabaceae - Caesalpinoideae	96%
Ipê-felpudo	<i>Zeyheria tuberculosa</i>	Bignoniaceae	95%
Jatobá	<i>Hymenaea courbaril</i>	Fabaceae - Caesalpinoideae	95%
Olho-de-cabra	<i>Ormosia arborea</i>	Fabaceae - Faboideae	95%
Canafístula	<i>Peltophorum dubium</i>	Fabaceae - Caesalpinoideae	84%
Carobão	<i>Jacaranda micrantha</i>	Bignoniaceae	80%
Cedro-rosa	<i>Cedrela fissilis</i>	Meliaceae	80%
Guaruaia	<i>Parapiptadenia rigida</i>	Fabaceae - Mimosoideae	76%
Jequitibá-vermelho	<i>Cariniana legalis</i>	Lecythidaceae	76%
Tamanqueiro	<i>Aegiphila sellowiana</i>	Lamiaceae	68%
Ipê-roxo	<i>Tabebuia heptaphylla</i>	Bignoniaceae	60%
Caroba	<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	Bignoniaceae	56%
Ipê-roxo-de-bola	<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Bignoniaceae	56%
Louro-pardo	<i>Cordia trichotoma</i>	Boraginaceae	52%
Cabreúva	<i>Myroxylon peruiferum</i>	Fabaceae – Faboideae	50%
Salta-martim	<i>Strychnos brasiliensis</i>	Loganiaceae	50%
Sapuva/ Sapuvinha	<i>Machaerium stipitatum</i>	Fabaceae - Faboideae	45%
Pau-rei	<i>Sterculia striata</i>	Malvaceae	35%

Tabela 5 – Lista das espécies e respectivas taxas de germinação em laboratório nos lotes de sementes utilizados experimento de semeadura direta de enriquecimento na Área 1 (lista em ordem decrescente de taxa de germinação)

(conclusão)

Nome popular	Nome científico	Família (APG II)	Germinação
Jequitibá-branco	<i>Cariniana estrellensis</i>	Lecythydaceae	28%
Cebolão	<i>Phytolacca dioica</i>	Phytolaccaceae	20%
Guaçatonga	<i>Casearia sylvestris</i>	Flacourtiaceae	20%
Jenipapo	<i>Genipa americana</i>	Rubiaceae	20%
Jerivá	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Arecaceae	20%
Sabão-de-soldado	<i>Sapindus saponaria</i>	Sapindaceae	18%
Aroeira-verdadeira	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	Anacardiaceae	15%
Pau-marfim	<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Rutaceae	15%
Peroba-poca	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Apocynaceae	15%
Capitão	<i>Terminalia argentea</i>	Combretaceae	12%

Dada heterogeneidade de germinação das sementes de preenchimento, resultando em densidade muito variada de indivíduos de preenchimento nas parcelas e, conseqüentemente, da cobertura de solo produzida, a intenção do experimento piloto de semeadura direta de enriquecimento foi avaliar a taxa de germinação no campo das espécies de enriquecimento e a correlação dessa taxa com essas diferentes porcentagens de cobertura de solo, além de outras variáveis ambientais a serem avaliadas, como tipo de solo.

As sementes das espécies de diversidade foram então distribuídas nas nove entrelinhas de cada parcela de 200m² do experimento de semeadura de preenchimento, permitindo que todas as 30 espécies fossem implantadas na densidade definida para o experimento. Para isso, a cada metro foi feita com enxada uma coveta com cerca de 2-3cm de profundidade, dentro da qual foi colocada uma semente de cada espécie de enriquecimento. Cada espécie contou com três repetições em cada parcela, distribuídas de forma aleatorizada, conforme sorteio. Considerando que havia 48 parcelas, para cada espécie de diversidade foram semeadas 144 sementes, exceto para as cinco espécies com menos de 20% de germinação em laboratório, para as quais foram semeadas duas sementes. Cada semente, após tratamentos prévios para quebra de dormência (quando era o caso) foi envolta em um pequeno envelope de papel-toalha, construído artesanalmente no momento do plantio, garantindo a rápida degradação em contato com a água. Essa estratégia foi adotada para facilitar a organização da

distribuição das sementes no campo. Ao ser colocado na coveta, esse envelope foi coberto com cerca de 2-3cm de substrato local (solo + serapilheira produzida pelas árvores germinadas a partir do experimento de semeadura direta de preenchimento). Na Figura 9 ilustra-se como foi feita a separação dessas sementes, enquanto a Figura 10 mostra a instalação do experimento em campo, em janeiro de 2009.



Figura 9 - A: vista geral das sementes das 30 espécies selecionadas para enriquecimento da Área 1. B: processo de separação das mesmas por linhas, dentro de cada parcela, a partir de sorteio. C: vista geral das sementes utilizadas para o enriquecimento



Figura 10 - A: abertura de covetas para instalação do experimento de enriquecimento florístico da comunidade vegetal formada pela sementeira direta de preenchimento na Área 1. B: detalhe da semente envolta em envelope de papel-toalha sendo depositada e posteriormente recoberta com substrato local na coveta

Segundo experimento – Área 2: Com base nos resultados do experimento piloto de enriquecimento realizado na Área 1, iniciou-se o planejamento do experimento de sementeira direta de enriquecimento da Área 2. Esse experimento foi implantado em janeiro de 2010, ocasião em que a comunidade vegetal formada pelo experimento de sementeira direta de preenchimento encontrava-se com dois anos de implantação (Figura 11).

Para o experimento de sementeira direta de enriquecimento da Área 2 foram obtidas sementes de 35 espécies arbóreas nativas secundárias tardias e climáticas no viveiro de espécies nativas da empresa Bioflora, em Piracicaba, SP (Tabela 6).



Figura 11 – A: aspecto externo da comunidade vegetal formada pelo experimento de semeadura direta de preenchimento da Área 2, aos dois anos de idade. O cabo de enxada visível na figura possuía cerca de 1,70m de altura. B: aspecto do sub-bosque da mesma comunidade vegetal, roçado de forma semi-mecanizada para instalação do experimento de enriquecimento

Tabela 6 – Lista das espécies utilizadas no experimento de semeadura direta de enriquecimento da Área 2 (lista em ordem alfabética de família)

Família (APG II)	Nome Científico	Nome Popular
Apocynaceae	<i>Aspidosperma subincanum</i>	Guatambu-vermelho
Bignoniaceae	<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	Caroba
Bignoniaceae	<i>Tabebuia roseo-alba</i>	Ipê-branco
Bignoniaceae	<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Ipê-roxo-de-bola
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i>	Capitão
Euphorbiaceae	<i>Pera glabrata</i>	Tabocuva
Fabaceae-Caesalpinoideae	<i>Pterogyne nitens</i>	Amendoim-bravo
Fabaceae-Caesalpinoideae	<i>Machaerium nyctitans</i>	Bico-de-pato
Fabaceae-Caesalpinoideae	<i>Copaifera langsdorffii</i>	Copaíba
Fabaceae-Caesalpinoideae	<i>Hymenaea courbaril</i>	Jatobá
Fabaceae-Faboideae	<i>Myroxylon peruiferum</i>	Cabreúva
Fabaceae-Faboideae	<i>Erythrina falcata</i>	Corticeira
Fabaceae-Faboideae	<i>Dalbergia frutescens</i>	Dalbergia
Fabaceae-Faboideae	<i>Platypodium elegans</i>	Jacarandá-do-campo
Fabaceae-Faboideae	<i>Erythrina speciosa</i>	Mulungu
Fabaceae-Mimosoideae	<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	Angico-preto
Fabaceae-Mimosoideae	<i>Albizia niopoides</i>	Farinha-seca
Fabaceae-Mimosoideae	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Pau-jacaré
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i>	Dedaleiro
Malvaceae	<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	Imbiruçu
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro-rosa
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea (Rapanea ferruginea)</i>	Capororoca-ferrugem
Myrtaceae	<i>Hexaclamis edulis</i>	Azedinha
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	Gabiroba
Phytolaccaceae	<i>Seguiera langsdorffii</i>	Limão-bravo
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	Pau-d'alho
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i>	Saguaragi-vermelho
Rubiaceae	<i>Psychotria carthaginensis</i>	Erva-de-rato
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Jenipapo
Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	Guarantã
Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	Correieira
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	Fruta-de-faraó
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	Aguaí
Verbenaceae	<i>Cytharexylum myrianthum</i>	Pau-viola
Verbenaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i>	Tamanqueiro

Em janeiro de 2010, antes da semeadura direta de enriquecimento, foi realizada uma roçada semi-mecanizada no sub-bosque da área restaurada com espécies de preenchimento. Depois disso, foram feitas covetas com cerca de 2-3cm de profundidade, a cada metro, em linhas construídas nas entrelinhas da semeadura de

preenchimento, exceto nas duas mais externas. Dessa forma, foram utilizadas sete entrelinhas, com um total de 70 covetas por parcela.

Da mesma forma que para o experimento de semeadura direta de preenchimento, para a definição dos tratamentos da semeadura direta de enriquecimento considerou-se que as condições de campo não podem ser completamente controladas e que cada espécie pode responder de forma diferente às condições do microssítio local. Dada escassez de dados consolidados sobre taxas de germinação de espécies arbóreas nativas da Floresta Estacional Semidecidual em trabalhos de semeadura direta, partiu-se do princípio de que, em condições de campo, normalmente não há uma correspondência de germinação de 1 semente / 1 plântula, sendo imprevisível a taxa de germinação das sementes. Dessa forma, os tratamentos basearam-se em três quantidades arbitrárias de sementes em cada coveta: 5, 10 e 15 sementes de cada espécie (exceto *H. courbaril*, cuja semente é grande – nesse caso foram semeadas 2, 4 ou 6 sementes). No delineamento experimental aproveitaram-se as mesmas delimitações dos 10 blocos casualizados do experimento de semeadura direta de preenchimento, sendo cada bloco composto por três parcelas de 300m². Dentro de cada bloco houve sorteio para instalação dos tratamentos.

As sementes das 35 espécies de enriquecimento foram distribuídas aleatoriamente, conforme sorteio, nas 70 covetas encontradas em cada parcela de 300m², perfazendo 2 repetições por parcela. Ao todo, para cada espécie, foram semeadas 100 sementes no tratamento 5x, 200 no tratamento 10x e 300 no tratamento 15x (exceto para *H. courbaril*, cujos valores foram, respectivamente, 40, 80 e 120), totalizando 17.240 sementes em uma área de 0,90ha.

As sementes foram colocadas nuas no fundo da coveta e cobertas com cerca de 2-3cm de substrato local. A Figura 12 ilustra a implantação do experimento de enriquecimento em campo, em janeiro de 2010.



Figura 12 - A: abertura de covetas para instalação do experimento de enriquecimento florístico da comunidade vegetal formada pela sementeira direta de preenchimento na Área 2. B: detalhe da coveta para sementeira

2.4 Coleta e análise dos dados

Sementeira direta de preenchimento – Área 1: para avaliar a colonização da área, a avaliação do número de indivíduos proveniente da sementeira direta de preenchimento foi feita através de sete contagens em cada uma das 480 linhas de sementeira durante 15 meses (15, 30, 45, 90, 180, 270 e 450 dias após a sementeira - A.S.). Além do registro do número de indivíduos por espécies, foi também registrada a posição dos mesmos nas linhas, para avaliar a distribuição espacial dos indivíduos. Dada alta densidade de indivíduos germinados em alguns trechos, houve dificuldades

para individualizar as plantas, não tendo sido realizada a avaliação de mortalidade pós-germinação.

Na Área 1, para avaliar a estrutura da comunidade vegetal formada pela semeadura direta de preenchimento, foram também realizados quatro monitoramentos de altura e tamanho da copa dos indivíduos germinados, em novembro de 2007, maio e novembro de 2008 e novembro de 2009, o que corresponde, respectivamente, a 10, 15, 22 e 34 meses A.S. Os três primeiros monitoramentos foram realizados com todos os indivíduos da área, enquanto o último foi feito por amostragem, visto que o desenvolvimento das copas dificultou a correta delimitação e mensuração dos parâmetros avaliados.

Para estimar a altura (H) dos indivíduos foram utilizadas escalas de referência (fita métrica e bambus com marcação de metragem). A cada monitoramento foram mensurados apenas os indivíduos com altura maior ou igual a 0,50m, embora todos tenham sido plotados quanto à respectiva posição na linha de semeadura. Para medir as projeções de copas dos indivíduos na linha de semeadura (apenas com $H \geq 0,50m$) foram anotadas as medidas em trena, diminuindo-se o maior valor do menor para obter o valor em metros (ex.: $2,50m - 1,50m = 1,0m$ de copa) (Figura 13). O valor relativo (%) de cobertura da linha (CL) foi obtido através da soma das copas de todos os indivíduos da parcela, dividido pela metragem total de linhas dentro da parcela e posteriormente multiplicado por 100, para obter o valor percentual (BELLOTTO et al., 2009). Não foram descontadas as sobreposições de copas.

Cabe esclarecer que, após o último monitoramento de germinação e estabelecimento, realizado em maio de 2008, foi realizado um desbaste de indivíduos germinados em toda a área. Esse desbaste teve como objetivo diminuir a densidade de indivíduos em algumas linhas e proporcionar o melhor desenvolvimento dos indivíduos germinados. Assim, buscou-se uma maior equabilidade entre as espécies e as melhores condições para desenvolvimento dos indivíduos estabelecidos, propiciando uma cobertura mais rápida da área. Por esse motivo os resultados e análises dos dados das contagens do número de indivíduos foram apresentados com mais detalhes apenas para os primeiros 15 meses de monitoramento (450 dias A.S.), visto que o desbaste ocorrido em maio de 2008 alterou os resultados oriundos dos tratamentos originais.

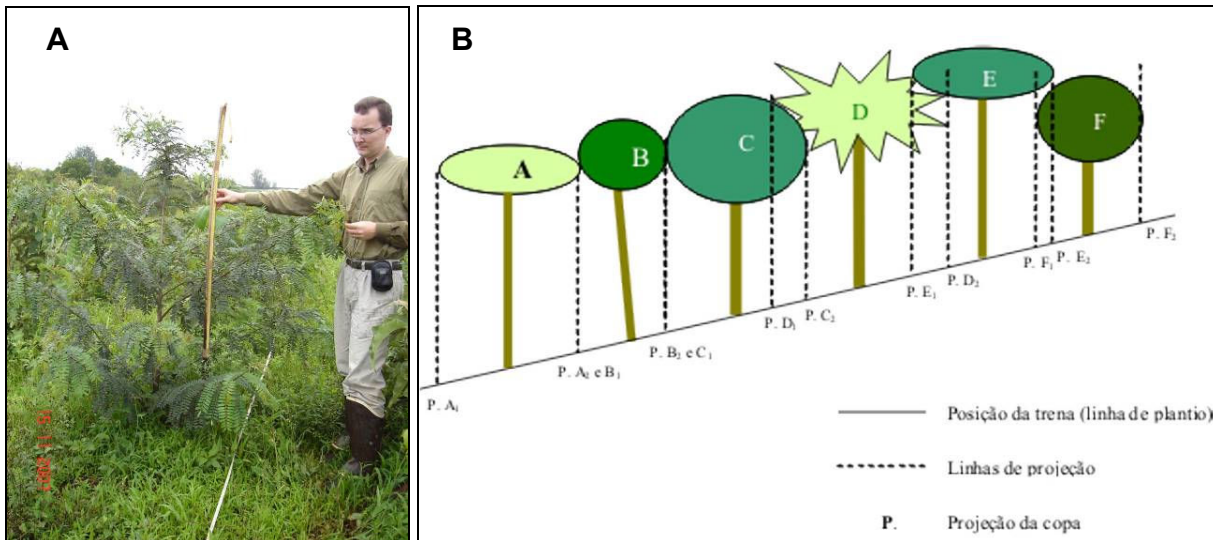


Figura 13 - A: Medição do diâmetro da copa através de sua projeção em trena sobre a linha de semeadura, bem como da altura, através de fita métrica e bambu. B: Esquema da medição do diâmetro da copa através de sua projeção em trena sobre a linha de semeadura, com base em Bellotto et al. (2009)

Semeadura direta de preenchimento – Área 2: para o monitoramento do número de indivíduos proveniente da semeadura de preenchimento na Área 2 foram realizadas três contagens em cada uma das 300 linhas de semeadura durante seis meses (30, 90 e 180 dias após semeadura). Na Área 2 não foram realizados monitoramentos estruturais.

Semeadura direta de enriquecimento – Área 1: foram realizadas três contagens de indivíduos em cada coveta, aos 30, 60 e 180 dias A.S.

Semeadura direta de enriquecimento – Área 2: foram realizadas duas contagens de indivíduos em cada coveta, aos 45 dias (total de indivíduos) e 90 dias (amostragem de 50% da área) A.S.

As diferenças entre tratamentos foram submetidas à análise de variância (ANOVA), sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Para as análises estatísticas utilizou-se o programa estatístico SAS 9.1. A análise exploratória dos dados da semeadura direta de preenchimento na Área 1 indicou necessidade de transformação dos dados para $\sqrt{\quad}$ (raiz quadrada), enquanto que para a Área 2 foram

transformados em $1. \sqrt{-1}$ (inverso da raiz quadrada). Também foram calculados os índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade de Pielou (J') (MAGURRAN, 1988) para os tratamentos utilizados.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Semeadura direta de preenchimento

3.1.1 Relação entre número de sementes utilizadas x número de indivíduos estabelecidos na semeadura direta de preenchimento

Com base no número de indivíduos estabelecidos em campo, pode-se estimar que as taxas de emergência das espécies utilizadas na semeadura direta mostraram-se bastante baixas, especialmente se comparadas às taxas de germinação obtidas em laboratório. Vale destacar que as taxas de emergência em campo foram obtidas sem que fosse feito o acompanhamento da mortalidade, devido à dificuldade de marcação de todos os indivíduos.

A baixa emergência em campo foi especialmente evidente na Área 1, onde apenas *Enterolobium contortisiliquum* apresentou taxas acima de 10% (Tabela 7). Na Área 2, mais espécies apresentaram taxas de estabelecimento acima de 10%, como *E. contortisiliquum*, *Solanum lycocarpum*, *Peltophorum dubium*, *Acacia polyphylla* e *Ceiba speciosa* (Tabela 8).

Tabela 7 – Número de sementes utilizado e percentual de indivíduos estabelecidos em relação ao total de sementes, por tratamento e por espécie, após 15 meses de semeadura na Área 1

Espécies	% de indivíduos estabelecidos em campo em relação ao total de sementes					
	15x		30x		60x	
	N.º sem.	% de estab.	N.º sem.	% de estab.	N.º sem.	% de estab.
<i>Acacia polyphylla</i>	800	3,38	1760	4,04	3520	4,04
<i>Ceiba speciosa</i>	800	2,38	1760	4,60	3520	4,86
<i>Croton floribundus</i>	960	5,11	2080	4,76	4160	3,78
<i>Croton urucurana</i>	15360	0,09	30720	0,09	61440	0,05
<i>Cytharexylum myrianthum</i>	960	0,32	2080	0,87	4160	0,27
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	640	22,50	1280	22,27	2560	23,63
<i>Guazuma ulmifolia</i>	11840	0,48	23680	0,50	47360	0,48
<i>Senna macranthera</i>	800	1,00	1440	1,11	2880	1,11
<i>Senna multijuga</i>	1440	0,98	3040	0,96	6080	0,79
<i>Solanum lycocarpum</i>	1600	3,44	3040	4,05	6080	2,86

Tabela 8 – Número de sementes utilizado e percentual de indivíduos estabelecidos em relação ao total de sementes, por tratamento e por espécie, após seis meses de semeadura na Área 2

Espécies	% de indivíduos estabelecidos em campo em relação ao total de sementes					
	15x		30x		45x	
	N.º sem.	% de estab.	N.º sem.	% de estab.	N.º sem.	% de estab.
<i>Acacia polyphylla</i>	600	23,33	1200	20,42	1800	20,39
<i>Ceiba speciosa</i>	1000	10,60	1900	12,16	2900	11,14
<i>Croton floribundus</i>	1400	5,00	2900	3,52	4300	3,51
<i>Croton urucurana</i>	14400	0,35	28800	0,38	43100	0,46
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	600	41,00	1200	34,83	1900	33,58
<i>Guazuma ulmifolia</i>	5800	0,03	11500	0,08	17300	0,06
<i>Luehea divaricata</i>	5900	0,03	11700	0,02	17600	0,01
<i>Peltophorum dubium</i>	1400	27,64	2900	25,41	4300	27,28
<i>Senna multijuga</i>	7000	0,36	14000	0,29	21000	0,24
<i>Solanum lycocarpum</i>	1400	30,79	2900	27,21	4300	23,05

Na Área 1, o lote de sementes de *E. contortisiliquum* teve a maior taxa de germinação em laboratório (acima de 90%), mas mesmo assim sua taxa em campo foi 76% menor que em laboratório. Para outras espécies houve diminuições da ordem de 99% quando comparado aos resultados de germinação em laboratório, como para *Croton urucurana* e *Cytherexylum myrianthum*. Já para Área 2, as taxas comparativas de campo e laboratório continuaram baixas, mas com melhor desempenho para algumas espécies, como *P. dubium*, *S. lycocarpum* e, novamente, *E. contortisiliquum*, que apresentaram diminuições da ordem de 60 a 70% em relação às taxas obtidas em laboratório.

Nas Tabelas 9 e 10 nota-se que para uma mesma espécie foram necessárias quantidades diferentes de sementes para se produzir uma muda, dependendo da área onde foi semeada e mesmo entre tratamentos diferentes na mesma área experimental. As únicas espécies cujo número de sementes necessárias para produzir uma muda foi semelhante entre as duas áreas experimentais foram *Croton floribundus* e *E. contortisiliquum*. Importante notar a variação de até mais de 10x no número de sementes necessário para produção de uma muda (ex.: *G. ulmifolia*) e a variação existente para uma mesma espécie na mesma área experimental, com consequente elevado valor de S (desvio padrão) (ex.: *C. speciosa* na Área 1 e *Luehea divaricata* na Área 2). Dessa forma, com os resultados obtidos no presente experimento, não foi possível indicar um número adequado de sementes para produzir uma muda.

Tabela 9 – Número de sementes necessário para produzir uma muda das espécies utilizadas na semeadura direta de preenchimento na Área 1 (S: desvio padrão)

Espécies	Área 1 – Sementes necessárias para produzir 1 muda				
	15x	30x	60x	Média	S
1. <i>Acacia polyphylla</i>	30	25	26	27	4,49
2. <i>Ceiba speciosa</i>	63	22	21	35,33	31,71
3. <i>Croton floribundus</i>	19	21	27	22,33	4,80
4. <i>Croton urucurana</i>	1.344	1.523	1.990	1.619	676,12
5. <i>Cytherexylum myrianthum</i>	360	130	408	299,33	170,82
6. <i>Enterolobium contortisiliquum</i>	4	5	4	4,33	0,41
7. <i>Guazuma ulmifolia</i>	215	199	214	209,33	34,87
8. <i>Senna macranthera</i>	106	96	93	98,33	25,92
9. <i>Senna multijuga</i>	210	108	127	148,33	107,40
10. <i>Solanum lycocarpum</i>	33	43	35	37	20,14

Tabela 10 – Número de sementes necessário para produzir uma muda das espécies utilizadas na semeadura direta de preenchimento na Área 2 (S: desvio padrão)

Espécies	Área 2 – Sementes necessárias para produzir 1 muda				
	15x	30x	45x	Média	S
1. <i>Acacia polyphylla</i>	4	5	5	4,67	0,58
2. <i>Ceiba speciosa</i>	9	8	9	8,67	0,58
3. <i>Croton floribundus</i>	20	28	28	25,33	4,62
4. <i>Croton urucurana</i>	288	262	219	256,33	34,85
5. <i>Enterolobium contortisiliquum</i>	2	3	3	2,67	0,58
6. <i>Guazuma ulmifolia</i>	2900	1278	1730	1969,33	837,07
7. <i>Luehea divaricata</i>	2950	5850	8800	5866,67	2925,04
8. <i>Peltophorum dubium</i>	4	4	4	4,00	0,00
9. <i>Senna multijuga</i>	280	341	420	347,00	70,19
10. <i>Solanum lycocarpum</i>	3	4	4	3,67	0,58

Na semeadura direta, diferentemente do plantio de mudas, a estimativa do número final de indivíduos e mesmo a proporção entre indivíduos de diferentes espécies é de difícil previsão. Em casos de altas densidades pode ocorrer naturalmente um desbaste devido à morte de indivíduos por competição (BURTON et al., 2006). Quando for o caso, uma densidade muito elevada de indivíduos pode ser controlada através de ações de desbaste seletivo (SOARES; RODRIGUES, 2008; WILLOUGHBY; JINKS, 2009; LI et al., 2009), ação que foi realizada no presente experimento, com a eliminação de 551 indivíduos da comunidade aos 15 meses A.S., sendo mais de 40%

de *E. contortisiliquum*. Por outro lado, o desbaste não precisa necessariamente ser recomendado para situações de alta densidade de plantas, pois o desenvolvimento da comunidade com maior densidade de indivíduos pode favorecer parâmetros como a cobertura do solo e acúmulo de biomassa, em detrimento do desenvolvimento individual. Se por um lado um erro no planejamento da densidade de sementes na semeadura direta pode ocasionar altas densidades, o contrário também pode ocorrer, com baixa densidade de indivíduos e consequente descontinuidade na cobertura do solo gerada, por exemplo. O ideal é que o planejamento prévio da semeadura direta busque alcançar densidades adequadas de indivíduos durante o processo de restauração florestal, evitando desperdício ou falta de sementes, o que pode ter consequências nos investimentos financeiros na atividade e na necessidade de operações adicionais, seja para desbaste ou para novas semeaduras.

Com os dados do presente experimento, torna-se precipitado apresentar uma taxa de semeadura para as espécies utilizadas que possa ser replicada em outras áreas, embora esses dados possam ser utilizados como parâmetros de comparação com outros experimentos de semeadura direta em larga escala a serem realizados. Somado ao fato de terem sido obtidas taxas diferentes de emergência para uma mesma espécie, deve-se atentar para o fato de que entre dois lotes de sementes obtidos para uma mesma espécie houve diferenças de até duas vezes o número de sementes por quilograma e também nos preços do lote.

De forma geral, utilizando como base o número final de indivíduos estabelecidos, todas as espécies apresentaram baixas taxas de germinação em campo, comparadas às taxas laboratoriais. Mesmo assim, o número de indivíduos estabelecidos pode ser considerado satisfatório ou mesmo elevado, permitindo a rápida colonização da área degradada, como apresentado no item 3.1.2. Além disso, as porcentagens de emergência e estabelecimento em campo tenderam a ser maiores na Área 2, onde o solo apresentou indicadores de fertilidade maiores que os da Área 1, o que indica necessidade de ações diferenciadas de semeadura direta em função das condições do solo.

3.1.2 Densidade de indivíduos na semeadura direta de preenchimento

Conforme dados apresentados na Tabela 11, os três tratamentos relacionados à densidade de sementes na Área 1 apresentaram diferenças significativas aos 15 meses A.S. ($F=36,41$, $p<0,0001$), o mesmo ocorrendo para a Área 2 aos seis meses A.S. ($F=39,80$, $p<0,0001$) (Tabela 12). Assim como encontrado por Burton et al. (2006), os tratamentos com maiores densidades de sementes apresentaram o maior número de indivíduos estabelecidos ao final dos monitoramentos em ambas as áreas (15 meses A.S na Área 1 e seis meses A.S. na Área 2).

Tabela 11 – Número de indivíduos sobreviventes por espécie em cada tratamento (área de 0,32ha = 16 parcelas de 200m²) após 15 meses de monitoramento da Área 1. A média de indivíduos é apresentada por parcela (200m²) (N: número de indivíduos; S: desvio padrão; H': índice de diversidade de Shannon; J': índice de equabilidade de Pielou; CV: coeficiente de variação)

Espécie	15x			30x			60x		
	N	Média	S	N	Média	S	N	Média	S
<i>Acacia polyphylla</i>	27	1,69	1,33	69	4,31	3,47	149	11,30	5,85
<i>Ceiba speciosa</i>	19	1,19	0,83	72	4,50	3,52	138	12,04	6,09
<i>Croton floribundus</i>	49	3,06	2,64	100	6,25	5,16	182	11,15	7,84
<i>Croton urucurana</i>	14	0,87	1,21	25	1,56	2,03	38	2,21	3,74
<i>Cytharexylum myrianthum</i>	3	0,19	0,53	18	1,12	1,83	18	1,12	1,79
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	144	9,00	5,38	284	17,75	9,87	590	36,07	14,68
<i>Guazuma ulmifolia</i>	57	3,56	2,99	120	7,50	5,88	237	13,20	8,27
<i>Senna macranthera</i>	8	0,50	0,74	15	0,94	1,15	29	2,47	1,87
<i>Senna multijuga</i>	14	0,87	1,07	29	1,81	1,98	49	2,86	2,40
<i>Solanum lycocarpum</i>	55	3,44	4,53	105	6,56	7,59	158	10,67	9,27
Totais	390	24,37c	11,25	837	52,31b	25,85	1588	99,25a	33,80
H'		1,874			1,952			1,884	
J'		0,795			0,835			0,815	
CV		46,16%			49,41%			34,05%	

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p\leq 0,05$).

Tabela 12 – Número de indivíduos sobreviventes por espécie em cada tratamento (área de 0,30ha – 10 parcelas de 300m²) após seis meses de monitoramento da Área 2 (N: número de indivíduos; S: desvio padrão; H': índice de diversidade de Shannon; J': índice de equabilidade de Pielou; CV: coeficiente de variação)

Espécie	15x			30x			45x		
	N	Média	S	N	Média	S	N	Média	S
<i>Acacia polyphylla</i>	140	14,00	3,86	245	24,50	6,64	367	36,70	9,68
<i>Ceiba speciosa</i>	106	10,60	2,84	231	23,10	4,84	323	32,30	12,06
<i>Croton floribundus</i>	70	7,00	1,49	102	10,20	3,77	151	15,10	5,38
<i>Croton urucurana</i>	50	5,00	2,45	110	11,00	3,71	197	19,70	12,08
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	246	24,60	4,30	418	41,80	8,02	638	63,80	17,94
<i>Guazuma ulmifolia</i>	2	0,20	0,42	9	0,90	0,88	10	1,00	0,94
<i>Luehea divaricata</i>	2	0,20	0,63	2	0,20	0,42	2	0,20	0,42
<i>Peltophorum dubium</i>	387	38,70	6,68	737	73,70	15,95	1173	117,30	29,05
<i>Senna multijuga</i>	25	2,50	4,01	41	4,10	4,28	50	5,00	5,01
<i>Solanum lycocarpum</i>	431	43,10	9,70	789	78,90	21,17	991	99,10	42,32
Totais	1459	145,90c	22,18	2684	268,40b	53,33	3902	390,20a	108,67
H'		1,777			1,778			1,786	
J'		0,772			0,772			0,776	
CV		15,20%			19,87%			27,85%	

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Com base nos dados obtidos aos 15 meses A.S. na Área 1 e seis meses A.S. na Área 2, as densidades estimadas para 1,0ha foram elevadas (Tabela 13). Mesmo que a comparação entre as duas áreas não tenha sido originalmente prevista, dado o fato de terem sido aplicados tratamentos diferentes, é possível traçar alguns comentários comparativos sobre o número final de indivíduos. O tratamento 15x da Área 2 apresentou quatro vezes mais indivíduos que o mesmo tratamento da Área 1. Valor semelhante foi encontrado para o tratamento 30x, que na Área 2 apresentou três vezes e meia mais indivíduos que na Área 1. A menor densidade da Área 2 (15x) apresentou um número de indivíduos semelhante ao tratamento de maior densidade da Área 1 (60x). Esses resultados, mesmo considerando ações de manejo praticamente idênticas e grande sobreposição de espécies, possivelmente estão relacionados às características do solo, já que a Área 2 apresentou indicadores de fertilidade muito superiores aos da Área 1 (Tabelas 1 e 2).

Os resultados dessa estimativa demonstram que somente o tratamento 15x da Área 1 apresentou densidade de indivíduos abaixo dos 1.666 ind.ha⁻¹ aos 15 meses A.S., enquanto os outros tratamentos apresentaram número estimado de indivíduos

superior, chegando a até 8x o número esperado no tratamento 45x da Área 2, aos seis meses A.S. Contudo, mesmo o tratamento 15x da Área 1 apresentou densidade de indivíduos superior à utilizada em plantios com espaçamento 3 x 3m ($1.111 \text{ ind. ha}^{-1}$), o qual é utilizado em várias regiões do país.

Tabela 13 – Densidade de indivíduos estimada para área de 1,0ha para cada espécie em cada tratamento de semeadura direta, a partir de densidade obtida aos 15 meses (Área 1) e seis meses (Área 2)

Espécie	Densidade de plantas estimada para 1ha					
	Área 1			Área 2		
	15x	30x	60x	15x	30x	45x
<i>Acacia polyphylla</i>	84	215	465	466	816	1.223
<i>Ceiba speciosa</i>	59	225	431	353	770	1.076
<i>Croton floribundus</i>	153	312	568	233	340	503
<i>Croton urucurana</i>	43	78	118	166	366	656
<i>Cytharexylum myrianthum</i>	9	56	56	-	-	-
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	450	887	1.843	820	1.393	2.126
<i>Guazuma ulmifolia</i>	178	375	740	6	30	33
<i>Luehea divaricata</i>	-	-	-	6	6	6
<i>Peltophorum dubium</i>	-	-	-	1.290	2.456	3.910
<i>Senna macranthera</i>	25	46	90	0	0	0
<i>Senna multijuga</i>	43	90	153	83	136	166
<i>Solanum lycocarpum</i>	171	328	493	1.436	2.630	3.303
Totais	1.215	2.612	4.957	4.859	8.943	13.002

Não necessariamente a densidade de $1.666 \text{ ind. ha}^{-1}$ deve ser tomada como parâmetro para medir o sucesso da colonização de uma área em restauração, embora possa ser considerada satisfatória. O modelo de plantio de mudas consorciando espécies de preenchimento e diversidade em espaçamento 2m x 3m, que resulta nessa densidade de $1.666 \text{ ind. ha}^{-1}$, ainda está em experimentação, mas os valores de cobertura do solo resultantes têm sido acima de 100% após dois anos de instalação (RODRIGUES et al., 2009). A densidade de indivíduos, consorciada à uma adequada composição do consórcio de espécies, tem relação direta com a cobertura do solo gerada. Essa cobertura, por sua vez, pode diminuir a densidade de plantas competidoras, um dos reconhecidos problemas operacionais em projetos de restauração florestal (FLORENTINE; WESTBROOKE, 2004; BALANDIER; FROCHOT; SOURISSEAU, 2009; WILLOUGHBY; JINKS, 2009).

Davide et al. (2000 apud FERREIRA et al., 2009) informaram que nos modelos empregados em plantios de mudas, a densidade em geral varia de 1.666 a 3.333 mudas.ha⁻¹. Souza e Batista (2004), ao estudarem áreas restauradas de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil com 5, 9 e 10 anos de idade, encontraram, respectivamente, 1.426, 1.661 e 1.528 ind.ha⁻¹, embora as densidades de plantio originais tenham sido maiores do que 1.666 ind.ha⁻¹ (espaçamentos de 2m x 2,3m, 2,0 x 2,0m e 3m x 1,5m, respectivamente). Os modelos de plantio possuíam elevada proporção de indivíduos pioneiros e menos de 40 espécies arbóreas foram utilizadas. Os autores constataram elevada ocupação do sub-bosque por gramíneas invasoras, especialmente *Panicum maximum* (capim-colonião), e indicaram que a diminuição do espaçamento, ou seja, um aumento de densidade de indivíduos, pode ser uma estratégia importante para reduzir a sobrevivência de gramíneas invasoras nos sub-bosques das áreas em restauração. Um aumento da densidade de indivíduos pode, no entanto, onerar os custos da atividade de restauração florestal. Dependendo do espaçamento entre as linhas de plantio, o controle de plantas competidoras pode tornar-se operacionalmente complicado. Além disso, se for utilizada elevada proporção de espécies pioneiras ou com baixa cobertura de copa, o plantio pode apresentar elevada mortalidade aos 10-15 anos após a implantação. Tal situação, em uma matriz não-florestal e em áreas com baixa resiliência, pode dificultar a formação de uma fisionomia florestal, comprometendo a auto-sustentabilidade da floresta e desfavorecendo a continuidade do processo de sucessão secundária, além de possibilitar a (re)ocupação do local por gramíneas invasoras.

Dependendo do ponto de vista, a elevada densidade pode ser considerada prejudicial ao desenvolvimento da comunidade vegetal. No decorrer do tempo após implantação do projeto, a densidade elevada pode gerar maior competição por recursos entre as plantas da comunidade vegetal em restauração e, conseqüentemente, comprometer o crescimento dos indivíduos no processo de restauração. Porém, caso haja mortalidade no futuro, esta não necessariamente resultará no declínio da comunidade, já que pode haver um estoque suficiente de sementes no banco de sementes ou de indivíduos de menor desenvolvimento que podem ser beneficiados por esse raleamento natural, substituindo os indivíduos mortos.

Ainda não existe consenso sobre a densidade adequada de indivíduos arbóreos para projetos de restauração florestal, e esse valor deve estar necessariamente relacionado aos objetivos do projeto. Talvez uma possibilidade seja a utilização de uma densidade maior de espécies com maior volume de folhagem, de caráter mais perenifólio, embora o caráter de deciduidade faça parte da dinâmica natural da FES.

Os índices de equabilidade de Pielou (J') foram da ordem de 0,8. No entanto, considerando que a meta do experimento era obter um número de indivíduos semelhante para todas as espécies utilizadas, J' deveria ser mais próximo de 1,0, o que não ocorreu. Isso demonstra o desempenho diferenciado das espécies em campo, cujos possíveis motivos são discutidos no item a seguir.

As Figuras 14 e 15 a seguir ilustram fases do desenvolvimento das comunidades vegetais nas duas áreas experimentais em diferentes momentos do tempo de monitoramento.



Figura 14 – Aspectos gerais da comunidade vegetal formada pelo experimento de semeadura direta na Área 2, aos 3 (A) e 4 (B) meses A.S.



Figura 15 – Aspectos gerais da comunidade vegetal formada pelo experimento de semeadura direta na Área 1, aos 10 (A) e 14 (B) meses A.S.

3.1.3 Densidades de indivíduos por espécie na semeadura direta de preenchimento

Na Área 1, até os 15 meses A.S., foram registradas em campo 10 das 13 espécies semeadas. Não houve registro de emergência (germinação em campo) das espécies *Trema micrantha* e *Colubrina glandulosa*, fato que provavelmente foi decorrente de problemas no processo de quebra de dormência das sementes dessas espécies, mesmo que tenham sido adotados procedimentos usualmente utilizados em viveiros comerciais. Somente 1 indivíduo de *Heliocarpus americanus* teve registro de emergência na Área 1, entre as 36.200 sementes utilizadas. Porém, esse indivíduo não sobreviveu, não tendo sido considerado nas avaliações. Essa espécie era uma das com menores sementes, e talvez esse fato possa ter contribuído para a ausência de emergência em campo.

Na Área 2, nas avaliações realizadas até os seis meses, 10 das 13 espécies foram encontradas, não tendo ocorrido registro de *C. glandulosa*, *Alchornea triplinervia* e *Senna macranthera*. *C. glandulosa*, à semelhança do que ocorreu na Área 1, pode não ter emergido devido a problemas no processo de quebra de dormência, fato que também pode ter contribuído para as baixas taxas de germinação em laboratório. Já para as outras duas espécies não foi possível diagnosticar as causas da ausência de emergência, já que apresentaram taxas de germinação em laboratório semelhantes às encontradas para outras espécies que emergiram.

Conforme dados expressos na Tabela 14, mais de 30% dos indivíduos estabelecidos na Área 1 foram da espécie *Enterolobium contortisiliquum*, sendo *Guazuma ulmifolia*, *Croton floribundus* e *Solanum lycocarpum* as outras três espécies com maior número de indivíduos. *Croton urucurana*, *S. macranthera* e *Cythereylum myrianthum* apresentaram o menor número de indivíduos. Na Área 2 as espécies *Peltophorum dubium*, *S. lycocarpum* e *E. contortisiliquum* apresentaram as maiores densidades, enquanto *G. ulmifolia* e *Luehea divaricata* foram as de menor densidade de indivíduos.

Tabela 14 – Total de indivíduos sobreviventes por espécie nas duas áreas do experimento e a respectiva proporção desses em relação ao número total

Espécie	Área 1 – 0,96ha		Área 2 – 0,90ha	
	Total ind. / espécie	Proporção de ind./ espécie	Total ind. / espécie	Proporção de ind./ espécie
<i>Acacia polyphylla</i>	245	8,70	752	9,35
<i>Ceiba speciosa</i>	229	8,13	660	8,20
<i>Croton floribundus</i>	331	11,76	323	4,01
<i>Croton urucurana</i>	77	2,74	357	4,44
<i>Cytharexylum myrianthum</i>	39	1,39	-	-
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	1.018	36,16	1.302	16,18
<i>Guazuma ulmifolia</i>	414	14,71	21	0,26
<i>Luehea divaricata</i>	-	-	6	0,07
<i>Peltophorum dubium</i>	-	-	2.297	28,55
<i>Senna macranthera</i>	52	1,85	-	-
<i>Senna multijuga</i>	92	3,27	116	1,44
<i>Solanum lycocarpum</i>	318	11,30	2.211	27,48
Totais	2.815	100,00	8.045	100,00

Considerando ambas as áreas, *E. contortisiliquum* foi a espécie com melhor estabelecimento, destacando-se também o fato de ter sido a espécie com maiores taxas de germinação em laboratório. Apesar disso, é importante destacar que aproximadamente 12 meses A.S. (verão 2007/2008), muitos indivíduos dessa espécie começaram a apresentar infestação dos fungos *Colletotrichum* sp., *Fusarium* sp. e *Botryosphaeria* sp. Embora esse fato não tenha gerado a morte dos indivíduos, houve comprometimento da copa, devido à perda de folhas e secamento de alguns ramos. Esse fato já foi registrado em outros experimentos, inclusive de semeadura direta (Vera Lex Engel, com. pessoal), sendo que a espécie recuperou o vigor da copa após um período, com baixa mortalidade.

S. lycocarpum também foi uma das espécies comuns a ambas as áreas e se mostrou bastante promissora para uso nesse método de restauração florestal, mesmo que tenha apresentado baixas taxas de germinação em laboratório. Não foi possível diagnosticar o motivo dessa diferença entre desempenho em laboratório e em campo, sendo encontrados poucos estudos silviculturais com essa espécie na literatura. Destaca-se ainda para essa espécie o fato de ter sido a primeira a apresentar floração (seis meses A.S.) e frutificação (sete meses A.S.), tendo sido esse processo fenológico

intenso ao longo de praticamente todo o tempo do experimento, possibilitando oferta de recursos para polinizadores e dispersores.

As diferenças de emergência e sobrevivência de *G. ulmifolia* e *C. glandulosa* parecem ter tido relação com os tratamentos aos quais as sementes foram submetidas. *G. ulmifolia* passou pelos mesmos procedimentos para ambas as áreas, tanto para os testes em laboratório como para implantação em campo. Porém, as taxas de germinação em laboratório foram o dobro no lote de sementes utilizado na Área 2 em relação à Área 1. Já em campo, a emergência na Área 1 foi maior do que na Área 2, onde sequer houve registro de emergência da espécie. *C. glandulosa*, embora tenha germinado em laboratório, não teve registro de emergência em campo. Um possível motivo pode ter sido relacionado ao processo de quebra de dormência com H_2SO_4 . Embora o mesmo procedimento tenha sido adotado para o teste de germinação e para o preparo das sementes para semeadura direta em campo, o volume de sementes utilizado no preparo do experimento em campo foi maior do que o utilizado para o teste de germinação em laboratório. Com isso, a ação do H_2SO_4 pode ter sido diferente, em razão de maior substrato para reação, alterando a eficiência do processo de quebra de dormência e inviabilizando as sementes.

Outro fator a ser considerado é a resposta fisiológica diferenciada das sementes de cada espécie ou mesmo entre lotes de sementes da mesma espécie às condições de campo, como umidade e temperatura. As condições do microssítio local devem ser minimamente adequadas (AERTS et al., 2006; DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006), à medida em que podem ter influência nas taxas de emergência em campo devido ao ressecamento e predação das sementes, por exemplo. A profundidade de semeadura é outro fator a ser considerado, sendo que no presente experimento buscou-se recobrir as sementes com cerca de 2 cm - 3cm de substrato local. Variações nessa profundidade podem ter contribuído para diferenças na emergência, sendo esse um parâmetro de difícil avaliação em larga escala. Considerando-se que as condições do microssítio para germinação das sementes é um importante fator a ser considerado, experimentos com diferentes tipos de cobertura sobre as sementes precisam ser realizados. Mesmo que as sementes sejam cobertas por pequena camada de substrato local, se o solo estiver exposto existe risco de carreamento ou soterramento das

sementes devido às chuvas intensas. O uso de coberturas vegetais mortas, por exemplo, pode minimizar essas perdas.

O desempenho no estabelecimento de *Senna multijuga* e *G. ulmifolia*, espécies cujas sementes foram classificadas como pequenas no presente experimento, contraria os resultados usualmente insatisfatórios encontrados para espécies com essa característica (DOUST; ERSKINE, LAMB, 2008). Embora sejam somente duas espécies, os resultados indicam que não necessariamente as espécies com sementes menores, com menos reservas de nutrientes para germinar em condições de campo, devem ser descartadas de projetos de semeadura direta, sendo importante estudar formas para que se otimize a germinação dessas no campo.

Os resultados indicam que especial atenção deve ser dada à qualidade dos lotes de sementes utilizados, que pode variar dependendo do grau de maturação no momento da coleta, da qualidade genética do lote, do processamento pós-coleta, das condições de armazenamento, da idade do lote de sementes e das particularidades das espécies (recalcitrância, por exemplo). Espera-se que, quanto melhores as taxas de germinação em laboratório, tão melhores serão as taxas de emergência em campo, mesmo que nem todas as condições locais possam ser monitoradas ou previamente conhecidas. Mais estudos precisam também ser realizados para identificar as condições ideais de emergência em campo, por espécie, para que as recomendações possam ser aplicadas em larga escala.

3.1.4 Relação tempo x ocupação da área na semeadura direta de preenchimento

As Figuras 16 e 17 ilustram que nos primeiros três meses após a semeadura na Área 1 e no primeiro mês após a semeadura na Área 2 o número médio final de indivíduos já tinha sido alcançado, estabilizando-se nos monitoramentos subseqüentes. Esse resultado pode ter resultados diretos na decisão pelo tempo de manejo da área, pois aponta quanto tempo a emergência e estabelecimento devem ser monitorados na semeadura direta.

Em todos os tratamentos de ambas as áreas houve rápida germinação das sementes, sendo mais rápida na Área 2, onde um mês após a semeadura já havia sido alcançado um número de indivíduos semelhante ao encontrado após seis meses de semeadura. Embora não tenha sido monitorada nesse experimento a cobertura de plantas competidoras sobre as copas formadas, essa rápida ocupação e consequente cobertura da área é extremamente positiva, pois possibilita menor densidade de gramíneas agressivas e outras plantas competidoras. Com isso, aumenta-se o sucesso do método e auxilia-se na diminuição do número e intensidade das ações de manejo da área (BALANDIER; FROCHOT; SOURISSEAU, 2009; WILLOUGHBY; JINKS, 2009).

A rápida definição da densidade de plântulas é favorável por facilitar a tomada de decisão, pois em pouco tempo pode-se saber se a semeadura resultou da densidade almejada ou não. Caso não tenha sido atingida, é possível ressemeiar alguns trechos ainda no período adequado, complementando a densidade.

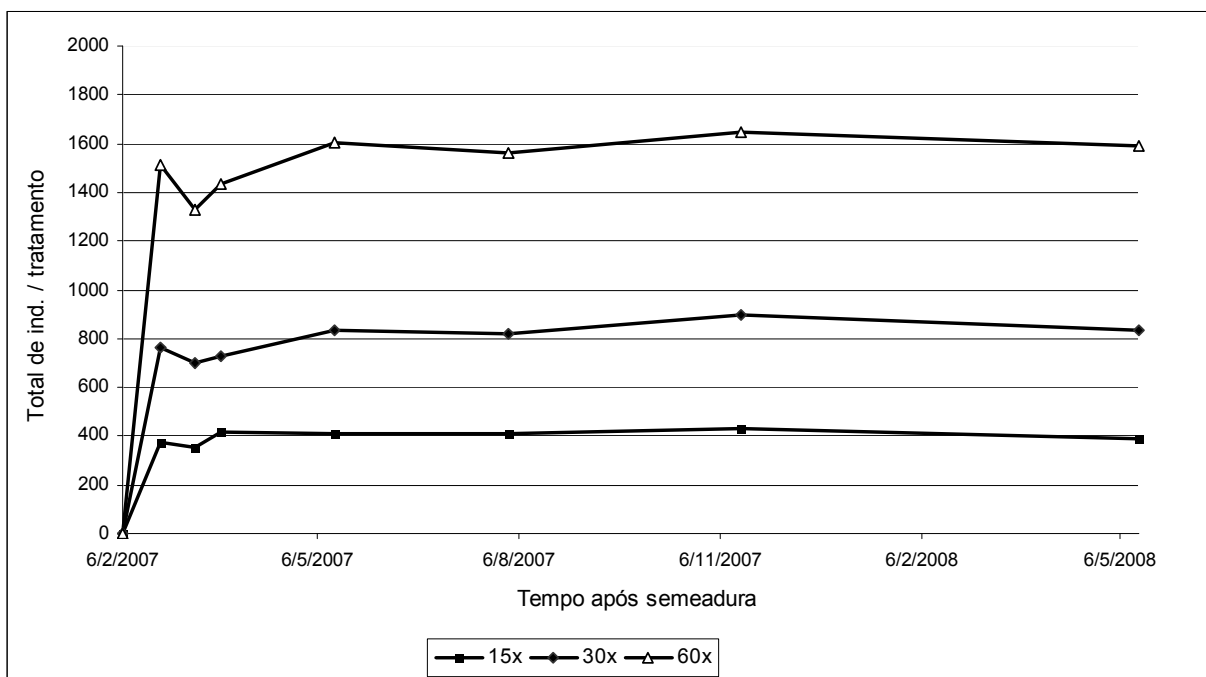


Figura 16 – Número de indivíduos sobreviventes, por tratamento, em cada um dos sete monitoramentos realizados durante 15 meses na Área 1 (área de 0,32ha por tratamento)

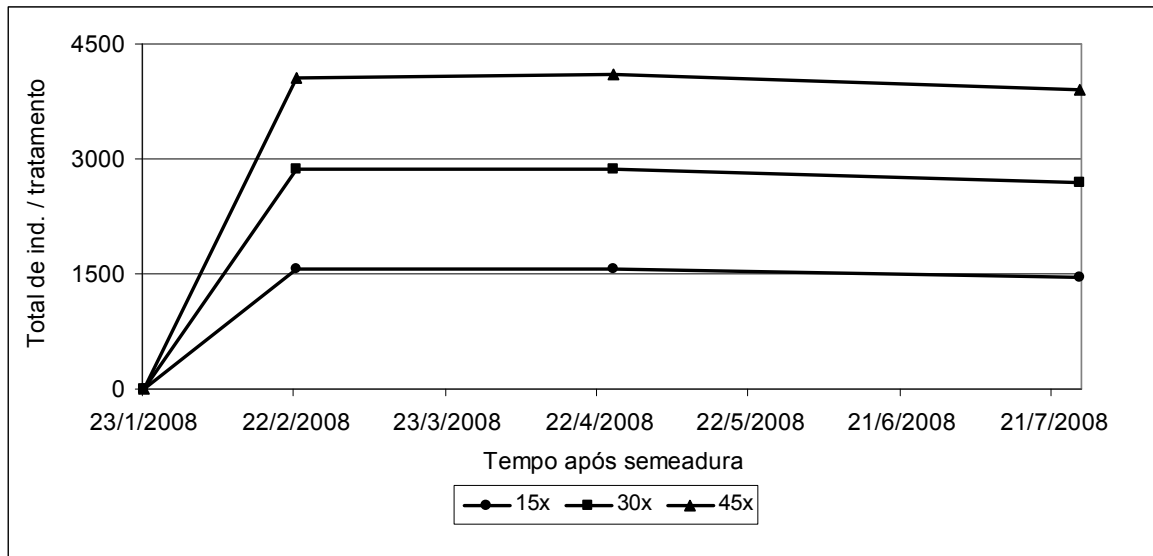


Figura 17 – Número de indivíduos sobreviventes, por tratamento, em cada um dos três monitoramentos realizados durante seis meses na Área 2 (área de 0,30ha por tratamento)

3.1.5 Alturas dos indivíduos e coberturas nas linhas de semeadura direta de preenchimento

Para mensurar a eficiência de modelos de restauração florestal, incluindo os da semeadura direta, é necessária a realização de monitoramentos sistemáticos, que podem conduzir a adequações e ajustes desse modelo (URBAN, 2006). Monitoramentos sistematizados ainda são escassos (SOUZA; BATISTA, 2004; MELO; DURIGAN, 2007), e não existe um consenso em relação aos indicadores mais adequados para a avaliação do sucesso da restauração florestal (SIQUEIRA; MESQUITA, 2007; MELO; MIRANDA, DURIGAN, 2007; BELLOTTO et al., 2009), podendo variar conforme o objetivo e mesmo o momento temporal do projeto em implantação. Usualmente os principais parâmetros mensurados para avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração consideram aspectos de diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005), sendo que alguns podem ser transformados em indicadores. Em comunidades com um a três anos de implantação, por exemplo, a altura, a cobertura da copa, os padrões fenológicos, a densidade e a riqueza implantada ou regenerada naturalmente podem ser considerados indicadores de sucesso da restauração, enquanto em comunidades

mais antigas (acima de quatro anos de idade), indicadores relacionados à estruturação do sub-bosque, presença e diversidade de regenerantes e de outras formas de vida tornam-se mais relevantes (BELLOTTO et al., 2009). Considerando o tempo durante o qual os monitoramentos foram realizados no presente experimento, foram mensurados os parâmetros altura e cobertura nas linhas de semeadura direta, somente na Área 1.

A Tabela 15 apresenta a proporção final de indivíduos na comunidade para cada uma das espécies utilizadas no experimento no último monitoramento realizado na Área 1, aos 34 meses A.S. Mais de 35% dos indivíduos estabelecidos foram da espécie *Enterolobium contortisiliquum*, sendo *Guazuma ulmifolia*, *Croton floribundus* e *Solanum lycocarpum* as outras três espécies com maior número de indivíduos. *Croton urucurana*, *Senna macranthera* e *Cytharexylum myrianthum* apresentaram o menor número de indivíduos. Embora tenha ocorrido a ação de desbaste de indivíduos aos 15 meses A.S. (maio / 2008), o monitoramento final revelou uma relação direta entre o número de sementes, conforme tratamento, e o número final de indivíduos nas parcelas de 200m² (0,02ha). As densidades estimadas a partir dos valores obtidos aos 34 meses A.S. foram de 1.125 ind.ha⁻¹, 2.269 ind.ha⁻¹ e 3.584 ind.ha⁻¹, respectivamente, para os três tratamentos utilizados na implantação do experimento, com três diferentes densidades de sementes utilizadas na semeadura direta.

Tabela 15 – Proporção de indivíduos por espécie no último monitoramento realizado no experimento de semeadura direta de preenchimento da Área 1 (Nov/2009 – 34 meses A.S.) (espécies organizadas em ordem decrescente de valor percentual)

Espécie	Proporção (%) de ind./ espécie
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	36,97
<i>Guazuma ulmifolia</i>	12,32
<i>Croton floribundus</i>	11,54
<i>Solanum lycocarpum</i>	9,83
<i>Acacia polyphylla</i>	8,74
<i>Ceiba speciosa</i>	8,58
<i>Senna multijuga</i>	4,68
<i>Croton urucurana</i>	3,28
<i>Senna macranthera</i>	2,81
<i>Cytharexylum myrianthum</i>	1,25
Totais	100,00

Os resultados apresentados na Tabela 16 demonstram aumento dos valores de todos os parâmetros mensurados ao longo do tempo (altura, cobertura na linha, projeção média de copa e espaçamento médio entre indivíduos). A discussão desses parâmetros é feita na sequência.

Tabela 16 – Resultados médios e desvio padrão (S) das alturas (H)(m), valores relativos de cobertura de linha (CL)(%), projeção média de cada indivíduo na linha (m) e distância média entre indivíduos (m) a cada monitoramento

Monitoramentos	Meses A.S. ¹	N _{total}	N _{útil} ²	H média (m)	S	CL média (%)	Projeção média / ind. (m)	S	Espaçamento médio (m)	S
Novembro / 2007	10	2961	1669	0,89	0,27	19,39	0,56	0,26	1,40	1,29
Mai / 2008	15	2815	2029	2,02	0,68	69,12	1,63	0,89	1,36	1,26
Novembro / 2008	22	2182	2125	2,67	1,02	98,65	2,18	1,22	1,61	1,28
Novembro / 2009 ³	34	640	621	3,93	1,53	168,51	2,98	1,33	1,64	1,23

¹ A.S.: Após semeadura. ² corresponde ao total de indivíduos com H≥0,50m. ³ monitoramento realizado por amostragem.

A Figura 18 apresenta as classes de altura estabelecidas para a comunidade formada através da semeadura direta de preenchimento na Área 1 e as respectivas proporções (%) encontradas em cada um dos quatro monitoramentos realizados. Em novembro de 2007, 10 meses após implantação do experimento de semeadura direta, mais de 80% dos indivíduos possuíam menos de 1,0m de altura, enquanto o percentual restante não ultrapassou a faixa dos 2,01m – 3,0m de altura. Ao longo do tempo, as médias de altura cresceram, bem como a distribuição das alturas em mais classes, sendo encontrados indivíduos de todas as alturas mensuradas no último monitoramento (<0,50m a 7,01-8,0m). Ao final dos monitoramentos, 34 meses após implantação, o maior percentual de indivíduos (29,05%) encontrava-se na faixa dos 3,01m – 4,0m de altura, sendo a máxima encontrada de 8,0m para um indivíduo de *G. ulmifolia*.

A Figura 19 apresenta as médias de altura para cada uma das espécies em cada um dos monitoramentos realizados. *G. ulmifolia* não somente apresentou o indivíduo com maior altura como foi a espécie que, ao final dos monitoramentos, apresentou as maiores alturas médias (5,51m), seguida de *Senna multijuga* (4,40m), *C. urucurana* (4,37m) e *E. contortisiliquum* (4,19m). *S. macranthera* e *Ceiba speciosa* apresentaram os menores valores médios de altura ao final dos monitoramentos.

As Figuras 20 a 22 apresentam vistas gerais de trechos da comunidade vegetal formada. Percebe-se que, com o tempo, nitidamente formou-se um maciço arbóreo, composto pelos indivíduos desenvolvidos a partir da semeadura direta de preenchimento.

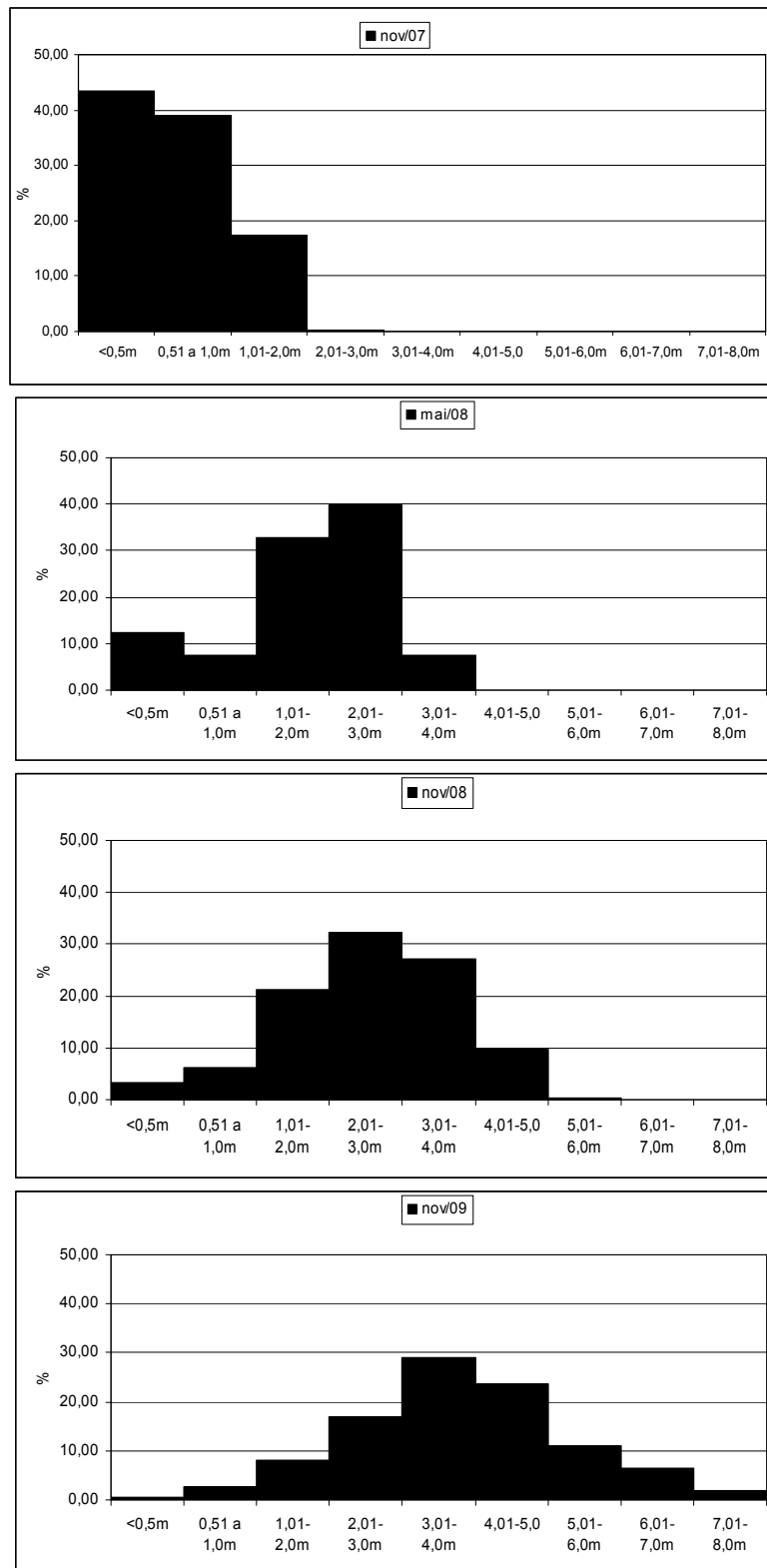


Figura 18 – Proporção (%) de indivíduos por classes de altura (m) encontrada a cada um dos quatro monitoramentos realizados no experimento de semeadura direta de preenchimento na Área 1

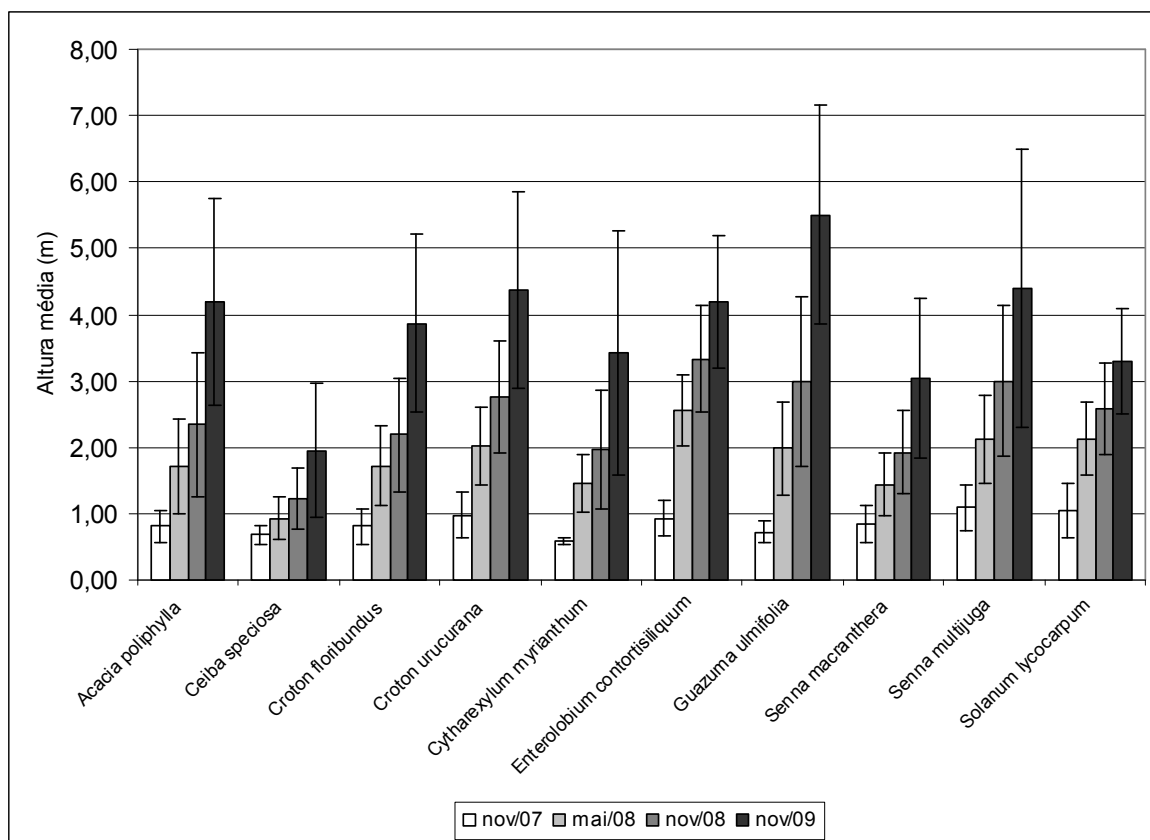


Figura 19 – Alturas médias (m) encontradas por espécie em cada um dos monitoramentos realizados no experimento de semeadura direta de preenchimento da Área 1. As barras verticais indicam as médias de alturas, enquanto as linhas verticais são os desvios-padrão da média

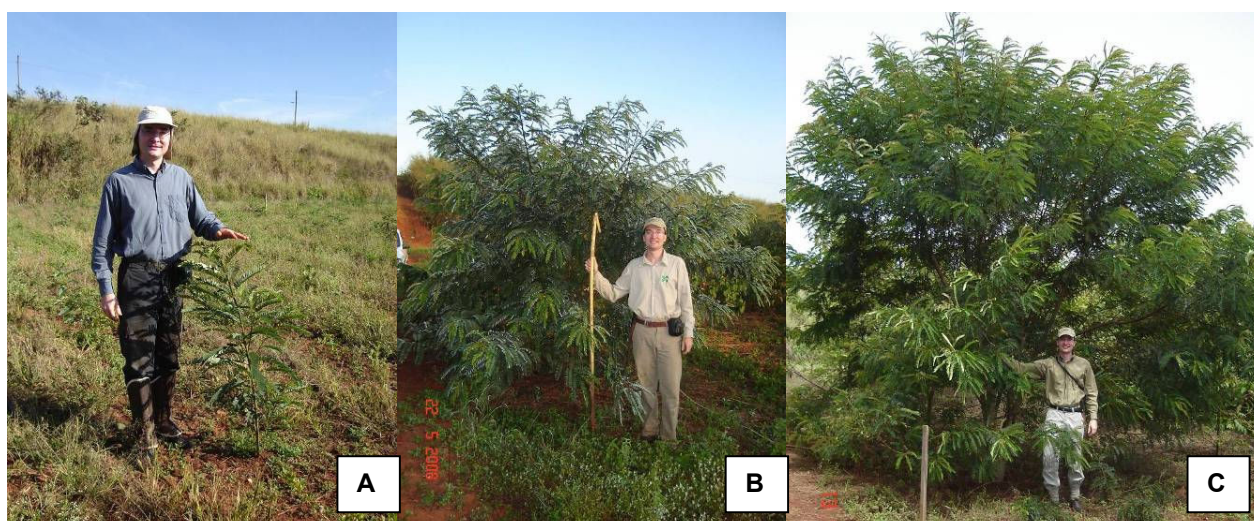


Figura 20 - Imagem do mesmo indivíduo de *S. multijuga* da parcela 10 em 3 momentos diferentes: aos 6 meses após a semeadura (A), a 1 ano e 3 meses (B) e com 1 ano e 10 meses (C).



Figura 21 - Imagem do mesmo ângulo, da mesma parcela (nº 8) da área do experimento de semeadura direta de preenchimento, em 2 tempos. Acima, com 1 ano e 2 meses; abaixo, com 1 ano e 10 meses. Notar, em amarelo, estaca com cerca de 1,20m para referência de tamanho



Figura 22 – Vistas gerais de dois trechos diferentes da comunidade vegetal formada no experimento de semeadura direta de preenchimento, aos 34 meses A.S. A referência de escala (em amarelo) possuía 5,0m de altura.

No que se refere aos valores relativos (%) de cobertura das linhas de semeadura direta de preenchimento (CL), foram organizadas seis intervalos de valores, ilustrados na Figura 23. Nota-se que aos 10 meses após a semeadura, as duas primeiras classes predominaram, com valores de CL até 60%. Os valores tenderam a aumentar com o desenvolvimento da comunidade vegetal, chegando a possuir 50% das linhas com

valores de CL acima de 101% no terceiro monitoramento (22 meses A.A.). No último monitoramento realizado (34 meses A.S.), mais de 70% das linhas se encontravam com valores acima de 101% de cobertura.

Esses valores de cobertura podem ser considerados muito satisfatórios se comparados aos encontrados em nove áreas reflorestadas através de plantio de mudas em matas ciliares do Médio Paranapanema, estado de São Paulo (MELO; DURIGAN, 2007). Nesses locais, apenas três anos após a implantação os plantios alcançaram valores acima de 100% de cobertura. Os valores também são comparáveis aos encontrados nos modelos de plantio com espécies de preenchimento implantados em Ribeirão Grande, sul do estado de São Paulo (NAVE; RODRIGUES, 2007), onde também foi obtida medida da copa a partir de projeção na linha de plantio.

Os valores de CL dos indivíduos também foram divididos em intervalos de 1,0m de projeção na linha de semeadura, como ilustrado na Figura 24. No primeiro monitoramento (10 meses A.S.), cerca de 95% dos indivíduos mensurados possuíam valores de CL abaixo de 1,0m. Com o passar dos meses, houve aumento das classes de CL, sendo que no monitoramento realizado aos 34 meses A.S. o maior percentual de indivíduos (31,40%) concentrou-se na classe de 2,01m – 3,0m de CL.

As parcelas que representam as menores proporções de classes de valores relativos de CL aos 34 meses A.S. representam aquelas encontradas em um trecho da área onde o solo encontrava-se normalmente mais encharcado, devido ao aterramento de um antigo brejo. Nessas parcelas houve diminuição nos valores médios de altura e CL, indicando pouca adaptação das espécies utilizadas a essas condições do substrato (Figura 25).

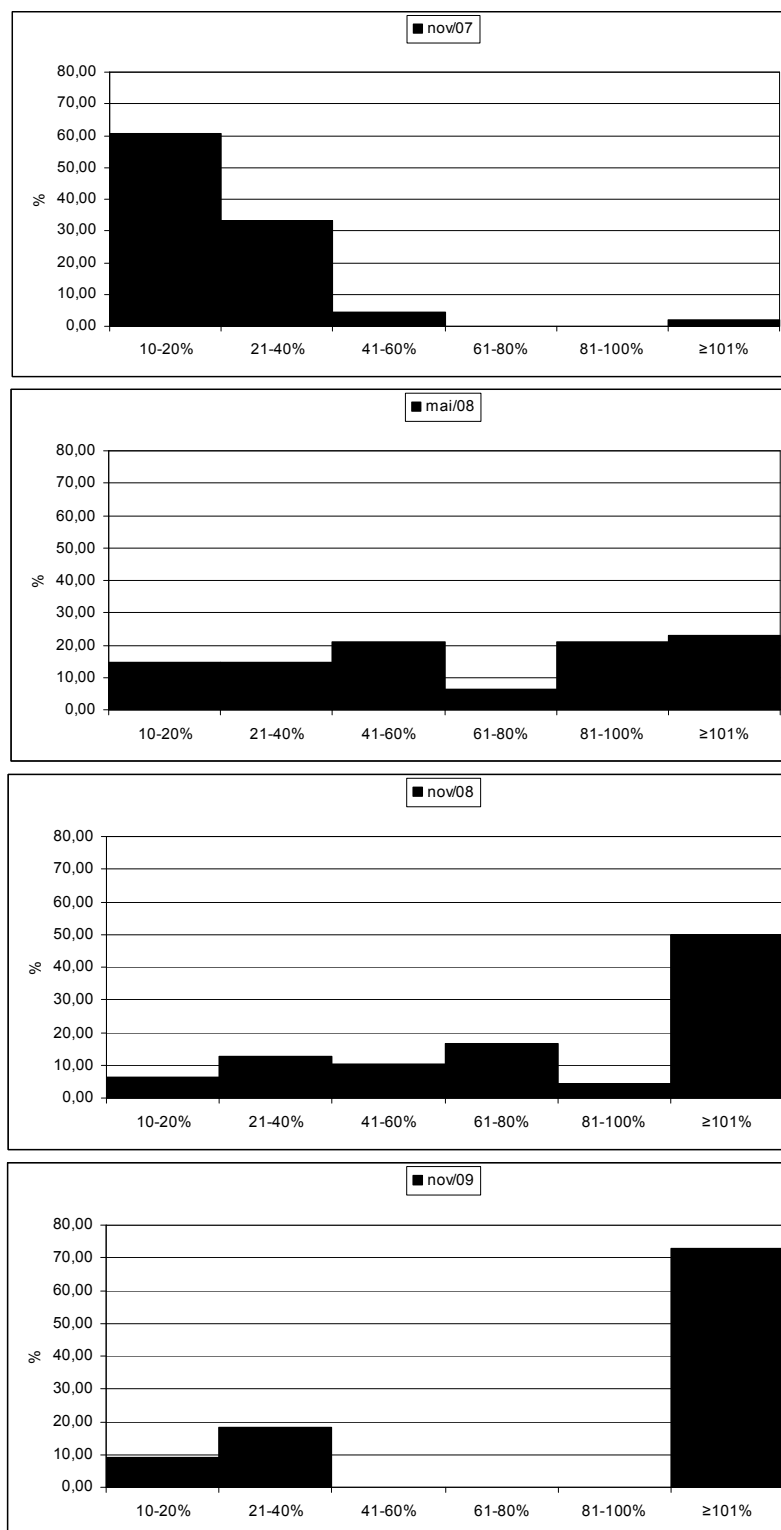


Figura 23 – Proporção (%) de classes de valores relativos de cobertura da linha (CL) encontrada em cada um dos monitoramentos realizado no experimento de semeadura direta de preenchimento na Área 1

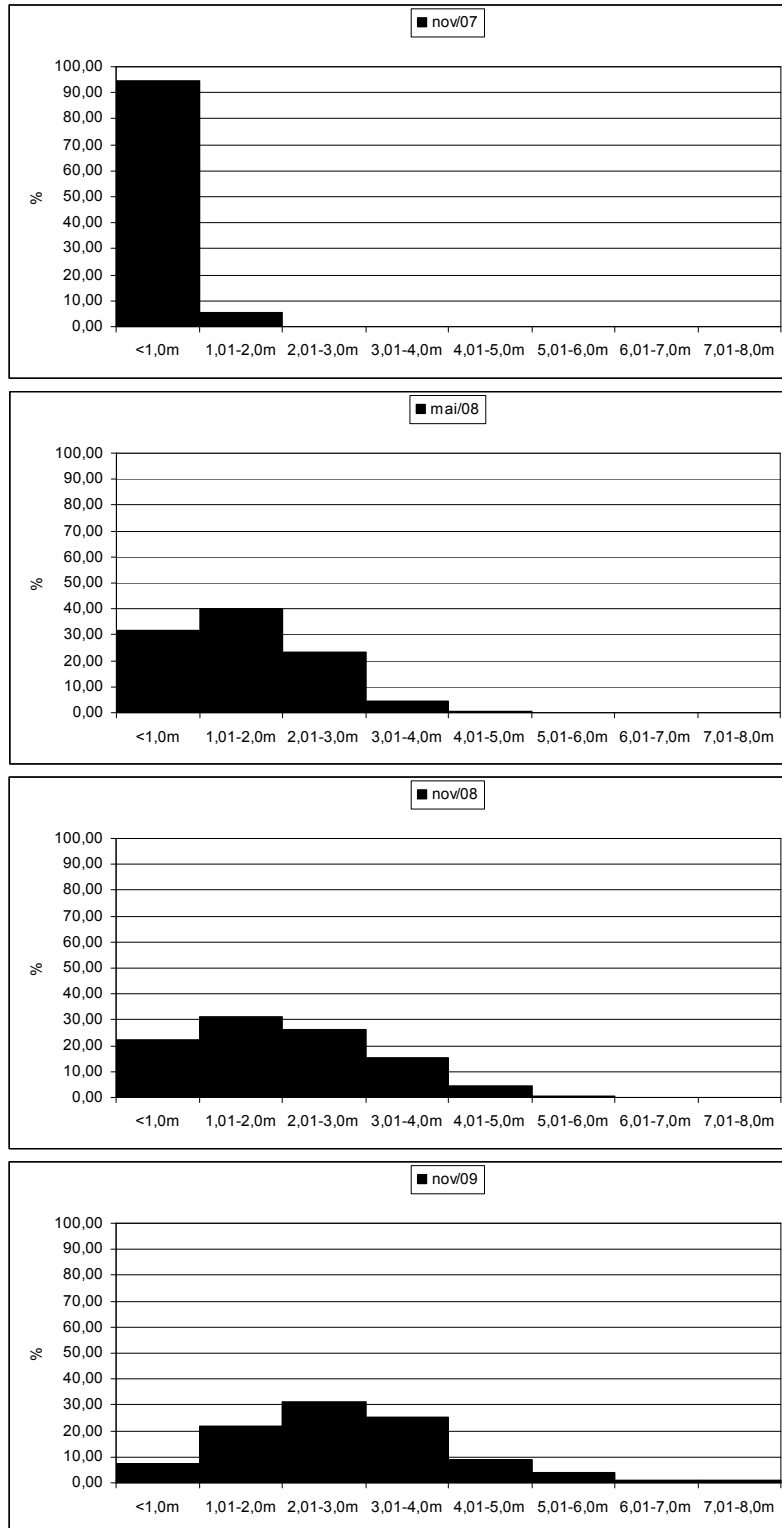


Figura 24 – Proporção (%) de indivíduos por projeção da copa na linha de semeadura (m) encontrada em cada um dos monitoramentos realizados no experimento de semeadura direta de preenchimento na Área 1



Figura 25 – Área do experimento de semeadura direta em substrato menos favorável para o desenvolvimento das espécies utilizadas, sendo predominantemente formado por aterramento de brejo e apresentando densidade de indivíduos, altura e valor de CL médios mais baixos em relação a outros trechos

Até os 34 meses após a semeadura, não foi encontrada uma relação entre a densidade de indivíduos e a variação da altura dos mesmos, como pode ser visto na Figura 26. Porém, à medida que o número de indivíduos cresceu, aumentaram os valores médios de CL (Figura 27).

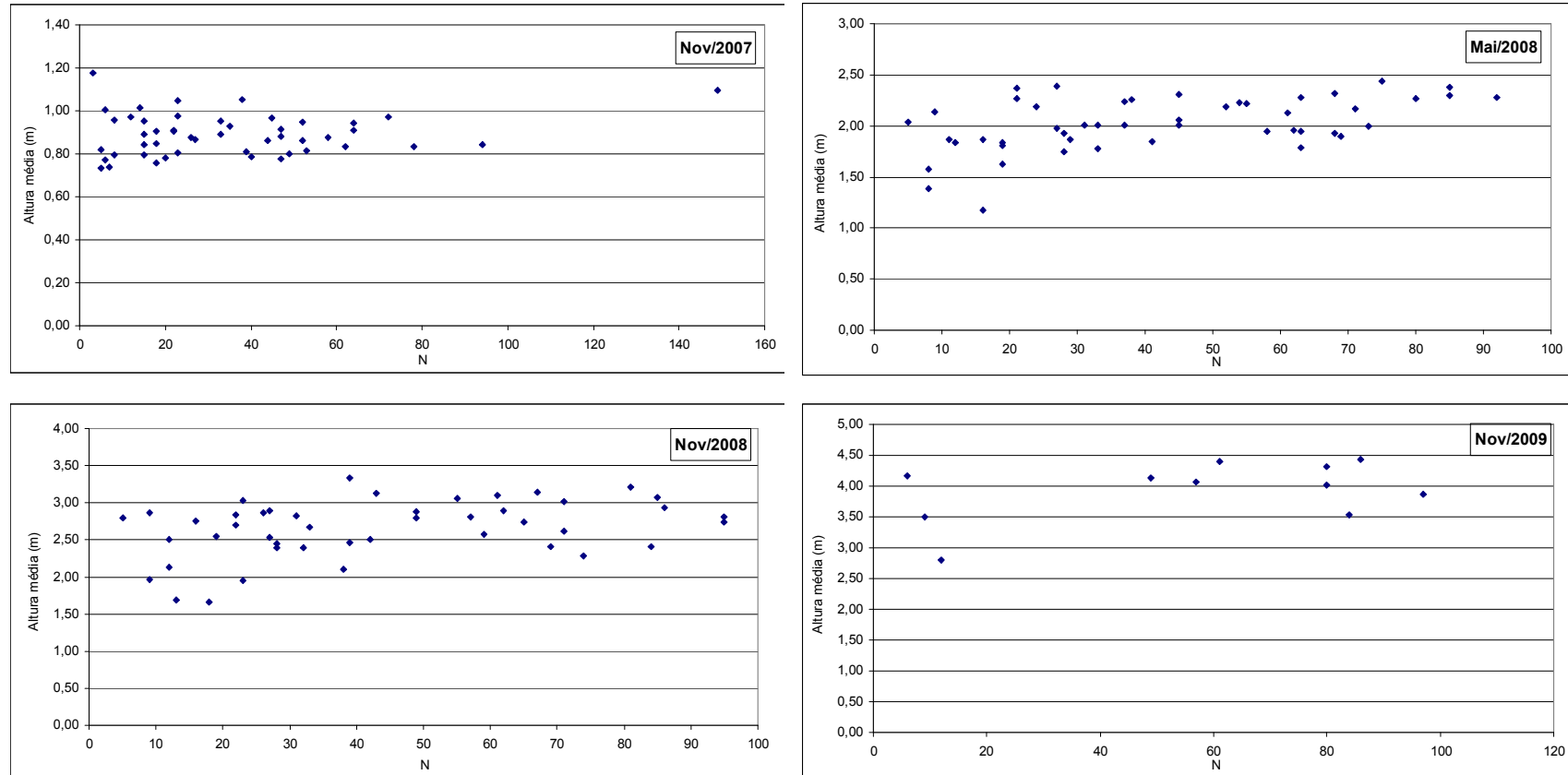


Figura 26 – Relação entre número de indivíduos por parcela (N) e alturas médias (m) dos indivíduos no experimento de semeadura direta de preenchimento a cada monitoramento. Foram considerados somente indivíduos com $H \geq 0,50\text{m}$

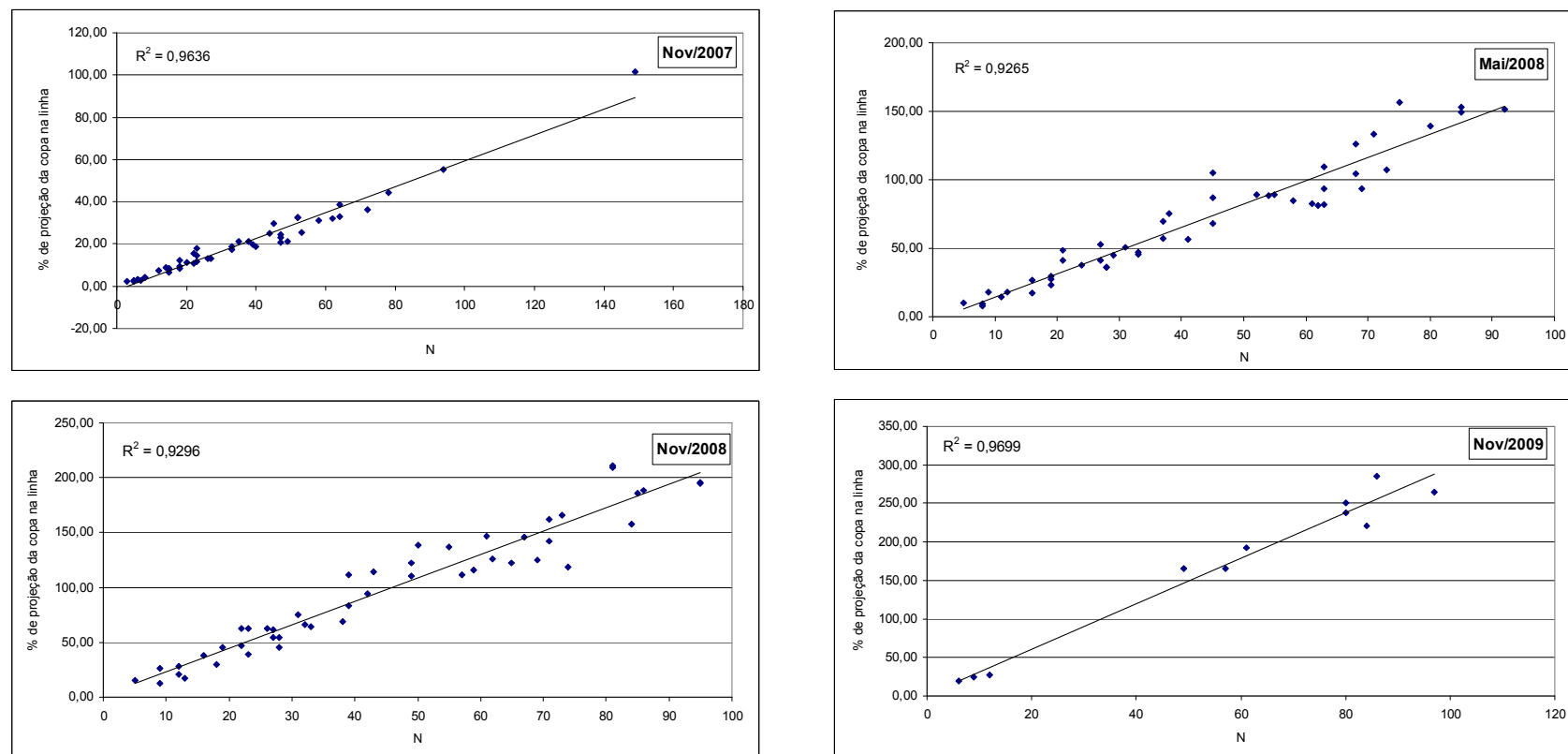


Figura 27 – Relação entre número de indivíduos por parcela (N) e valores relativos de cobertura da linha (CL) no experimento de semeadura direta de preenchimento a cada monitoramento. Foram considerados somente indivíduos com $H \geq 0,50m$

As variações encontradas nos valores de CL podem ser relacionadas à idade dos indivíduos e mesmo às espécies. *Acacia polyphylla* destacou-se com o maior valor médio final de CL (3,65m), embora não tenha ocupado essa posição desde o início dos monitoramentos (Figura 28). Valores médios finais acima de 3,0m também foram encontrados para *C. urucurana*, *S. multijuga*, *E. contortisiliquum* e *G. ulmifolia*. Assim como ocorreu com o parâmetro altura, *S. macranthera* e *C. speciosa* apresentaram os menores valores médios de CL ao final dos monitoramentos. Se forem considerados todos os monitoramentos, *E. contortisiliquum* apresentou-se como a espécie com melhor desempenho médio quanto aos valores de CL (Figura 29). A Tabela 17 apresenta um comparativo entre os valores médios obtidos no presente experimento, aos 34 meses A.S., e os valores descritos por Nave e Rodrigues (2007), 30 meses após o plantio de mudas.

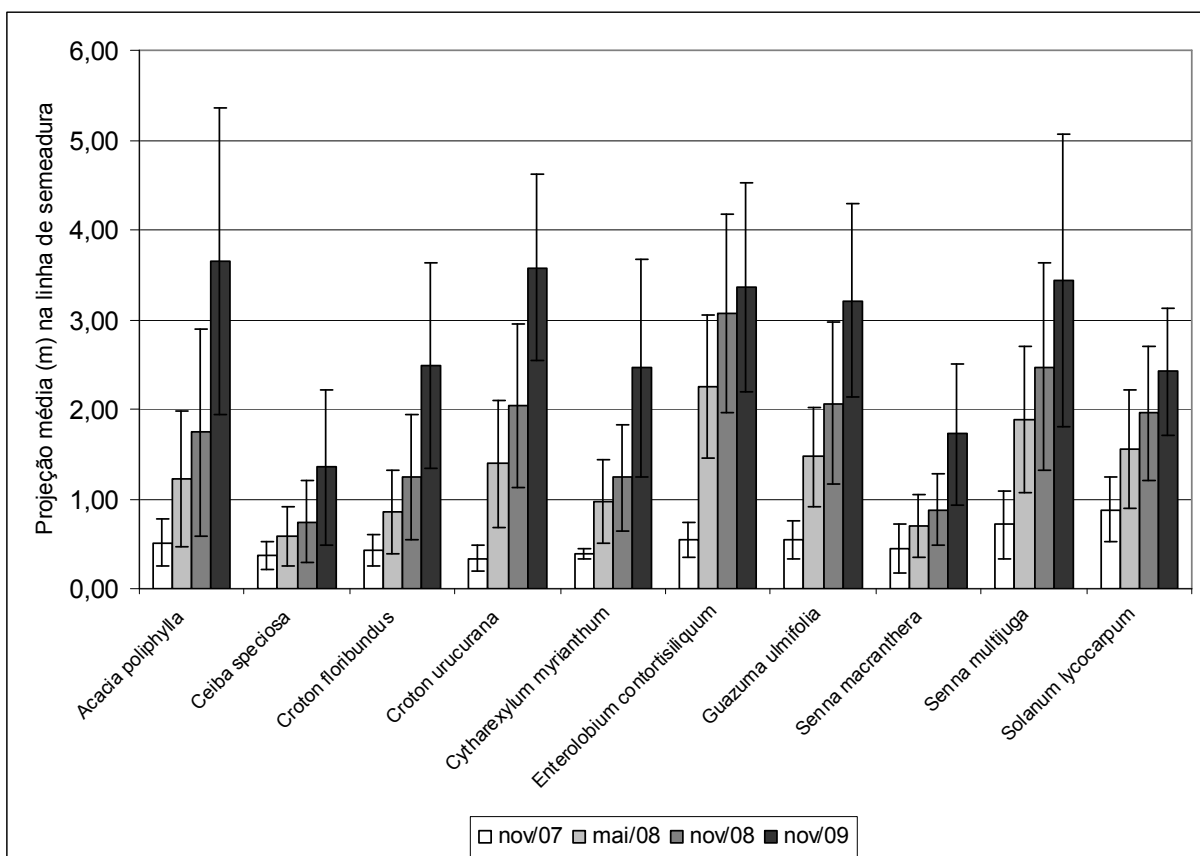


Figura 28 – Valores médios de CL (m) das espécies utilizadas no experimento de semeadura direta de preenchimento a cada monitoramento. As barras verticais indicam as médias de alturas, enquanto as linhas verticais são os desvios-padrão da média



Figura 29 – Vista geral (ao centro) de indivíduo de *E. contortisiliquum* na área do experimento de semeadura direta de preenchimento aos 34 meses A.S, com cerca de 7,0m de valor de CL

Tabela 17 – Comparação entre os resultados médios e desvio padrão (S) dos valores relativos de cobertura da linha (CL)(m) das espécies comuns entre o presente experimento e o de Nave e Rodrigues (2007), 34 meses A.S. e 30 meses após o plantio, respectivamente

Espécie	Valor de CL (m) do presente experimento (34 meses A.S.)	S	Valor de CL (m) obtido por Nave e Rodrigues (30 meses após plantio)
<i>Acacia polyphylla</i>	3,65	1,70	3,33
<i>Ceiba speciosa</i>	1,35	0,87	3,10
<i>Croton urucurana</i>	3,58	1,04	3,65
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	3,36	1,17	3,42
<i>Guazuma ulmifolia</i>	3,21	1,08	3,53

Notam-se muitas semelhanças nos valores obtidos, exceto para *C. speciosa*, cujo valor obtido no presente experimento foi menor que o de Nave e Rodrigues (2007). Entre as espécies e mesmo dentro de indivíduos da mesma espécie foram encontradas não somente variações nos valores de CL, mas notadamente na arquitetura das copas. *A. polyphylla*, por exemplo, foi a espécie com maior valor médio final de CL. No entanto, a observação em campo (até os 34 meses A.S.) demonstrou que mais de 70% dos indivíduos apresentavam copa normalmente bastante irregular e muitas vezes formada por apenas um ramo, embora com muitos metros de extensão. Tal constatação

demonstra que o método de medição da projeção das copas adotado no presente trabalho não foi o mais adequado. Porém, mesmo que tivesse sido adotada a técnica de medição em “cruz”, em que se mede o diâmetro da copa em dois sentidos, permitindo um cálculo mais apurado da área de projeção, haveria dificuldade da mensuração de *A. polyphylla*. Não foram utilizados equipamentos de medição de luz na área, por ainda não haver consenso sobre a melhor forma de utilização desses equipamentos e a interpretação dos resultados obtidos sobre a dinâmica sucessional da comunidade florestal em formação.

Os indivíduos de *C. urucurana* apresentaram um formato típico de “taça”, uma arquitetura que proporciona uma boa cobertura de copa. No entanto, na comunidade formada a partir desse experimento, a espécie foi representada por um número muito baixo de indivíduos (2,74% do total).

E. contortisiliquum, com bom desempenho quanto aos valores médios de CL, elevada altura média final e alta densidade de indivíduos (36,16% do total), teve grande importância estrutural na comunidade formada. No entanto, a partir de 12 meses A.S., muitos indivíduos dessa espécie começaram a apresentar infestação dos fungos *Colletotrichum* sp., *Fusarium* sp. e *Botryosphaeria* sp., levando ao comprometimento do formato das copas pelo secamento de alguns ramos, sem, no entanto, causar a morte das árvores. A deciduidade natural dessa e de outras espécies é normal na Floresta Estacional Semidecidual, onde o número de árvores que apresentam deciduidade pode variar de 40 a 80% (GANDOLFI; JOLY; LEITÃO-FILHO, 2009). Diferenças nos regimes de luz gerados por copas distintas, por exemplo, podem proporcionar ambientes heterogêneos nos sub-bosques, criando condições diferenciadas no desenvolvimento de espécies (GANDOLFI; JOLY; RODRIGUES, 2007), inclusive em áreas em processo de restauração (VIEIRA; GANDOLFI, 2006). Porém, o comprometimento da homogeneidade do dossel formado durante a restauração florestal em locais onde historicamente são encontradas espécies competidoras no sub-bosque, notadamente gramíneas exóticas invasoras, pode comprometer o desenvolvimento de indivíduos regenerantes de espécies arbustivas e arbóreas nativas (SOUZA; BATISTA, 2004; HOLL, 2006). Esse fato é amenizado devido ao fato da deciduidade manifestar-se em períodos de menor disponibilidade hídrica e de menor temperatura, quando as plantas

competidoras exercem menor pressão competitiva. Mesmo assim, é importante considerar o balanço na densidade de indivíduos de espécies decíduas ao planejar a ação de restauração florestal, evitando a exposição excessiva do solo à luminosidade além da que é naturalmente encontrada, o que pode levar à infestação por plantas competidoras no sub-bosque (SOUZA; BATISTA, 2004).

Mesmo em plantios com baixa diversidade pode ocorrer chegada de propágulos de outras espécies vegetais, visto que a comunidade vegetal formada pode proporcionar um habitat atrativo a animais dispersores de sementes (HAGGAR, 1997; LUGO, 1997; WUNDERLE JR., 1997; MELO; DURIGAN, 2007), funcionando como trampolins ecológicos. Porém, mesmo que o objetivo do experimento tenha sido alcançado ao proporcionar rápida ocupação e cobertura da área, a ação posterior de enriquecimento deve ocorrer. O município de Araras possui apenas 4,83% de cobertura vegetal (SIFESP, 2010), e com a elevada fragmentação da paisagem regional não há remanescentes florestais nos arredores imediatos à área do experimento de semeadura direta que possam fornecer propágulos naturalmente, via dispersão. Para a comunidade formada através do presente experimento essa ação já pode ocorrer, pois após três anos de implantação da semeadura direta de preenchimento já foram criadas condições de cobertura adequadas para o enriquecimento da área com espécies mais finais do processo de sucessão, garantindo a sustentabilidade do processo de restauração florestal. Essa ação pode também minimizar as chances dessa área ser reocupada por herbáceas competidoras, em função da mortalidade das espécies iniciais da sucessão, que geralmente são de ciclo de vida mais curto (SOUZA; BATISTA, 2004).

Embora o grupo de espécies de preenchimento tenha por objetivo ocupar e cobrir rapidamente uma área degradada, deve-se utilizar, sempre que possível, a maior riqueza de espécies disponível dentro desse grupo, visto que também se busca o restabelecimento da comunidade de animais no local. Vale destacar os riscos de ataque de pragas com o uso de baixa diversidade, fato constatado em campo com a infestação fúngica dos indivíduos de *E. contortisiliquum*. Para isso, sugere-se priorizar as espécies que também forneçam alimento e abrigo para fauna, especialmente se não houver outras fontes nas proximidades, além de posterior ou concomitante enriquecimento com diferentes formas biológicas, quando for necessário. O preenchimento da área pode ser

especialmente recomendado em áreas onde houver fragmentos nas proximidades, funcionando como um corredor ou trampolim ecológico entre as áreas e criando condições, pelo trânsito de animais, para a chegada, estabelecimento e desenvolvimento de propágulos de outras formas biológicas.

Considerados os valores médios finais de CL e a densidade de indivíduos, somado ao objetivo de ocupar e recobrir a área degradada rapidamente, as melhores eficiências relativas de cobertura para a comunidade vegetal estudada podem ser atribuídas às espécies *G. ulmifolia*, *C. floribundus* e *S. lycocarpum*. As espécies que, por outro lado, foram as de menor eficiência relativa foram *C. speciosa*, *S. macranthera* e *C. myrianthum*.

A cobertura de copa gerada pela semeadura direta para preenchimento pode ser considerada satisfatória em termos percentuais, conforme o método utilizado para monitoramento desse parâmetro. No entanto, a eficácia da cobertura gerada pelas copas sobre o controle das plantas competidoras deve ser monitorada de forma mais sistemática, observação que também vale para o plantio de mudas. É essencial que, associados à mensuração de área das copas das árvores em áreas em restauração florestal, considerem-se também os estudos da arquitetura das copas. Uma copa pode até apresentar-se com grande área, mas pode possuir baixa densidade de folhagem e formato irregular, permitindo a incidência de luz sobre o solo e minimizando as chances de controle de plantas competidoras, especialmente gramíneas exóticas. Vale destacar que a dinâmica florestal nas florestas semidecíduas parece estar bastante relacionada à presença de uma maior variação na disponibilidade de luz no sub-bosque. A influência desses diferentes regimes de luz ainda precisa ser melhor esclarecida, com influência direta nos modelos de restauração florestal em aplicação, possivelmente levando à necessidade de uma maior heterogeneidade estrutural das copas para que essa dinâmica florestal seja restabelecida (GANDOLFI, 2003; GANDOLFI; JOLY, RODRIGUES, 2007). Além disso, para efetivamente mensurar a eficiência da cobertura arbórea sobre o controle de plantas competidoras, devem ser realizados estudos estruturais dessa comunidade herbácea em áreas em restauração florestal, preferencialmente com parcelas permanentes, incluindo também a avaliação do banco de sementes das plantas competidoras.

Quanto maior o número de indivíduos encontrados nas linhas de sementeira direta de preenchimento, menor o espaçamento entre os indivíduos. O aumento do espaçamento médio entre os indivíduos a partir dos 15 meses A.S. foi influenciado pelo desbaste realizado em maio de 2008, que foi feito com o objetivo de diminuir a densidade de indivíduos em algumas linhas de sementeira do experimento, pelo excesso de emergência. Os valores finais de espaçamento entre os indivíduos nas linhas de sementeira foi de 1,63m, menor do que os usuais 2,0m de plantios de mudas. Porém, houve um grande desvio-padrão (1,23m), resultado que pode ser atribuído à germinação irregular das sementes na linha de sementeira direta. Espaçamentos menores e o conseqüente adensamento podem ser interessantes para aumentar a cobertura da área, desde que com isso não comprometam o desenvolvimento dos indivíduos implantados pela competição.

Quanto ao florescimento das espécies, *S. lycocarpum* destacou-se ao florescer já aos 6 meses A.S., tendo sido desde então sempre encontradas flores e frutos dessa espécie na área. Todas as outras espécies, exceto *C. speciosa* e *E. contortisiliquum* exibiram ao menos uma fenofase de florescimento e frutificação. Houve duas visualizações de indivíduos de lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) circulando na área do experimento (Figura 30), com indícios de consumo de frutos de *S. lycocarpum*.



Figura 30 – Registro de indivíduo de lobo-guará (*C. brachyurus*) realizado em abril de 2010 na Área 2, formada pelo experimento de sementeira direta de preenchimento

3.1.6 Investimentos para aquisição de sementes x mudas

Com base nos resultados obtidos nas duas áreas experimentais, foram estimados, para cada espécie, os investimentos financeiros necessários para produção de uma muda a partir de sementeira direta. Os resultados estão expressos na Tabela 18 a seguir.

Tabela 18 – Estimativas de investimentos (R\$) necessários para produção de uma muda a partir de sementeira direta, com base nos dados do presente experimento. Base de comparação para mudas: R\$ 1,00 por muda, para pedidos entre 1.000 e 5.000 mudas (valor cobrado pela empresa Bioflora)

Espécies	Preço do lote de sementes (R\$ / Kg) ¹	Investimento (R\$) para produção de uma muda	
		Área 1	Área 2
<i>Acacia polyphylla</i>	173,75	0,23	0,07
<i>Ceiba speciosa</i>	79,00	0,40	0,08
<i>Croton floribundus</i>	140,00	0,13	0,12
<i>Croton urucurana</i>	370,00	2,46	0,90
<i>Cytherexylum myrianthum</i>	137,50	2,18	-
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	212,50	0,22	0,10
<i>Guazuma ulmifolia</i>	398,75	0,29	6,95
<i>Luehea divaricata</i>	250,00	-	8,32
<i>Peltophorum dubium</i>	78,00	-	0,02
<i>Senna macranthera</i>	99,00	0,39	-
<i>Senna multijuga</i>	250,00	0,47	0,94
<i>Solanum lycocarpum</i>	140,00	0,13	0,01

¹ Valores obtidos na empresa Bioflora.

Obs.: Preços (por Kg) dos lotes de sementes das espécies que não germinaram: Área 1 - *Colubrina glandulosa* – R\$ 190,00 / *Heliocarpus americanus* – R\$ 250,00 / *Trema micrantha* – R\$ 245,00. Área 2 - *Alchornea triplinervia* – R\$ 150,00 / *Colubrina glandulosa* – R\$ 209,00 / *Senna macranthera* – R\$ 99,00.

Se considerados apenas os dados obtidos no presente experimento, percebe-se não ser financeiramente vantajoso usar todas as espécies testadas de forma conjunta. Se utilizados os dados da Área 1, por exemplo, os custos dos lotes de sementes das espécies e o elevado número de sementes necessário para obter um indivíduo das espécies *Croton urucurana* e *Cytherexylum myrianthum* encareceriam o investimento final na compra de sementes. O mesmo raciocínio pode ser aplicado para as espécies *Guazuma ulmifolia* e *Luehea divaricata* na Área 2. No entanto, espécies como *Solanum lycocarpum*, *Croton floribundus*, *Enterolobium contortisiliquum* e *Acacia polyphylla* revelaram-se bastante interessantes do ponto de vista financeiro.

A recomendação ou não dessas espécies ou generalizações devem ser feitas com ponderação. Se por um lado *C. urucurana* não seja financeiramente interessante,

se utilizado um cenário com dados da Área 1, o mesmo não acontece para essa espécie na Área 2, onde apresentou melhores resultados de emergência. O mesmo ocorre com *G. ulmifolia*. No caso dessa última, os resultados obtidos na Área 2 podem ter sido ocasionados por problemas do lote de sementes ou mesmo nos procedimentos de quebra de dormência, como já discutido anteriormente. Vale destacar que ambas as espécies apresentaram características interessantes para formação da comunidade vegetal, conforme descrito anteriormente. Além disso, outras espécies sequer germinaram nas áreas experimentais, como *C. glandulosa*, *T. micrantha* e *A. triplinervia*, mas não necessariamente por isso elas devam ser desconsideradas em projetos de semeadura direta.

Várias espécies podem não possuir taxas germinação satisfatórias em campo, o que pode gerar custos elevados em comparação ao plantio de mudas e o desperdício de sementes. Somente mais experimentos podem auxiliar na escolha das melhores espécies para essa técnica de restauração florestal, conciliando custos para aquisição de sementes, percentual de emergência em campo e o papel funcional das espécies no fornecimento de copa ou recursos à fauna, por exemplo. Os custos para aquisição de sementes de espécies arbóreas nativas no mercado ainda são bastante variáveis, o que tem consequências diretas na aplicação do método em larga escala.

Cabe destacar que a semeadura direta não necessariamente deve ser utilizada de forma isolada, podendo-se consorciá-la ao plantio de mudas. Dessa forma, para aquelas espécies que reconhecidamente não seja interessante o uso de sementes, priorizar-se-ia o plantio de mudas, seja para adensamento ou para enriquecimento. No caso da semeadura direta de preenchimento, visando à rápida ocupação da área degradada, um enriquecimento posterior pode ser realizado usando-se mudas ao invés de sementes.

Se o objetivo do projeto de restauração florestal é a rápida ocupação de uma área degradada com a formação de uma comunidade vegetal com baixa riqueza de espécies, a técnica de semeadura direta, considerando os baixos custos para aquisição de sementes de algumas espécies, pode ser viável economicamente. Com base nos resultados do presente experimento não é possível, porém, indicar um preço para a semeadura direta de preenchimento, por hectare. Mesmo assim, considerando-se

também que foram realizadas ações de manutenção nas áreas em número semelhante ao de um plantio de mudas bem manejado, um dos custos mais elevados em projetos de restauração florestal, pode-se afirmar que a técnica é bastante promissora do ponto de vista econômico, considerando as restrições apontadas anteriormente quanto ao desempenho de algumas espécies. A semeadura direta pode ser especialmente indicada para pequenos agricultores, que muitas vezes não possuem condições financeiras de arcar com custos de aquisição de mudas e transporte das mesmas. Áreas com condições precárias de acesso também se mostram propícias para uso da técnica, também devido à dificuldade de transporte de mudas a esses locais.

No entanto, ao se realizar a rápida ocupação de uma área degradada via semeadura direta (ou por outro método) com baixa riqueza de espécies, há que se considerar a necessidade de monitorar o local para verificar a necessidade de enriquecimento, ação que tem implicação direta nas estimativas de custo da semeadura direta. Essa necessidade de um posterior enriquecimento com espécies nativas de diferentes formas biológicas, espontâneo ou artificial, deverá fornecer condições para sustentabilidade dos processos ecológicos da comunidade florestal formada.

3.2 Semeadura direta de enriquecimento

Experimento piloto – Área 1: Após realizar monitoramentos aos 30, 60 e 180 dias A.S. no experimento piloto de semeadura direta de enriquecimento da Área 1, foram encontradas plântulas de 17 espécies, o que corresponde a 56,6% das que foram semeadas. As taxas de germinação, no entanto, foram baixas, como apresentado na Tabela 19. Além da baixa germinação em campo, houve também problemas operacionais de condução do experimento, pois a área começou a ser bastante forrageada por galinhas, que começaram a predar as plântulas e remexer demasiadamente no solo, o que acabou por retirar algumas sementes das respectivas covetas onde foram semeadas. É possível também que o fato das sementes terem sido envoltas em papel-toalha, por mais absorvente que o mesmo seja, tenha dificultado a emissão da radícula das plantas, acabando por comprometer o desenvolvimento das mesmas.

Embora o acréscimo de 121 indivíduos de 17 espécies na comunidade vegetal possa ser considerado positivo, tais valores foram considerados muito baixos. Somando-se essa baixa germinação em campo aos outros problemas encontrados, o monitoramento desse experimento de semeadura de enriquecimento foi interrompido em agosto de 2009.

Tabela 19 – Número de indivíduos germinados e respectivos percentuais de germinação em campo, por espécie, após 180 dias de implantação do experimento de semeadura direta de enriquecimento na Área 1 (lista ordenada conforme valor decrescente da taxa de germinação em campo)

Espécie	Número de indivíduos germinados (180 dias A.S.)	% de germinação em campo
<i>Platycyamus regnellii</i>	21	14,58
<i>Myroxylon peruiferum</i>	14	9,72
<i>Sterculia striata</i>	12	8,33
<i>Copaifera langsdorffii</i>	10	6,94
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	9	6,25
<i>Sapindus saponaria</i>	17	5,90
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	7	4,86
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	6	4,17
<i>Hymenaea courbaril</i>	6	4,17
<i>Cariniana legalis</i>	4	2,77
<i>Ormosia arborea</i>	4	2,77
<i>Aspidosperma cilyndrocarpon</i>	4	1,39
<i>Machaerium stipitatum</i>	2	1,39
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	2	1,39
<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	1	0,69
<i>Jacaranda micrantha</i>	1	0,69
<i>Parapiptadenia rigida</i>	1	0,69
Totais	121	4,5¹

¹ Taxa média de germinação.

Segundo experimento – Área 2: Para o monitoramento do experimento de semeadura direta de enriquecimento da Área 2 foram realizadas contagens do número de indivíduos emergidos aos 45 e 90 dias A.S. Conforme apresentado na Tabela 21, houve registro de emergência de 80% das espécies se considerados os dois monitoramentos realizados. Portanto, apenas para sete espécies não houve registro de emergência.

As taxas médias de estabelecimento de indivíduos obtidos após a emergência diminuíram nos três tratamentos entre o monitoramento realizado aos 45 dias e os 90 dias A.S., como também se verifica na Tabela 20. Esses valores podem ser considerados baixos (em média 5-6%), mas aproximam-se ou são até mais elevados que a maioria dos percentuais obtidos para as espécies de preenchimento (ver Tabelas 7 e 8). Destacaram-se nesses percentuais as espécies *A. edulis*, *E. falcata*, *E. speciosa*, *H. courbaril* (Figura 31), *M. peruiferum* e *P. elegans*, com estabelecimentos médios acima de 10%.

Tabela 20 – Percentuais de estabelecimento em campo, por tratamento, das espécies utilizadas no experimento de semeadura direta de enriquecimento na Área 2, aos 45 e 90 dias A.S. (lista em ordem alfabética de nome científico)

Nome Científico	% de estabelecimento					
	5 sementes		10 sementes		15 sementes	
	45 dias	90 dias	45 dias	90 dias	45 dias	90 dias
<i>Aegiphila sellowiana</i>	2,00	2,00	1,00	0,00	2,00	2,00
<i>Albizia niopoides</i>	2,00	4,00	3,00	2,00	6,67	6,67
<i>Allophylus edulis</i>	18,00	16,00	13,00	18,00	6,67	17,33
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Aspidosperma subincanum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,33
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cedrela fissilis</i>	2,00	2,00	6,00	6,00	5,33	4,67
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2,00	4,00	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Colubrina glandulosa</i>	0,00	4,00	0,00	0,00	0,67	0,00
<i>Copaifera langsdorfii</i>	2,00	2,00	0,00	0,00	2,00	1,33
<i>Cytharexylum myrianthum</i>	2,00	0,00	1,00	1,00	5,33	2,67
<i>Dalbergia frutescens</i>	2,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	2,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,67
<i>Erythrina falcata</i>	10,00	6,00	9,00	13,00	6,00	10,00
<i>Erythrina speciosa</i>	20,00	24,00	18,00	26,00	20,00	22,00
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	4,00	4,00	1,00	1,00	6,67	6,00
<i>Gallesia integrifolia</i>	2,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Genipa americana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hexaclamis edulis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hymenaea courbaril</i>	75,00	50,00	65,00	25,00	73,33	28,00
<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	8,00	8,00	23,00	15,00	18,00	12,00
<i>Lafoensia pacari</i>	0,00	2,00	3,00	2,00	0,00	0,00
<i>Machaerium nyctitans</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,67
<i>Myroxylon peruiferum</i>	24,00	30,00	31,00	31,00	27,33	24,67
<i>Myrsine coriacea (R. ferruginea)</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pera glabrata</i>	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00
<i>Platypodium elegans</i>	12,00	16,00	13,00	14,00	14,00	16,67
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	4,00	0,00	8,00	5,00	4,67	3,33
<i>Psychotria carthaginensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pterogyne nitens</i>	8,00	8,00	9,00	4,00	12,00	9,33
<i>Sequoiaria langsdorfii</i>	2,00	0,00	0,00	1,00	0,67	0,67
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	8,00	4,00	8,00	8,00	8,67	9,33
<i>Tabebuia roseo-alba</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Terminalia argentea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,67
Totais	6,09	5,49	6,06	5,00	6,32	5,14



Figura 31 – Indivíduo de *H. courbaril* (jatobá) emergido na Área 2 a partir do experimento de semeadura direta de enriquecimento

Não foi realizado um terceiro monitoramento, previsto para os 120 dias A.S., devido ao crescimento excessivo de plantas competidoras na área (Figura 32), entre outros fatores discutidos a seguir. A manutenção possível seria a manual, considerando a localização das plântulas nas entrelinhas da semeadura de preenchimento e o fato de não terem sido utilizados tutores em cada uma das covetas da semeadura de enriquecimento. Mesmo assim, o risco de supressão de plântulas durante o processo seria elevado.

O desenvolvimento dessa comunidade de plantas competidoras no sub-bosque pode ser atribuído ao inadequado controle prévio à implantação da semeadura de enriquecimento, somado a uma possível elevada densidade em banco de sementes, estimulado pela manutenção prévia da área. Além disso, foi registrada elevada pluviosidade no final do ano de 2009 e início do ano de 2010, contribuindo para maior desenvolvimento da comunidade de plantas herbáceas, com crescimento mais acelerado em relação às plântulas das espécies arbóreas. O elevado desenvolvimento da comunidade de plantas competidoras também pode ser resultado da insuficiente cobertura gerada pelo preenchimento da área após semeadura direta, embora

visualmente o aspecto aparentasse estar adequado (ver Figura 11). A elevada densidade de indivíduos de *Solanum lycocarpum*, cujo caráter decíduo se manifestou logo após o fim do período chuvoso, pode também ter contribuído para exposição do solo à luminosidade.



Figura 32 – Aspecto geral do sub-bosque da Área 2 aos 100 dias A.S. Notar ocupação por plantas herbáceas competidoras e deciduidade natural de alguns indivíduos arbóreos, introduzidos através do experimento de semeadura direta de preenchimento

Além do problema com as plantas herbáceas competidoras, muitas plântulas das espécies de enriquecimento foram predadas por formigas, indicando necessidade de controle mais criterioso anteriormente à implantação e durante as primeiras semanas A.S.

Acredita-se que esses dois fatores, predação por formigas e elevada densidade de plantas competidoras (possivelmente relacionada à cobertura insuficiente de copa), foram os principais responsáveis pelo insucesso do experimento de enriquecimento. As espécies do grupo de diversidade são secundárias tardias e climácicas, normalmente sem problemas de dormência e com altas taxas de germinação (RODRIGUES; GANDOLFI, 2007), e sua germinação é usualmente definida por condições ideais de água, temperatura e aeração. Dessa forma, o momento de implantação da semeadura é o principal fator de definição do sucesso, sendo imprescindível a cobertura da área. Operacionalmente é possível inclusive realizar o enriquecimento em diferentes

momentos ao longo do ano, de acordo com a fisiologia das espécies, não sendo necessário realizar a semeadura direta de enriquecimento com todas as espécies planejadas ao mesmo tempo.

A semeadura direta de enriquecimento, se comparada à transposição do banco de sementes, pode ser vantajosa para o enriquecimento de área em processo de restauração. Embora de forma geral os projetos com o uso de transposição de banco de sementes tenham sido aplicadas com sucesso, podem ocorrer problemas que impedem o uso em larga escala. Bancos de sementes originados de áreas em estágios iniciais de sucessão, por exemplo, são compostos por grandes percentuais de espécies herbáceas invasoras, tanto em abundância como riqueza, e as poucas espécies arbóreas aí encontradas são de estágios sucessionais pioneiros (BERTONCINI; RODRIGUES, 2008; MARTINS et al., 2008). A semeadura poderia garantir, em relação à transposição, uma maior certeza no desenvolvimento de uma comunidade de espécies de interesse, sejam arbustivas, arbóreas, ou mesmo de lianas. No entanto, em princípio, não parece ser uma técnica vantajosa em relação ao plantio de mudas. A semeadura direta de enriquecimento ainda requer mais experimentações, especialmente quanto ao manejo das plantas competidoras, escolha das melhores espécies e densidades de sementes, e a inserção de outras formas biológicas, como arbustos e lianas, como forma complementar de enriquecimento da comunidade vegetal em restauração.

3.3 Apontamentos técnicos

Com base nos resultados obtidos no presente trabalho, foram traçados alguns comentários gerais de caráter técnico sobre a semeadura direta. O intuito desse item é relatar algumas necessidades para a melhoria da técnica de semeadura direta.

a. Alguns estudos indicam que a semeadura direta auxilia na formação de um sistema radicular mais íntegro, em relação ao plantio de mudas. Essa característica pode ser incrementada com o correto preparo da área, descompactando-se o solo através de subsolagem (cultivo mínimo). Raízes melhor desenvolvidas poderiam

explorar melhor os recursos naturais, como água e nutrientes, incrementando o desenvolvimento dos indivíduos. Porém, experimentos são necessários para verificar se essa melhor adaptação da raiz ao substrato realmente ocorre. Da mesma forma, estudos com as condições de microssítio do local onde as sementes foram colocadas também são importantes, à medida em que podem ter influência nas taxas de germinação em campo devido ao ressecamento e predação, por exemplo.

b. O controle prévio e intensivo das plantas competidoras é imprescindível para minimizar a competição por recursos, especialmente se a implantação de um projeto de semeadura direta ocorrer em períodos chuvosos, prática usual em projetos de restauração florestal. Nesse período o crescimento das plantas competidoras também é mais acentuado, gerando competição com as plântulas emergidas nas primeiras semanas após a implantação. A forma de controle pode ser mecânica ou química, embora em ambos os casos sejam necessários cuidados. Durante a manutenção deve-se evitar a exposição direta do solo, o que pode contribuir para o escoamento superficial de sedimento e o conseqüente soterramento de sementes em caso de chuvas torrenciais, ou o ressecamento dessas em períodos de seca. O controle químico deve ser feito seguindo as recomendações técnicas. Nesse caso, sugere-se a realização de experimentos que analisem a seletividade de herbicidas e/ou o uso de pré-emergentes, possibilitando a aplicação em larga escala nos projetos de restauração florestal e auxiliando na minimização de custos da atividade. O diagnóstico prévio da área pode apontar as plantas competidoras mais comuns, o que proporcionará o direcionamento do manejo, com conseqüente otimização no tempo e nos custos de controle. Registros fotográficos de referência das plântulas de espécies nativas devem ser gerados e utilizados, auxiliando na identificação em campo e diferenciação com as espécies herbáceas competidoras. O uso de adubos verdes em consórcio, nas entrelinhas de semeadura, também pode ser uma alternativa. Há que se considerar também a mudança da época de semeadura para um período com menor intensidade de chuvas, como o final da primavera, o que poderia também minimizar a competição com outras plantas herbáceas (especialmente gramíneas) que germinassem nesse período. Experimentos de semeadura direta em covetas, ao invés de sulcos de

semeadura, poderiam auxiliar no controle de plantas competidoras, uma vez que teriam espaçamentos conhecidos.

c. Assim como no plantio de mudas de espécies nativas, a técnica de semeadura direta deve ser conduzida com cuidados fitossanitários, desde a escolha dos lotes de sementes até o manejo dos indivíduos doentes ou atacados por pragas em campo. A adubação e demais técnicas de manejo deve ser rotineira, adotando-se os mesmos cuidados de um plantio com fins comerciais.

d. Experimentos com implementos agrícolas para semeadura direta de espécies arbóreas nativas e peletização de sementes devem ser conduzidos para auxiliar na utilização da técnica em larga escala. A semeadura direta pode também ser mais ergonômica que o plantio de mudas, uma vez que envolve menos volume de trabalho para implantação em campo.

e. O aumento do intercâmbio de experiências (órgãos de extensão, instituições de pesquisa, órgãos gestores do patrimônio natural, etc.) e a geração de manuais voltados para produtores rurais e empresas deve ser estimulado. Dessa forma, a disseminação de técnicas de restauração florestal e o estabelecimento de uma cultura de manejo mais profissional de projetos dessa natureza poderá proporcionar diminuição de custos ao executor com efetivo sucesso na ação de restauração ecológica.

4 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos no presente trabalho, não foi possível estimar uma densidade adequada de sementes necessária para proporcionar a ocupação inicial da área degradada (semeadura direta de preenchimento). O desempenho diferenciado das espécies pode ter sido influenciado por fatores como qualidade dos lotes de sementes, condições do substrato, profundidade de semeadura e procedimentos de quebra de dormência, gerando grande desvio padrão das taxas de germinação para algumas espécies. Esses resultados indicam a necessidade do desenvolvimento da tecnologia no manejo de sementes de espécies arbóreas nativas, além de estudos sobre as condições ambientais mais propícias à emergência em campo, por espécie. Dessa forma, aumentar-se-ia a confiabilidade do método através do aumento das taxas de emergência em campo e da regularidade dessa emergência, contribuindo para a disseminação da técnica de semeadura direta em larga escala.

Em até três meses após a semeadura já havia sido alcançado um número de indivíduos semelhante ao encontrado nos monitoramentos posteriores. Em cerca de dois anos e meio após a semeadura, cerca de 30% da área estava ocupada com indivíduos de 3,0 – 4,0m de altura, e mais de 70% das linhas de semeadura possuíam cobertura de copa superior a 101%. Esses resultados indicam que rapidamente a área degradada pode ser ocupada através da formação de uma comunidade vegetal de ocupação inicial via semeadura direta de preenchimento.

Os investimentos financeiros necessários para a ocupação inicial da área degradada através da semeadura direta de preenchimento são variáveis, podendo ser maiores ou menores em comparação ao plantio de mudas de acordo com a espécie. Esse valor está diretamente relacionado ao número de sementes necessário para produção de uma muda em campo, o que variou conforme a espécie e mesmo para uma mesma espécie em condições ambientais diferentes. Os preços dos lotes de sementes de espécies arbóreas nativas no mercado ainda são bastante variáveis, dificultando a indicação das espécies mais adequadas no atual estado da arte da técnica de semeadura direta.

Portanto, com base nos resultados obtidos, a semeadura direta de espécies arbóreas nativas de rápido crescimento (preenchimento) mostrou-se um método viável tanto técnica como economicamente para a ocupação inicial de áreas agrícolas abandonadas com baixa resiliência. Contudo, a efetividade pode variar consideravelmente em função das espécies utilizadas e das condições ambientais, especialmente do solo, ressaltando-se a necessidade de um diagnóstico adequado do local a ser restaurado. Os resultados desfavoráveis da semeadura direta para algumas espécies indicam que esse método pode ser adotado de forma complementar ou associado ao plantio de mudas, e não necessariamente substituir o mesmo.

Não foi possível analisar os resultados das semeaduras diretas de enriquecimento realizadas devido a problemas na implantação dos experimentos, como predação por formigas, revolvimento do solo por animais e alta incidência de plantas competidoras. Esses fatos indicam que mais estudos devem ser feitos com a comunidade de plantas competidoras, de forma associada à cobertura arbórea existente, indicando o momento mais adequado para a semeadura de enriquecimento. Vale destacar que a semeadura de enriquecimento pode acontecer em momentos diferenciados ao longo do processo de restauração florestal, introduzindo as diferentes espécies de acordo com a época mais adequada para germinação.

REFERÊNCIAS

- AERTS, R.; MAES, W.; NOVEMBER, E.; NEGUSSIE, A.; HERMY, M.; MUYS, A. Restoring dry afro-montane forest using bird and nurse plant effects: direct sowing of *Olea europaea* ssp. *cuspidata* seeds. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 30, p. 23-31, 2006.
- AIDE, T.M.; CAVALIER, J. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Restoration Ecology**, Malden, v. 2, p. 219–229, 1994.
- ARAKI, D.F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. 172 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- ARONSON, J.; van ANDEL, J. Challenges for ecological theory. In: van ANDEL, J.; ARONSON, J. (Ed.). **Restoration ecology: the new frontier**. Oxford: Blackwell, 2005. p. 223-233.
- ARONSON, J.; BLIGNAUT, J.N.; MILTON, S.J.; LE MAITRE, D.; ESLER, K.J.; LIMOUZIN, A.; FONTAINE, C.; de WIT, M.P.; MUGIDO, W.; PRINSLOO, P.; van der ELST, L.; LEDERER, N. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000–2008) in restoration ecology and 12 other scientific journals. **Restoration Ecology**, Malden, v. 18, n. 2, p. 143-154, 2010.
- BALANDIER, P.; FROCHOT, H.; SOURISSEAU, A. Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: Microclimate and resource availability induced by vegetation composition. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, p. 1716–1724, 2009.
- BASSO, F.A. **Hidrossemeadura com espécies arbustivo-arbóreas nativas para preenchimento de áreas degradadas na Serra do Mar**. 2008. 84p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.
- BELLOTTO, A.; VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, 2009. p. 128-146.
- BENAYAS, J.M.R.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, Washington, v. 325, n. 5944, p. 1121-1124, 2009.

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.

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

BRANCALION, P.H.S.; TAY, D.; NOVEMBRE, A.D.L.C.; RODRIGUES, R.R.; MARCOS-FILHO, J. Priming of pioneer tree *Guazuma ulmifolia* (Malvaceae) seed evaluated by an automated computer imaging analysis system. **Scientia Agricola**, Piracicaba, 2010. No prelo.

BUDOWSKI, G. Distribution of Tropical American Rain Forest in the light of successional process. **Turrialba**, San Jose, n. 15, p. 40-42, 1965.

BULLARD, S.; HODGES, J.D.; JOHNSON, R.L.; STRAKA, T.J. Economics of direct seeding and planting for establishing oak stands on old-field sites in the south. **South Journal of Applied Forestry**, Bethesda, v. 16, p. 34–40, 1992.

BURTON, C.M., BURTON, P.J., HEBDA, R., TURNER, N.J. Determining the optimal sowing density for a mixture of native plants used to revegetate degraded ecosystems. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 3, p. 379-390, 2006.

CAMARGO, J.L.C.; FERRAZ, I.D.K.; IMAKAWA, A.M. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration Ecology**, Malden, v. 10, n. 4, p. 636–644, 2002.

CARNEIRO, P.H.M.; RODRIGUES, R.R. Management of monospecific commercial rforestations for the forest restoration of native species with high diversity. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: New Science Publ., 2007. p. 129-144.

CHAPMAN, C.A.; CHAPMAN, L.J. Forest restoration in abandoned agricultural land: a case study from East Africa. **Conservation Biology**, Boston, v. 13, n. 6, p. 1301–1311, 1999.

CHAZDON, R.L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, Washington, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.

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

DE STEVEN, S. Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: seedling emergence. **Ecology**, Tempe, v. 72, n. 3, p. 1006-1075, 1991.

DODD, M.B.; POWER, I.L. Direct seeding of indigenous tree and shrub species into New Zealand hill country pasture. **Ecological Management & Restoration**, Carlton, v. 8, n. 1, p. 49-55, 2007.

DOUST, S.J., ERSKINE, P.D., 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, p. 333–343, 2006.

_____. Restoring rainforest species by direct seeding: tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, p. 1178-1188, 2008.

ELLIOTT, S.; NAVAKITBUMRUNG, P.; KUARAK, C.; ZANGKUM, S.; ANUSARNSUNTHORN, V.; BLAKESLEY, D. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performances. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 184, p. 177–191, 2003.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2006. 306 p.

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

FERREIRA, R.A.; SANTOS, P.L.; ARAGÃO, A.G. de; SANTOS, T.I.S.; NETO, E.M. dos S.; REZENDE, A.M.S. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 37, n. 81, p. 37-46, 2009.

FIEDLER, P.L.; WHITE, P.S.; LEIDY, R.A. The paradigm shift in ecology and its implications for conservation. In: PICKETT, S.T.A.; OSTFELD, R.S.; SHACHACK, M.; LIKENS, G.E. (Ed.). **The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems and biodiversity**. New York: Chapman and Hall, 1997. chap. 6, p. 83-92.

FLORENTINE, S.K.; WESTBROOKE, M.E. Evaluation of alternative approaches to rainforest restoration on abandoned pasturelands in tropical North Queensland, Australia. **Land Degradation and Development**, West Sussex, v. 15, p. 1–13, 2004.

FOWLER, J.A.P.; BIANCHETTI, A. **Dormência em sementes florestais**. Colombo: Embrapa Florestas, 2000. 27 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 40).

FUNDAÇÃO FLORESTAL; FUNDO FLORESTAR. Suporte à produção. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 1, n. 3, p. 19-32, 1994.

GANDOLFI, S. Regimes de luz em Florestas Estacionais Semidecíduais e suas possíveis conseqüências. In: CLAUDINO-SALES, V. (Org.). **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: Expressão Gráfica Editora, 2003. p. 305-311.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de restauração florestal. In: FUNDAÇÃO CARGILL (Coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo, 2007. p. 109-144.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; LEITÃO-FILHO, H.F. "Gaps of deciduousness": cyclical gaps in tropical forests. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 280-284, Mar./Apr. 2009.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R. Permeability-Impermeability: Canopy trees as biological filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 433-438, July/Aug. 2007.

GASPARINO, D.; MALAVASI, U.C.; MALAVASI, M.M.; SOUZA, I. de. Quantificação do banco de sementes sob diferentes usos do solo em área de domínio ciliar. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 1-9, 2006.

GOURLET-FLEURY, S.; BLANC, L.; PICARD, N.; SIST, P.; DICK, J.; NASI, R.; SWAINE, M.D.; FORNI, E. Grouping species for predicting mixed tropical forest Dynamics: Looking for a strategy. **Annals of Forest Science**, Paris, v. 62, p. 785-796, 2005.

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

HAGGAR, J.; WIGHTMAN, K.E.; FISHER, K. The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 55-64, 1997.

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

_____. Old field vegetation succession in the Neotropics. In: CRAMER, V.A.; HOBBS, R.J. (Ed.). **Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland**. Washington: Island Press, 2006. p. 93-118.

HOOPER, E.R.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 42, p. 1165-1174, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de biomas e de vegetação**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169&id>. Acesso em: 16 mar. 2010.

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

JAKOVAC, A.C.C. **O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas**. 2007. 142 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

JESUS, R.M. de; ROLIM, S.G. Experiências relevantes na restauração da Mata Atlântica. In: GALVÃO, A.P.M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Ed.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: EMBRAPA, CNPF, 2005. p. 59-86.

JINKS, R.L.; WILLOUGHBY, I.; BAKER, C. Direct seeding of ash (*Fraxinus excelsior* L.) and sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.): the effects of sowing date, preemergent herbicides, cultivation, and protection on seedlings, emergence and survival. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 237, p.373-386, 2006.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JR., L; VALLADARES-PÁDUA, C.; RUDRAN, R. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 383-394.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; OLIVEIRA, R.E. de. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E. de; MORAES, L.F.D. de; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 29-48.

LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, Washington, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, 2005.

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

LI, G.; LIU, Y.; MA, L.; LV, R.; YU, H.; BAI, S.; KANG, Y. Comparison of tree growth and undergrowth development in aerially seeded and planted *Pinus tabulaeformis* forests. **Frontiers of Forestry in China**, Beijing, v. 4, n. 3, p. 283–290, 2009.

LÖF, M.; THOMSEN, A.; MADSEN, P. Sowing and transplanting of broadleaves (*Fagus sylvatica* L., *Quercus robur* L., *Prunus avium* L. and *Crataegus monogyna* Jacq.) for afforestation of farmland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 188, p. 113–123, 2004.

LUGO, A. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 9-19, 1997.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. New York: Chapman & Hall, 1988. 192 p.

MALAVASI, U.C.; GASPARINO, D.; MALAVASI, M.M. Semeadura direta na recomposição vegetal de áreas ciliares: efeitos da sazonalidade, uso do solo, exclusão da predação, e profundidade na sobrevivência inicial. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 26, n. 4, p. 449-454, 2005.

MARTINS, S.V.; ALMEIDA, D.P. de; FERNANDES, L.V.; RIBEIRO, T.M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 1081-1088, 2008.

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

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

MELO, A.C.G.; MIRANDA, D.L.C. de; 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, V.A.; GRIFFITH, J.J.; DEMARCO Jr., P.; SILVA, E.; SOUZA, A.L.; GUEDES, M.C.; OZÓRIO, T.F. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 24, p. 235-240, 2000.

MENEGHELLO, G.E.; MATTEI, V.M. Semeadura direta de timbaúva (*Enterolobium contortisiliquum*), canafístula (*Peltophorum dubium*) e cedro (*Cedrela fissilis*) em campos abandonados. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, n. 2, p. 21-27, 2004.

METZGER, J.P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisa Agrícolas e Florestais, 2003. p. 49-76.

MITTERMEIER, R.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.D.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots revisited**: earth's biologically richest and most endangered ecoregions. Mexico City: CEMEX; Agrupacion Sierra Madre, 2004. v. 1, 640 p.

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.

NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded lands: methods and projects in Brazil**. New York: New Science Publ., 2007. p. 103-126.

NEPSTAD, D.C.; UHL, C.; SERRÃO, E.A.S. Surrounding barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil. In: ANDERSON, A.B. (Ed.). **Alternatives to deforestation: steps toward sustainable utilization of Amazon Forests**. New York: Columbia University Press, 1990. p. 215-229.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, Malden, v. 32, n. 4, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J. M. de; SCOLFORO, J.R. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 131, p. 45-66, 1997.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. Disponível em: <<http://www.pactomataatlantica.org.br>>. Acesso em: 13 jun. 2010.

PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F.; POFF, N.L. Ecological theory and community restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, n. 4, p. 291-300, 1997.

PARKER, V.T.; PICKETT, S.T.A. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. In: URBANSKA, K.M.; WEBB, N.R.; EDWARDS, P.J. (Ed.). **Restoration ecology and sustainable development**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. p. 17-32.

PICKET, S.T.A.; COLLINS, L.S.; ARMESTO, J.J. Models, mechanisms of and pathways in succession. **The Botanical Review**, New York, n. 53, p. 335-371, 1987.

PICKETT, S.T.A.; PARKER, T.; FIEDLER, P.L. The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. In: FIEDLER, P.L.; JAINS, S.K. (Ed.). **Conservation biology**. New York: Chapman & Hall, 1992. p. 65-88.

PITT, J. **Relatório ao Governo do Brasil sobre aplicação de métodos silviculturais a algumas florestas da Amazônia**. Belém: SUDAM, 1969. 245 p.

POMPÉIA, S. Recuperação da vegetação da Serra do Mar em áreas afetadas pela poluição atmosférica de Cubatão: uma análise histórica. In: GALVÃO, A.P.M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Ed.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: EMBRAPA, CNPF, 2005. p. 119-143.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; TRES, D.R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, Mar./Apr. 2010.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The 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. Restoration actions. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded lands: methods and projects in Brazil**. New York: New Science Publ., 2007. p. 77-102.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, 2009.

RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded lands: methods and projects in Brazil**. New York: New Science Publ., 2007. 286 p.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.

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

SANTOS JR., N.A.; BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando à recomposição de mata ciliar. **Cerne**, Lavras, v. 10, n. 1, p. 103-117, 2004.

SCARANO, F.R. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1201-1208, 2009.

SIQUEIRA, L.P.; MESQUITA, C.A.B. **Meu pé de Mata Atlântica: experiências de recomposição florestal em propriedades particulares do Corredor Central**. Rio de Janeiro: Instituto BioAtlântica, 2007. 188 p.

SISTEMA DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Disponível em: <http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/>. Acesso em: 29 jul. 2010.

SOARES, P.G.; RODRIGUES, R.R. Semeadura direta de leguminosas florestais: efeito da inoculação com rizóbio na emergência de plântulas e crescimento inicial no campo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 36, n. 78, p. 115-121, 2008.

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.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Essex, 2010. In press
doi:10.1016/j.biocon.2010.02.005.

TUCKER, N.I.J.; MURPHY, T.M. The effects of ecological rehabilitation on biodiversity recruitment: some observations from the Wet Tropics of North Queensland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 133–152, 1997.

URBAN, D.L. A modeling framework for restoration ecology. In: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J. (Ed.). **Foundations of restoration ecology**. Washington: Society for Ecological Restoration International, 2006. p. 238-256.

VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R. Potential of the seedling community of a forest fragment for tropical forest restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 772-779, Nov./Dec. 2009.

VIEIRA, D.C.M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas de uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, p. 541-544, 2006.

WHITMORE, T.C. Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, P.B.; ZIMMERMANN, M.H. (Ed.). **Tropical trees as living systems**. Cambridge: Cambridge University Press, 1976. p. 639-649.

WILLOUGHBY, I.; JINKS, R.L. The effect of duration of vegetation management on broadleaved woodland creation by direct seeding. **Forestry**, Oxford, v. 82, n. 3, p. 343-359.

WUETHRICH, B. Biodiversity: reconstructing Brazil's Atlantic Rainforest. **Science**, Washington, v. 315, n. 5815, p. 1070-1072, 2007.

ZANETI, B.B. **Avaliação do potencial do banco de propágulos alóctone na recuperação de uma área degradada de Floresta Ombrófila Densa Aluvial, no município de Registro, SP**. 2008. 115 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais com opção em Conservação de Ecossistemas Tropicais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.