

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA JÚLIO DE MESQUITA FILHO
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

**EQUAÇÕES VOLUMÉTRICAS E PRODUÇÃO DE MADEIRA EM
PLANTIOS MISTOS VISANDO À RESTAURAÇÃO DA FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

DANILO SCORZONI RÉ

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da UNESP – Câmpus de
Botucatu para obtenção do título de Mestre em
Ciência Florestal.

BOTUCATU – SP
DEZEMBRO – 2011

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA JÚLIO DE MESQUITA FILHO
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

**EQUAÇÕES VOLUMÉTRICAS E PRODUÇÃO DE MADEIRA EM
PLANTIOS MISTOS VISANDO À RESTAURAÇÃO DA FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

DANILO SCORZONI RÉ

ORIENTADOR: VERA LEX ENGEL

CO-ORIENTADOR: LUIZ ALBERTO BLANCO JORGE

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da UNESP – Câmpus de
Botucatu para obtenção do título de Mestre em
Ciência Florestal.

BOTUCATU – SP
DEZEMBRO – 2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

R281e Ré, Danilo Scorzoni, 1986-
Equações volumétricas e produção de madeira em plantios mistos visando à restauração da floresta estacional semi-decidual / Danilo Scorzoni Ré. - Botucatu : [s.n.], 2011
ix, 57 f. : il., grafs., tabs.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2011
Orientador: Vera Lex Engel
Co-orientador: Luiz Alberto Blanco Jorge
Inclui bibliografia

1. Floresta estacional semidecídua. 2. Restauração. 3. Produtividade florestal. 4. Equações de volume. I. Engel, Vera Lex. II. Jorge, Luiz Alberto Blanco. III. Universidade Estadual Paulista. "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. IV. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "EQUAÇÕES VOLUMÉTRICAS E PRODUÇÃO DE MADEIRA EM
PLANTIOS MISTOS VISANDO À RESTAURAÇÃO DA FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL"

ALUNO: DANILO SCORZONI RÊ

ORIENTADORA: PROFA. DRA. VERA LEX ENGEL

COORIENTADOR: PROF. DR. LUIZ ALBERTO BLANCO JORGE

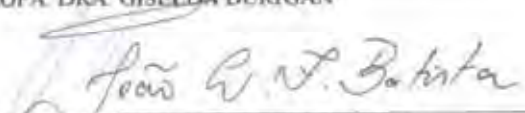
Aprovado pela Comissão Examinadora



PROFA. DRA. VERA LEX ENGEL



PROFA. DRA. GISELDA DURIGAN



PROF. DR. JOÃO LUÍS FERREIRA BATISTA

Data da Realização: 19 de dezembro de 2011.

À minha família, dedico...

AGRADECIMENTOS

Inicialmente agradeço a XVII Turma de Engenharia Florestal, que me acolheu maravilhosamente bem quando cheguei à Botucatu para o curso superior que mudou a minha vida. Devo a eles todo o amadurecimento que obtive nos cinco anos de estudo e não posso deixar de citar alguns nomes muito importantes: Mariana Santos Leal (Papola), Sara Camila Martins Cruto (Trêmula), Thaís Pagotto (Fixera), Armando Tadeo Rodrigues da Camara (Caracas), Juliana Damiani (Priaca), Junia Karst Caminha Ruggiero (Araçá). Obrigado pelas conversas, discussões, confraternizações e muito mais. Mesmo distante, estarei sempre com vocês.

Ao Programa de Educação Tutorial (PET) da Engenharia Florestal representado pelas professoras Magali Ribeiro da Silva e Renata Cristina Batista Fonseca, agradeço imensamente a oportunidade de crescimento pessoal e profissional. As oportunidades que tive nesse grupo explicam muito a forma que trabalho e lido com as pessoas hoje em dia. Nunca esquecerei dos grandes amigos que fiz no grupo: Thiago Pinto Pires (Mineiro), Leonardo Soriano (Broxa), Leandro Camara de Almeida (Pinus), Vitor Surian Gamba (Grilo), Maria Angélica de Toledo (Goró), Fernando Reis de Andrade (Xôrô), Rodrigo Pereira da Silva (Jesus Negão), Gustavo Cardoso Fernandes (Kjobs), Carla Carolina Moraes (Jagunça), Richardson Gomes Barbosa da Silva (Jenipapo), Rodrigo Minici de Oliveira e muitos outros.

Agradeço aos companheiros de república e agregados por fazer do dia a dia a coisa mais agradável do mundo: Lucas Luís da Silva (Turu), André Lodi Trevisan (K-toto), Luís Augusto Gomes Rocha (Sparta), Maria Rita Gilli Martins (Façanha), Gustavo Luís da Silva (GLS), Ivan Pagotto (Trinxera), Ana Paula Regra (Ferrugem), Rodrigo Thomazello Lourenço, Viviana Rugolo e todos os que passaram, mesmo que temporariamente, pela minha vida cotidiana.

Um agradecimento especial aos companheiros de mestrado e do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, por compartilhar os sufocos dos estudos e do dia a dia de campo e laboratório: Diego Sotto Podadera (Panda), Deivid Lopes Machado (Codorna), Elder Mattos (Zélder), Luciane Sato (Hã?), Leonardo Augusto Martins (Zé Butina), Danielle Soares de Almeida, Sergianne Frison, Liz Miyo Sousa Ota (Japa-Má), Rita Camila Sampaio, Marcos Homem (Mabio), Murilo Dantas de Miranda (Baiano), José Nilton Cruz (Mineiro). Sem vocês, nada disso seria possível!

Aos professores Dr. Cláudio Roberto Thiersch, Dra. Liciania Vaz de Arruda Silveira e Dr. José Raimundo de Souza Passos, pelas grandes contribuições no exame geral de qualificação e nas discussões sobre o melhor método de análise estatística para os meus dados. Agradeço também ao Dr. João Luís Ferreira Batista e a Dra. Giselda Durigan pelas valiosas contribuições na defesa da dissertação. A qualidade desta versão final se deve a vocês.

Agradeço imensamente à Profa. Vera Lex Engel pelos conselhos, amizade, pela liberdade de trabalho e pela orientação. Agradeço também ao Prof. Dr. Luiz Alberto Blanco pela co-orientação e pelos debates sobre a universidade brasileira.

Agradeço, por fim, à música, por me proporcionar momentos muito prazerosos relaxantes, além de me permitir interpretá-la e senti-la através da execução ao instrumento e da dança de salão.

SUMÁRIO

RESUMO	3
SUMMARY	5
1 INTRODUÇÃO	7
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
3 MATERIAL E MÉTODOS	15
3.1 Descrição da área de estudo.....	15
3.2 Delineamento experimental e implantação do experimento.....	16
3.3 Coleta e análise de dados.....	19
4 RESULTADOS	24
4.1 Equações de volume	24
4.2 Produção de madeira e caracterização dos tratamentos.....	27
4.3 Desempenho das espécies nos diferentes tratamentos.....	30
4.4 Distribuição diamétrica e potencial produtivo	32
5 DISCUSSÃO	37
6 CONCLUSÃO.....	46
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Relação entre volume individual de todas as árvores e o diâmetro a 1,30 m de altura	25
Figura 2: Gráficos de resíduos dos ajustes dos dados aos diferentes modelos apresentados	27
Figura 3: Estimativas de produção de madeira e área basal para cada Tratamento padronizado pela média da densidade de indivíduos	29
Figura 4: Análise de agrupamento das espécies dos tratamentos B e C	35
Figura 5: Distribuições de diâmetros obtidas com a função gama para os diferentes tratamentos	36
Figura 6: Distribuição do volume de madeira em classes de diâmetro para Os diferentes tratamentos no sítio Edgárdia e Lageado	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Estatística descritiva das árvores amostradas na realização da cubagem rigorosa	21
Tabela 2: Conjunto de modelos volumétricos testados nos dados de cubagem rigorosa das 1019 árvores medidas no diferentes tratamentos e sítios	21
Tabela 3: Estimativa dos parâmetros e erros padrões dos diferentes modelos testados no ajuste das equações volumétricas	26
Tabela 4: Critérios de qualidade de ajuste dos modelos testados para equações volumétricas	28
Tabela 5: Densidades de plantio, média das densidades de indivíduos atuais e relação entre densidades de plantio e densidades de indivíduos atuais para os quatro tratamentos e dois sítios estudados	28
Tabela 6: Testes de homogeneidade de variância das variáveis analisadas	29
Tabela 7: Quadro da análise de variância para as variáveis volume, área basal e altura dominante	29
Tabela 8: Médias da produção de madeira, área basal, altura dominante e incremento médio anual para os diferentes tratamentos estudados	31
Tabela 9: Estatística descritiva das espécies mais abundantes em cada tratamento para os dois sítios estudados	31
Tabela 10: Critérios de informação de Akaike (AIC) para cada unidade experimental	34

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice 1: Lista de espécies utilizadas por tratamento	55
Apêndice 2: Testes de aderência de Kolmogorov-Smirnov para o ajuste das distribuições diamétricas à distribuição Gama	56

EQUAÇÕES VOLUMÉTRICAS E PRODUÇÃO DE MADEIRA EM PLANTIOS MISTOS VISANDO À RESTAURAÇÃO DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL. Botucatu, 2011, 57 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Autor: DANILO SCORZONI RÉ

Orientadora: VERA LEX ENGEL

Co-orientador: LUIZ ALBERTO BLANCO JORGE

RESUMO

A Mata Atlântica é um importante bioma brasileiro que possui um significativo histórico de desmatamento e degradação, sendo considerado como um dos mais ameaçados do mundo. Nas últimas décadas, alguns esforços de restauração dos ecossistemas associados a esse bioma tem surgido. No entanto, o maior obstáculo para a sustentabilidade dessas ações ainda é o aspecto econômico. Com base nisso, foi implantado em 1997 um experimento de restauração da floresta estacional semidecidual em Botucatu, com o objetivo geral de avaliar a sustentabilidade de diferentes sistemas de associações de espécies, visando sua aplicação em pequenas e médias propriedades rurais. O presente estudo visou quantificar os recursos madeireiros dos diferentes modelos de restauração florestal, com composição de espécies, densidade de plantas e fertilidade do solo distintos. Realizou-se a cubagem rigorosa dos indivíduos e posterior ajuste de equações de volume de árvores individuais para quantificar o volume de cada unidade experimental, em quatro tratamentos: A) Semedura direta com cinco espécies de rápido crescimento; B) Sistema agroflorestal “Taungya” modificado com espécies de rápido e lento crescimento (20 espécies), C) Consórcio de espécies de rápido e lento crescimento, semelhante ao B sem a cultura agrícola (25 espécies), D) Plantio de mudas em alta diversidade, em dois sítios de fertilidade do solo contrastantes (40 espécies). O delineamento estatístico do experimento foi em blocos casualizados e a análise estatística utilizada foi análise de variância com posterior comparação de médias, utilizando contrastes com correção de Bonferroni a 5% de significância. Além disso, ajustaram-se funções de densidade de probabilidade aos dados de distribuição de diâmetros, a fim de modelar a estrutura de tamanhos da floresta e comparar com

os referenciais teóricos de florestas plantadas e florestas naturais. Por fim, verificou-se a distribuição volumétrica em cada classe de diâmetro, para se avaliar de forma mais detalhada o potencial de produção madeireira dos tratamentos. A densidade de fustes diferiu entre os tratamentos e os sítios, já o volume individual só variou em função dos tratamentos, sendo destaque para o tratamento de composição de espécies mais simples (A). A distribuição de diâmetro em todos os tratamentos ainda se mostra unimodal, típica de florestas plantadas equiâneas, porém com assimetria, se aproximando da distribuição exponencial típica de florestas naturais. Os tratamentos possuem grande potencial de retorno econômico ao produtor. No entanto, as consequências do manejo desses modelos de plantio ainda precisam ser melhor estudadas.¹

¹ Palavras-chave: floresta estacional semidecídua, restauração, produtividade florestal, equações de volume

VOLUMETRIC EQUATIONS AND TIMBER PRODUCTION IN MIXED PLANTINGS FOR RESTORATION OF SEASONAL SEMIDECIDUOUS FOREST. Botucatu, 2011. 57 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: DANILO SCORZONI RÉ

Adviser: VERA LEX ENGEL

Co-adviser: LUIZ ALBERTO BLANCO JORGE

SUMMARY

The Atlantic Forest is a very important Brazilian biome that has a significant history of deforestation and degradation. It is being considered one of the most threatened biomes in the world. During the last decades, some efforts to restore this biome's ecosystems have emerged. However, the major obstacle to the sustainability of these actions is economic. In 1997, a semideciduous forest restoration experiment was implemented at Botucatu, SP, with the overall objective of assessing the sustainability of different species associations, aiming at their application in small and medium-sized farms. The present study aimed to quantify timber resources of different models of forest restoration with varying species composition, plant densities and soil fertility. We measured individual volume of individual trees - and adjusted volume equations to quantify the volume of each experimental unit, in four treatments with different species compositions and spatial arrangement of individuals, in two sites with different soil fertility levels. Treatments tested were: A: direct seeding with five fast-growing species; B) "Taungya" modified Agroforestry System, with around 20 tree species combined in lines of different growth rhythms; C) mixed commercial species planting, with 25 species combined in lines of different growth rhythms; D) high diversity system, with around 40 native species combined. The experiment statistical design was a randomized block and the statistical analysis used was ANOVA with subsequent comparison of means using contrasts with Bonferroni correction at 5% significance level. In addition, we set the probability density functions to the diameter distributions, in order to model the size structure of the forest and compare with the theoretical frameworks of planted forests and natural forests. Finally, we studied the volumetric distribution in each diameter class to evaluate the potential for timber production at different

sizes, in each treatment. The density of individuals differed among treatments and sites, but individual productivity varied only among treatments, with the less complex treatment being more productive than the more complex ones. The diameter distribution for all treatments is still unimodal, typical of even-aged plantations, but with an asymmetry, approaching the exponential distribution typical of natural forests. The treatments have a good economic return potential for farmers, however, the management impacts on biodiversity need to be considered.²

² Keywords: seasonal semideciduous forest, restoration, forest yield, volume equations

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um complexo conjunto de ecossistemas de grande importância por abrigar uma parcela significativa da diversidade biológica do Brasil, reconhecida nacional e internacionalmente no meio científico. No entanto, é também um dos biomas mais ameaçados do mundo devido às constantes agressões ou ameaças de destruição dos habitats e ecossistemas associados. Apesar disso a sua biodiversidade pontual é muito significativa, sendo que o recorde mundial de diversidade de plantas lenhosas foi registrado na Mata Atlântica (SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2009).

Dentre os ecossistemas associados à Mata Atlântica, a Floresta Estacional Semidecidual é fortemente representada no estado de São Paulo. Seu tipo de vegetação está condicionado à dupla estacionalidade climática: uma tropical com época de intensas chuvas de verão, seguida por estiagem acentuada e outra subtropical sem período seco, mas com seca fisiológica causada pelo intenso frio do inverno (IBGE, 1992). Este ecossistema, assim como os demais que integram o bioma Mata Atlântica, encontra-se ameaçado pela exploração excessiva e conversão de florestas em áreas agrícolas.

Os desmatamentos maciços ocorridos no passado foram, em grande parte, estimulados pelo próprio governo brasileiro, através de incentivos a grandes projetos de desenvolvimento rural e da falta de uma política adequada de uso do solo. Dessa forma, por razões históricas, a sociedade rural brasileira não desenvolveu uma tradição florestal, não percebendo a importância das florestas na sustentabilidade dos sistemas produtivos e as

florestas nativas sempre foram encaradas como obstáculos ao desenvolvimento (ENGEL, 2003). O resultado disso foi a fragmentação e a redução da superfície da Mata Atlântica a menos de 16% da original em todo o país, sendo que um terço desta área está concentrada em fragmentos menores que 100 ha (RIBEIRO et al., 2009).

Segundo Oliveira (2011), que apresenta uma extensa revisão bibliográfica sobre o estado da arte da restauração do bioma mata atlântica, as pesquisas científicas com a restauração desse bioma se iniciaram na década de 80 e que, antes disso, as ações enfocavam apenas a proteção de recursos hídricos e edáficos. Desta forma, nos últimos 30 anos iniciaram-se as pesquisas voltadas ao desenvolvimento de sistemas e modelos de recuperação de áreas degradadas no domínio da Mata Atlântica. Ainda segundo a autora, a Floresta Estacional Semidecidual é o ecossistema mais pesquisado em termos de restauração no bioma Mata Atlântica.

Para se reabilitar áreas degradadas é preciso definir as prioridades e objetivos do produtores, os custos e benefícios de cada atividade que serão realizadas, bem como os valores econômicos, sociais e ambientais de cada área, utilizando o nível de tecnologia existente para cada momento (LAMB, 1994). Entretanto, com custos de implantação altos, os projetos tornam-se inviáveis de serem adotados pela grande massa de propriedades agrícolas do Estado de São Paulo, ainda mais com uma legislação tão exigente como a vigente neste Estado, que obriga o reflorestamento de áreas degradadas com no mínimo 80 espécies, número que deverá ser atingido até o final do período previsto no projeto (ENGEL, 2003; DURIGAN et al., 2010).

A escala atual de degradação é tal que este problema só será suplantado se um grande número de proprietários individuais de terra ou manejadores se tornarem envolvidos na restauração e no reflorestamento. Para que isso ocorra, é necessário que essa atividade se torne atrativa para a comunidade rural, o que depende de informação e assistência técnica, do desenvolvimento de sistemas silviculturais adequados, incluindo sistemas agroflorestais, bem como da possibilidade de renda, incluindo o pagamento pelos serviços ambientais (LAMB et al., 2005).

Um dos maiores desafios, neste sentido, tem sido como conciliar os objetivos da restauração com os do manejo florestal (ENGEL, 2003; ENGEL, 2007, ENGEL; PARROTA, 2008; LAMB et al., 2005). Em experimentos de restauração florestal, muitos dados

de caráter ecológico têm sido coletados, no entanto, o potencial de retorno econômico dessas áreas tem sido negligenciado. É preciso avaliar o potencial de fornecimento de benefícios diretos nesses plantios e o grau em que cada modelo de restauração pode ser adotado pela comunidade local, para que esta atividade se torne mais atrativa aos produtores rurais. Entretanto, faltam conhecimentos sobre o crescimento, dinâmica, produtividade e é preciso entender como os fatores de produção podem ser manipulados através do manejo adaptativo.

O presente estudo visa quantificar os recursos madeireiros de modelos alternativos de restauração florestal com diferentes composições de espécies, densidades de plantas e fertilidade do solo. A hipótese principal que norteia o estudo é que a fertilidade do solo, composição de espécies e arranjo espacial dos modelos de restauração florestal afetam a sua capacidade produtiva de madeira, e como consequência, sua sustentabilidade social. Este estudo teve os seguintes objetivos específicos: 1) Ajustar equações volumétricas para espécies nativas da Floresta Estacional Semidecidual, no domínio da Mata Atlântica, em plantios mistos visando à restauração florestal; 2) Comparar a produção volumétrica e a estrutura de classes de tamanho dos diferentes tratamentos em dois sítios em condições de fertilidade do solo distintos; e 3) Agrupar as espécies presentes nos diferentes tratamentos em grupos para facilitar o manejo nos tratamentos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A degradação dos ecossistemas naturais, sobretudo as florestas tropicais, é uma realidade que existe há tempos no Brasil, antes mesmo da chegada dos colonizadores portugueses (DEAN, 2007). Em termos gerais, a degradação pode ser resumida em uma série de transformações sofridas pelos sistemas naturais, causando a perda de biodiversidade e suas interações, alteração dos ciclos de matéria e energia, processos erosivos e alterações climáticas (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Hoje, o que resta é uma grande quantidade de ecossistemas perturbados, em maiores ou menores graus, e a necessidade de reparação desses danos causados pelo homem (ANDEL; ARONSON, 2006).

Os sistemas de produção dependem, em maior ou menor escala, de energia, nutrientes ou água, provenientes de fontes externas (HOBBS; HARRIS, 2001). A maior parte da degradação ambiental é causada pela manipulação do ambiente pelo homem, a fim de torná-lo mais produtivo em seu benefício. No entanto, a restauração desses ecossistemas degradados é fundamental em qualquer sistema de produção sustentável, pois não existe nenhum sistema de produção que não cause degradação dos recursos naturais. Caso a restauração do ecossistema não seja realizada, esses recursos naturais e os serviços ambientais podem ficar escassos em um futuro próximo (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Define-se a Restauração Ecológica como a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível

mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais (SER, 2004; ENGEL; PARROTA, 2008). Esta definição de restauração ecológica está profundamente relacionada com o conceito de sustentabilidade e, desta forma, para que possamos almejá-la, precisamos definir os objetivos da restauração sempre pautados concomitantemente nos valores ecológicos, econômicos e sociais.

O principal objetivo de um projeto de restauração deve ser o retorno do ecossistema a um estado estrutural e funcional aproximado ao que existia no local antes da degradação ocorrer, sendo aceito também a criação de um novo ecossistema que nunca existiu antes, dependendo dos processos de degradação que ocorreram (ANDEL; GROOTJANS, 2006). No entanto, esse objetivo é tão difícil de atingir quanto definir exatamente como foi o ecossistema em seu estado original (ENGEL; PARROTA, 2008).

A resiliência ecológica dos ecossistemas está extremamente relacionada à resiliência social, sobretudo em áreas onde a população depende exclusivamente dos bens e serviços providos pelo ecossistema natural (ADGER, 2000). Para se atingir os objetivos, algumas metas devem ser estabelecidas de forma apropriada a cada situação, sem ignorar as condições ecológicas e as interações humanas com a natureza (EHRENFELD, 2000; HOBBS; HARRIS, 2001). Se a degradação dos ecossistemas é consequência da pobreza e da busca por recursos naturais para sobrevivência, é natural que os esforços de restauração tenham que contemplar, em suas metas, a recuperação da resiliência econômica e social dessas áreas, ou seja, que esses projetos possam prover os produtores rurais de bens e serviços (LAMB et al., 2005; ITTO, 2002).

A maioria dos projetos de restauração florestal contempla o plantio de árvores. No entanto, a ação de se plantar árvores com o objetivo de gerar serviços ecológicos e bens diretos é extremamente complicada, devido ao equilíbrio que se deve manter entre a produtividade das florestas para produção de madeira e a provisão de serviços ecológicos (LAMB et al., 2005). Esses dois objetivos exigem ações de manejo distintas que possuem até certo nível de antagonismo, portanto, o benefício de um dos objetivos acarreta no distanciamento em relação ao outro objetivo. Entretanto, a melhor maneira de dosar os esforços de manejo se faz analisando as condições socioeconômicas e ecológicas da área em processo de

restauração, para avaliar o melhor potencial para cada situação (ENGEL, 2003; LAMB et al., 2005).

Após o estudo das condições locais, é preciso definir qual a melhor estratégia de restauração. Uma das tarefas a serem realizadas pelos restauradores para que se inicie o processo de sucessão em uma área degradada é acelerar ou facilitar o processo de regeneração natural onde esta não esteja ocorrendo normalmente. Existem algumas abordagens para isso, como o plantio de mudas em alta densidade e diversidade ou o plantio de espécies facilitadoras, de início de sucessão, para que as espécies de fim de sucessão cheguem através de processos de dispersão natural (LAMB, 1998). No entanto, o autor enfoca que estas estratégias são difíceis de serem implantadas devido ao alto custo, principalmente quando o objetivo é a restauração de grandes áreas.

Lamb (1998) sugere que as áreas degradadas podem ser reabilitadas inclusive através de plantações florestais monoespecíficas com fins madeireiros. Essas plantações podem ser estabelecidas em grandes áreas, devido ao valor financeiro que possuem, justificando os custos de implantação e manutenção. Em certas circunstâncias, essas plantações florestais causam mudanças microclimáticas e edáficas nas áreas, favorecendo a regeneração natural no sub-bosque, que pode ocorrer através de sementes provenientes de remanescentes florestais, dispersadas por mecanismos naturais (PARROTA et al., 1997; LEOPOLD et al., 2001). No entanto, enquanto essas plantações promovem o aumento da produtividade, elas raramente contribuem com a restauração da biodiversidade, pois dependendo do manejo utilizado, a regeneração natural do sub-bosque pode ser completamente destruída no momento da colheita de madeira.

Em contraponto, os plantios mistos de espécies nativas possuem uma série de vantagens como: aumento na biodiversidade, ganhos de produção promovidos pelas espécies fixadoras de nitrogênio (quando presentes), redução da competição entre indivíduos através da escolha adequada de espécies, menor susceptibilidade a doenças, pragas e herbivoria do que uma plantação monoespecífica e, por fim, retorno financeiro em diferentes idades para diferentes produtos madeireiros provenientes dessas áreas (LAMB, 1998; LAMB et al., 2005). A grande desvantagem desses sistemas é a dificuldade de manejo, a falta de conhecimento existente de taxas de crescimento e de idades de colheita, fenologia e características arquiteturais das diferentes espécies utilizadas (LAMB, 1998; PIOTTO et al., 2004).

Segundo Lamb (1998), em se tratando de plantios mistos de espécies nativas, o manejador possui três opções básicas: (1) a plantação deve ser colhida totalmente quando atingir a maturação desejada, significando que toda a biodiversidade que tenha chegado ao local após o plantio seja perdida no momento da colheita. Nesta situação, privilegia-se mais o aspecto econômico, devido ao alto retorno econômico, sob pena de se regredir a área a um estado degradado após a colheita. Entretanto, essas áreas ainda trazem benefícios ambientais à medida que podem tornar a matriz da paisagem mais permeável, além de servir de abrigo para a fauna durante o período de crescimento da floresta; (2) a plantação deve ser abandonada como unidade de produção, sendo manejada apenas para a recuperação da biodiversidade. Este é o caso dos plantios clássicos de restauração florestal que, no entanto, com custos altos, acabam não sendo atrativos aos produtores rurais devido à ausência de produção de bens diretos; (3) a plantação deve sofrer desbastes seletivos, sendo manejada para se obter madeira suficiente para pagar os custos de implantação do projeto. Esta última alternativa parece ser a mais viável para implantação nas propriedades rurais, pois tira do produtor rural o ônus da recuperação da biodiversidade.

Desta forma, alguns estudos têm sido realizados para atestar os benefícios dos plantios mistos em relação às monoculturas, conforme exposto nos parágrafos a seguir.

Leopold et al. (2001) realizaram um experimento de restauração florestal de uma floresta tropical úmida na Costa Rica com o plantio por mudas de sete espécies existentes na região, em áreas anteriormente cultivadas com pastagem por 45 anos. Realizou-se o manejo necessário para evitar a competição exercida pela vegetação invasora, através do coroamento de mudas por quatro anos desde o plantio. Após cinco anos, a biodiversidade da área aumentou para 41 espécies de árvores nativas. Em pastagens vizinhas que não foram submetidas ao plantio de mudas ocorreu a regeneração natural de apenas 15 espécies, indicando que o plantio de mudas atuou como facilitador para a chegada de novas espécies às áreas em restauração. Em termos de crescimento, as espécies apresentaram diferentes ritmos, tendo as espécies *Schizolobium parahyba* e *Terminalia amazonia* como destaque, com incremento médio em altura de 2 a 3 metros por ano (aos cinco anos).

Em um experimento conduzido na Costa Rica, Piotto et al. (2004) testaram o plantio puro e misto de 14 espécies, divididas entre grupos ecológico-silviculturais

de rápido e lento crescimento, em terras destinadas anteriormente à criação de gado. Os resultados de crescimento foram superiores nos plantios mistos, devido à redução da competição intra-específica. Dessa forma, os autores recomendam que se o produtor rural quiser produzir madeira de diversas espécies para comercialização, devem optar pelos plantios mistos ao invés de uma série de parcelas de plantios puros, devido ao maior aproveitamento dos recursos pelos indivíduos. Os autores sugerem também que os plantios mistos devem ser manejados através de desbaste, devido às diferenças nas taxas de crescimento entre espécies, favorecendo as espécies que estão sendo suprimidas por outras em um primeiro momento. Em florestas úmidas na Austrália, pesquisadores também constataram efeitos positivos no incremento individual em diâmetro de árvores em plantios mistos, havendo estreita relação entre o incremento médio em diâmetro e o número de espécies utilizadas no plantio (ERSKINE et al., 2006).

Em um trabalho de meta-análise realizado com 14 estudos comparativos de produtividade de florestas em plantios puros e mistos, representando 46 espécies de árvores, observou-se que os plantios mistos contribuíram para o aumento do crescimento em diâmetro das espécies. Este aumento foi maior quando as espécies estavam associadas às espécies leguminosas fixadoras de nitrogênio (PIOTTO, 2008). O trabalho de Siddique et al. (2008) também demonstra os efeitos positivos que leguminosas fixadoras de nitrogênio promovem em sistemas de plantios mistos, causando aumento na produção de biomassa e mais rapidez no fechamento de copas, quando comparado a um sistema pobre em leguminosas fixadoras de nitrogênio.

É possível observar pela maioria dos trabalhos apresentados que os plantios mistos beneficiam o crescimento das espécies, quando comparado ao desenvolvimento delas em plantios puros. No entanto, a maioria dos trabalhos apresenta apenas dados de crescimento em diâmetro e altura; desta forma, não é possível obter informações precisas sobre o estoque de madeira em plantios mistos visando à restauração florestal bem como informações sobre a qualidade dos fustes produzidos. Faltam também informações sobre a estruturação em classes de diâmetro em diferentes composições de espécies e arranjos espaciais. Deste modo, a presente dissertação procura preencher essa lacuna do conhecimento e sugerir algumas diretrizes básicas para o manejo desses plantios, que poderão ser temas de outras pesquisas no futuro.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da área de estudo

A área experimental situa-se na região centro-sul do Estado de São Paulo, município de Botucatu, nas Fazendas Experimentais Edgárdia e Lageado, pertencentes à Faculdade de Ciências Agronômicas, campus da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP). As coordenadas geográficas aproximadas são 22° 50' S e 48° 24' W. A zona de vegetação é classificada como floresta tropical estacional semidecidual (IBGE, 1992), com 1300 mm de precipitação média anual, distribuída principalmente entre os meses de outubro a março. A temperatura média anual é de 19,4 °C, variando de 21,9 °C em janeiro a 16,3 °C em julho. A área é de topografia acidentada, com altitude variando de 464 m a 775 m. Em decorrência da topografia e embasamento geológico, existe uma variação de tipos de solo, desde mais férteis de origem basáltica, até manchas de solo extremamente pobres e ácidos, representando bem a variação do Estado de São Paulo.

Foram estabelecidos dois sítios experimentais em duas fazendas diferentes, cujas características edafoclimáticas são descritas a seguir (NOGUEIRA JUNIOR, 2000):

Sítio Lageado – Está a aproximadamente 700 m de altitude e localiza-se em uma mancha de solo tipo Nitossolo Vermelho, de ótima fertilidade e textura argilosa, relevo ondulado com tendência a compactação. A área encontrava-se coberta por pasto abandonado dominado por capim “napier” (*Pennisetum purpureum*). Este sítio situa-se próximo à calha do Ribeirão Lavapés, em um vale relativamente isolado, circundado por campos agrícolas. Existem fragmentos de matas ciliares degradadas entre a área experimental e o rio.

Sítio Edgárdia – Está a 547 m de altitude e situa-se em uma mancha de Argissolo Vermelho-Amarelo álico, textura areia franca, relevo suave ondulado a ondulado, de fertilidade mais baixa e maior acidez. O uso anterior do solo era por pomar de *Citrus* abandonado, situado próximo (cerca de 100 m) de um remanescente de floresta em bom estado de conservação, mas que sofreu extrações seletivas de madeira até a cerca de 25 anos atrás.

3.2 Delineamento experimental e implantação do experimento

Em cada sítio foi montado, entre 1997 e 1998, um experimento de restauração florestal, com delineamento em blocos ao caso com cinco tratamentos e três repetições. Cada parcela tem uma área de 0,25 ha, perfazendo uma área total de 3,75 ha por sítio. Neste projeto serão comparados apenas quatro desses tratamentos, pois um deles é testemunha, ou seja, sem plantio de árvores. Com as espécies plantadas indicadas no Apêndice 1, os tratamentos implantados são identificados e descritos da seguinte forma:

Tratamento “Semeadura Direta” (A) – Semeadura direta no campo em linhas, em solo previamente tratado com herbicida pós-emergente e preparado com subsolador. Foram utilizadas cinco espécies pioneiras de rápido crescimento e de ocorrência comum na região. As sementes passaram por procedimento de quebra de dormência indicado para cada espécie. A semeadura foi realizada à plena luz, em espaçamento 1,0 x 1,0 m e a cinco cm da superfície, com solo em capacidade de campo. Foram

usadas de 2 a 4 sementes por cova, esperando-se uma densidade aproximada de 4.000 plantas/ha, considerando-se todas as perdas. Em avaliação realizada dois anos após a semeadura, constatou-se a sobrevivência predominante de apenas duas espécies: *Enterolobium contortisiliquum* e *Schizolobium parahyba* (ENGEL; PARROTA, 2001).

Tratamento “Taungya Modificado” (B) – Plantio de linhas triplas de árvores intercaladas com faixas de 5 m onde foram plantadas culturas anuais até o fechamento do dossel, formando um sistema agroflorestal “Taungya” modificado. Nas linhas triplas, o espaçamento entre plantas é de 1,5 m e entre linhas é de 2,0 m. Nestas, as duas linhas externas são formadas por 10 espécies leguminosas de uso múltiplo e/ou espécies de rápido crescimento para lenha. Na linha central foram plantadas 10 espécies de valor comercial para madeira, de crescimento mais lento. Após o fechamento do dossel, em 2005/2006 foi feito um consórcio de espécies frutíferas no Sítio Lageado e de espécies medicinais nativas no Sítio Edgárdia, aproveitando-se os espaços antes destinados às culturas anuais.

Tratamento “Consórcio para Madeira Serrada e Lenha” (C) – Semelhante ao Tratamento B, mas este não possui as faixas de cultura agrícola. Nas parcelas deste tratamento foram plantadas 10 espécies de crescimento rápido para lenha em linhas alternadas com 15 espécies de crescimento mais lento e ciclo de vida mais longo, destinadas à produção de madeira para serraria e painéis. Metade de cada parcela possui espaçamento 2 x 1,5 m e a outra metade 2 x 3 m. Estudos prévios indicam que não existe diferença significativa no desenvolvimento da floresta entre os diferentes tratamentos (ENGEL, 2011)³.

Tratamento “Alta Diversidade” (D) – Este tratamento consiste no método convencional de restauração florestal através do plantio por mudas em alta diversidade, utilizando uma mistura de espécies características de remanescentes da Floresta Estacional

³ ENGEL, V. L. (Faculdade de Ciências Agronômicas – UNESP). Dados não publicados, 2011.

Semidecidual da região. Estas árvores estão incluídas em diferentes grupos ecológico-silviculturais e foram plantadas objetivando alta diversidade. Da mesma forma como o tratamento anterior, as parcelas foram divididas para testar os efeitos de dois diferentes espaçamentos: 1,5 x 1,5 m e 2 x 3 m. Estudos prévios não indicaram diferença estatística entre os espaçamentos (ENGEL, 2011)¹.

No sítio Lageado, devido à grande infestação de capim napier (*Pennisetum purpureum* Schum) com cerca de 2 m de altura, realizou-se rebaixamento da vegetação com rolo-faca. Em seguida, aplicou-se herbicida pós-emergente em toda a área, após a rebrota do capim. No sítio Edgárdia, removeu-se as árvores de *Citrus* e aplicou-se herbicida pós-emergente, após a rebrota das touças de capim. Os dois sítios foram cercados e protegidos contra fogo através de aceiros.

Os sulcos de plantio para semeadura direta, com cerca de 40 cm de profundidade, foram marcados em nível e abertos com subsolador acoplado a trator de pneu, adotando-se a prática do cultivo mínimo. No restante dos tratamentos, realizou-se aração, gradagem leve (duas para o sítio lageado) e gradagem niveladora. Após o preparo do solo, abriram-se as covas manualmente.

A semeadura direta foi realizada em fevereiro e março de 1997 e o plantio das mudas de janeiro a março de 1998. Não se realizou adubação. O replantio das falhas foi efetuado após 2 meses do plantio inicial. A manutenção foi realizada nos dois primeiros anos com coroamento das mudas (capina manual seletiva no caso do tratamento “Semeadura Direta”), capinas manuais com aplicação de herbicida *glyphosate* através de bomba costal, combate às formigas com iscas formicidas diretamente nos olheiros.

Durante o desenvolvimento da floresta, houve algumas invasões de gado no bloco 3 do sítio Edgárdia, causando aumento nas taxas de mortalidade destas unidades experimentais. Além disso, a ocorrência de geada no período inicial de desenvolvimento da floresta, nos dois sítios, contribuiu para o aumento da mortalidade de árvores no experimento como um todo.

3.3 Coleta e análise de dados

As espécies mais abundantes, constatadas em inventários 100% realizados em 2008 e 2009, foram selecionadas para se realizar a cubagem rigorosa dos indivíduos (Tabela 1), utilizando o pentaprisma de Wheeler com hispsômetro Suunto acoplado, para se definir equações volumétricas e, assim, estimar o volume de madeira em cada unidade experimental. Entre janeiro e agosto de 2011, mediram-se os diâmetro a 1,30 m de altura do solo (DAP) e, a partir deste ponto, de um em um metro até atingir o diâmetro mínimo de 5 cm. Ainda utilizando este mesmo equipamento, mediram-se as alturas totais das árvores cubadas. O volume de cada seção foi calculado pelo método de Smalian. Apenas as árvores que apresentavam 5 cm de DAP, no mínimo, foram incluídas no levantamento.

Uma observação prévia das relações entre diâmetro e volume indicou heterocedasticidade. Portanto, nos modelos utilizados (Tabela 2) onde a variável resposta não foi transformada, foi utilizado o método de mínimos quadrados ponderados pela resposta média, a diferentes potências, para o ajuste das equações de volume. Já nos modelos onde a variável resposta foi transformada (Spurr logaritimizado e Schumacher-Hall logaritimizado), o método de mínimos quadrados ordinários foi utilizado, já que a transformação logarítmica resolve alguns problemas de heterocedasticidade (MONTGOMERY et al., 2006).

Como critério de qualidade de ajuste utilizou-se o coeficiente de determinação (R^2), o erro padrão residual (s_{yx}) recalculado com os valores estimados na unidade original, a normalidade dos resíduos através do teste de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965) e a análise gráfica de resíduos para verificar auto-correlação e heterogeneidade de variância (MONTGOMERY et al., 2006).

Após a cubagem rigorosa, de agosto a outubro de 2011, mediram-se as circunferências a 1,30 m do solo (CAP), utilizando fita métrica, para posterior conversão em diâmetro a 1,30 m do solo (DAP) e a altura total, utilizando hipsômetro Haglöf Vertex III, de todas as árvores com $DAP \geq 5$ cm, em sub-parcelas centrais de 30 x 30 m quadrados, descontados 10 m de bordadura em cada lado de cada unidade experimental.

As equações volumétricas foram aplicadas aos dados do inventário das parcelas centrais de 900 m² e, dessa forma, cada unidade experimental teve o seu volume

quantificado (em $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$), além da área basal (em $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), densidade de fustes (fustes. ha^{-1}) e altura dominante (média das alturas das 100 árvores de maiores alturas por hectare) em metros. Por se tratar de um grupo de experimentos cujos delineamentos são os mesmos em dois sítios distintos, foi preciso checar a homogeneidade de variâncias entre os sítios estudados e, para isso, utilizaram-se os testes de Bartlett e Levene a 5% de significância (VIEIRA, 2006; PIMENTEL-GOMES; GARCIA, 2002).

Tabela 1 – Estatística descritiva das árvores amostradas na realização da cubagem rigorosa, onde N é o número de indivíduos amostrados, DAP é a média dos diâmetros a 1,30 m de altura (em cm), HT é a média das alturas totais (em m) e VOL é a média dos volumes individuais (em m^3); os valores entre parêntesis são os desvios padrão de cada variável.

Espécie	N	DAP	HT	VOL
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	110	17,5 (8,27)	12,7 (4,54)	0,184133 (0,191724)
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	256	17,4 (10,2)	10,2 (3,35)	0,137349 (0,132823)
<i>Peltophorum dubium</i>	114	15,4 (12,3)	12,3 (3,44)	0,114580 (0,095647)
<i>Pterogyne nitens</i>	146	13,7 (11,0)	11,0 (2,67)	0,081720 (0,073604)
<i>Schizolobium parahyba</i>	96	21,6 (15,6)	15,6 (4,60)	0,301845 (0,215061)
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	26	10,3 (8,7)	8,7 (2,45)	0,042762 (0,046831)
<i>Cedrela fissilis</i>	72	10,9 (8,0)	8,0 (2,23)	0,043909 (0,039964)
<i>Copaifera langsdorffii</i>	26	8,4 (7,5)	7,5 (2,06)	0,022271 (0,023441)
<i>Hymenaea courbaril</i>	161	9,0 (8,7)	8,7 (2,23)	0,031625 (0,036514)

Tabela 2 - Conjunto de modelos volumétricos testados nos dados de cubagem rigorosa das 1019 árvores medidas nos diferentes tratamentos e sítios. Onde: v_i é o volume individual, d_i é o diâmetro a 1,30 m de altura, h_i é a altura total da árvore, $\beta_0 \beta_1 \beta_2 \beta_3 \beta_4$ são os parâmetros a serem estimados e ε_i é o erro aleatório ($i = 1 \dots N$).

Autor	Modelo
Spurr	$v_i = \beta_0 + \beta_1 d_i^2 h_i + \varepsilon_i$ (1)
Stoate	$v_i = \beta_0 + \beta_1 d_i^2 + \beta_2 d_i^2 h_i + \beta_3 h_i + \varepsilon_i$ (2)
Naslund	$v_i = \beta_0 + \beta_1 d_i^2 + \beta_2 d_i^2 h_i + \beta_3 d_i h_i^2 + \beta_4 h_i^2 + \varepsilon_i$ (3)
Spurr logaritmizada	$\ln v_i = \ln \beta_0 + \beta_1 \ln(d_i^2 h_i) + \ln \varepsilon_i$ (4)
Schumacher-Hall logaritmizada	$\ln v_i = \ln \beta_0 + \beta_1 \ln d_i + \beta_2 \ln h_i + \ln \varepsilon_i$ (5)

Após isso, foram realizadas análises de variância para verificar se os tratamentos e as áreas diferiam entre si a 5% de significância. Uma análise prévia dos resultados estatísticos indicou graves violações das premissas do modelo linear, entre elas a variância constante e a não auto-correlação dos resíduos. Essas violações, no modelo de análise de variância, causam viés nos resultados, além da perda de poder na detecção de diferenças que, na realidade, existem (MONTGOMERY et al., 2006). Essas violações foram causadas pela alta variabilidade de um dos fenômenos que fazem parte da estrutura de tratamentos: as diferentes densidades de indivíduos. Apesar de essas densidades terem sido constantes em cada tratamento na ocasião da instalação do experimento, o desenvolvimento da floresta fez com que isso se alterasse de forma aleatória. Além disso, o propósito dos plantios serem de restauração florestal pressupôs uma baixa intensidade de manejo. Portanto, as densidades de indivíduos mesmo de parcelas pertencentes aos mesmos tratamentos se alteraram muito e nada foi feito para se manter densidades de indivíduos semelhantes, imitando a condição mais natural e possível de acontecer na realidade dos produtores rurais. A alternativa viável encontrada para se contornar esse problema foi a inclusão da densidade de fustes como um dos fatores (covariável) que influenciam as variáveis resposta, principalmente no caso do volume e área basal. Desta forma, a estrutura dos tratamentos passa a refletir apenas os efeitos da composição de espécies e do arranjo espacial dos indivíduos apenas. O modelo de análise estatística utilizado, então, foi:

$$v_{ijkl} = \mu + t_j + b_k + s_l + t_j s_l + b_k s_l + \beta_1 n_i + \varepsilon_{ijkl} \quad (6)$$

onde v_{ijkl} é a variável resposta em cada unidade amostral, μ é a média geral do experimento, t_j é o efeito do j -ésimo tratamento, b_k é o efeito do k -ésimo bloco, s_l é o efeito do l -ésimo sítio, β_1 é o efeito da densidade de fustes, n_i é a densidade de fustes na i -ésima unidade amostral e, por fim, ε_{ijkl} é o erro associado a cada unidade amostral. Conforme explícito no modelo, este contempla os efeitos de interação entre sítios e tratamentos, bem como os efeitos de sítios e blocos, oriundos da estrutura de grupos de experimentos.

Neste contexto, como as estimativas oriundas do modelo estatístico apresentado dependem da densidade de fustes (parâmetro β_1 do modelo), as estimativas para

cada tratamento e sítio foram geradas considerando um número fixo médio para cada tratamento para n_i , já que as significâncias dos testes para tratamentos e sítios passam a ser dependentes da densidade de fustes.

Para as comparações múltiplas, utilizou-se o teste de Tukey (VIEIRA, 2006). Todas as premissas do modelo linear foram checadas: distribuição normal dos resíduos, com variância constante e não-correlação. O volume de madeira produzido na área experimental foi separado para cada sítio e tratamento em classes de diâmetro para se avaliar a produção de madeira em diferentes dimensões para diversos usos.

A densidade de fustes atual foi comparada entre os tratamentos e os sítios utilizando modelo linear generalizado com variável resposta binomial negativa, a 5% de significância, devido a problemas de superdispersão com a distribuição Poisson. Além disso, as densidades atuais foram comparadas com as densidades de plantio, calculadas através do espaçamento entre plantas, para os tratamentos B, C e D e através da avaliação da germinação aos 45 dias após a semeadura para o tratamento A.

Para avaliar o potencial de produção de madeira por espécie, realizou-se a comparação descritiva de diâmetro, altura, volume e densidade de fustes, para cada um dos tratamentos. Além disso, realizou-se análise de agrupamento, segundo descrito em Legendre e Legendre (1998), utilizando-se os dados de diâmetros mínimos, máximos e médios; alturas mínimas, máximas e médias; densidade de fustes e volume total por espécie, para definir grupos de espécies nos tratamentos B e C, cujo objetivo principal é o manejo. A análise de agrupamento não foi realizada para o tratamento A, pois este possui apenas duas espécies com sobrevivência significativa; e para o tratamento D, pois não se tem a pretensão de manejá-lo.

Para modelar a distribuição de diâmetros em cada unidade experimental, foram ajustadas as distribuições gaussiana, weibull e gama, pelo método da máxima verossimilhança (CASELLA; BERGER, 2011). A distribuição que melhor representa os dados foi selecionada segundo o menor valor da soma do critério de informação de Akaike calculado para cada unidade experimental (HOBBS; HILBORN, 2006). Esta foi comparada com o referencial teórico de distribuições para plantações florestais e florestas naturais, servindo de indicador de sucesso da restauração florestal (NEWTON, 2007).

A partir das estimativas dos parâmetros para cada unidade experimental, realizou-se uma análise de variância através de modelo linear generalizado com distribuição gama, a fim de verificar se existem efeitos de tratamentos e sítios nos parâmetros das distribuições de diâmetros (FARAWAY, 2006).

Os dados foram tabelados utilizando o software Microsoft Excel 2007 e os processamentos e análises estatísticas foram realizados no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

4 RESULTADOS

4.1 Equações de volume

A relação entre diâmetro e volume das árvores é exponencial (Figura 1). Observa-se também aumento da variância proporcionalmente ao aumento dos valores de DAP. As Tabelas 3 e 4 mostram os parâmetros dos modelos estimados, o coeficiente de determinação R^2 , o erro padrão dos resíduos (s_{yx}) e o p-valor do teste de normalidade de Shapiro-Wilk.

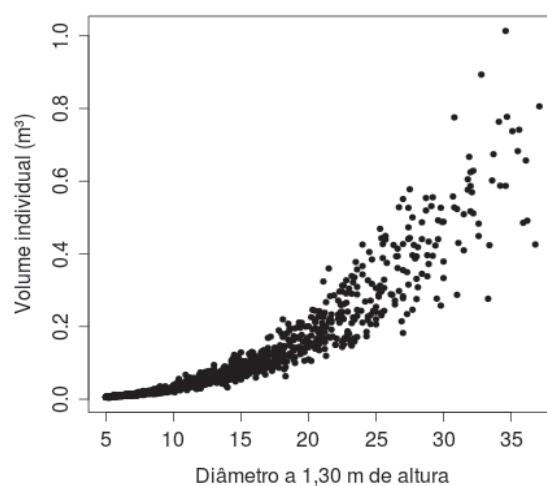


Figura 1 - Relação entre volume individual de todas as árvores e o diâmetro a 1,30 m de altura.

Os critérios de qualidade de ajuste indicam, de maneira geral, bom ajuste dos dados aos modelos propostos, já que os valores de R^2 são próximos de 1. O erro padrão residual é semelhante entre todos os modelos, variando de 26,58 % a 28,20 % em relação à média dos volumes de todas as árvores. O teste de normalidade indicou distribuição normal dos resíduos apenas para o modelo de Spurr logaritimizado.

Testando-se diferentes potências, foi possível observar a variância constante nos gráficos de resíduos (Figura 2), quando utilizado o método de mínimos quadrados ponderados pela resposta média na estimativa dos parâmetros. Problemas de resíduos foram encontrados apenas para o modelo (1) Spurr que possui a tendência de superestimar os volumes calculados para as árvores de maior dimensão. Para os modelos Spurr logaritimizado (4) e Schumacher-Hall logaritimizado (5) a distribuição dos resíduos também possui variância constante e é livre de tendências, indicando ajuste adequado.

Tabela 3 – Estimativa dos parâmetros e erros padrão (entre parêntesis) dos diferentes modelos testados no ajuste das equações volumétricas

Modelo	$\hat{\beta}_0$	$\hat{\beta}_1$	$\hat{\beta}_2$	$\hat{\beta}_3$	$\hat{\beta}_4$
(1)	$1,547 \cdot 10^{-3}$ ($1,703 \cdot 10^{-4}$)	$3,252 \cdot 10^{-5}$ ($2,335 \cdot 10^{-7}$)			
(2)	$-7,391 \cdot 10^{-4}$ ($6,365 \cdot 10^{-4}$)	$1,305 \cdot 10^{-4}$ ($7,613 \cdot 10^{-6}$)	$2,284 \cdot 10^{-5}$ ($6,542 \cdot 10^{-7}$)	$-1,063 \cdot 10^{-4}$ ($8,587 \cdot 10^{-5}$)	
(3)	$5,238 \cdot 10^{-3}$ ($2,988 \cdot 10^{-3}$)	$1,135 \cdot 10^{-4}$ ($2,182 \cdot 10^{-5}$)	$2,193 \cdot 10^{-5}$ ($2,799 \cdot 10^{-6}$)	$6,864 \cdot 10^{-6}$ ($4,479 \cdot 10^{-6}$)	$-1,209 \cdot 10^{-4}$ ($5,932 \cdot 10^{-5}$)
(4)	-9,88231 (0,03175)	0,94569 (0,00418)			
(5)	-9,63953 (0,03117)	2,10318 (0,01421)	0,60591 (0,01985)		

Para se escolher o modelo definitivo para a equação de volume, optou-se levar em consideração o teste de normalidade, pois o coeficiente de determinação de todos os modelos são elevados e os erros padrão dos resíduos são aproximados. O modelo definitivo escolhido foi o de Spurr logaritimizado (4).

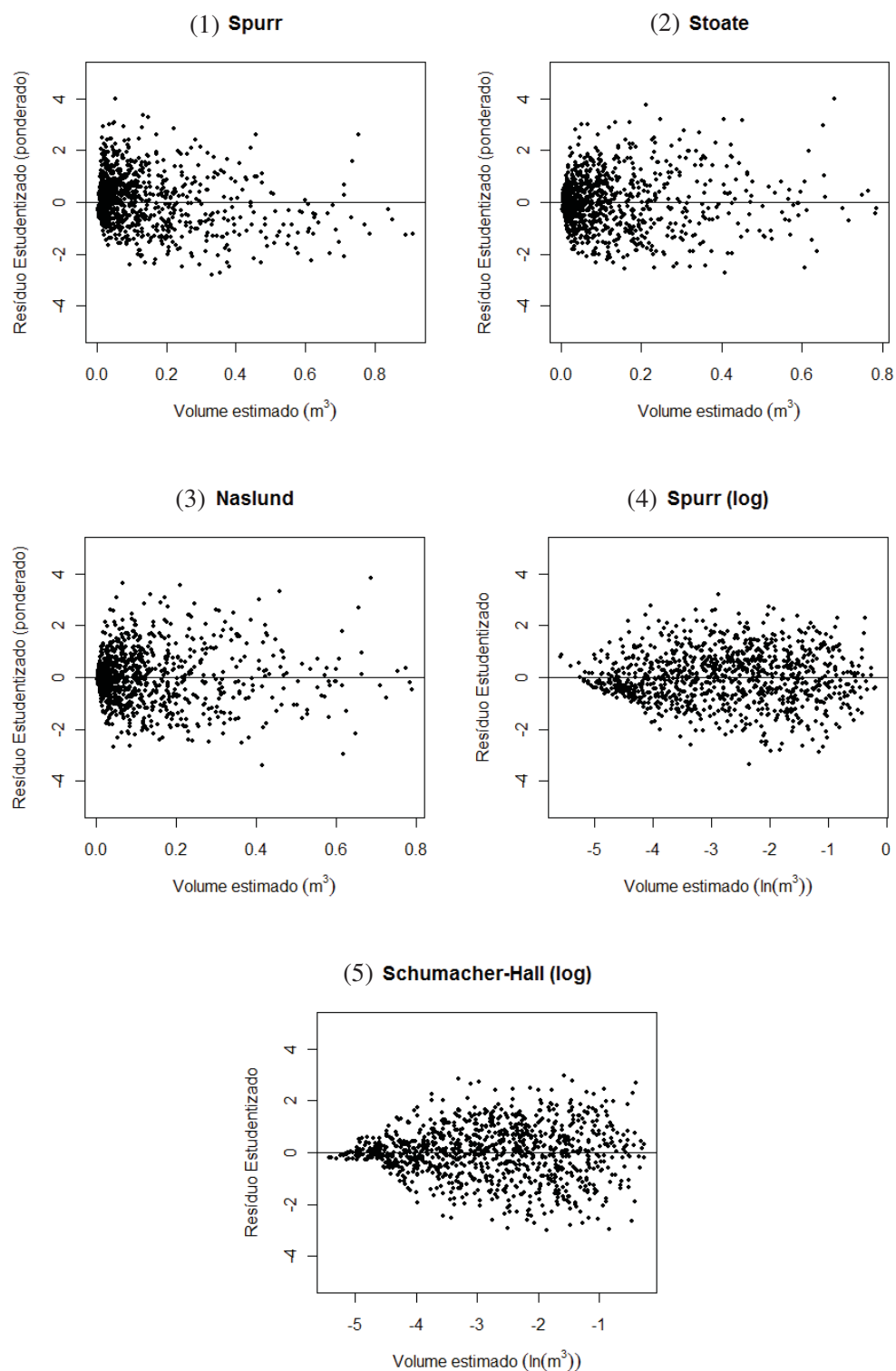


Figura 2 – Gráficos de resíduos dos ajustes dos modelos volumétricos.

Tabela 4 – Critérios de qualidade de ajuste dos modelos testados para equações volumétricas e a potência utilizada na ponderação dos modelos ajustados pelo método de mínimos quadrados ponderados. Onde R^2 é o coeficiente de determinação, s_{yx} é o erro padrão dos resíduos absoluto e em percentagem.

Modelo	Potência Utilizada	R^2	s_{yx}	s_{yx} (%)	Shapiro-Wilk W (p-valor)
(1)	1,7	0,95	0,033962	28,20	0,989 (<0,001)
(2)	1,7	0,96	0,030223	26,58	0,987 (<0,001)
(3)	1,8	0,96	0,032077	26,63	0,986 (<0,001)
(4)	-----	0,98	0,032641	27,10	0,998 (0,4090)
(5)	-----	0,99	0,032921	27,34	0,994 (<0,001)

4.2 Produção de madeira e caracterização dos tratamentos

As densidades de fustes são bem diferentes entre os tratamentos e os sítios, (Tabela 5). A relação final/inicial se mostra elevada para os tratamentos B e C devido à presença de *M. caesalpiniaefolia*, espécie que tem como característica intrínseca o excessivo perfilhamento, apresentando elevado número de fustes em um mesmo indivíduo (CARVALHO, 2006).

O teste de homogeneidade de variâncias entre os sítios não apresentou evidência suficiente para rejeitar a hipótese nula de homocedasticidade, portanto, os dados atendem à premissa de variância constante da análise de variância (Tabela 6).

Tabela 5 – Densidades de plantio (indivíduos.ha⁻¹), média das densidades de indivíduos atuais (indivíduos.ha⁻¹) e relação entre densidades de plantio e densidades de indivíduos atuais para os quatro tratamentos e dois sítios estudados.

Tratamento	Densidade Inicial	Edgárdia		Lageado	
		Densidade de Fustes Atual	Atual/Inicial	Densidade de Fustes Atual	Atual/Inicial
A	2508*	726	0,29	674	0,27
B	2222	1300	0,58	1637	0,74
C	2500	1193	0,48	1649	0,66
D	3056	889	0,29	1000	0,33

* Densidades de plantio avaliadas após 45 dias da semeadura (ENGEL & PARROTA, 2001).

Dentre os fatores de interesse (Sítios, Tratamentos e Densidade de Fustes), o quadro da análise de variância (Tabela 7) mostra efeitos significativos dos tratamentos e densidade de fustes nas variáveis volume e área basal. Para a altura dominante, houve efeito significativo apenas dos tratamentos. Isso nos mostra que, retirando o efeito da densidade de fustes, temos a importante constatação de que os sítios não afetam a produtividade da floresta em si. No entanto, como podemos observar na Tabela 5, a densidade de fustes no sítio Lageado é superior a do sítio Edgárdia, para os tratamentos B, C e D.

Tabela 6 – Testes de homogeneidade de variância das variáveis analisadas.

Variável	Teste de Bartlett		Teste de Levene	
	K ²	p-valor	F	p-valor
Volume (m ³ /ha)	2,34	0,126	0,59	0,452
Área basal (m ² /ha)	2,45	0,118	0,66	0,425
Altura dominante (m)	1,9	0,168	2,70	0,114

Tabela 7 – Quadro da análise de variância para as variáveis volume, área basal e altura dominante, onde GL = graus de liberdade.

Fonte de Variação	GL	Volume (m ³ .ha ⁻¹)		Área basal (m ² .ha ⁻¹)		Altura dominante (m)	
		F	p-valor	F	p-valor	F	p-valor
Sítios	1	0,312	0,588	0,910	0,361	1,045	0,329
Blocos	2	0,983	0,405	0,631	0,550	5,017	0,028
Tratamentos	3	8,707	0,003	9,573	0,002	9,362	0,002
Densidade de fustes	1	28,625	< 0,001	15,099	0,003	0,332	0,576
Sítios:Blocos	2	0,343	0,717	0,982	0,405	2,502	0,127
Sítios:Tratamentos	3	0,859	0,491	0,389	0,763	2,584	0,106
Resíduos	11						

Usando análise de variância através de modelo linear generalizado com resposta binomial negativa, é possível observar que existe diferença significativa na densidade de fustes entre as áreas (p-valor = 0,0097), sendo a razão de chances entre Lageado/Edgárdia igual a 1,44, ou seja, a densidade de fustes no sítio Lageado é 44 % superior ao sítio Edgárdia em média, descontando-se os efeitos de blocos e independentemente do tratamento utilizado.

Os tratamentos A, B e C apresentaram volume estatisticamente superior ao tratamento D (Figura 3-A). Quanto à área basal, pode-se observar diferença estatística somente

entre os tratamentos A e D, sendo semelhante aos demais (Figura 3-B). Esses resultados reforçam a superioridade do crescimento das árvores em sistemas menos complexos, quando comparados aos sistemas de plantio convencional de alta diversidade de espécies, representados pelo tratamento D neste experimento.

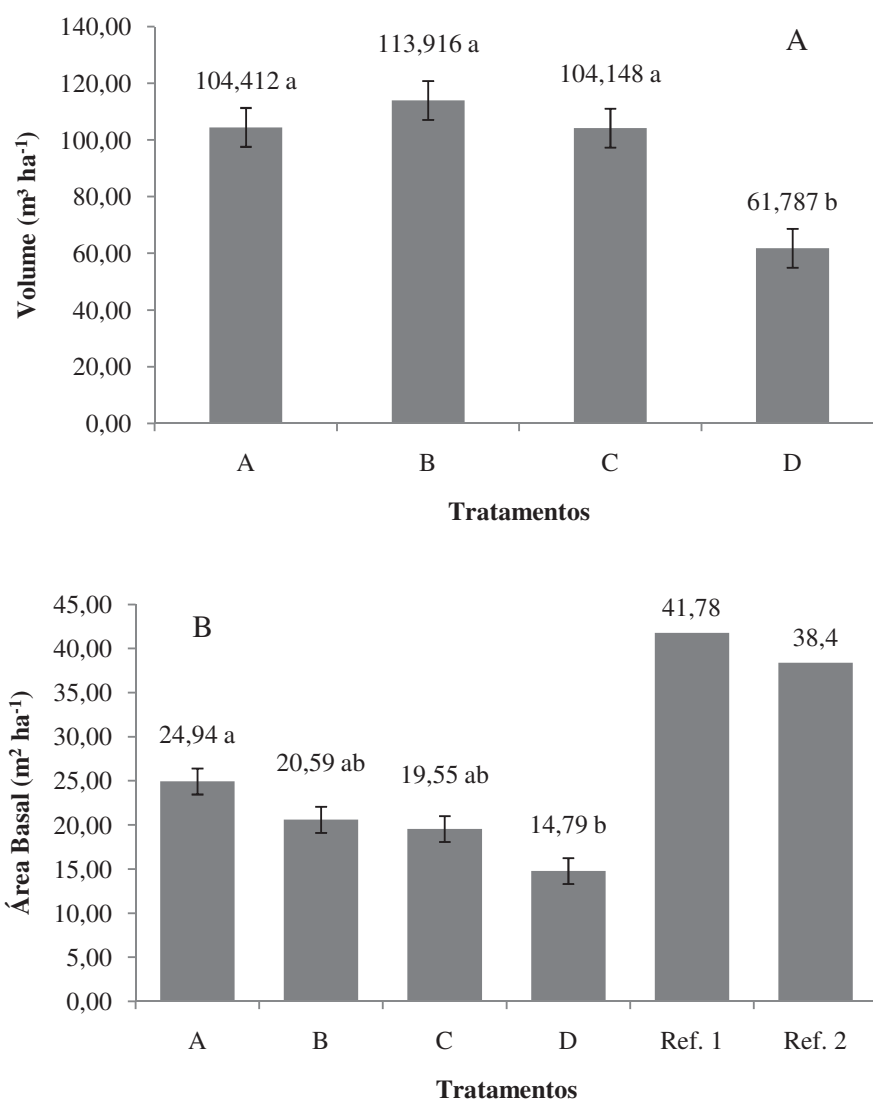


Figura 3 – Estimativas de produção de madeira (A) e área basal (B) para cada Tratamento, Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si a 5% de significância pelo teste de Tukey. Ref.1 e 2 são florestas de referência na região (Ref. 1 segundo Fonseca e Rodrigues, 2000; e Ref. 2 segundo Cassola, 2008) com mesmo critério de inclusão de árvores. As barras de erro representam o erro padrão da estimativa da análise de variância.

Tabela 8 – Médias da produção de madeira, área basal, altura dominante e incremento médio anual para os diferentes tratamentos estudados. DMS é a diferença mínima significativa do teste de Tukey a 5% de significância.

Tratamento	Volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	IMA ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	Hd (m)
A	104,412	24,94	7,46	20,2
B	113,916	20,59	8,76	18,3
C	104,148	19,55	8,01	19,5
D	61,787	14,79	4,75	15,6
DMS	27,262	5,86		2,7

O incremento médio anual no tratamento B, que foi mais produtivo, foi inferior a $9 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, aos 13 anos de idade. Os tratamentos A e C se situam na faixa de 7 e $8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. O tratamento D foi o que apresentou menores taxas de crescimento ($4 \text{ a } 5 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, Tabela 8).

4.3 Desempenho das espécies nos diferentes tratamentos

Pode-se observar que apenas duas espécies compõem a maior parte dos indivíduos do tratamento A (Tabela 9). *S. parahyba* possui indivíduos com grandes dimensões, apesar de apresentar diâmetro médio de 21,9 cm, pois a distribuição dos indivíduos é assimétrica, como será mostrado adiante. A diferença entre as dimensões dos dois sítios são pequenas em relação aos seus desvios padrão.

Tabela 9 – Estatística descritiva das espécies mais abundantes em cada tratamento para os dois sítios estudados, onde $\bar{d}$ é a média dos diâmetros em cm, $\bar{h}$ é a média das alturas em m, v é o volume de madeira de cada espécie (em $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) e N é a densidade de indivíduos por hectare. Desvios padrões entre parêntesis.

Espécie	Lageado				Edgárdia			
	$\bar{d}$	$\bar{h}$	v	N	$\bar{d}$	$\bar{h}$	v	N
----- TRATAMENTO A -----								
<i>S. parahyba</i>	21,9 (8,36)	15,51 (4,59)	107,663	367	22,6 (7,86)	16,6 (3,98)	128,874	404
<i>E. contortisiliquum</i>	17,3 (8,43)	9,2 (3,59)	39,174	285	15,4 (6,11)	9,1 (2,83)	29,624	322

Continuação...	19,9 (8,56)	12,6 (4,95)	151,834	674	19,4 (7,97)	13,2 (5,13)	158,471	726
----- TRATAMENTO B -----							Continua...	
<i>P. nitens</i>	15,8 (7,24)	15,7 (3,38)	29,140	185	15,4 (6,60)	13,1 (3,24)	10,428	81
<i>A. macrocarpa</i>	15,1 (6,91)	13,2 (5,50)	9,202	67	15,5 (9,38)	12,5 (5,32)	4,042	26
<i>H. courbaril</i>	9,8 (3,58)	10,9 (3,33)	3,498	78	7,6 (2,29)	7,7 (1,91)	0,972	52
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	11,0 (4,52)	14,6 (3,06)	71,124	1015	10,9 (5,09)	13,8 (2,53)	63,886	915
<i>E. contortisiliquum</i>	14,9 (6,49)	9,8 (2,97)	18,391	193	15,7 (7,28)	9,7 (3,15)	16,457	152
Geral	12,1 (5,59)	13,6 (3,81)	137,011	1637	12,0 (6,03)	12,7 (3,27)	103,58	1300
----- TRATAMENTO C -----								
<i>P. nitens</i>	13,0 (6,27)	11,7 (3,59)	13,325	154	12,9 (5,98)	11,5 (3,62)	3,252	37
<i>A. macrocarpa</i>	17,4 (8,02)	15,3 (6,33)	20,758	100	13,2 (8,25)	11,2 (5,09)	6,187	56
<i>P. dubium</i>	18,0 (10,84)	13,0 (4,75)	6,566	31	12,2 (5,10)	10,8 (3,45)	4,947	67
<i>H. courbaril</i>	8,5 (2,91)	9,9 (3,34)	3,053	104	9,7 (4,25)	8,3 (2,20)	2,149	59
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	11,3 (4,92)	14,3 (3,38)	65,312	892	11,3 (4,72)	14,1 (3,63)	56,791	796
<i>E. contortisiliquum</i>	15,9 (7,44)	10,6 (3,67)	19,847	165	15,2 (7,89)	8,8 (4,13)	6,813	70
Geral	12,1 (6,04)	12,8 (4,27)	130,020	1552	11,8 (5,68)	12,7 (4,28)	94,733	1238
----- TRATAMENTO D -----								
<i>P. nitens</i>	7,0 (2,07)	7,4 (2,01)	0,642	41	11,4 (5,74)	9,3 (3,28)	1,514	26
<i>S. terebinthifolius</i>	11,4 (4,09)	8,8 (1,87)	14,485	315	8,8 (3,41)	8,2 (1,92)	12,597	444
<i>M. stipitatum</i>	11,5 (4,17)	8,9 (1,44)	2,870	59	11,8 (3,88)	9,1 (2,80)	2,640	52
<i>C. floribundus</i>	14,0 (6,44)	10,5 (2,78)	4,483	48	18,5 (7,47)	12,4 (3,30)	26,323	152
<i>C. myrianthum</i>	20,6 (5,61)	12,1 (2,58)	16,744	93	12,8 (4,02)	10,6 (3,27)	2,108	30
Geral	13,1 (7,27)	9,7 (3,29)	89,943	1000	11,6 (6,09)	9,4 (2,87)	57,732	889

As espécies mais abundantes e suas dimensões são bem semelhantes entre tratamentos B e C, destacando-se *P. nitens*, *A. macrocarpa* e *E. contortisiliquum* (Tabela

9). A espécie *H. courbaril* é abundante nos dois sistemas, no entanto, apresenta pequenas dimensões para uso mais nobre da madeira, com diâmetros médios variando de 7,6 a 9,8 cm. Apesar do potencial de manejo dessas espécies, é importante ressaltar que a heterogeneidade da floresta é muito elevada, como se observa nos elevados desvios-padrão de diâmetro e altura, sobretudo no caso de *P. nitens*, *A. macrocarpa* e *E. contortisiliquum*, tornando mais complexo o manejo dessas espécies. No tratamento D vemos, em geral, uma grande densidade de indivíduos da espécie *S. terebinthifolius*, tanto no sítio Lageado como Edgárdia, apresentando densidades relativas elevadas (31,5% para o sítio Lageado e 49,9% para o sítio Edgárdia).

A análise de agrupamento do tratamento B separa as espécies na distância euclidiana 3,3 em quatro grupos distintos, estando *M. caesalpiniaefolia* em um grupo; *P. gonoacantha* em outro; *E. contortisiliquum*, *P. nitens*, *A. macrocarpa* e *P. dubium* em mais um grupo; e as demais espécies em outro (Figura 4-A). No tratamento C, com exceção de *M. caesalpiniaefolia* e de *I. uruguensis*, as espécies se encontram distribuídas de forma mais homogênea. No entanto, ainda é possível se distinguir um grupo de manejo formado pelas espécies *Myroxylum balsamum*, *H. courbaril*, *A. macrocarpa*, *E. contortisiliquum*, *P. nitens* e *P. dubium*; outro grupo formado por *S. terebinthifolius*, *Centrolobium tomentosum* e *Handroanthus avellanadae*; e, por fim, um grupo com pelas demais espécies, que possuem menores densidades e dimensões (Figura 4-B). Em ambos os tratamentos a espécie *M. caesalpiniaefolia* se separa das demais, principalmente pela sua alta densidade de indivíduos e, consequentemente seu alto volume.

4.4 Distribuição diamétrica e potencial produtivo

O modelo que melhor representou a distribuição dos dados, escolhido através da menor soma do cálculo do critério de informação de Akaike das unidades experimentais, foi a distribuição gama (Tabela 10). Esta distribuição mostrou-se bem flexível, apresentando aderência a todas as unidades experimentais, exceto para a unidade do bloco 3, tratamento D no sítio Edgárdia (p-valor do teste de Kolmogorov-Smirnov = 0,0238; Apêndice 2). Nesta unidade houve grande mortalidade inicial do plantio, devido a problemas de invasão de gado, sendo considerada um “outlier”. Outras distribuições como a Weibull e a Beta foram utilizadas, mas não houve aderência a todas as unidades amostrais, portanto, optou-se por

aceitar a distribuição gama.

Tabela 10 – Critérios de informação de Akaike (AIC) calculados através do ajuste da distribuição de diâmetros aos modelos gaussiano, gama e weibull através do método da máxima verossimilhança, para cada unidade experimental.

verossimilhança, para cada unidade experimental.

Sítio	Tratamento	Bloco	Gaussiana	Gama	Weibull
Lageado	A	1	552,83	548,67	547,71
		2	292,42	288,44	288,30
		3	493,02	441,39	437,63
	B	1	1641,06	1566,12	1599,37
		2	465,61	445,71	455,53
		3	699,55	650,56	663,54
	C	1	1355,28	1288,49	1318,40
		2	733,65	702,28	715,48
		3	616,29	584,29	597,41
	D	1	583,17	551,36	564,69
		2	446,27	423,92	429,93
		3	814,98	767,76	784,28
Edgárdia	A	1	535,53	531,50	531,89
		2	459,04	452,95	455,27
		3	384,34	376,36	378,38
	B	1	831,37	799,34	813,38
		2	809,99	764,80	783,97
		3	623,72	585,44	601,88
	C	1	791,10	766,42	779,18
		2	813,58	788,83	802,64
		3	389,25	367,79	373,06
	D	1	476,97	455,07	468,39
		2	601,60	561,56	575,75
		3	474,42	440,20	454,74
Totais			15885,0374	15149,24	15420,81

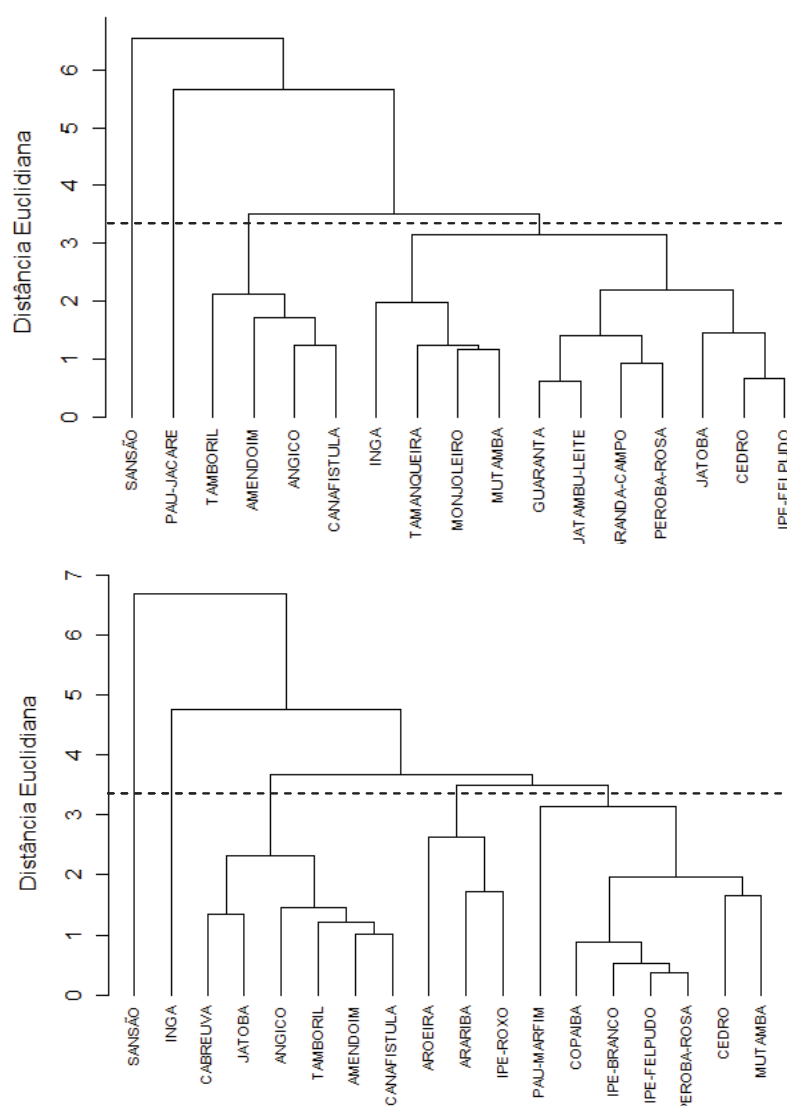


Figura 4 – Análise de agrupamento das espécies dos tratamentos B (4-A) e C (4-B). A linha tracejada na distância euclidiana de 3,3 define o corte arbitrário para definição dos grupos.

A comparação dos parâmetros das distribuições diamétricas utilizando a função de densidade gama através de análise de *deviance* em modelo linear generalizado com variável resposta gama mostra que não existem diferenças significativas entre os tratamentos e sítios para o parâmetro α (p-valor tratamentos = 0,053; p-valor sítios = 0,6477). A relação entre a *deviance* residual e os graus de liberdade do resíduo foi igual a 2,0064, indicando bom

ajuste dos dados ao modelo proposto (dados não apresentados). Já o parâmetro β apresentou diferença significativa entre os tratamentos (p-valor = 0,0029), mas não entre os sítios (p-valor = 0,3315). A qualidade do ajuste foi boa, pois a relação entre *deviance* residual e graus de liberdade do resíduo foi 2,0103 (dados não apresentados). A comparação das estimativas através de contrastes utilizando a correção de Bonferroni indicou que este parâmetro difere entre o tratamento A e os demais, não havendo diferença entre os tratamentos B, C e D. Todas as distribuições possuem certo grau de assimetria, no entanto, a assimetria dos tratamentos B, C e D é mais acentuada que no tratamento A (Figura 5).

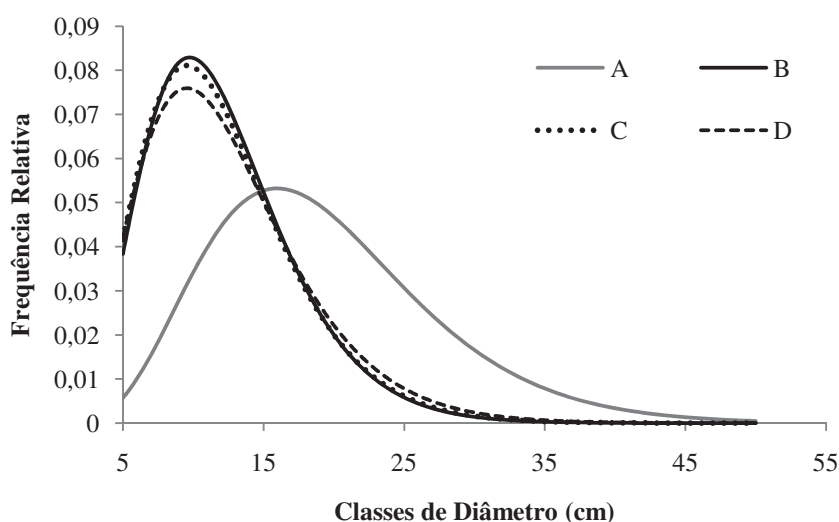


Figura 5 – Distribuições de diâmetros obtidas com a função gama para os diferentes tratamentos, cada curva representa os tratamentos A (Semeadura Direta), B (Taungya modificado), C (Consórcio para Madeira Serrada e Lenha) e D (Alta Diversidade).

Aliando-se a produção volumétrica à distribuição de diâmetros, obtém-se a quantidade de madeira produzida por classe de tamanho (Figuras 6-A e 6-B). O volume de madeira no tratamento A concentra-se mais entre as classes de diâmetro de 20 a 40 cm, nos dois sítios. Entre os tratamentos B e C não se notam grandes diferenças na distribuição de volumes; no entanto, temos uma distribuição mais homogênea entre as classes de diâmetro, com a ocorrência de alguns poucos indivíduos nas classes maiores.

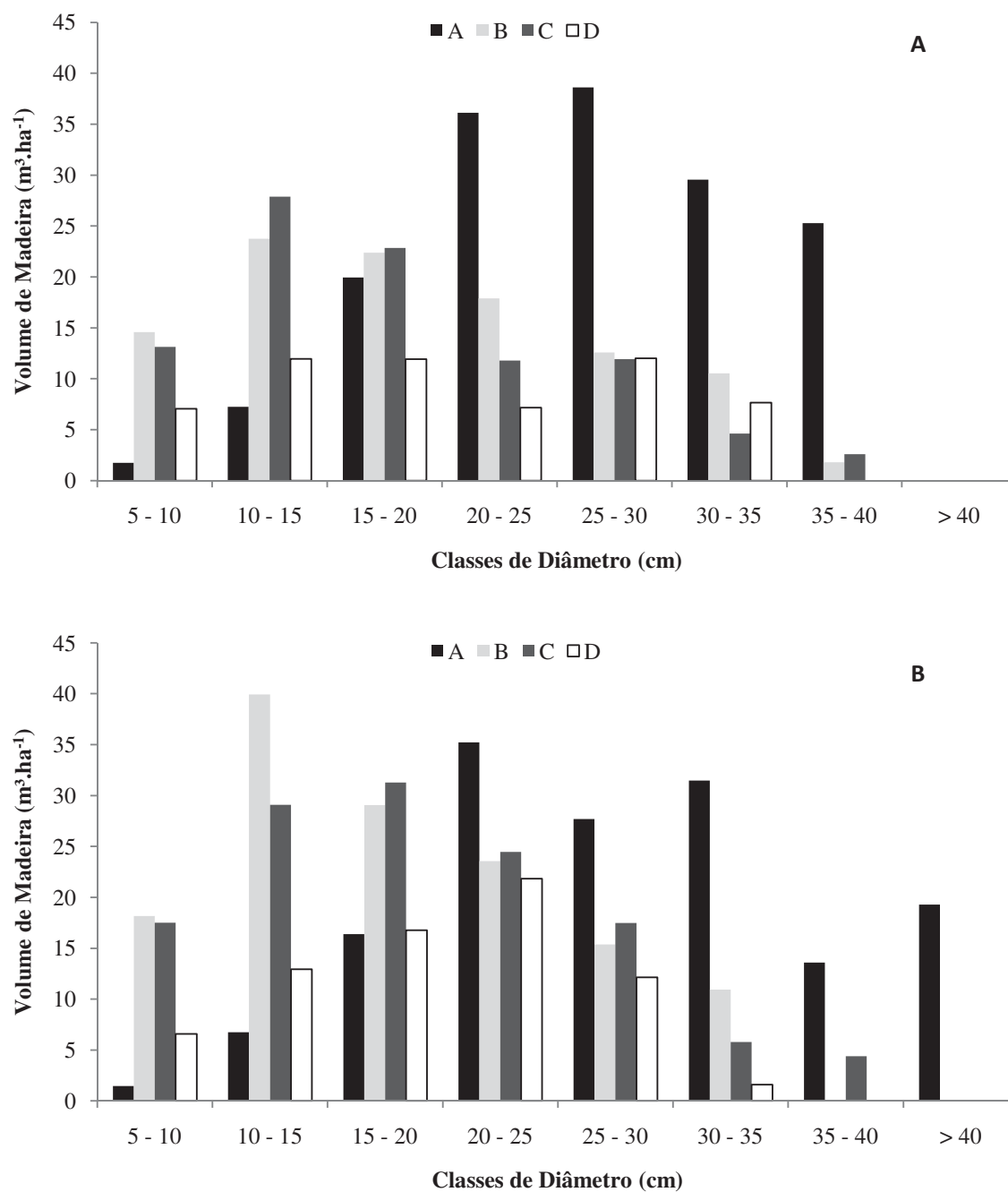


Figura 6 – Distribuição do volume de madeira em classes de diâmetro para os diferentes tratamentos no sítio Edgárdia (A) e no sítio Lageado (B). Cada cor da barra representa os diferentes tratamentos testados.

5 DISCUSSÃO

Apesar de neste trabalho não ter sido acompanhado as taxas de mortalidade de árvores, a relação entre a densidade de fustes e a densidade inicial, definida através do espaçamento de plantio, dá indicativos sobre a mortalidade ocorrida. Os resultados indicam diferença entre a densidade de fustes entre os dois sítios estudados, sugerindo que as condições do sítio Lageado podem ter favorecido a sobrevivência de maior número de indivíduos e, conseqüentemente, estimulando a maior competição pelos recursos, em relação ao sítio Edgárdia. Desta forma, os testes avaliando a influência dos sítios nas estimativas de volume e área basal não foram significativos, pois houve a inclusão da densidade de fustes no modelo. Entretanto, é importante ressaltar que estes fatores possuem estreita relação com densidade de fustes, conforme apontam os testes estatísticos; portanto, o efeito causado pelos sítios de diferentes fertilidades na produtividade da floresta está confundido com a densidade de fustes em cada unidade experimental. O solo, de acordo com sua capacidade de suporte, é um componente que controla de forma crítica os estágios iniciais de desenvolvimento do ecossistema (BRADSHAW, 1997; EHLERINGER; SANDQUIST, 2006). Portanto, é provável que o Nitossolo do sítio Lageado, com sua maior capacidade de suporte, consiga manter a sobrevivência (aqui representada pela densidade de fustes) superior ao sítio Edgárdia, com Argissolo, de menor capacidade de retenção de água e nutrientes. No entanto, essa afirmação precisa ser ponderada pela ocorrência de invasão de gado no sítio Edgárdia, que ocorreu em alguns momentos durante o desenvolvimento da floresta (ENGEL,

2011)⁴. Apesar de não prevista, a invasão de gado e os fenômenos de causa natural (chuvas torrenciais, geadas, períodos prolongados de seca, etc) ocorrem com relativa frequência mesmo em áreas de pesquisa onde supostamente deveria haver um maior controle experimental.

Para compreender a questão da produtividade dos sítios, verificou-se que a altura dominante, principal variável indicadora de qualidade do sítio, não apresentou diferenças significativas entre os sítios, indicando que é provável que as condições de sítio não tenham mesmo tanta influência no desenvolvimento das árvores, mas sim na sua sobrevivência inicial.

Em relação ao volume dos tratamentos, pode-se inferir que o desenvolvimento dos indivíduos foi maior nos sistemas menos complexos, considerado aqui como o plantio de até 20 espécies, correspondendo aos tratamentos A, B e C.

O tratamento A é o que mais se assemelha a uma monocultura pois, apesar de ter sido idealizado como um plantio misto de 5 espécies via semeadura direta, a realidade no campo mostrou a sobrevivência predominante de apenas duas espécies: *E. contortisiliquum* e *S. parahyba* (ENGEL; PARROTA, 2001). A atual dominância de *S. parahyba* em relação a *E. contortisiliquum* é notória, tanto pelo número de indivíduos como pelas dimensões alcançadas por essa espécie. Entretanto, os levantamentos realizados neste tratamento em 1999 (ENGEL; PARROTA, 2001), 2006 (ENGEL et al., 2007) e em 2009 (NOGUEIRA JÚNIOR, 2010) indicavam que a espécie dominante do plantio era a *E. contortisiliquum*. O trabalho de Siddique et al. (2008) já demonstrava a tendência de decréscimo nas densidades relativas de *E. contortisiliquum* desde o início do plantio até o levantamento realizado em 2006, porém, com densidade absoluta ainda superior a *S. parahyba*. Estudando a eficiência do uso de nitrogênio nos tratamentos A, Siddique et al. (2008) sugerem que a espécie *E. contortisiliquum*, fixadora de nitrogênio, favoreceu bastante o desenvolvimento de *S. parahyba*, não fixadora de nitrogênio. Esse favorecimento pode ter estabelecido um processo de dominância de *S. parahyba* sobre *E. contortisiliquum*, causando o decréscimo da densidade de indivíduos ao longo do tempo. Outro fator é a alta mortalidade de *E. contortisiliquum* associada a fatores densidade-dependentes, devida a explosão de patógenos,

⁴ ENGEL, V. L. (Faculdade de Ciências Agrônomicas – UNESP). Comunicação pessoal, 2011.

principalmente um fungo causador de podridão de floema (ENGEL, 2011)⁵.

Os valores médios de diâmetro e altura encontrados para *S. parahyba* se assemelham aos valores encontrados em outros estudos, em idade semelhante, em monocultivos dessa espécie em espaçamentos amplos como 3 x 2 m e 3 x 3 m (CARVALHO, 2003). No entanto, há certa disparidade entre as taxas de incremento médio anual encontradas nestes trabalhos e do presente estudo, devido às diferenças nas densidades de indivíduos. Para *E. contortisiliquum*, os valores médios de diâmetro e altura são até superiores à maioria dos monocultivos apresentados em Carvalho (2003), em idades de 12 a 14 anos. Apesar de não haver comprovação estatística por falta de informações mais precisas nos outros trabalhos, isso é evidência de que essa espécie pode ter seu desenvolvimento favorecido quando consorciada com o *S. parahyba*.

Considerando a produtividade do tratamento A como um todo, as estimativas de um levantamento realizado em 2009 indicam diminuição da área basal média de 28,20 m².ha⁻¹ (NOGUEIRA JUNIOR, 2010) para 24,94 m².ha⁻¹ no presente estudo. Apesar da pequena diferença causada pelos diferentes critérios de amostragem, essa diminuição pode ter sido causada pelo decréscimo na densidade de indivíduos que vem ocorrendo ao longo dos anos.

Por ser o foco deste experimento a restauração e não a produção, é preciso ressaltar que a mortalidade no plantio é um processo natural e já previsto na etapa de planejamento do projeto; abrindo nichos que ficam disponíveis para a ocupação por outras espécies. Portanto, em se tratando de restauração florestal, ainda é preciso buscar um equilíbrio entre uma densidade de plantio adequada, que favoreça o desenvolvimento das espécies plantadas e, conseqüentemente, a produção de madeira, com a chegada de novas espécies que ocupem os nichos vagos (URBANSKA, 1996; PETERS, 2003). Entretanto, algumas dessas espécies que ocupam os nichos vagos na fase inicial podem não ser benéficas ao ecossistema florestal, como é o caso das gramíneas invasoras. Uma alternativa para esse problema é tentar fixar a densidade de indivíduos na área e ter um cuidado maior com a mortalidade de indivíduos na fase inicial de implantação do projeto, fazendo o uso de replantio, quando necessário. Caso as taxas de mortalidade tivessem sido mantidas mais baixas, através de replantio ou nova semeadura, a produtividade de todos os tratamentos teria sido superior.

⁵ ENGEL, V. L. (Faculdade de Ciências Agrônômicas – UNESP). Comunicação pessoal, 2011.

As médias das densidades de fustes e área basal dos tratamentos B e C são semelhantes às apresentadas por Souza e Batista (2004) em plantios de restauração de 10 anos nos entornos de reservatórios situados no estado de São Paulo (1528 a 1661 indivíduos/ha; 22,4 a 24,9 m²/ha). No entanto, as alturas médias daquele estudo (9,1 a 10,2 m) são inferiores ao presente estudo. O tratamento D, que deveria apresentar resultados comparáveis aos dados apresentados pelos autores acima citados, por serem mais parecidos quanto ao modelo de plantio, é o que menos se compara em densidade de fustes e área basal, sendo semelhante apenas para altura média. A área basal e a densidade de fustes do tratamento D foram inferiores às de uma área em restauração aos 13 anos no vale do Paranapanema, SP, mas possui área basal semelhante a uma área de capoeira aos 23 anos de idade na mesma região (MELO; DURIGAN, 2007). É importante ressaltar, contudo, que a densidade de fustes deste experimento é mais comparável aos dados de literatura para os tratamentos A e D, onde o perfilhamento não é excessivo devido à ausência de *M. caesalpiniaefolia*. Nos tratamentos B e C, com a presença desta espécie, as comparações ficam viesadas pelo alto perfilhamento.

Quando se comparam esses plantios mistos a um fragmento de floresta estacional semidecidual, com diferentes estágios sucessionais, na região de Botucatu, observa-se que a área basal da floresta natural (41,78 m² ha⁻¹) é bem superior ao encontrado no presente experimento (FONSECA; RODRIGUES, 2000). O diâmetro médio do tratamento A é quase o dobro do diâmetro médio de 11,52 cm da floresta natural no estágio de clareira, condição mais semelhante à do tratamento A. Em um estudo realizado na floresta de referência, em bom estado de conservação no sítio Edgárdia, Cassola (2008) constatou densidade de indivíduos e área basal superiores (2405 indivíduos.ha⁻¹ e 38,40 m².ha⁻¹, respectivamente) a todos os tratamentos apresentados neste trabalho, no entanto, com critério de inclusão diferente do presente estudo (foram incluídas árvores com altura de caule igual ou superior a 1,30 m).

Todas estas informações abrem precedentes para inferir que todos os tratamentos ainda estão distantes de uma condição de floresta madura, sobretudo na dimensão das árvores, representada pela área basal, o que se é esperado devido à pequena idade da floresta plantada. A dinâmica desses plantios precisa ser melhor estudada para se prever se a densidade de indivíduos nos tratamentos B e C crescerá no futuro, pois na condição atual já apresenta densidades de fustes, que superestimam a densidade de indivíduos, próximas aos de uma das florestais naturais da região (FONSECA; RODRIGUES, 2000).

Em um estudo realizado na Costa Rica, um plantio misto de espécies nativas da região com quatro espécies por tratamento, plantado com espaçamento inicial de 2 x 2 m e um desbaste aos 6 anos de idade, tornando-o 4 x 4 m, mostrou resultados muito superiores ao presente trabalho. Com densidades médias de plantas de 691 árvores/ha, houve produção média de volume de $150 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ entre 10 e 11 anos de idade. Algumas espécies de rápido crescimento apresentaram incremento médio anual em volume em torno de $27,9 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (PETIT; MONTAGNINI, 2006). Considerando-se uma defasagem de pelo menos três anos de idade entre esse estudo e o presente trabalho, é possível afirmar que a produtividade desses sistemas mais simples é muito superior. Esse comportamento parece se reproduzir no presente experimento, pois a produção volumétrica dos sistemas mais simples, representados pelos tratamentos A, B e C, é superior à do sistema mais complexo, representado pelo tratamento D. O estudo desses autores ainda conclui que o plantio misto de espécies favorece o crescimento dos indivíduos para quatro das 10 espécies testadas, onde três não apresentaram diferenças entre plantios puros e mistos. Todos esses resultados sugerem que uma menor diversidade de espécies, com escolha de espécies com características ecológicas e silviculturais complementares, produz quantidades superiores de volume de madeira quando manejados com desbaste, a fim de redistribuir o potencial produtivo para os indivíduos remanescentes. Apesar dessa constatação, os plantios na Costa Rica foram instalados com o objetivo de produção comercial de madeira, diferentemente dos plantios analisados neste trabalho. Os baixos rendimentos do presente estudo devem-se ao fato de que não foram manejados para produção, e sim para a restauração da biodiversidade, onde a produção de madeira e lenha seriam “subprodutos” dos objetivos da restauração. Apesar do aumento da dimensão das árvores causado pelos desbastes, é preciso ficar atento aos danos que esta atividade pode causar à regeneração natural, já que esta é muito importante para a manutenção da floresta e continuidade da sucessão (JOHNS, 1988; HALL et al., 2003; OKUDA et al., 2003).

A ausência de diferença estatística entre os tratamentos A, B e C existe nas variáveis que analisam os tratamentos de forma global, como é o caso do volume e da área basal; no entanto, a análise minuciosa da produção em relação à composição dos plantios apresenta informações interessantes.

Existem muitas semelhanças entre os tratamentos B e C em respeito à composição de espécies, densidades de indivíduos e dimensão das árvores. De maneira geral, *M.*

caesalpiniaefolia é uma espécie que domina esses dois sistemas, quando comparada às demais. Aos seis anos de idade, esta espécie já apresentava área basal média de $3,58 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ nestes sítios estudados, indicando o bom potencial de crescimento em madeira (CAMPOE; ENGEL, 2004). Além disso, ela tem fundamental importância na melhoria das qualidades químicas e físicas do solo, devido à alta produção de serapilheira e à fixação de nitrogênio (FERNANDES et. al, 2006). No entanto, essas características auxiliam na restauração do ecossistema somente em uma etapa inicial, onde os fatores limitantes da trajetória de sucessão se devem, predominantemente, às características do meio físico. Superados esses fatores limitantes, o manejo dessa espécie deve ser considerado, pois além de ser exótica a este ecossistema, as altas densidades de indivíduos podem estar causando uma competição em desigualdade com as demais espécies do sistema, além de um potencial efeito alelopático que o cansaço do campo pode causar na germinação das sementes de outras espécies (PIÑA-RODRIGUES; LOPES, 2001; ANTONIO; MEYERSON, 2002). A análise de agrupamento sugere um grupo separado para esta espécie, mostrando a importância desproporcional que ela tem em relação às demais e sugerindo que deva existir para ela um manejo específico.

A análise de agrupamento mostrou que existem grupos de espécies com características dendrométricas semelhantes. As espécies *P. nitens*, *A. macrocarpa*, *E. contortisiliquum* e *P. dubium* possuem comportamento semelhante, independente do tratamento a que pertencem, e mesmo potencial de manejo. Se o destino da madeira for para uso em energia, essas espécies já podem ser manejadas, pois apresentam diâmetros médios variando de 12,9 a 18,0 cm. No entanto, os altos valores de desvio padrão indicam que existem indivíduos com maiores e menores dimensões, possibilitando o uso da madeira de algumas dessas espécies para fins mais nobres. As outras espécies que foram alocadas em outro grupo pela análise de agrupamento devem ser manejadas futuramente, ao atingirem maiores dimensões. É importante ressaltar que o desenvolvimento das espécies de lento crescimento pode estar condicionado ao manejo das espécies de rápido crescimento que, através do desbaste, poderão disponibilizar recursos fundamentais, como a luz, para o desenvolvimento posterior dessas espécies de madeira mais valiosa (PIOTTO et al., 2003).

No tratamento D, as altas densidades relativas da *S. terebinthifolius* indicam a possibilidade desta espécie estar suprimindo outras, através da competição. Porém, nota-se que esta espécie situa-se no estrato intermediário da floresta, devido às suas dimensões

medianas, não atuando como planta competidora com as espécies que dominam o estrato superior. Entretanto, por suas grandes dimensões de copa, é importante considerar que esta espécie possa estar competindo com as plantas do estrato inferior, prejudicando a regeneração natural e o recrutamento de espécies de lento crescimento, características de fim de sucessão.

Quanto à distribuição diamétrica, pode-se observar nítida semelhança entre os tratamentos B, C e D e a grande diferença desses em relação ao tratamento A. A assimetria acentuada dos tratamentos B, C e D sugere que essas distribuições estão mais próximas da distribuição teórica exponencial negativa, ou “J invertido” de florestas naturais que a distribuição do tratamento A, mais próxima de plantações florestais. Sabe-se que estas florestas são equiâneas, portanto, esta distribuição não representa a estrutura de idades e não tem relação com os processos de regeneração natural, e sim com processos de competição, associado à variabilidade genética natural das espécies implantadas (ausência de seleção). Nos tratamentos B, C e D nota-se que a maior densidade de indivíduos causa um processo competitivo que mantém a maioria dos indivíduos com pequenas dimensões, onde poucos indivíduos se desenvolvem melhor e passam a suprimir os demais. Já no tratamento A, a menor densidade de indivíduos e as altas taxas de crescimento das espécies *E. contortisiliquum* e *S. parahyba* permitem o desenvolvimento mais homogêneo da floresta, proporcionando maiores diâmetros e, conseqüentemente, maiores volumes de madeira. Esse comportamento sugere que para se obter florestas mais produtivas nos tratamentos B e C seja necessária uma intervenção de desbaste, para aumentar a disponibilidade de recursos para os indivíduos remanescentes, promovendo indivíduos com maiores dimensões, ou seja, produção de madeira com maior valor agregado (PIOTTO et al., 2003). Essa constatação não é válida para o tratamento D, cujo objetivo único e exclusivo é a restauração ecológica.

A distribuição de volume nas classes de diâmetro no tratamento A apresenta o potencial deste na produção de madeira de alto valor agregado. A espécie *S. parahyba*, que possui quantidades significativas de volume de madeira nas classes de diâmetro acima de 30 cm, pode ser utilizada pela indústria de laminados para a produção de compensados, já aos 14 anos de idade (BORTOLETTO JÚNIOR; BELINI, 2002). Entre os tratamentos B e C a distribuição é um pouco mais homogênea entre as classes de diâmetro, mas ainda apresenta certa assimetria, favorecendo o manejo através de desbaste seletivo à direita. Este desbaste, além de disponibilizar a madeira para o produtor rural, poderá favorecer o

desenvolvimento de outros indivíduos que podem estar sendo suprimidos através do processo competitivo.

Algumas estimativas grosseiras podem ser feitas para se ter uma idéia geral do potencial de produção e retorno econômico desses tratamentos. O Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (PREISKORN et al., 2009) sugere um modelo de plantio semelhante ao tratamento C do presente estudo para restauração e aproveitamento econômico de áreas de reserva legal, simulando retiradas de madeira sucessivas em diferentes idades, podendo-se fazer algumas considerações baseadas naqueles autores para este trabalho. Considerando o Incremento Médio Anual do tratamento A deste estudo como $7,46 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ e uma idade de corte de 15 anos, a floresta apresentará um volume final de $111,9 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Considerando a extração de 25% dessa madeira nas maiores classes de diâmetro (para maior agregação de valor à madeira, principalmente de *S. parahyba*, destinada à laminação) e o preço médio da madeira a R\$ 500,00 / m^3 , tem-se uma estimativa de renda de R\$ 13.987,50 ha^{-1} (US\$ 7479,95 ha^{-1} ; 1 US\$ = R\$ 1,85) aos 15 anos. No entanto, é preciso informar que para uma estimativa precisa de ciclos de corte e potencial de produção seria necessário realizar o inventário florestal em parcelas permanentes e o ajuste de funções de crescimento. Entretanto, como o inventário realizado no presente estudo ocorreu aos 14 anos, em idade próxima à idade de corte das madeiras de rápido crescimento (15 anos) sugerido por Preiskorn et al. (2009), utilizaram-se as taxas de crescimento presentes.

Não há estimativas corrigidas e atualizadas para os custos de implantação desse projeto. No entanto, Engel e Parrota (2001) apresentam o custo de implantação e manutenção deste tratamento em US\$ 912,00 ha^{-1} (ou R\$ 1687,20 ha^{-1}) entre os anos de 1997 e 1999. Portanto, com essas informações, é possível observar de forma simplista e grosseira o potencial de retorno econômico desse sistema, considerando o mínimo de manejo recomendado. Para estimativas mais realistas e precisas, seria necessário o levantamento em parcelas permanentes da produtividade dos plantios e as estimativas através de equações de crescimento, bem como o estudo econômico utilizando taxas de juros reais para o período. Os tratamentos B e C possuem custo de implantação superior devido à utilização de mudas para o plantio, taxas de crescimento semelhantes ao tratamento A, mas o valor da madeira de algumas espécies deste sistema é superior aos R\$ 500,00 / m^3 . Desta forma, um estudo econômico mais aprofundado e projeções de crescimento mais precisas seriam necessários para se recomendar

formas de manejo. Apesar do maior custo de implantação, os tratamentos B e C possuem grande potencial quanto ao favorecimento da regeneração natural e, conseqüentemente, recuperação da integridade biológica (PODADERA et al., 2011).

Estes valores apresentados acima dão indícios de que é possível obter retorno econômico com plantios de restauração florestal. No entanto, a questão é complexa e está longe de ser respondida. Sob a luz da sustentabilidade, não é possível afirmar, ainda, se o tratamento A, estruturalmente mais simples, conseguirá atingir os objetivos de recuperação da biodiversidade em longo prazo. Mesmo com retorno econômico promissor, não se sabe os impactos que as ações de colheita, bem como a redução da estrutura da floresta, podem causar na regeneração natural e na vegetação remanescente. Essa informação só poderá ser obtida mediante experimentação. Sugere-se, ainda, que sejam estudadas diferentes intensidades de exploração, pois o valor máximo de 25% de exploração madeireira, proposto nesta discussão e utilizado em Preiskorn et al. (2009) não tem justificativa científica para as condições deste experimento.

O presente estudo mostra, por fim, a dificuldade de se implantar sistemas para restauração florestal que conciliem a produção de bens e serviços ecológicos concomitantemente, confirmando o desafio de se trabalhar com o balanço entre essas duas atividades, destacado por Lamb et al. (2005).

6 CONCLUSÃO

As equações volumétricas foram bem ajustadas às árvores medidas nos diferentes sistemas de restauração florestal, apresentando considerável qualidade de ajuste de acordo com os critérios estatísticos. Suas estimativas permitiram diagnosticar as condições dos diferentes tratamentos de restauração florestal, proporcionando uma discussão detalhada sobre possibilidades de manejo dessas áreas.

Os diferentes sítios, com diferentes condições de fertilidade do solo, afetaram as estimativas de volume e área basal devido o seu efeito na mortalidade de árvores, representada pelas densidades de indivíduos, e não no desenvolvimento destes em si.

Os tratamentos A, B e C se mostraram mais produtivos que o tratamento D, mostrando que um sistema menos complexo pode ser mais produtivo que um sistema de maior diversidade de espécies. Apesar da diferença nos arranjos espaciais, os tratamentos B e C podem ser considerados como iguais em produtividade de madeira, desta forma, recomenda-se a implementação do tratamento B, devido ao retorno financeiro no início do projeto em virtude das culturas agrícolas.

As técnicas de agrupamento permitiram definir grupos homogêneos de manejo de espécies com características dendrométricas semelhantes. Esta informação dá subsídio para experimentos futuros de manejo desses grupos de espécies, avaliando o impacto que a retirada de alguns indivíduos pode causar nas árvores remanescentes.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADGER, W. N. Social and ecological resilience: are they related? **Progress in Human Geography**, Londres, v. 24, n. 3, p. 347-364, 2000.

ANDEL, J. V.; ARONSON, J. **Restoration ecology**. Malden: Blackwell Science, 2006. 319 p.

ANDEL, J. V.; GROOTJANS, A. P. Concepts in restoration ecology. In: VAN ANDEL, J.; ARONSON, J. **Restoration Ecology**. Malden: Blackwell Science, 2006, p. 16-28.

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

BORTOLETTO JUNIOR, G.; BELINI, U. L. Produção de lâminas e manufatura de compensados a partir da madeira de guapuruvu (*Schizolobium parahyba* Blake.) proveniente de um plantio misto de espécies nativas. **Cerne**, Lavras, v. 8, n. 2, p. 1-16, 2002.

BRADSHAW, A. D. The importance of soil ecology in restoration science. In: URBANSKA et. al. **Restoration ecology and sustainable development**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. p. 33-64.

BRETZ, F. et al. **Multiple comparisons using R**. Boca Raton: Chapman & Hall/CRC, 2011. 182 p.

CAMPOE, O. C.; ENGEL, V. L. Avaliação do crescimento do sansão-do-campo (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) em sistemas agroflorestais em Botucatu, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, 2004, Curitiba, **Documentos Embrapa Florestas**, Colombo, v. 98, p. 422-424, 2004.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2003. 1039 p.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2006. v. 2, 627 p.

CASSOLA, H. **Aspectos da estrutura fitossociológica e silvigenética em fragmentos de floresta estacional semidecídua com diferentes histórias de perturbação em Botucatu**. 2008. 85 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais)- Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da mata atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 2007. 484 p.

DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, p. 471-485, 2010.

ENGEL, V. L. Manejo sustentável e restauração florestal. In: SEMINÁRIO TEMÁTICO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS: a Resolução SMA 21 de 21/11/2001 como recurso gerencial para a recuperação de áreas degradadas: avanços obtidos e perspectivas futuras, 2003, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. p. 21-31.

ENGEL, V. L. Restauração ecológica de florestas tropicais: aliando benefícios ecológicos, econômicos e sociais. **Revista Opiniões sobre o Setor Celulose & Papel: as florestas nativas brasileiras**, Ribeirão Preto, s/n, p. 7, mar./maio 2007.

ENGEL, V. L. et al. Direct seeding of fast growing trees promotes native species regeneration. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA, 2., 2007, Santa Clara. **Libro Resumen...** Santa Clara: Empresa Nacional para la Protección de la Flora y la Fauna, 2007. p. 282.

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

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Florestais, 2008. p. 3-26.

EHLERINGER, J. R.; SANDQUIST, D. R. Ecophysiological constraints on plant responses in a restoration setting. In: FALK, D. A. et al. **Foundations of Restoration Ecology**. Washington, DC: Island Press, 2006. p. 42-58.

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

ERSKINE, P.; LAMB, D.; BRISTOW, M. Tree species diversity and ecosystem function: Can tropical multi-species plantations generate greater productivity? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 233, p. 205-210, 2006.

FARAWAY, J. **Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models**. London: Chapman & Hall/CRC, 2006. 331 p.

FERNANDES, M. M. et al. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta secundária, plantio de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) e andiroba (*Capara guianensis* Aubl.) na flona Mário Xavier, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 2, p. 163-175, 2006.

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

HALL, J. S. et al. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a central African forest: implications for management of conservation areas. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 183, p. 249-264, 2003.

HOBBS, N. T.; HILBORN, R. Alternatives to statistical hypothesis testing in ecology: a guide to self teaching. **Ecological Applications**, Tempe, v. 16, n. 1, p. 5-19, 2006.

HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, Malden, v. 9, p. 239-246, 2001.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1993. 92 p.

THE INTERNATIONAL TROPICAL TIMBER ORGANIZATION. **Guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests**. Yokohama, 2002. 84 p. (ITTO Policy Development Series, n. 13).

JOHNS, A. Effects of "selective" timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. **Biotropica**, Washington, v. 20, n. 1, p. 31-37, 1988.

LAMB, D. Reforestation of a degraded tropical forest lands in Asia-Pacific region. **Journal of Tropical Forest Science**, Kuala Lumpur, v. 7, n. 1, p. 1-7, 1994.

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

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

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier Science, 1998. 853 p.

LEOPOLD, A. C. et al. Attempting restoration of wet tropical forests in Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 142, p. 243-249, 2001.

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

MONTGOMERY, D. C.; PECK, E. A.; VINNING, G. G. **Introduction to linear regression analysis**. 4. ed. San Francisco: Wiley-Interscience, 2006. 612 p.

NEWTON, A. C. **Forest ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford: Oxford University Press, 2007. 454 p.

NOGUEIRA JUNIOR, L. R. **Caracterização de solos degradados pela atividade agrícola e alterações biológicas após reflorestamento com diferentes associações de espécies de Mata Atlântica**. 200. 50 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)- Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

NOGUEIRA JUNIOR, L. R. **Estoque de carbono na fitomassa e mudanças nos atributos do solo em diferentes modelos de restauração da mata atlântica**. 2010. 94p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

OKUDA, T. et al. Effect of selective logging on canopy and stand structure and tree species composition in a lowland dipterocarp forest in peninsular Malaysia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 175, p. 297-320, 2003.

OLIVEIRA, R. E. **O estado da arte da ecologia da restauração e sua relação com a restauração de ecossistemas florestais no bioma mata atlântica**. 2011. 241 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2011.

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

PETERS, H. A. Neighbour-regulated mortality: the influence of positive and negative density dependence on tree populations in species-rich tropical forests. **Ecology Letters**, Oxford, v. 6, n. 8, p. 757-765, 2003.

PETIT, B.; MONTAGNINI, F. Growth in pure and mixed plantations of tree species used in reforesting rural areas of the humid region of Costa Rica, Central America. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 233, p. 338-343, 2006.

PIMENTEL-GOMES, F; GARCIA, C. H. **Estatística aplicada a experimentos agronômicos e florestais**. Piracicaba: FEALQ, 2002. 309 p.

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

PIOTTO, D. A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 781-786, 2008.

PIOTTO, D. et al. Growth and effects of thinning of mixed and pure plantations with native trees in humid tropical Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 177, p. 427-439, 2003.

PIOTTO, D. et al. Pure and mixed forest plantations with native species of the dry tropics of Costa Rica: a comparison of growth and productivity. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 190, p. 359-372, 2004.

PODADERA, D. S. et al. Caracterização da regeneração natural do componente arbóreo em áreas restauradas: influência da intensidade de manejo. In: IV SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: DESAFIOS ATUAIS E FUTUROS, São Paulo, 2011. **Anais...**São Paulo: Instituto de Botânica, SMA, 2011. p. 306-307.

PREISKORN, G. M. et al. Metodologia de restauração para fins de aproveitamento econômico (reserva legal e áreas agrícolas). In: RODRIGUES, R. R. et al. **Pacto pela restauração de mata atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF, ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. p. 158-175.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Vida, 2001. 327 p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Versão 2.13. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2011. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 27 jun. 2011.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION, SCIENCE & POLICY WORKING GROUP. **The SER primer on ecological restoration**. Tucson, 2004. 14 p.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, Londres, v. 52, n. 3/4, p. 591-611, 1965.

SIDDIQUE, I. et al. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration planting within seven years. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 88, p. 89-101, 2008.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica - Período de 2005 a 2008**. São Paulo, 2009. 156 p.

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, p. 185-200, 2004.

URBANSKA, K. M. Safe sites – interface of plant population ecology and restoration ecology. In: URBANSKA, K. M. et al. **Restoration ecology and sustainable development**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. p. 81-110.

VIEIRA, S. **Análise de variância**. São Paulo: Atlas, 2006. 204 p.

APÊNDICE 1 – LISTA DE ESPÉCIES UTILIZADAS POR TRATAMENTO

Espécie	Família	Nome popular	Tratamentos			
			A	B	C	D
<i>Aegiphylla sellowiana</i>	Verbenaceae	Tamanqueira		X		X
<i>Cecropia pachystachia</i>	Cecropiaceae	Embaúba				X
<i>Croton floribundus</i>	Euphorbiaceae	Capixingui	X			X
<i>Gallesia integrifolia</i>	Phytolacaceae	Pau-d'alho				X
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Sterculiaceae	Mutamba		X	X	X
<i>Inga uruguensis</i>	Leguminosae (M)	Ingá		X		
<i>Machaerium acutifolium*</i>	Leguminosae (M)	Jacarandá-do-campo			X	
<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i>	Leguminosae (M)	Sansão-do-campo		X	X	
<i>Mimosa scabrella</i>	Leguminosae (M)	Bracatinga	X	X	X	
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Leguminosae (M)	Pau- jacaré		X	X	X
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Anacardiaceae	Aroeira-pimenteira				X
<i>Citharexylum myrianthum</i>	Verbenaceae	Pau-viola				X
<i>Genipa americana</i>	Rubiaceae	Jenipapo				X
<i>Machaerium stipitatum</i>	Fabaceae	Jacarandá-bico-de-pato			X	X
<i>Adenantha macrocarpa</i>	Leguminosae (M)	Angico-branco		X	X	
<i>Chorisia speciosa</i>	Bombacaceae	Paineira	X			X
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Leguminosae (M)	Tamboril	X	X	X	X
<i>Ficus sp.</i>	Moraceae	Figueira-branca				X
<i>Luehea divaricata</i>	Tiliaceae	Açoita-cavalo				X
<i>Peltophorum dubium</i>	Leguminosae (C)	Canafistula		X	X	
<i>Pterogyne nitens</i>	Leguminosae (P)	Amendoim-bravo		X	X	X
<i>Schizolobium parahyba</i>	Leguminosae (P)	Guapuruvu	X			X
<i>Acacia polyphylla*</i>	Leguminosae (M)	Monjoleiro		X	X	X
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	Bignoniaceae	Ipê-felpudo		X	X	X
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Apocynaceae	Peroba-poca		X		
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Apocynaceae	Peroba-rosa		X	X	X
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	Apocynaceae	Guatambú		X	X	X
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Rutaceae	Pau-marfim			X	X
<i>Cariniana estrellensis</i>	Lecythidaceae	Jequitibá-branco				X
<i>Cariniana legalis</i>	Lecythidaceae	Jequitibá-vermelho			X	
<i>Cedrela fissilis</i>	Meliaceae	Cedro		X	X	X
<i>Cedrela odorata*</i>	Meliaceae	Cedro-rosa		X	X	X
<i>Copaifera langsdorfii</i>	Leguminosae (C)	Copaíba		X	X	X
<i>Dalbergia nigra</i>	Leguminosae (P)	Jacarandá da bahia			X	
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	Sapindaceae	Maria preta				X
<i>Dipteryx alata</i>	Leguminosae (P)	Cumbaru				X
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	Rutaceae	Guarantã		X	X	X

<i>Hymenea courbaril</i> v. <i>stilbocarpa</i>	Leguminosae (C)	Jatobá	X	X	X
<i>Myroxylum balsamum</i>	Leguminosae (P)	Cabreúva		X	
<i>Ormosia arborea</i>	Leguminosae (P)	Olho de cabra			X
<i>Parapiptadenia rigida</i>	Leguminosae (M)	Angico vermelho		X	X
<i>Poecilante parviflora</i>	Leguminosae (P)	Coração de negro			X
<i>Tabebuia avellaneda</i>	Bignoniaceae	Ipê-roxo		X	
<i>Centrolobium tomentosum</i> *	Fabaceae	Araribá-amarelo			X
<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae	Grau de galo			X
<i>Cordia superba</i>	Boraginaceae	Baba de boi			X
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	Rutaceae	Chupa ferro			X
<i>Eugenia pyriformis</i>	Myrtaceae	Uvaia			X
<i>Eugenia uniflora</i>	Myrtaceae	Pitanga			X
<i>Euterpe edulis</i>	Palmae	Palmito	X	X	X
<i>Bixa orellana</i> *	Bixaceae	Urucum	X		
<i>Siagrus romanzoffiana</i>	Arecaceae	Palmeira jerivá			X

* Plantadas em 2000

APÊNDICE 2 – TESTES DE ADERÊNCIA DE KOLMOGOROV-SMIRNOV PARA O AJUSTE DAS DISTRIBUIÇÕES DIÂMÉTRICAS À DISTRIBUIÇÃO GAMA.

Sítio	Tratamento	Bloco	Parâmetros		Teste de Kolmogorov-Smirnov	
			α	β	D	p-valor
Lageado	A	1	4,9133	0,2259	0,0913	0,5597
		2	3,8964	0,1942	0,0936	0,8526
		3	8,0295	0,4500	0,1106	0,3765
	B	1	4,9244	0,4041	0,0842	0,0531
		2	5,3142	0,4330	0,0731	0,8520
		3	7,1027	0,6003	0,0851	0,3869
	C	1	4,8874	0,4052	0,0823	0,1147
		2	4,8211	0,4052	0,0961	0,2390
		3	4,5256	0,3592	0,0857	0,5018
	D	1	4,5566	0,3514	0,0679	0,8173
		2	3,4511	0,2470	0,1353	0,1993
		3	3,9960	0,3136	0,1013	0,1704
Edgárdia	A	1	6,2151	0,3170	0,0609	0,9374
		2	6,5463	0,3340	0,0667	0,9310
		3	4,5716	0,2439	0,1065	0,5854
	B	1	5,0173	0,3957	0,0959	0,1861
		2	4,6185	0,3824	0,0828	0,3578
		3	4,6327	0,4117	0,1336	0,0626
	C	1	5,9816	0,5311	0,0838	0,3124
		2	6,1454	0,5406	0,0701	0,5163
		3	3,1694	0,2262	0,1638	0,1103
	D	1	6,2084	0,4814	0,0750	0,7923
		2	3,9978	0,3533	0,1560	0,0238
		3	4,5544	0,4284	0,1148	0,2505