

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

**Avaliação do potencial do banco de propágulos alóctone na
recuperação de uma área degradada de Floresta Ombrófila Densa
Aluvial, no município de Registro, SP**

Bruno Barbuy Zaneti

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Recursos Florestais, com opção em
Conservação de Ecossistemas Florestais**

**Piracicaba
2008**

Bruno Barbuy Zaneti
Engenheiro Agrônomo

**Avaliação do potencial do banco de propágulos alóctone na recuperação de uma
área degradada de Floresta Ombrófila Densa Aluvial,
no município de Registro, SP**

Orientador:
Prof. Dr. SERGIUS GANDOLFI

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Recursos Florestais, com opção em
Conservação de Ecossistemas Florestais**

Piracicaba
2008

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

Zaneti, Bruno Barbuy

Avaliação do potencial do banco de propágulos alóctone na recuperação de uma área degradada de Floresta Ombrófila Densa Aluvial, no município de Registro, SP / Bruno Barbuy Zaneti. - - Piracicaba, 2008.

93 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2008.
Bibliografia.

1. Florestas 2. Propagação vegetal 3. Proteção vegetal 4. Reabilitação de áreas degradadas 5. Reflorestamento I. Título

CDD 333.7153

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

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais José Carlos e Flávia pelo eterno apoio e pela oportunidade.

Às minhas irmãs Camila e Paula pela amizade e companheirismo inabaláveis.

À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz” pelos seus ensinamentos de vida.

Ao CNPq pela bolsa concedida.

Ao NACE/PTECA pela oportunidade de realizar este projeto e pelo apoio e amigos Lu, Dodô, Girlei, prof. Flávio, Mariana e Nana, que lá encontrei.

Ao Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF) por me oferecer toda estrutura necessária à execução deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Sergius Gandolfi pelos anos de ensinamento, paciência e amizade.

A TODOS os amigos do LERF que, por serem companhias sempre agradáveis, aliviaram a tensão nos momentos mais difíceis e contribuíram, assim, para o término deste trabalho.

Àqueles amigos que ajudaram de forma especial na conclusão deste trabalho, botando a mão na massa: Chicão, Cris, Michelle, Pinus e Tiago.

Ao Ezequiel, Nilson e “seo” Fukuda pela ajuda na instalação do experimento.

Ao Prof. Dr. Vinicius de Souza Castro pela identificação das espécies botânicas, ao Prof. Dr. José Batista Baitello pela identificação das espécies da família Lauraceae, à Fiorella pela identificação das espécies da Família Myrtaceae e ao Pinão pela identificação das espécies da família Rubiaceae e outros “pepinos”.

Aos pós-graduandos Maurício (Gnomo) e Melissa pela ajuda com as análises estatísticas.

Aos malucos de casa, Gabiroba, Kuringa, Gubernáculo e Dalua, por todo apoio, amizade e paciência durante toda nossa convivência e em especial nesta fase final.

A todos aqueles que eu possa estar esquecendo mas que ajudaram de alguma forma no decorrer destes trinta meses.

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	8
1 INTRODUÇÃO	9
1.1 Floresta Ombrófila Densa	9
1.1.1 Caracterização	9
1.1.2 Degradação da Mata Atlântica	16
1.1.2.1 Degradação das florestas no aeroporto municipal de Registro	17
1.1.2.2 A origem do projeto	19
1.2 Objetivos	21
1.2.1. Objetivo Geral	21
1.2.2. Objetivos Específicos	22
2 DESENVOLVIMENTO	23
2.1 Revisão Bibliográfica.....	23
2.1.1 Bases e Conceitos sobre a Ciência de Restauração de Áreas Degradadas..	23
2.1.2 O desenvolvimento de modelos de restauração	26
2.1.2.1 Regeneração artificial por transposição de banco de propágulos alóctone	28
2.1.2.1.1 Restauração de Áreas Degradadas de Floresta Ombrófila Densa Aluvial por transposição de banco de propágulos alóctone.....	31
2.1.2.1.2 Papel do cálcio e do nitrogênio na germinação de sementes e estabelecimento de plântulas.....	33
2.2 Material e Métodos.....	34
2.2.1 Caracterização da área de estudo	34
2.2.1.1 Localização	34
2.2.1.2 Aspectos Físicos	34
2.2.1.3 Aspectos da Vegetação	37
2.2.1.4 Área de Estudo	37
2.2.2 Coleta de Dados	47
2.2.3 Análise Estatística.....	47
2.3 Resultados e Discussão.....	48

2.3.1 Densidade de indivíduos	49
2.3.2 Riqueza de espécies	54
2.3.3 Recrutamento de novos indivíduos	70
2.3.4 Mortalidade	74
2.3.5 Crescimento	79
2.3.6 Comparação entre os tratamentos	83
2.3.7 Avaliação da técnica	84
2.3.7.1 Banco alóctone vs. Plantio	84
2.3.7.2 Banco em sulcos vs. Banco em área total	87
2.3.8 Aplicação da técnica	89
2.3.8.1 Operacional	89
2.3.8.2 Custo	89
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	92
REFERÊNCIAS.....	1

RESUMO

Avaliação do potencial do banco de propágulos alóctone na recuperação de uma área degradada de Floresta Ombrófila Densa Aluvial, no município de Registro, SP

A reparação de danos provocados pelo homem aos ecossistemas não é recente no Brasil. Plantações florestais têm sido estabelecidas desde o século XIX sem, no entanto, até recentemente, terem vínculos estreitos com concepções teóricas, sendo executadas normalmente como uma prática de plantio de mudas, com objetivos muito específicos, como controle de erosão, estabilização de taludes, melhoria visual, entre outros. Com o desenvolvimento dos conceitos e teorias ecológicas, sobretudo nos últimos cinquenta anos, os programas de manejo e restauração florestal têm deixado de ser meras aplicações de práticas agronômicas e silviculturais, para buscar a reconstrução de interações ecológicas da comunidade, ou seja, os projetos de restauração estão deixando de ser o plantio de um amontoado de indivíduos e passando a considerar o potencial de auto-regeneração do ambiente. Este trabalho foi desenvolvido em um sítio degradado da Reserva Legal do aeroporto municipal de Registro (SP), cidade situada no Vale do Ribeira, com o objetivo de avaliar o potencial da transferência de banco de propágulos alóctone em recuperar áreas degradadas. O uso de banco de propágulos como método de recuperação de áreas degradadas é uma prática já bastante utilizada para a recuperação de áreas mineradas em todo o mundo. Nesses casos, o banco é comumente espalhado na área total, normalmente com grande espessura (20 – 50 cm). Neste trabalho foi testada a deposição do banco de propágulos em sulcos, partindo-se da premissa que esta técnica pode permitir que um mesmo volume de banco seja capaz de recuperar uma área degradada maior, aumentando seu rendimento. Assim, na área experimental foi testado o potencial regenerativo do banco de propágulos através de quatro tratamentos: testemunha (*Controle*), Calcário (*Ca*), Calcário + Nitrogênio inicial (*Ca+Ni*) e Calcário + Nitrogênio em cobertura (*Ca+Nc*). Cada tratamento foi alocado em um sulco de dimensões 0,3m X 0,3m X 20,0m (1,8 m³), e repetido quatro vezes, totalizando 16 sulcos (28,8 m³). A coleta da serapilheira e do solo até uma profundidade de 20 cm, que corresponde ao banco de propágulos aqui estudado, foi feita em 12 parcelas amostrais de dimensão 3,0mX3,0mX0,2m (1,8m³), distribuídas a esmo nas manchas da floresta classificadas em estágios médio e avançado de regeneração, na faixa de floresta condenada à supressão. O solo e a serapilheira da parcela foram revolvidos com enxada. Este material foi acondicionado em sacos de ráfia de 100L. Entretanto, cada saco continha apenas 60L (~70Kg). Para obedecer este padrão, utilizou-se uma lata de tinta de 18L, estabelecendo-se 3,3 latas por saco. Este volume estabeleceu uma média de 21,33 sacos por parcela. Foi coletado um total de 256 sacos. Estes sacos foram distribuídos em 16 sulcos, com 16 sacos por sulco. Em um ano, iniciado em Setembro de 2006, foram coletados dados de emergência, crescimento, recrutamento e mortalidade dos indivíduos arbustivo-arbóreos. Durante os 12 meses de monitoramento, surgiram 538 indivíduos de 40 espécies, apenas desses hábitos, em uma área de 96m². Aos 12 meses, 409 indivíduos estavam vivos. O tratamento *Controle* foi aquele que apresentou as maiores quantidades de indivíduos e espécies, apresentou menor número de

indivíduos mortos e menores taxas de crescimento. Os demais tratamentos indicaram que os insumos favoreceram apenas o crescimento, tendo havido efeito neutro ou negativo sobre os outros parâmetros avaliados.

Palavras-chave: Floresta Ombrófila Densa; Restauração de áreas degradadas; Banco de propágulos

ABSTRACT

Evaluation of allochthonous seed bank potential on the ecological restoration of an Alluvial Ombrophilous Dense Forest at Registro, SP.

The relief of the human damage caused on natural ecosystems is not recent in Brazil. Forest plantations have been established since XIX century, although only recently it have been based on a conceptual framework; before that plantations were planned to attend specific purposes, such as eroding control, embankment slopes, visual improvement, among others. The development of ecological concepts and theories, mostly in the last 50 years, promoted relevant changes on restoration projects, which evolved to consider the environment's self-regeneration potential. This study was developed at a degraded site within the Legal Reserve of the airport of Registro, SP, located at Ribeira Valley. The main purpose was to evaluate the alochtonous seed bank transference potential as a restoration technique. Transference of alochtonous propagules is an usual technique for mining areas restoration around the world. In these cases the propagules bank (topsoil) is usually spread as a thick layer (20 – 50cm) over the target area. Here the topsoil was spread over sulcos (arroyos, wales), accepting the idea that with this technique a certain amount of topsoil may recover a larger area, enhancing its income/output. Thus, the regenerative potential of the topsoil was tested over four experimental treatments: attester (Control), Calcareous/Limestone (Ca), initial Calcareous + Nitrogen (Ca+Ni) and on surface Calcareous + Nitrogen (Ca+Nc). Each treatment was allocated into 0.3m x 0.3m x 20m (1.8m³) furrows and repeated four times, in a total of 16 furrows (28.8m³). Topsoil was collected at a 20cm depth, sampled by twelve 3.0m x 3.0m x 0.2m (1.8m²) plots, distributed without direction within secondary forest remnants in late sucessional stages, in the logged area. Topsoil was removed with hoe and bagged into 100L raffia bags. Therefore, each bag was fulfilled with 60L (~70Kg) only. To follow the pattern, 18L paint tin box were used to keep an average number of 3,3 paint tin box per bag. This volume correspond to an average of 21.33 sacos per plot. From September 2006 to September 2007, emergence, growth, recruitment and mortality were monitored. A total of 538 individuals (shrubs and trees) of 40 species were recorded, in a total area of 96m². After 12 twelve months 409 individuals survived. Control treatment presented the highest individuals and species quantities, the lowest growth rates and mortality. The other treatments revealed that fertilizers indulge growth, with neutral or negative effects over demais evaluated parameters.

Keywords: Ombrophilous dense forest, ecological restoration, Propagules bank

INTRODUÇÃO

1.1 Floresta Ombrófila Densa

1.1.1 Caracterização

Este trabalho foi desenvolvido em um sítio degradado da Reserva Legal do aeroporto municipal de Registro, cidade situada no Vale do Ribeira. Segundo Ivanauskas, Monteiro e Rodrigues (2000), a vegetação da área apresenta uma composição florística semelhante tanto a da Morraria Costeira e como das áreas de Floresta Ombrófila Densa da Baixada Litorânea.

Caracterizada como uma área de transição, a vegetação apresenta características tanto da vegetação de encosta quanto da vegetação de restinga, ora pela fisionomia, ora pelas espécies indicadoras mais comuns. A área onde foi instalado o experimento é um dos trechos onde a vegetação se apresenta com aspectos de restinga, pois há a presença de solo muito lixiviado e arenoso, sem, no entanto, se caracterizar como cordões litorâneos. Pela classificação do IBGE (FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 1992), a vegetação local pode ser inserida dentro de duas formações da Floresta Ombrófila Densa: a de “terras baixas” ou a “aluvial”. Para os fins deste estudo, adotou-se a nomenclatura de Floresta Ombrófila Densa Aluvial. Entretanto, uma discussão sobre os aspectos de cada uma destas formações se faz necessária.

A Floresta Ombrófila Densa caracteriza-se pela marcada predominância de árvores de grande porte (fanerófitas), associadas às várias outras formas biológicas, principalmente epífitas e lianas, em área de clima ombrotérmico, com temperaturas relativamente elevadas e ausência de período seco, com precipitação abundante e bem distribuída o ano todo (IBGE, 1992). No Brasil, esta classe de formação distribui-se em dois grandes conjuntos facilmente reconhecíveis e diferenciados, um situado na região amazônica ("Floresta Amazônica") e outro ao longo da costa do nordeste ao sul, predominantemente sobre as encostas que constituem a Serra do Mar e suas ramificações mais interiores ("Floresta Atlântica") (AB' SABER, 2003). Dentro dos objetivos propostos, somente este último conjunto será tratado neste trabalho.

Contudo, um dos pontos mais controversos relacionado aos aspectos naturais da Floresta Atlântica é a definição dos seus limites, não havendo consenso entre diferentes autores que se dedicaram à sua respectiva caracterização (CÂMARA, 2005).

Também denominada de "Floresta Latifoliada Perene Tropical" (KUHLMANN, 1955), "Floresta Perenifolia Latifoliada Higrófila Costeira" (ANDRADE-LIMA, 1966), "Mata Pluvial Costeira" (HUECK, 1972), "Floresta Pluvial Tropical Atlântica" (RIZZINI, 1979), "Mata Pluvial Tropical da Serra do Mar" (MAACK, 1981), entre outras, o termo Floresta Atlântica pode referir-se a todo o conjunto de formações florestais extra-amazônicas, com ocorrência desde "ilhas" isoladas no interior do nordeste do Brasil, chegando até sua costa, e daí seguindo até o nordeste-norte do Rio Grande do Sul, ocupando uma faixa de largura bastante variável que percorre toda a costa brasileira. Nas regiões sul e sudeste esta faixa torna-se mais larga, chegando praticamente até o vale do rio Paraná e de seus principais formadores da margem esquerda, incluindo as florestas com Araucária características do Planalto Meridional Brasileiro (WETTSTEIN, 1970).

Tal circunscrição para a Floresta Atlântica é praticamente a mesma adotada pelo Decreto nº 750/93, que dispõe sobre o uso da "Mata Atlântica", definindo-a como "as formações florestais e ecossistemas associados inseridos no domínio Mata Atlântica, com as respectivas delimitações estabelecidas pelo Mapa de Vegetação do Brasil (IBGE, 1988): Floresta Ombrófila Densa Atlântica, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, manguezais, restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais do Nordeste" (CÂMARA, 2005). Se do ponto de vista conservacionista esta concepção é adequada, pois estende certa garantia legal de conservação para um conjunto maior de formações vegetacionais, do ponto de vista natural gera controvérsias, pois aparentemente inclui em somente um "tipo" de floresta um conjunto que é, em diversos aspectos ambientais, bastante diversificado (WETTSTEIN, 1970).

Por isso, o termo "Domínio Atlântico" (A'B SABER, 1970) é freqüentemente empregado para designar todas as formas de vegetação mencionadas no decreto 750/93, já citadas anteriormente, entendendo-se como domínio uma região com associação peculiar de padrões paisagísticos, definidos por aspectos vegetacionais,

geomórficos, climáticos e pedológicos, sendo a vegetação a expressão dos fatores que definem a delimitação do domínio.

Em um sentido mais restrito, na denominação Floresta Atlântica incluem-se somente as formações florestais que acompanham de forma mais ou menos contínua boa parte da costa brasileira, se estendendo desde o Cabo de São Roque, no estado do Rio Grande do Norte, até o município de Osório, no Rio Grande do Sul, segundo a classificação do IBGE. Neste contexto não estão incluídas as florestas estacionais dos planaltos mais interiores do sudeste, sul e centro-oeste, nem tampouco as florestas com Araucária, típicas do Planalto Meridional Brasileiro, e as "florestas secas" do interior do Nordeste.

Nas regiões sudeste e sul do Brasil, a Floresta Atlântica atinge o máximo de sua expressão (CÂMARA, 2005), ocupando outrora uma área bastante expressiva, desde o norte do Espírito Santo até a região de Torres, no norte do Rio Grande do Sul, formando uma faixa de largura variável, mais ou menos contínua, hoje já bastante modificada devido à ação antrópica intensiva ocorrida na região praticamente desde a chegada dos europeus ao Brasil (DEAN, 1996).

Praticamente em toda esta região a Floresta Atlântica ocorre sobre conjuntos de serras mais ou menos paralelos à atual linha de costa, ora mais próximos ao mar, ora mais afastados, nestes casos, geralmente antecidos por planícies arenosas de idade quaternária, onde tipos vegetacionais denominados "restinga" formam áreas ecotonais relativamente complexas e de extensão variável com a floresta mais desenvolvida (MAMEDE et al., 2004).

Tendo em vista a amplitude latitudinal da área de ocorrência da Floresta Atlântica, é de se esperar que existam variações em suas respectivas composições florísticas e estrutura ao longo de toda a sua distribuição, embora inexistem trabalhos mais consistentes que avaliem de forma mais criteriosa tais aspectos. Há de se considerarem também as suas respectivas variações altitudinais, demonstradas na proposta de classificação da vegetação brasileira pelo reconhecimento de "formações" ordenadas segundo uma "hierarquia topográfica", que apresentam fisionomias distintas e "variações ecotípicas" resultantes de ambientes distintos (VELOSO et al., 1991; IBGE, 1992), a saber: "aluvial", "das terras baixas", "submontana", "montana" e "alto-

montana". Os limites entre cada uma destas formações são variáveis conforme a latitude considerada e, via de regra, não existem limites abruptos entre cada uma das situações.

Estas diferentes formações da Floresta Ombrófila Densa Atlântica podem ser encontradas no sudeste e no sul do Brasil, sendo mais evidentes nos locais melhor preservados, tais como a porção do norte do litoral paranaense e sul-paulista, na divisa de Santa Catarina com o Paraná, e em alguns trechos do litoral norte de São Paulo.

Deste modo, os principais fatores determinantes das diferenças florísticas e estruturais de suas comunidades estão ligados às características fisiográficas locais, como a topografia, o substrato e a idade dos depósitos sedimentares (ARAÚJO, 1987; MANTOVANI, 1992).

Segundo Veloso e Góes-Filho (1982), Veloso et al. (1991) e IBGE (1992), as planícies litorâneas brasileiras incluem áreas representativas de diferentes unidades fitoecológicas, como a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (região da Floresta Ombrófila Densa) e as Formações Pioneiras com Influência Marinha, Fluvio-marinha ou Fluvio-lacustre (sistemas edáficos de primeira ocupação). A presença de sistemas fluviais de maior expressão, tais como aqueles formados pelos rios Doce no Espírito Santo, Paraíba do Sul no Rio de Janeiro, Ribeira do Iguape na divisa de São Paulo com o Paraná, e Itajaí-Açu em Santa Catarina, por exemplo, também pode ocasionar uma maior "interiorização" da Floresta Atlântica nesta região.

O município de Registro, onde se encontra o aeroporto, está inserido em uma região de relevo denominada "Morraria Costeira", constituída por morrotes e colinas entremeadas por vastas planícies aluviais formadas pelo rio Ribeira de Iguape. Situa-se, portanto, entre a vegetação da planície costeira e a vegetação da Serra do Mar, e por suas características peculiares, não pode ser considerada como vegetação típica de restinga, uma vez que não ocorre sobre cordões litorâneos, tampouco sobre influência marinha (INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS - IPT, 1981). Segundo o critério altitudinal, estaria na zona de transição entre a formação FOD Terras Baixas e FOD Submontana.

Em uma escala mais específica, dentro da Reserva Legal do aeroporto, a distinção não é facilmente entendida entre os limites das formações de Terras Baixas e Aluvial.

Segundo classificação do IBGE, ambas as formações ocorrem em solos sedimentares arenosos sob influência da água, sendo a única distinção o fato de a formação aluvial ocorrer ao longo dos cursos d'água e nascentes. Entretanto, como definido por Leite e Klein (1990), a planície costeira está sujeita a inundações, ficando assim, toda sua área sob influência da água, pelo menos em parte do ano. No aeroporto de Registro, esta distinção é difícil, uma vez que as chamadas florestas paludosas e arenosas (GANDARA, 2005) alternam-se, formando manchas na paisagem.

A formação de Terras Baixas está restrita nesta região às planícies costeiras de idade quaternária, tendo como características marcantes a ocorrência sobre terrenos planos, com solos pouco desenvolvidos, e a alta suscetibilidade a inundações decorrentes da ascensão do lençol freático durante os períodos mais chuvosos (SOUZA; SOUZA, 2004). Esta formação ocupa, em geral, as planícies costeiras, capeadas por tabuleiros plioleistocênicos (AB' SABER, 2003). Estes tabuleiros apresentam florística típica caracterizada por ecotipos dos gêneros *Ficus*, *Alchornea*, *Tabebuia* e pela espécie *Tapirira guianensis* (WETTSTEIN, 1970; SOUZA; CARPELLARI JR., 2004; JOLY; MARTINELLI, 2004). A partir do Rio São João (RJ), esta formação ocorre nos terrenos quaternários, em geral situados pouco acima do nível do mar nas planícies formadas pelo assoreamento, devido á erosão existente nas serras costeiras e nas enseadas marítimas (AB' SABER, 2003). Nesta formação dominam duas espécies: *Calophyllum brasiliensis*, a partir do Estado de São Paulo para o sul até a costa Centro-sul de Santa Catarina, e *Ficus organensis*, acabando sua ocorrência às margens da lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul (WETTSTEIN, 1970; SOUZA; CARPELLARI JR., 2004; JOLY; MARTINELLI, 2004).

Segundo Leite e Klein (1990) as planícies quaternárias geralmente se situam abaixo dos 30m de altitude e estão sujeitas a inundações. Isto impede o desenvolvimento de espécies fisionomicamente representativas de ambientes mais secos. As espécies arbóreas que mais ocorrem, em ordem de importância fisionômica, são as seguintes: *Ficus organensis*, *Alchornea triplinervia*, *Calophyllum brasiliense*, *Tabebuia umbellata*, *Pouteria cenosa*, *Talauma ovata*, *Brosimum lactescens* e *Myrcia glabra*. São geralmente seletivas higrófilas, e encontram neste ambiente, condições ótimas de desenvolvimento. Isto é evidenciado pelas copas bem desenvolvidas e os

troncos bem formados. As espécies que participam em menor número do estrato superior são p.ex.: *Manilkara subsericea*, *Tabebuia umbellata*, *Hyeronyma alchorneoides*, *Pseudobombax grandiflorum*, *Virola olifera*, *Cryptocarya aschersoniana* e *Cariniana estrellensis* (RODERJAN; KUNIYOSHI, 1988). Num segundo estrato da floresta encontra-se o *Matayba guianensis*, *Xylopia brasiliensis*, *Vochysia bifalcata*, *Inga sessilis*, *Andira anthelmintica*, *Alchornea triplinervia* e *Gomidesia spectabilis*. Muitas destas espécies podem também participar do primeiro estrato. Existem várias espécies de palmeiras que são características no interior da floresta: *Syagrus romanzoffianum*, *Attalea dubia* e em maior abundância *Euterpe edulis* (RODERJAN; KUNIYOSHI, 1988). No estrato herbáceo-arbustivo encontram-se muitas bromélias terrestres (*Aechmea*, *Vriesia* e *Bromelia* spp.), xaxins (*Aslophila*, *Nephelia* e *Cyathea* spp.), erva-d'anta (*Psychotria* spp.), caetês (*Calathea* spp.) e a palmeira tucum (*Bactris lindmaniana*). Áráceas do gênero *Philodendron* e bromeliáceas dos gêneros *Nidularium*, *Aechmea* e *Vriesia* spp. são as epífitas de maior abundância (RODERJAN; KUNIYOSHI, 1988; LEITE; KLEIN, 1990).

Leite (1994) descreve a Floresta Ombrófila Densa Aluvial como uma formação da planície litorânea estabelecida próxima aos cursos de água, sobre depósitos aluvionares com topografia pouco alterada, sem influência da água do mar e influenciadas por inundações fluviais periódicas. Constitui um agrupamento ciliar multi-estratificado, onde predominam espécies madeireiras de baixa densidade. O IBGE (1992) estabelece a definição de "... uma formação ribeirinha ou "floresta ciliar" que ocorre ao longo dos cursos de água ocupando os terraços antigos das planícies quaternárias...". Encontra-se macro, meso e microfanerófitos de rápido crescimento que geralmente possuem casca lisa, tronco cônico, às vezes com a forma típica de botija e raízes tabulares. No estrato intermediário ocorre *Euterpe edulis* em abundância, na submata encontra-se nanofanerófitos e caméfitos e plântulas de regeneração natural do estrato emergente. Tipicamente há muitas lianas lenhosas e herbáceas e muitas epífitas, porém poucas parasitas. *Calophyllum brasiliense*, o guanandi, é a espécie que ocorre em todas as bacias brasileiras, ocupando sempre planícies que são inundadas freqüentemente. Os solos onde ocorrem estas formações são aluviões, com horizonte A superficial, formados por acumulação de detritos (principalmente de origem mineral

como areias, seixos e argilas) carregados e depositados pelos rios durante as “cheias”. Esse processo de acumulação de resíduos, aos quais se somam os orgânicos que lhes confere um padrão de alta fertilidade. Eles podem ser hidromórficos ou não e as suas características morfológicas físicas e químicas são muito variáveis (RACHWAL; CURCIO, 1994). As espécies que predominam geralmente são: *Alchornea triplinervia*, *Sapium glandulatum*, *Talauma ovata*, *Chrysophyllum* sp., *Schyzolobium parahyba*, *Ficus enormia* e outros membros da família das mirtáceas. Em número menor aparecem: *Cabralea canjerana*, *Croton licurana*, *Cedrella fissilis*, *Myrcia glabra*, *Amiouna guianensis*, *Chlorophora tinctoria*, *Ingá spp*, *Casearia sylvestris*. *Euterpe edulis* domina no estrato médio e se desenvolve bem em função da alta fertilidade destes solos. Ainda têm a *Marlieria tomentosa*, *Calyptanthes eugeniopsoides*, *Gomidesia spectabilis*, *Allophylus edulis*, *Trichilia casarettii*, *Quiina glaziovii*, *Rheedia gardneriana*. No estrato arbustivo encontra-se com maior frequência *Psychotria stenocalyx*, *Bactris lindmaniana*, *Byrsonimia ligustrifolia* e *Geonoma gamiova*. *Calathea* sp, *Heliconia velloziana* e *Senna multijuga* se destacam no estrato herbáceo (RODERJAN; KUNIYOSHI, 1988; LEITE; KLEIN, 1990).

No presente estudo, a área foi considerada como pertencente à formação Aluvial, devido principalmente às características edáficas. Não pode ser considerada Floresta Ombrófila Densa Submontana, pois, se considerarmos as características florísticas, o fragmento florestal assemelha-se muito mais às Restingas da planície litorânea do que às matas de encostas do sopé da Serra do Mar. Veloso et al. (1991) reconheceram os tipos arbóreo, arbustivo e herbáceo de vegetação, procurando contemplar as principais variações fisionômicas observadas desde as praias até os pontos mais interiores da planície costeira. Contudo, a distinção apresentada por estes autores, por ter sido feita em grades escalas geográficas, não permitiu precisão no detalhamento, e estudos mais pontuais seriam importantes para auxiliar na melhor definição destes dois conjuntos, obviamente relacionados tanto nas suas respectivas gênese como nos fatores atualmente condicionantes da vegetação.

1.1.2 Degradação da Mata Atlântica

Desde a época da nossa colonização, tanto a Floresta Pluvial Tropical quanto os ecossistemas costeiros a ela associados têm estado sujeitos à degradação, seja pelo adensamento populacional ao longo da costa, pelos ciclos do pau-brasil e da cana-de-açúcar, pela extração de ouro e de outros recursos minerais, pela transposição das serras costeiras para atingirem os planaltos interiores ou, mais recentemente, pela instalação de complexos industriais (MANTOVANI, 1998).

A Floresta Atlântica originalmente cobria 15% do território brasileiro, área equivalente a 1.306.421 km², estando reduzida atualmente a cerca de 102.000 km² (SCHÄFFER; PROCHNOW, 2002). Até meados de 1970, contribuía com 47% (15 milhões de m³) de toda a produção de madeira em tora do país, a qual foi drasticamente reduzida para menos da metade (7,9 milhões de m³) em 1988, dado o esgotamento dos recursos devido à exploração não-sustentável (CAPOBIANCO, 2001).

Embora a maior concentração de remanescentes ocorra no litoral do Sudeste e Sul do país (SÃO PAULO, 1996), as formações sobre a unidade geomorfológica das planícies litorâneas destes locais estão entre as mais descaracterizadas, sobretudo em São Paulo, em função da imensa ação antrópica nestas áreas (CONSÓRCIO MATA ATLÂNTICA, 1992). No Estado de São Paulo, onde aproximadamente 80% da Mata Atlântica senso geral desapareceu, suas áreas mais extensas recobrem as Serras e a planície costeira (SÃO PAULO, 1996).

Os primeiros grupos humanos que atingiram a costa eram caçadores e coletores. Algumas práticas indígenas como a derrubada da mata pelo fogo para cultivar mandioca e milho e cerco a animais durante as caçadas já caracterizavam agressões a este ambiente (REIS-DUARTE, 2004).

Com a chegada dos portugueses e outros europeus, a partir do século XVI, começou a modificação mais profunda e mais desastrosa para os ecossistemas costeiros. O Tratado de Tordesilhas tornou possível a instalação de povoados, vilas e engenhos, que ocuparam primeiramente o litoral. Com o crescimento das populações veio a exploração dos recursos naturais e, conseqüentemente, impactos ambientais, como os desmatamentos que culminaram na quase extinção do pau-brasil (AB'SABER, 1990). Surgem as primeiras formas de agricultura costeira, que era muito difícil e

penosa (BRITO, 1980). A cultura do café causou alguns impactos, mas, com o avanço para os planaltos interiores, acabou deixando estes ambientes abandonados e permitindo uma recuperação das florestas. Em São Paulo, algumas porções do litoral foram tomadas pela cultura da banana, principalmente na região do rio Ribeira de Iguape e Itanhaém (AB'SABER, 1990).

O Vale do Ribeira, especificamente, foi objeto de inúmeras incursões de mineradores desde fins do século XVI. Esta região serviu de base para a penetração do litoral para o interior, realizada pelos principais cursos d'água, os quais se transformaram nas únicas vias de acesso de importância regional até a década de 1930 (PREFEITURA MUNICIPAL DE REGISTRO, 2007).

A partir de meados do século XIX, instala-se nesta região uma importante atividade econômica com a produção de arroz. A rizicultura neste período contribuiu para o incremento populacional da região, com a importação de contingentes de escravos oriundos das áreas de cana do nordeste que apresentavam declínio em suas atividades. Além da atração de mão de obra, esta atividade foi responsável pela implantação de inúmeros engenhos (PREFEITURA MUNICIPAL DE REGISTRO, 2007).

A estagnação econômica no Vale do Ribeira instalada em fins do século XIX após o declínio da rizicultura, fez com prevalecessem relações sociais de produção caracterizada pela economia de subsistência, atividade onde o camponês ou o caipira local cultivava arroz, feijão, banana, batata-doce, cará etc., de modo a garantir prioritariamente seu sustento e de sua família (PREFEITURA MUNICIPAL DE REGISTRO, 2007).

Esta realidade desencadeou inúmeros eventos de desmatamento e abandono, devido ao caráter itinerante desta economia.

Atualmente, ações decorrentes das atividades da construção civil, como a remoção da camada superficial do solo ou a deposição de solo mais argiloso para terraplenagem, somam-se às atividades impactantes.

1.1.2.1 Degradação das florestas no aeroporto municipal de Registro

A vegetação típica do aeroporto é, segundo critérios edáficos e altitudinais, denominada Floresta Ombrófila Densa Aluvial. Esta formação florestal, assim como as

restingas, é dotada de grande complexidade, diversidade e fragilidade, em decorrência das características dos solos sobre os quais se formam (LOUZADA et al., 1996), que em geral, são constituídos quase que totalmente por areia, apresentam baixa concentração de nutrientes, baixa capacidade de retenção de umidade, e, em alguns pontos, o lençol freático é muito superficial (LACERDA et al., 1984). Por essas características, apresenta baixa resiliência a modificações (LOUZADA et al., 1996). Pouquíssimos estudos têm se dedicado à recuperação de restingas e outras formações da planície litorânea, apesar de fortemente impactadas pela ocupação humana desde o princípio da colonização europeia (ASSIS, 1999). Atualmente, são raras as áreas de restinga com características naturais e poucas estão protegidas em Unidades de Conservação (LACERDA; ESTEVES, 2000), sendo que as florestas da planície litorânea estão entre os ecossistemas que mais vêm perdendo espaço frente à pressão imobiliária para ocupação antrópica (MACIEL et al., 1984; ARAÚJO; HENRIQUES, 1984; CARRASCO, 2003).

No ano de 1960, para a construção da pista do aeroporto, foi desmatada uma faixa de 1500m x 30m, acrescida de uma faixa de pista – terreno limpo – de aproximadamente 10 m de cada lado e 100 m nas duas cabeceiras (CEMA CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA, 2004). Houve também alteração da dinâmica hídrica do solo, por aterramentos, que interromperam o fluxo natural dos cursos d'água e das nascentes.

Além disso, a não utilização do aeroporto para os devidos fins favoreceu a ocupação das áreas junto à faixa de pista. Em consequência da não desapropriação dos terrenos lindeiros, a mata original passou a ser suprimida para a viabilização das atividades agrícolas ou para o fornecimento de lenha e carvão. Também foram construídas edificações residenciais e de apoio à pulverização aérea (hangares).

O atual estado de conservação da Reserva Legal do aeroporto reflete a fragilidade do ambiente associada a este breve histórico de ocupação. Quase a totalidade da vegetação atualmente presente no entorno do aeroporto é resultante da regeneração secundária. O restante da área são sítios degradados decorrentes da transformação do uso do solo para a agropecuária (introdução de espécies exóticas - bananicultura, pastagem, chá, reflorestamento) associada à ação do fogo. Ambos impedem a

regeneração das espécies regionais nestes sítios degradados. Segundo Louzada et al. (1996) as formações florestais da planície costeira têm baixa resiliência, sobretudo ao fogo, devido ao acúmulo de serapilheira não decomposta e condições microclimáticas favoráveis à combustão. A recorrência de queimadas neste tipo de ambiente reduz o número de sementes (HALL; SWAINE, 1980; SKOGLUND, 1992) e os nutrientes no solo, e conseqüentemente, o número de plântulas que podem se estabelecer após o fogo (EWEL et al., 1981; SWAINE, 1992).

1.1.2.2 A origem do projeto

Por apresentar condições impróprias ao funcionamento, ou seja, superfície da pista asfaltada truncada, com vegetação e depressões no sentido longitudinal e transversal; existência de vegetação típica e nativa da região na área aeroportuária, com árvores de grande porte atuando como obstáculos às operações; desnível acentuado entre o pavimento da pista e o terreno adjacente; acesso ao aeroporto feito dentro da faixa de pista, além de hangares e residência junto à sua cabeceira, em 31 de novembro de 1983 o aeroporto foi interditado e seu registro cancelado pelo Ministério da Aeronáutica (CEMA CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA, 2004). Entretanto, a pista continuou sendo utilizada clandestinamente para pousos e decolagens de aviões pulverizadores.

Em novembro de 2001, a Prefeitura Municipal de Registro elaborou consulta técnica encaminhada ao DEPRN (Processo 83.893/01), solicitando autorização para o desmatamento de área necessária às atividades aeroportuárias, para então dar início às obras de recuperação e reativação do Aeroporto.

Diversos estudos e relatórios resultaram no Parecer Técnico CPRN/DAIA 290/2003 de 17/09/2003, que considerou que as ações necessárias para a recuperação e ampliação do Aeroporto de Registro, eram praticamente as mesmas de um novo empreendimento: desapropriação de áreas para composição do sítio aeroportuário, relocação de famílias nesta área, supressão de vegetação nativa (aproximadamente 30 ha de mata em diferentes estágios de regeneração), adequação do uso e ocupação do solo à Área de Segurança Aeroportuária e ao Plano de Zoneamento de Ruído, implantação de infra-estrutura aeroportuária (pista de taxiamento, pátio de aeronaves,

terminais, edificações administrativas, dentre outras), abertura de acessos ao aeroporto e desvio da estrada que atravessa o empreendimento e liga bairros adjacentes.

Então, para o licenciamento do projeto de recuperação e ampliação do aeroporto, foi concluída a necessidade de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) (CEMA CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA, 2004). A elaboração de EIA/RIMA e a exigência de medidas mitigadoras e/ou compensatórias para o licenciamento de projetos, são formas de dar suporte aos órgãos ambientais, para que possam avaliar e minimizar os impactos que serão causados com a implantação do empreendimento. Atualmente, a medida de compensação ambiental mais comumente adotada é a recuperação de áreas degradadas.

Dentro deste contexto, foi exigida como forma de compensação ambiental no Aeroporto Municipal de Registro, com base no termo de compromisso de recuperação ambiental exigido pelo Departamento de Proteção dos Recursos Naturais (DEPRN) ao Departamento Aeroviário do Estado de São Paulo (DAESP), referente ao Processo/ n.º do AIA: SÃO PAULO 83.893/2001, decorrente do laudo técnico apresentado pelo parecerista Engº. Agrº. Antonio L. L. Queiroz (CREA: 060147386 – 4), a recuperação florestal de 8,9 ha, no interior da área de 49,0 ha a ser mantida como Reserva Legal da propriedade.

Este plano de restauração ambiental está vinculado a outras atividades mitigatórias de caráter conservacionista, que foram desenvolvidas no aeroporto de Registro para o licenciamento do empreendimento. Dentre as condicionantes expostas no Parecer Técnico/CPRN/DAÍÁ/505/04, exigiu-se que fosse desenvolvido, além de um Programa de Monitoramento da Flora e Fauna, um Plano de Resgate de material vegetal local.

Uma das vertentes que foi considerada neste plano de resgate foi a utilização do material vegetal oriundo da supressão da floresta à margem da pista para uso no processo de restauração florestal nas áreas da Reserva Legal que necessitam de recuperação (GANDARA et al., 2006). Neste sentido, as propostas de intervenção para a restauração florestal se apóiam, basicamente, em duas técnicas ainda pouco difundidas no Brasil, mas que vêm apresentando resultados promissores em

experimentações realizadas em outros locais: a transposição do banco de propágulos do solo (banco alóctone) e a coleta e reintrodução de indivíduos jovens (plântulas) para as áreas a serem restauradas. O emprego destas técnicas para a restauração é uma das formas de se tentar garantir a preservação das populações de espécies da comunidade que será suprimida.

Estas técnicas originaram dois projetos de pesquisa, que fazem parte do plano de restauração florestal do aeroporto.

O potencial de utilização do banco de propágulos para restauração florestal originou este trabalho que tem como principal objetivo a contribuição para o desenvolvimento e entendimento de novas técnicas de restauração. A viabilidade de utilização do banco de propágulos para restauração de áreas degradadas é citada por diversos autores (VAN DER VALK; PEDERSEN, 1989; AUGUSTO et al., 2000; RYDGREN et al., 1998; FENNER, 1985; GRIME, 1979; HARPER, 1977, HILL; MORRIS, 1992; SILVERTOWN, 1982; THOMPSON et al., 1998; BAKKER, 2005).

Este trabalho consistiu na coleta da camada 0 – 20 cm do solo da floresta (banco de propágulos) e a deposição deste material em sulcos feitos em um dos sítios degradados do aeroporto. Serão testados quatro tratamentos, que visam otimizar a emergência (germinação) e o estabelecimento das plântulas.

Os métodos de implantação e de acompanhamento da regeneração deste banco de propágulos durante um ano pretendem testar a seguinte hipótese: a transferência do banco de propágulos de um trecho de floresta para uma área degradada próxima e sua deposição em sulcos pode iniciar o processo de regeneração desta área com as espécies desse banco, podendo ser esta uma alternativa ao método tradicional de plantio de mudas.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Transferir o banco de propágulos de uma área de Floresta Ombrófila Densa Aluvial para uma área degradada, e comparar a estrutura da regeneração em função dos tratamentos, ao longo de um ano, e comparar com o método tradicional de plantio.

1.2.2. Objetivos Específicos

- (a) Descrever a composição florística dos indivíduos arbustivo-arbóreos emergentes do banco;
- (b) Descrever densidade, riqueza, recrutamento, crescimento e mortalidade dos indivíduos arbustivo-arbóreos emergentes do banco;
- (c) Descrever o grupo ecológico e a síndrome de dispersão dos indivíduos arbustivo-arbóreos estabelecidos;
- (d) Comparar efeito da aplicação de nitrogênio e de calcário sobre a germinação e sobre o estabelecimento dos indivíduos, em função do controle;
- (e) Comparar o método de banco de propágulos com o método de um plantio tradicional, segundo densidade, riqueza e grupos ecológicos;
- (f) Avaliar se será necessária uma futura introdução de espécies na área para enriquecimento.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão Bibliográfica

2.1.1 Bases e Conceitos sobre a Ciência de Restauração de Áreas Degradadas

A preocupação com a reparação de danos provocados pelo homem aos ecossistemas não é recente. Plantações florestais têm sido estabelecidas desde o século XIX no Brasil com diferentes objetivos conservacionistas, como a proteção de mananciais, estabilização de encostas, recuperação de habitats para a fauna, dentre outros (ENGEL; PARROTA, 2003). No entanto, até recentemente ela se caracterizava como uma atividade sem vínculos estreitos com concepções teóricas, sendo executada normalmente como uma prática de plantio de mudas, com objetivos muito específicos, como controle de erosão, estabilização de taludes, melhoria visual, entre outros (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Esta recuperação é limitada a uma série de fatores naturalmente controlados pelas condições do ambiente, sendo bastante variável o efeito que o conjunto de técnicas restauradoras pode proporcionar (ABRAHÃO; MELO, 1998).

No Brasil, a recuperação de florestas tropicais como método científico é recente, datada do final da década de 70 (NOGUEIRA, 1977). Até então, todos os modelos de recuperação eram baseados na silvicultura, utilizando plantações equiâneas de árvores em área total, sob espaçamentos de 2 x 2 m a 3 x 2 m, adubação e capina das entrelinhas e re-plantio, com altos insumos de implantação e manutenção (BECHARA et al., 2006).

Mais recentemente tem havido uma maior preocupação em se entender as interferências humanas em áreas alteradas, buscando, assim, restabelecer os processos ecológicos e, portanto, a integridade ecológica dessas com vegetação natural. Isso tem requerido esforços diferenciados, dependentes da história de degradação de cada situação do mosaico ambiental e das características de seu entorno, expressando sua resiliência ou capacidade de auto-recuperação (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Restauração de áreas degradadas pode, portanto, ser conceituada como o conjunto de ações que visam restabelecer condições e sustentabilidade em ecossistemas naturais degradados.

Área antropicamente degradada pode ser definida como um local onde, após um distúrbio causado principalmente pelo uso incorreto, comprometeu ou eliminou os seus meios de regeneração natural, apresentando assim uma baixa resiliência (PIMM, 1986), ou seja, nela pode ou não ocorrer o retorno ao estado original (KAGEYAMA et al., 1989). Outro conceito é o de área perturbada, ou seja, aquela que sofreu algum distúrbio, porém manteve seus meios de regeneração biótica (CARPENEZZI et al., 1990).

Independentemente do conceito, as técnicas utilizadas na recuperação de áreas degradadas ou perturbadas devem considerar o potencial de regeneração da área, bem como metas e objetivos, e a escala de tempo adotada (ENGEL; PARROTA, 2003). Assim, sempre que uma ação humana permitir evidente aumento da resiliência ambiental este processo deve ser encarado como restauração. É uma atividade que exige uma abordagem sistemática e um planejamento em longo prazo (DIAS; GRIFFITH, 1998).

A intervenção em áreas degradadas deve se dar através da adoção de técnicas de manejo adequadas a cada local e realidade. A eleição de um modelo de recuperação é um processo em constante aprimoramento, alimentado não somente pelos conhecimentos em ecologia, demografia, genética e biogeografia, mas também pelo conhecimento sobre o ambiente físico da região onde será implantado (KAGEYAMA; GANDARA, 2004). O caráter multidisciplinar das investigações sobre recuperação tem sido considerado como o ponto de partida do processo de restauração de áreas degradadas (DIAS; GRIFFITH, 1998).

Os primeiros trabalhos científicos de restauração baseavam-se, em parte, no que se chamava “Paradigma Clássico da Ecologia” ou “Paradigma do Equilíbrio”, que enfatizava a existência de um ponto de equilíbrio nos ecossistemas (PICKETT et al., 1992; PICKETT; OSTFELD, 1994). Dentro dessa perspectiva se enquadravam teorias nas quais os sistemas naturais eram considerados fechados e auto-reguláveis (PICKETT et al., 1992; PICKETT; OSTFELD, 1994) e a sucessão ocorreria através da convergência de fases para atingir um clímax único, o qual comandaria a sucessão (CLEMENTS, 1916). Nesses sistemas, os ambientes perturbados oscilam, mas acabavam retornando para a condição inicial, próximo do clímax.

Tais teorias surgiram a partir da forma de estudo de florestas vigente na época. Mesmo com o surgimento da Ecologia no século XX, os estudos de florestas permaneceram, praticamente até a década de 40, restritos à descrição de espécies e à tentativa de se diferenciar formações florestais nas diferentes regiões.

Embora em Santa Catarina o estudo detalhado de florestas tenha evoluído muito nas décadas seguintes, com avaliações quantitativas e caracterização sucessional de comunidades, até o final de 1970 predominavam, do ponto de vista científico, estudos do cerrado brasileiro.

Por volta do início dos anos 80, iniciou-se um vagaroso movimento de pesquisas fitossociológicas das florestas do Sudeste, que rapidamente expandiu-se para as demais regiões nas décadas seguintes (GANDOLFI, 2000). Nessa época aumentaram-se as tentativas de restauração de áreas degradadas com o plantio de mudas. O uso das informações da fitossociologia, método predominante de estudo de florestas até o momento, foi o caminho natural seguido pelos restauradores (RODRIGUES; GANDOLFI, 1996).

Práticas de restauração intuitivamente aplicadas a partir de técnicas agronômicas e silviculturais, tais como a produção e plantio de mudas, e práticas já comuns fora do Brasil, como a transferência de banco de sementes, foram bastante aplicadas nas décadas de 80 e 90 como estratégias de recuperação de áreas mineradas (FERREIRA et al., 1997). Conviviam, nesse período, conceitos muito diversos com uma visão bastante atual sobre dinâmica de clareiras em florestas tropicais, genética de populações arbóreas, ecologia da paisagem, dinâmica de banco de sementes, etc., com uma visão do processo sucessional ainda muito próxima do modelo clementisiano. Uma contradição que vai sendo superada a partir do século XXI.

Assim, fundamentada numa prática corrente de análise fitossociológica e numa concepção de sucessão muito próxima da visão de Odum (1971), surgiu como teoria principal para a recuperação de áreas degradadas a utilização do termo “restauração” como um sinônimo de plantio de mudas, onde era possível programar quais e quantas espécies iriam ser plantadas e o número de indivíduos de cada uma (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Dessa forma, pretendia-se copiar um sistema clímax, acreditando

que este seria o ponto de equilíbrio da floresta madura, a qual seria conduzida até o final.

Gradualmente os pesquisadores envolvidos com restauração no Brasil foram aprofundando seus conhecimentos sobre o processo sucessional e outros aspectos da ecologia de comunidades, o que levou a uma grande incorporação dos conceitos e teorias desenvolvidos numa linha de pensamento que pode ser genericamente denominada de “Paradigma Contemporâneo”, também conhecido como Paradigma do Não Equilíbrio – A Natureza em fluxo (PICKETT et al., 1992), que aceita que as mudanças sucessionais da vegetação podem ocorrer de forma indeterminada, seguindo múltiplas trajetórias (PICKETT et al., 1992), não existindo uma convergência do sistema para chegar a um “ponto clímax ideal”. Nas comunidades naturais, o clímax está em constante fluxo, podendo existir muitos clímaxes e muitos caminhos para chegar a eles (NAVE, 2005).

Atualmente, os conceitos do Paradigma Contemporâneo têm sido incorporados aos trabalhos de restauração. Assim, os programas de manejo e restauração florestal têm deixado de ser meras aplicações de práticas agronômicas e silviculturais, para buscar a reconstrução das complexas interações da comunidade, ou seja, os projetos de restauração estão deixando de ser o plantio de um amontoado de indivíduos e passando a considerar o potencial de auto-regeneração do ambiente, abrindo um novo caminho para estudos de restauração ecológica (NAVE, 2005). Desde a década de 90, várias técnicas foram propostas para a restauração das diferentes situações de degradação (PINAY et al., 1990; JOLY et al., 1995; RODRIGUES; GANDOLFI, 1996; BARBOSA, 2004, 2002). Como exemplo destas técnicas ver Rodrigues e Gandolfi (1996).

2.1.2 O desenvolvimento de modelos de restauração

A base conceitual mais forte da restauração ecológica tem sido a sucessão natural (YOUNG, 2000). Os modelos de sucessão têm sido usados para desenvolver esquemas de plantio (KAGEYAMA et al., 1992; GOOSEM; TUCKER, 1995; REIS, 1999) e para prever se os projetos de restauração atingiram seus objetivos (PARKER, 1997; SIQUEIRA, 2002; SORREANO, 2002; SOUZA, 2002; BERTONCINI, 2003; ROZZA,

2003; SOUZA; BATISTA, 2004). Engel e Parrota (2003) lembram que a sucessão é o processo pelo qual os ecossistemas se recuperam de distúrbios e, portanto, compreender como este processo atua em um dado sítio é fundamental.

O estudo do processo de sucessão secundária (BUDOWSKI, 1965; DESLOW, 1980; GOMEZ-POMPA; VÁSQUES-YANES, 1981; WHITMORE, 1982; MARTINEZ-RAMOS, 1985) tem sido primordial para o desenvolvimento de métodos de recomposição (ARAKI, 2005). Por exemplo, a observação e investigação da dinâmica de cicatrização de clareiras em florestas permitiram conhecer o comportamento diferenciado das espécies em relação à disponibilidade de luz e, assim, criar as classes sucessionais (pioneiras, secundárias e clímax), que são amplamente utilizadas nos projetos de restauração.

A sucessão secundária é o processo de mudanças que se verifica nos ecossistemas após a destruição (parcial ou total) da comunidade. Pode ser em uma pequena área de floresta nativa, devido à queda de uma árvore, ou em vários hectares de uma cultura agrícola abandonada. Nesse processo, ocorre uma progressiva mudança na composição florística da floresta, iniciada a partir de espécies pioneiras até espécies climácicas (KAGEYAMA; GANDARA, 2003). Esse mecanismo é responsável pela auto-renovação das florestas tropicais, através da cicatrização de locais perturbados, ou clareiras, que ocorrem a cada momento em diferentes pontos da mata (GÓMEZ-POMPA, 1971).

Quando uma área é aberta e passa a receber a incidência direta de luz solar, ocorre a colonização por espécies heliófitas. Essa colonização ocorre porque as florestas tropicais se regeneram naturalmente pela chuva de sementes, banco de sementes, banco de plântulas, regeneração avançada, rebrotações e crescimento lateral do dossel (GARWOOD, 1989).

Com os avanços na compreensão da floresta tropical, vários modelos de recomposição florestal foram desenvolvidos para implantação de vegetação arbórea no Brasil. Porém, a maior parte das vezes, a recuperação condiciona-se ao plantio de mudas sem se dar conta do potencial de auto-recuperação da área ou ao uso de técnicas alternativas (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Segundo Araki (2005), os métodos de restauração florestal podem ser agrupados em dois grandes grupos: regeneração natural e regeneração artificial.

Regeneração Natural: com este grupo de técnicas, o sítio sofre leve intervenção. O objetivo aqui é apenas remover o fator que está inibindo a regeneração de se manifestar. Geralmente, removendo um competidor ou suprimindo uma deficiência.

São técnicas deste grupo: a remoção do fator degradador, a indução do banco de propágulos autóctone, a eliminação do competidor dos indivíduos jovens da regeneração local, melhoria das condições físico-químicas do sítio e favorecimento da dispersão de sementes.

Regeneração Artificial: neste grupo, o conjunto de técnicas visa introduzir a regeneração e fornecer subsídios para que ela se perpetue. São técnicas adotadas em sítios onde houve severa degradação e os mecanismos de regeneração natural foram removidos.

O plantio de mudas em área total é a técnica mais utilizada deste grupo. Contudo, hoje em dia, outras técnicas são conhecidas e estão começando a ser adotadas, como a transposição de banco de propágulos alóctone, semeadura direta, poleiros artificiais.

2.1.2.1 Regeneração artificial por transposição de banco de propágulos alóctone

A formação e dispersão de propágulos são elementos chave na dinâmica dos ecossistemas, notadamente daqueles em fase de formação ou restauração. Segundo Garwood (1989) os principais meios de regeneração das espécies tropicais se dão através da chuva de sementes (sementes dispersadas recentemente), através do banco de sementes do solo (sementes dormentes no solo), através do banco de plântulas (plântulas estabelecidas e suprimidas no chão da floresta), e através da formação de bosque (emissão rápida de brotos e/ou raízes provenientes de indivíduos danificados).

Os bancos de sementes e de plântulas estão sempre se renovando, permitindo a substituição de indivíduos mortos em uma floresta natural, bem como o fechamento de uma clareira e até mesmo a regeneração natural de uma área degradada (GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002; CAMPOS; SOUZA, 2003). Esta recolonização pela vegetação em um ambiente perturbado ocorre principalmente

através destes bancos, mantendo estes um papel fundamental no equilíbrio dinâmico da floresta (SCHMITZ, 1992). Estão relacionados a, pelo menos, quatro processos nos níveis de população e de comunidade: o estabelecimento de populações, a manutenção da diversidade de espécies, o estabelecimento de grupos ecológicos e a restauração da riqueza de espécies durante a regeneração natural da floresta após distúrbios naturais ou antrópicos (HARPER, 1977; UHL et al., 1988; GARWOOD, 1989).

O termo banco de sementes do solo foi utilizado por Roberts (1981) para designar o reservatório atual de sementes viáveis em uma determinada área de solo. Para Baker (1989) este reservatório corresponde à camada superficial do solo, associada à serapilheira, que contém sementes não germinadas, mas potencialmente capazes de substituir as plantas adultas que tivessem desaparecido pela morte natural ou não, e as plantas perenes que são susceptíveis às doenças, distúrbios e consumo de animais, incluindo o homem. Garwood (1989) descreve dois tipos principais: o persistente, composto, sobretudo por espécies pioneiras com grande ou continua frutificação, e o transiente, com espécies que dispersam num período restrito de tempo e sementes de curta longevidade. É um depósito com elevada densidade de sementes dormentes de muitas espécies, armazenando, sobretudo, espécies pioneiras (ARAÚJO et al., 2001). A densidade de sementes nos solos pode variar muito, dependendo da região de estudo, histórico da área, tipo de vegetação e profundidade de coleta (GARWOOD, 1989). Portanto, a vegetação de um local é constituída de um componente real (indivíduos) e um componente potencial (sementes e propágulos) (GÓMEZ-POMPA; SADA, 1976).

Segundo Gómez–Pompa e Sada (1976), o banco de sementes é formado pelas (i) espécies representativas da vegetação atual, (ii) espécies das etapas sucessionais anteriores e (iii) espécies, que apesar de nunca terem estado presentes na área, participam devido ao seu grande potencial de dispersão. Harper (1977) apontou a importância genética que as sementes conferem ao banco. O banco de sementes representa uma “história evolucionária”. O estabelecimento e cruzamento dos indivíduos advindos do banco podem ter um importante efeito-tampão genético contra mudanças na população (SILVERTOWN, 1982).

Estudos com banco de sementes, tanto em ambiente tropical quanto temperado, sugerem que a sua dinâmica está ligada à frequência e intensidade de distúrbios

(KEAY, 1960; LIEW, 1973; KELLMAN, 1974; CHEKE, 1979; HALL; SWAINE, 1980; HOLTHUIJZEN; BOERBOOM, 1982; HOPKINS; GRAHAM, 1983). Thompson (1992) cita diversos estudos exemplificando o papel do banco após perturbações em áreas de pastagem e de agricultura, terras que sofrem chuvas freqüentes ou incêndios, beira de rios e lagos que sofrem variação sazonal do nível da água, pântanos, comunidades árticas e alpinas, florestas temperada e tropical. Em seu estudo concluiu que, em geral, a função do banco na dinâmica da vegetação está intimamente conectada com as perturbações. As sementes nos solos das florestas tropicais podem, então, serem fontes importantes de recrutamento de indivíduos regenerantes após perturbações (GROMBONE-GUARANTINI; RODRIGUES, 2002; ALMEIDA-CORTEZ, 2004).

Considerado um dos principais indicadores do potencial de regeneração das florestas tropicais (GUEVARA; GÓMEZ-POMPA, 1972; GARWOOD, 1989), o banco de sementes preenche o intervalo de tempo entre a produção e a germinação das sementes. Em locais onde a floresta sofreu corte e queima o estabelecimento de espécies pioneiras a partir do banco de sementes, é considerado um fator regulador da velocidade de regeneração (UHL, 1987; WHITMORE, 1990). É o mecanismo de persistência através de períodos de estresse e de reserva de propágulos para o restabelecimento pós-distúrbio (LUNT 1997; AULD et al., 2000).

A ecologia funcional do banco de sementes na revegetação de áreas degradadas vem sendo estudada, sobretudo em áreas que sofrem perturbações. Áreas desmatadas para a agricultura apresentam três fontes potenciais de regeneração natural: o banco de sementes do solo, a chuva de sementes e o brotamento a partir de caules e raízes (YOUNG et al., 1987). Os estudos de Young et al. (1987) mostram a grande importância das estruturas de propagação vegetativa.

Portanto, a transferência de solo de áreas vizinhas (alóctone) não só fornece sementes e outros propágulos, como também uma superfície química e fisicamente similar àquela encontrada nas áreas vizinhas não perturbadas (VAN DER VALK; PEDERSON, 1989).

Como dito, o banco de sementes exerce importante papel nos estágios iniciais da sucessão secundária nos trópicos (UHL et al., 1981). Então, uma das menos onerosas e mais fáceis formas de estabelecer vegetação nativa em uma área degradada é usar

banco de sementes “doador” de uma área próxima de vegetação apropriada (VAN DER VALK; PEDERSON, 1989). Beauchamp et al. (1975) fala da possibilidade de utilizar o “*topsoil*” oriundo da abertura de minas ou estradas, por exemplo, como inóculo em áreas degradadas. O “solo doador” pode ser usado para estabelecer rapidamente a riqueza de espécies da vegetação nativa adaptada às condições locais (VAN DER VALK; PEDERSON, 1989).

Em um mundo onde os distúrbios antrópicos só aumentam, é inevitável que o banco de sementes, que é a principal forma de regeneração dos ecossistemas, se torne cada vez mais importante no manejo e restauração de vegetação (BAKKER, 1989).

2.1.2.1.1 Restauração de Áreas Degradadas de Floresta Ombrófila Densa Aluvial por transposição de banco de propágulos alóctone

As experiências de recuperação de áreas da planície costeira ainda são preliminares, sem muitos dados conclusivos, dificultadas pela grande relação da vegetação com a dinâmica da água no solo e sua qualidade, intensidade e frequência (RODRIGUES; CAMARGO, 2000; CARRASCO, 2003).

Os trabalhos desenvolvidos por Casagrande et al. (2002 a, b) e Reis–Duarte et al. (2002 a, b) indicam que as correlações entre fertilidade de solo e desenvolvimento da vegetação de restinga devem proporcionar informações para o melhor entendimento dos modelos de recuperação desse ecossistema.

Embora o plantio de mudas seja uma estratégia de restauração eficiente para estabelecer estrutura e função de um ecossistema degradado (YOUNG, 2000; PARROTTA, 1991; FERRETI; BRITZ, 2005), os altos custos limitam sua aplicação (METZGER, 2003). Se o grau do distúrbio foi baixo e se restam fragmentos florestais no entorno, a regeneração natural (por semente, rebrota, ou regeneração avançada) é preferível (PARROTTA et al. 1997; REIS; KAGEYAMA, 2003).

Segundo Holl et al. (2000), a estratégia de restauração mais efetiva deve levar em conta todos os possíveis obstáculos à regeneração secundária.

Faria e Chada (2002) identificaram e ordenaram cinco fatores principais que impedem o curso normal da regeneração natural: fatores ambientais, relevo, substrato, fontes de propágulos e agentes dispersores. Estes autores também indicam que o

substrato, em muitas situações, é o fator limitante de maior grandeza em processos de restauração, principalmente aqueles onde a matéria orgânica está ausente.

Andrade–Lima (1966) e Veloso (1966) salientaram o papel do solo no condicionamento dos diferentes tipos vegetacionais em ambientes costeiros. Nesses ambientes, o estabelecimento vegetal enfrenta problemas devido à ocorrência de solos extremamente arenosos, com alta salinidade, altas taxas de infiltração e conseqüente baixa retenção de umidade, com superaquecimento das camadas superficiais expostas à insolação (JOLY, 1970; KUHLMANN, 1977). As espécies selecionadas para recolonização dessas áreas devem, portanto, possuir boa tolerância à seca, sistema radicular profundo e vigoroso e capacidade de sobrevivência sob condições de baixa fertilidade e propiciar boa cobertura do solo (BARTH, 1989).

Trabalhos têm mostrado que poucas espécies são capazes de se estabelecer por sementes ou mudas em solos arenosos expostos ao sol (SCARANO, 2002; DIAS et al., 2005). Então, em ambientes restritivos, como a planície costeira, a estrutura e função de áreas abertas dependem de algumas espécies pioneiras que facilitam a entrada e estabelecimento das outras espécies (SCARANO, 2002; DIAS et al., 2005).

Entre as práticas que podem promover condições mais favoráveis ao estabelecimento da vegetação, a adição da camada superficial do solo (banco de propágulos) é amplamente recomendada (UNWIN; COOK, 1986; BARTH, 1989; IBAMA, 1990). Além do valor representado pelos propágulos, pela matéria orgânica e pelos nutrientes, esta camada contém microorganismos simbióticos e degradadores de material orgânico, extremamente importantes (BARTH, 1989). Reis e Kageyama (2003) defenderam que a única forma de propiciar a restauração ambiental se encontra no restabelecimento das interações interespecíficas, envolvendo interações planta-planta, planta-microrganismo e planta-animal, níveis de predação e associações e os processos reprodutivos das plantas de polinização e dispersão de sementes.

Keay (1960), Liew (1973), Kellman (1974), Cheke (1979), Hall e Swaine (1980), Holthuijzen e Boerboom (1982) e Hopkins e Graham (1983) concluem que o banco de propágulos é composto por espécies dos estágios iniciais da sucessão. Gómez-Pompa e Sada (1976) o considera um importante fator na inicialização da sucessão. Além disso, o banco de propágulos do solo é um importante contribuidor da riqueza de

espécies e da diversidade de plantas na revegetação e restauração de áreas sob distúrbios. As sementes e fragmentos vegetativos contidos no *topsoil* devem capacitar as espécies nativas de se restabelecerem na maioria dos sítios degradados sem maiores assistências (BRADSHAW; CHADWICK, 1980).

O banco e a chuva de sementes, além da rebrota de raízes e tocos e cepas, devem iniciar a restauração (ALVAREZ-BUYLLA; GARCIA-BARRIOS, 1991; MARTÍNEZ-RAMOS; SOTO-CASTRO, 1993; EVERHAM; BROKAW, 1996; DALLING; DENSLOW, 1998). A propagação vegetativa conserva a resistência dos indivíduos e, portanto, aumenta a sobrevivência (MILLER; KAUFFMAN, 1998).

Logo, a transposição de porções de solo contendo a serapilheira e o banco de propágulos representa grandes probabilidades de recolonização de áreas intensamente impactadas com espécies arbóreas, herbáceas, arbustivas, lianas, além de outras formas de vida como a microfauna, fungos, bactérias, etc.

2.1.2.1.2 Papel do cálcio e do nitrogênio na germinação de sementes e estabelecimento de plântulas

Embora o uso de banco de sementes possa atenuar problemas como coleta, estoque e semeadura de sementes e transplante de mudas, ele não elimina problemas referentes ao estabelecimento das plântulas (VAN DER VALK; PEDERSON, 1989). O modo como o "*topsoil*" é manipulado e estocado pode ter significativo impacto sobre o sucesso do projeto de revegetação (JOHNSON; BRADSHAW, 1979). Neste ponto, a influência das condições ambientais torna-se o fator determinante no sucesso dos projetos de restauração.

Devido o recrutamento ser dependente das condições ambientais (WELLING et al., 1988), a manipulação das condições ambientais pode auxiliar no estabelecimento das espécies desejáveis (HARRIS; MARSHALL, 1963; MEEKS, 1969; FREDRICKSON; TAYLOR, 1982). Mas quais condições devem ser estabelecidas e mantidas para incrementar o recrutamento do banco de sementes? Segundo Fenner (1985), a sobrevivência das plântulas depende do equilíbrio entre as condições ambientais de pré-emergência e pós-emergência.

Van der Valk e Pederson (1989) defendem que a umidade do solo tem significativo impacto sobre o número de espécies recrutadas do solo alóctone. Além disso, o nitrato tem sido encontrado como o mais comum elemento químico do solo em promover germinação em sementes, principalmente quando combinado com outros fatores ambientais, como luz e/ou flutuações de temperatura (POPAY; ROBERTS, 1970a; ROBERTS, 1973; BOSTOCK, 1978; SLADE; CAUSTON, 1979; FENNER, 1985). Auchmoody (1979), por exemplo, constatou que a fertilização com N estimula a germinação de *Prunus pensylvanica* do banco de sementes.

Com base nesta literatura, foi experimentada a aplicação de Nitrato e/ou Calcário sobre o banco de propágulos, e observado seu efeito sobre a germinação e o estabelecimento das plântulas.

Pretendeu-se, com a aplicação do calcário, além de corrigir a acidez do solo, manter a saturação de água no solo pelo caráter higroscópico deste insumo.

Com a aplicação de Nitrato de Amônio pretendeu-se verificar seu potencial em promover a germinação dos indivíduos presentes no banco.

Esperava-se que as maiores taxas de emergência e crescimento ocorressem quando estes dois insumos estivessem associados. Respostas intermediárias ocorreriam quando aplicados isoladamente e a testemunha teria a pior resposta. As associações testadas neste trabalho estão descritas no item Material & Métodos.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Caracterização da área de estudo

2.2.1.1 Localização

As áreas de coleta e a área de deposição do banco de propágulos pertencem à Reserva Legal do Aeroporto Municipal de Registro, localizado às margens da Rodovia Régis Bittencourt (BR 116), no km 449+100m, na Estrada Municipal Sizesnando de Carvalho, latitude 24°31'51"S e longitude 47°50'24"W, a cerca de 20 m de altitude.

2.2.1.2 Aspectos Físicos

Caracterizada como uma área de Clima Temperado Chuvoso Cfa (SETZER, 1966) apresenta temperatura média anual de 21,7° C e precipitação pluviométrica médios anual de 1561 mm. As temperaturas mais baixas ocorrem no período de maio a

setembro, com média mensal de chuvas de $80,8 \text{ mm.mês}^{-1}$ e temperatura média de $18,7^\circ \text{ C}$.

A região do experimento apresenta as seguintes características climáticas:

- Temperatura média do ar: $21,7^\circ \text{ C}$;
- Umidade Relativa média: 85,9%;
- Precipitação Pluviométrica média anual: 1561,5 mm;
- Precipitação Pluviométrica média mensal: 139,7 mm;
- Insolação média anual: 1676,6 h
- Insolação média mensal: 139,7 h ($4,6 \text{ h.dia}^{-1}$);
- Evaporação média anual: 1044,0 mm;
- Balanço Hídrico: não se observam períodos de déficit hídrico.

Os dados climatológicos do período de instalação do experimento e coleta de dados estão apresentados nas Figuras 1 e 2.

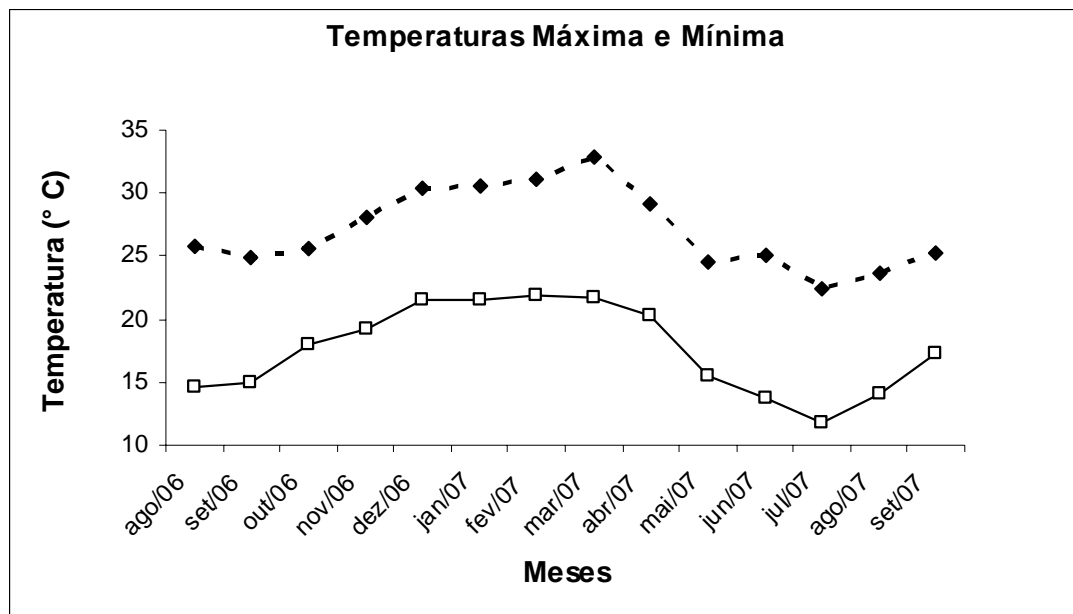


Figura 1 - Temperaturas máxima e mínima mensais (médias) no período de agosto de 2006 a Setembro de 2007 no município de Registro, SP

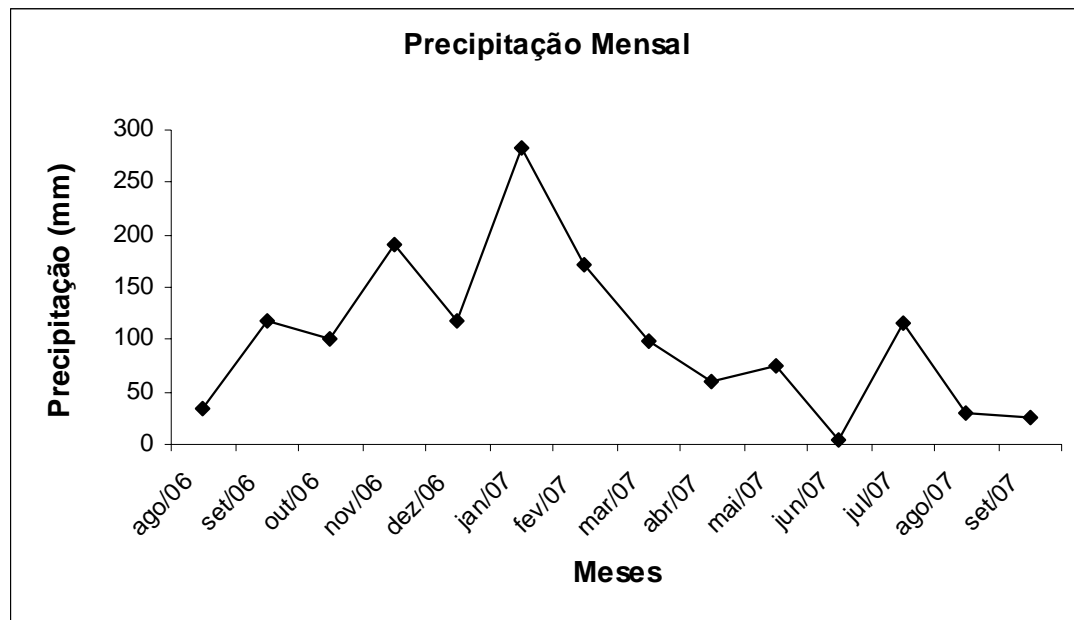


Figura 2 - Precipitação média mensal no período de Agosto de 2006 a Setembro de 2007 no município de Registro, SP

No período de Agosto de 2006 a Setembro de 2007, a região onde foi instalado o experimento apresentou as seguintes características climáticas:

- Temperatura média anual do ar: 22,3° C;
- Precipitação pluviométrica anual total: 1422,2 mm;
- Precipitação pluviométrica média mensal: 101,6 mm;

Em relação ao relevo e sua estrutura de embasamento, observa-se uma área plana, com altitudes variando entre 20m e 30m em relação ao nível do mar, entre os divisores das sub-bacias hidrográficas dos rios Carapiranga e Bamburral, integrantes da bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape. Caracterizada como área de depósito de sedimentos fluviais e marinhos do Cenozóico, em decorrência do relevo plano, os processos erosivos são praticamente inexistentes.

A cobertura pedológica da região do Vale do Ribeira, devido a sua complexidade geológica/geomorfológica, é bastante diversa, ocorrendo quase todas as classes de solos (Latosolos, Cambissolos, Argissolos, Organossolos e Neossolos) (LEPSCH et al., 1999). Na área do experimento, ocorre OY 2 (Od+OS +G) - Associação complexa de ORGANOSSOLOS MÉSSICOS + ORGANOSSOLOS MÉSSICOS (soterrados) +

GLEISSOLOS Eutróficos e Distróficos ambos indiscriminado + CAMBISSOLOS HÁPLICOS Tb Distróficos A moderado textura média, típicos do relevo plano de várzea.

2.2.1.3 Aspectos da Vegetação

Segundo Ivanauskas, Monteiro e Rodrigues (2000), a vegetação da área apresenta uma composição florística semelhante à da Morraria Costeira e das áreas de Floresta Ombrófila Densa da Baixada Litorânea.

Nessa área de transição, a vegetação caracteriza-se por apresentar características tanto da vegetação de encosta quanto da vegetação de restinga, ora pela fisionomia, ora pelas espécies indicadoras mais comuns.

O fragmento florestal na área do aeroporto onde foram feitas as coletas de material é um dos pontos onde a vegetação se apresenta com aspectos de restinga, pois há a presença de solo muito lixiviado e arenoso, sem, no entanto, se caracterizar como cordões litorâneos. Para os fins deste estudo, adotou-se a nomenclatura de Floresta Ombrófila Densa Aluvial.

A Reserva Legal do aeroporto atualmente se apresenta em processo de regeneração. A paisagem mostra-se como um mosaico, cuja vegetação varia, apresentando desde trechos conservados até bem degradados, em vários estágios de regeneração.

2.2.1.4 Área de Estudo

A área onde foi instalado o experimento é um dos seis sítios que compõem a área de 8,9 ha a ser restaurada na Reserva Legal do aeroporto. Denominado de Gleba n.º 4 no Plano de Recuperação Ambiental, que foi apresentado ao DEPRN, corresponde ao sítio que dá para os fundos da fábrica de blocos de cimento (Figura 3). É a segunda maior área a ser recuperada, com 1,6 ha. Apresentava-se recoberta predominantemente com gramíneas, cujas principais espécies são *Imperata brasiliensis* Trin. (capim – sapê) e *Andropogon bicornis* L. (capim – rabo-de-burro). Ocorriam ainda, aglomerados de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn (samambaia – das – taperas).

Uma porção deste sítio ocorre em Área de Preservação Permanente, apresentando nascente e terreno úmido, com problemas de escoamento e infiltração da

água; problemas estes decorrentes da construção da pista do aeroporto. Esta interceptou o fluxo da água, formando dois novos ambientes: um permanentemente encharcado e outro permanentemente seco. Para a alocação da área experimental, procurou-se um local com uniformidade de solo e ausência solo saturado de água.

a) Método:

O uso de banco de propágulos como método de recuperação de áreas degradadas é uma prática já bastante utilizada para a recuperação de áreas mineradas em todo o mundo. Nesses casos, o banco é comumente espalhado na área total, normalmente com grande espessura (20 – 50 cm).

A deposição do banco em sulcos pode permitir que um mesmo volume de solo seja capaz de recuperar uma área maior, aumentando seu rendimento.

Assim, na área experimental foi testado o potencial regenerativo do banco de propágulos através da deposição deste em sulcos, mediante quatro tratamentos: testemunha (*Controle*), Calcário (*Ca*), Calcário + Nitrogênio inicial (*Ca+Ni*) e Calcário + Nitrogênio em cobertura (*Ca+Nc*).

Cada tratamento foi alocado em um sulco de dimensões 0,3m X 0,3m X 20,0m (1,8 m³), e repetido quatro vezes, totalizando 16 sulcos (28,8 m³).

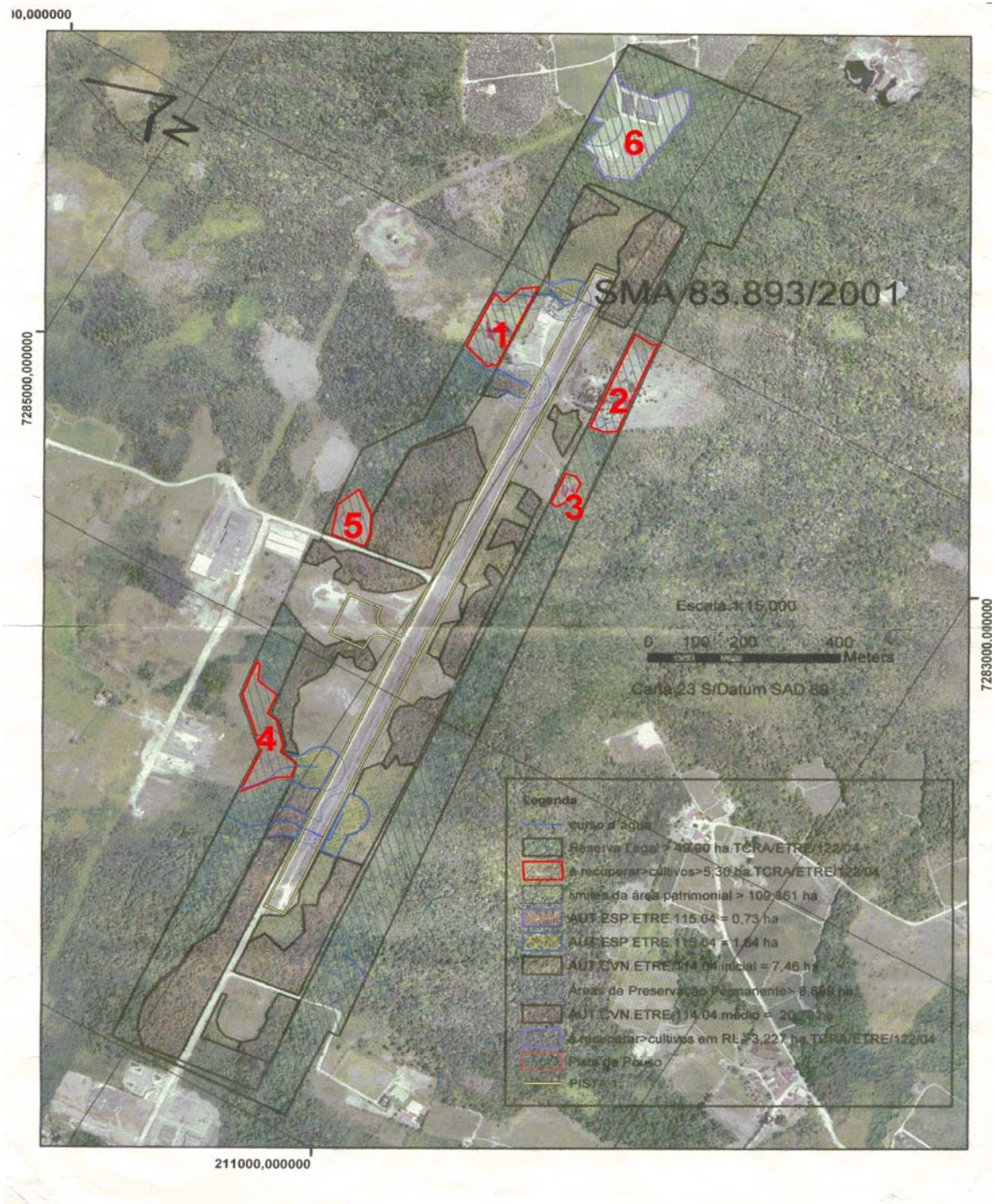


Figura 3 - Posicionamento na paisagem dos seis sítios degradados da Reserva Legal do aeroporto municipal de Registro, SP. O sítio 4 é o local onde foi instalado o experimento

Como o substrato era arenoso e, nas condições locais, poderia haver secamento da camada superficial, causando morte de sementes e propágulos vegetativos, a

aplicação de calcário e nitrogênio teve por objetivo verificar se o calcário atuaria como substrato higroscópico e fonte de cálcio e se o nitrogênio associado favoreceria a quebra da dormência (germinação) e o estabelecimento dos indivíduos.

b) Procedimento:

Na proposta inicial, a coleta do banco de propágulos e o resgate das mudas seriam feitos com o auxílio da empreiteira responsável pelas obras no aeroporto. O banco, portanto, seria coletado com máquina e as mudas, pelos trabalhadores da empresa. No processo ficou definido que as famílias que moravam na área a ser suprimida receberiam indenização e seriam reinstaladas em outros locais. Após, iniciariam-se as obras pelo desmatamento: seriam retiradas as árvores de grande porte, as mudas seriam resgatadas posteriormente, e, por último, seria feita a raspagem do solo para a coleta do banco. Em seguida começariam efetivamente as obras de recuperação da pista do aeroporto.

Contudo, um dos proprietários não aceitou o valor da indenização, alegando ser este inferior ao valor da terra. Não sendo possível chegar a um acordo, esta negociação se estendeu e paralisou todas as atividades.

Devido à necessidade de cumprir o cronograma proposto por este projeto para poder obter resultados, a instalação do experimento teve de ser feita, então, de forma manual, com contratação de mão-de-obra local e serviços de terceiros.

A coleta da serapilheira e do solo até uma profundidade de 20 cm, que corresponde ao banco de propágulos aqui estudado, foi feita em 12 parcelas amostrais (Figura 4) de dimensão 3,0m X 3,0m X 0,2m (1,8 m³), distribuídas a esmo nas manchas da floresta classificadas em estágios médio e avançado de regeneração, na área a ser suprimida.

O solo e a serapilheira da parcela foram revolvidos com enxada (Figuras 5 e 6). Este material foi acondicionado em sacos de ráfia de 100 L (Figura 7). Entretanto, cada saco continha apenas 60 L (~70Kg). Para obedecer este padrão, utilizou-se uma lata de tinta de 18 L, estabelecendo-se 3,3 latas por saco (Figura 8). Este volume estabeleceu uma média de 21,33 sacos por parcela. Foram coletados um total de 256 sacos. Estes sacos foram distribuídos em 16 sulcos, com 16 sacos por sulco.



Figura 4 - Detalhe da delimitação de uma das parcelas de coleta (3m x 3m) alocadas no interior do fragmento florestal do aeroporto municipal de Registro, SP



Figura 5 - Detalhe do revolvimento da serapilheira com enxada, na parcela de coleta (Registro, SP)



Figura 6 - Detalhe da coleta de solo abaixo da serapilheira com enxada, na parcela de coleta (Registro, SP)



Figura 7 - Solo acondicionado em sacos de ráfia para transporte. Número médio de 21,33 sacos por parcela de coleta (Registro, SP)



Figura 8 - Utilização de latas de tinta de 18 L para controle do volume de banco de propágulos por saco (Registro, SP)

Para a distribuição do material na área experimental, foi feita a roçada mecânica da área de 2500 m², com roçadeira atrelada a trator. Após, foi feito o sulcamento da área, com sulcador atrelado a trator (Figuras 9 e 10). Os sulcos são prismas triangulares de dimensão de 0,3m X 0,3m X 20,0m (0,9 m³) e estão espaçados 5,0 m entre si, para permitir futuras intervenções mecanizadas.

Foi feita também a capina manual com enxada das bordas dos sulcos (Figura 11) (0,5 m de cada lado), para estabelecer o tempo zero da infestação pelas espécies competidoras (*Imperata brasiliensis* Trin., *Andropogon bicornis* L., *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.).

Após o preparo da área, distribui-se aleatoriamente os tratamentos nos sulcos, segundo sorteio realizado. A distribuição dos sacos contendo o banco de propágulos foi feita com auxílio de uma carreta e um trator de plataforma.

No *Controle*, o banco foi depositado nos sulcos, respeitando-se seus limites laterais, para não gerar desuniformidade entre as parcelas. Neste tratamento nada mais foi acrescentado (Figura 12).



Figura 9 - Vista geral da área de 2500m² no interior do sítio de 1,6 ha denominado de Gleba 4. Área roçada totalmente e sulcada a cada 5m



Figura 10 - Detalhe do sulco de dimensões 30cm (largura) x 30cm (profundidade) x 20m (comprimento). Forma prismática triangular

No tratamento *Ca*, além deste cuidado na deposição do material, foi aplicado manualmente 300 g/m linear de calcário dolomítico em superfície. No tratamento *Ca+Ni*, após a distribuição do material, aplicou-se manualmente 300g/m linear de calcário dolomítico e 300 g/m linear de nitrato de amônio (NH_4NO_3), ambos em superfície. No tratamento *Ca+Nc*, aplicou-se manualmente 300g/m linear de calcário dolomítico em superfície na implantação do experimento e 300 g/m linear de nitrato de amônio (NH_4NO_3) em cobertura 9 meses depois (Figura 13).

Foram instaladas também, parcelas-controle com areia lavada para verificar o efeito da chuva de sementes. Estas parcelas têm dimensões de 1,0m X 1,0m X 0,1m, e foram depositadas nas entrelinhas dos sulcos, sobre plástico, para evitar a ocupação pelos competidores.



Figura 11 – Distribuição dos sacos contendo banco de propágulos nos sulcos



Figura 12 – Detalhes das bordas roçadas e do banco de propágulos depositado nos sulcos



Figura 13 – Detalhe dos tratamentos distribuídos no campo: Controle, Ca+Ni, Ca (da esquerda pra direita, à frente)

2.2.2 Coleta de Dados

Foram coletados dados sobre a emergência das plântulas (número de indivíduos e número de espécies), dados de crescimento (altura dos indivíduos) e dados de sobrevivência (porcentagem de indivíduos), referentes às espécies arbustivo-arbóreas, aos 1,5 (08/11/2006), 3 (18/12/2006), 6 (24/03/2007), 9 (26/06/2007) e 12 (24/09/2007) meses após a instalação do experimento.

A coleta foi realizada em toda a parcela (sulco), de cada tratamento, de cada repetição. Os indivíduos emergentes foram etiquetados com número em série e não repetidos. Foram contados, identificados taxonomicamente e tiveram sua altura total (limite superior da copa) determinada.

2.2.3 Análise Estatística

Os dados para as variáveis avaliadas, crescimento, densidade, riqueza (espécies determinadas e não determinadas), sobrevivência e recrutamento foram analisados por medidas repetidas, pelo procedimento MIXED do programa computacional estatístico SAS (LITTELL et al., 1998). Para a análise de homogeneidade de variâncias e normalidade empregou-se o teste de Bartlett (BARTLETT, 1937) e Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965). As comparações de médias foram realizadas através do teste de Tukey-Kramer ($P < 0,05$) (SAS, 2004). Como haviam muito poucos dados na primeira coleta, as médias foram calculadas excluindo-se estes dados.

Para a comparação dos tratamentos em termos de altura média aos 12 meses, foi feita análise de variância em blocos ao acaso, com Tukey-Kramer ($P < 0,05$), posteriormente.

Para verificar a similaridade florística entre os tratamentos no 12º mês, foi feita uma análise de agrupamento com dados binários de presença e ausência das espécies. A dissimilaridade foi calculada pelo índice de Jaccard, e o agrupamento foi feito pelo método UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Means*), utilizando o software MVSP (KOVAC, 1999).

2.3 Resultados e Discussão

O banco de propágulos depositado em sulcos permitiu a emergência e desenvolvimento de indivíduos de todas as formas de vida (herbáceas, lianas, arbustos e árvores), contudo, neste trabalho apenas os indivíduos arbustivos e arbóreos foram contabilizados. Durante 12 meses de monitoramento, surgiram 538 indivíduos de 40 espécies, apenas desses hábitos, em uma área de 96 m² (área da superfície dos sulcos – 0,3 m X 20 m) (Figura 14a e b).

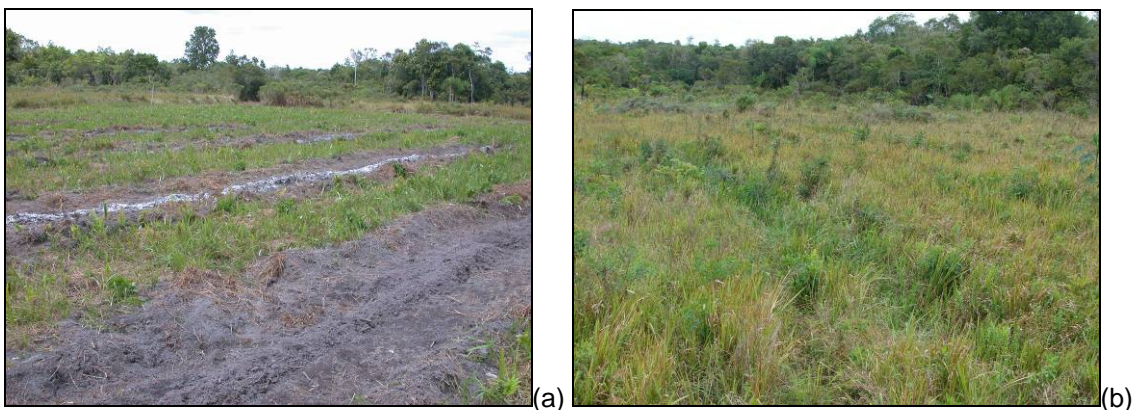


Figura 14 – Vista geral da área (a) na implantação e (b) um ano após a implantação

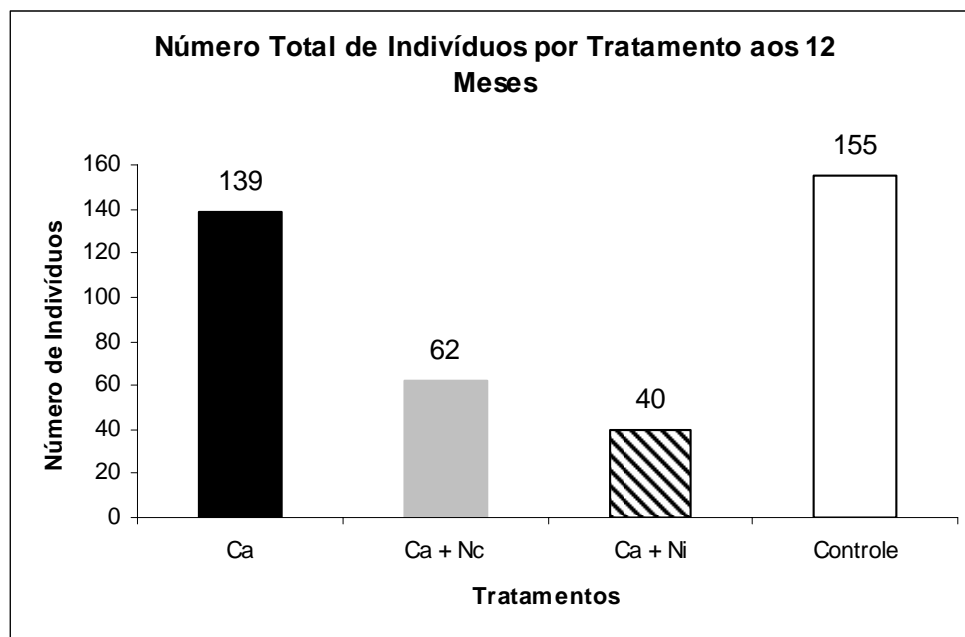


Figura 15 – Número total de indivíduos aos 12 meses, em cada tratamento

Aos 12 meses, 409 indivíduos estavam vivos. O número de indivíduos vivos aos 12 meses, por tratamento, é mostrado na Figura 15.

A análise de variância contendo os graus de liberdade do numerador e do denominador e os valores de probabilidade para as variáveis analisadas levando-se em conta os efeitos de tratamento, bloco, tempo e da interação encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 – Análise de variância para crescimento (CRESC), densidade (DENS), riqueza para espécies determinadas (RD) e não determinadas (RND), sobrevivência (SOBR) e recrutamento (RECRUT) realizada no procedimento MIXED

FV	GLN	GLD	Probabilidade > F					
			CRESC	DENS	RD	RND	SOBR	RECRUT
Tratamento (Tr)	3	9	0,2927	0,0469	0,0293	0,1224	0,0541	0,0043
Bloco	3	9	0,4448	0,8989	0,2979	0,8713	0,8993	0,9913
Tempo (Tp)	3	33	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0017	0,5026	<0,0001
Tr x Tp	9	33	0,5641	0,0181	0,8743	0,3724	0,0052	0,4238

GLN: graus de liberdade do numerador; GLD: graus de liberdade do denominador.

De acordo com o resultado obtido na Tabela 1, verifica-se que para as variáveis crescimento (CRESC) e riqueza para espécies não determinadas (RND) foram detectados efeitos significativos ($P < 0,05$) apenas nas comparações entre tempo. Para riqueza para espécies determinadas (RD) e recrutamento (RECRUT) os efeitos foram significativos nas comparações entre tratamentos e tempo.

Já quando se considerou as variáveis densidade (DENS) e sobrevivência (SOBR), as diferenças significativas ($P < 0,05$) foram observadas na comparação da interação tratamento x tempo, indicando existir uma dependência entre os efeitos. Dessa forma, procedeu-se ao desdobramento dessa interação.

Para estudar o desdobramento, procedeu-se de duas maneiras: estudando o comportamento dos tempos dentro de cada tratamento e o comportamento dos tratamentos dentro de cada tempo. Vale ressaltar aqui que os dados do tempo 1 foram excluídos da análise estatística.

2.3.1 Densidade de indivíduos

A densidade média de indivíduos por tratamento, em cada evento de coleta é mostrada na Figura 16.

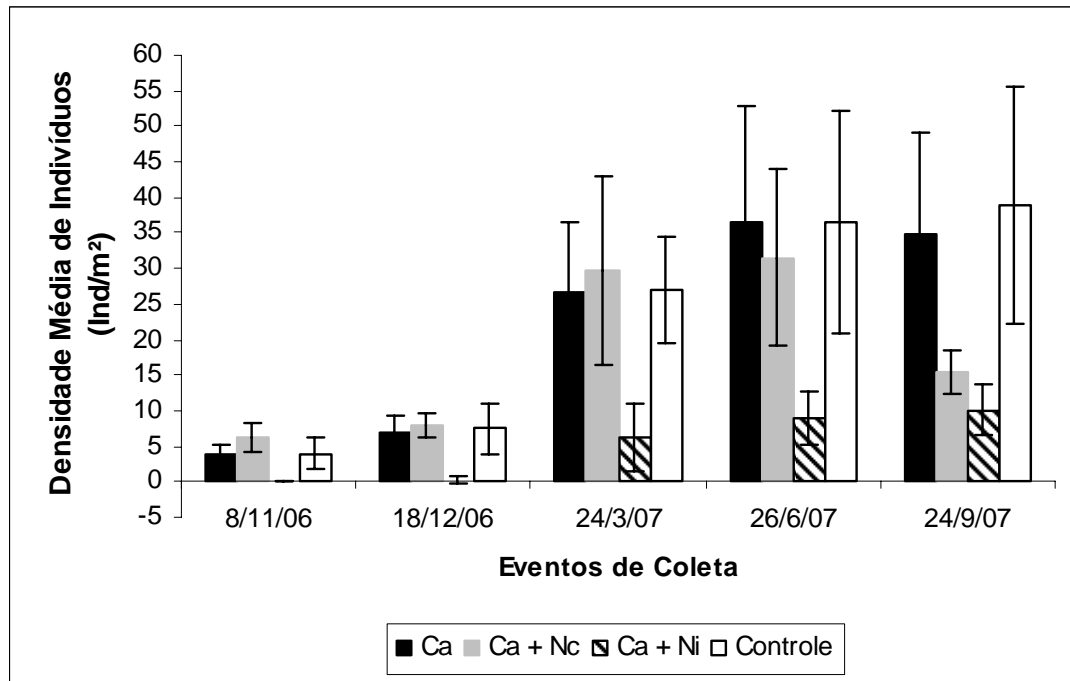


Figura 16 – Densidade (indivíduos.m⁻²) média por tratamento em cada evento de coleta de dados. Média de quatro repetições (A, B, C e D). Os tratamentos são Ca (calcário), Ca+Nc (calcário na implantação e nitrogênio em cobertura), Ca+Ni (calcário e nitrogênio na implantação) e Controle (sem aplicação de calcário e/ou nitrogênio). Os dados foram coletados em 08/11/2006, 18/12/2006, 24/03/2007, 26/06/2007 e 24/09/2007 no sítio 4, no aeroporto municipal de Registro, SP

A 1,5 e 3 meses após a implantação do experimento, o tratamento Ca+Nc apresentava as maiores densidades de indivíduos, 1,04 ind.m⁻² e 1,33 ind.m⁻², respectivamente, seguido dos tratamentos Controle, com 0,67 ind.m⁻² e Ca, com 0,63 ind.m⁻², na primeira avaliação, e 1,25 ind.m⁻² e 1,13 ind.m⁻², respectivamente, na segunda. O tratamento Ca+Ni apresentou, nestas épocas, 0 e 1 (0,17 ind.m⁻²) indivíduo, respectivamente (Tabela 2).

No 6º mês após a implantação, todos os tratamentos tiveram um aumento abrupto no número de indivíduos. Nesta época, o tratamento Ca+Nc ainda apresentava-se como o mais bem sucedido, com 4,96 ind.m⁻², seguido pelo Controle, com 4,50 ind.m⁻² e pelo tratamento Ca, com 4,42 ind.m⁻². O tratamento Ca+Ni manteve-se com o pior desempenho nesta época, 0,5 ind.m⁻².

Tabela 2 - Densidade média (área de referência = 6 m²) de indivíduos por tratamento por evento de coleta. Média dos quatro blocos (A, B, C e D)

		Densidade Média de Indivíduos (Ind/m ²)				
Tratamento	Bloco	Eventos de Coleta				
		8/11/06	18/12/06	24/3/07	26/6/07	24/9/07
Ca	A	0,50	1,33	6,67	8,67	7,67
	B	0,83	1,33	3,17	3,50	3,33
	C	0,33	0,50	3,17	4,00	4,17
	D	0,83	1,33	4,67	8,17	8,00
	média	0,63	1,13	4,42	6,08	5,79
Ca+Nc	A	1,33	1,67	8,17	8,00	3,00
	B	0,67	1,33	3,67	4,00	3,00
	C	0,83	1,00	4,67	5,67	2,33
	D	1,33	1,33	3,33	3,33	2,00
	média	1,04	1,33	4,96	5,25	2,58
Ca+Ni	A	0,00	0,00	0,50	1,33	1,33
	B	0,00	0,00	1,00	1,50	1,67
	C	0,00	0,00	2,17	2,33	2,50
	D	0,00	0,17	0,50	0,83	1,17
	média	0,00	0,04	0,50	0,83	1,17
Controle	A	1,17	1,83	3,00	3,50	3,67
	B	0,50	0,83	6,00	8,67	9,17
	C	0,33	1,67	4,50	4,17	4,50
	D	0,67	0,67	4,50	8,00	8,50
	média	0,67	1,25	4,50	6,08	6,46

Nove meses após a implantação, o tratamento Ca+Nc apresentou uma tendência à estabilização do número de indivíduos, atingindo 5,25 ind.m⁻², número próximo à medição anterior.

Os demais tratamentos aumentaram o número de indivíduos e, logo, a densidade. Os tratamentos Ca e Controle continuaram apresentando desempenhos parecidos nesta época, com 6,08 ind.m⁻² cada.

O tratamento Ca+Ni, também aumentou seu número de indivíduos para 0,83 ind.m⁻², mas manteve-se ainda bem abaixo dos outros tratamentos.

No último evento de coleta de dados, ocorrido no 12^o mês após a instalação do experimento, todos os tratamentos, exceto Ca+Nc, mostravam uma tendência à estabilização do número de indivíduos. O Controle atingiu a marca de 6,46 ind.m⁻²; Ca apresentou 5,79 ind.m⁻², quantidade próxima à encontrada na avaliação anterior; Ca+Ni passou de 0,83 ind.m⁻² para 1,17 ind.m⁻². O tratamento Ca+Nc reduziu abruptamente o número de indivíduos, caindo para 2,58 ind.m⁻².

A densidade total de indivíduos aos 12 meses, por tratamento, é apresentada na Figura 17.

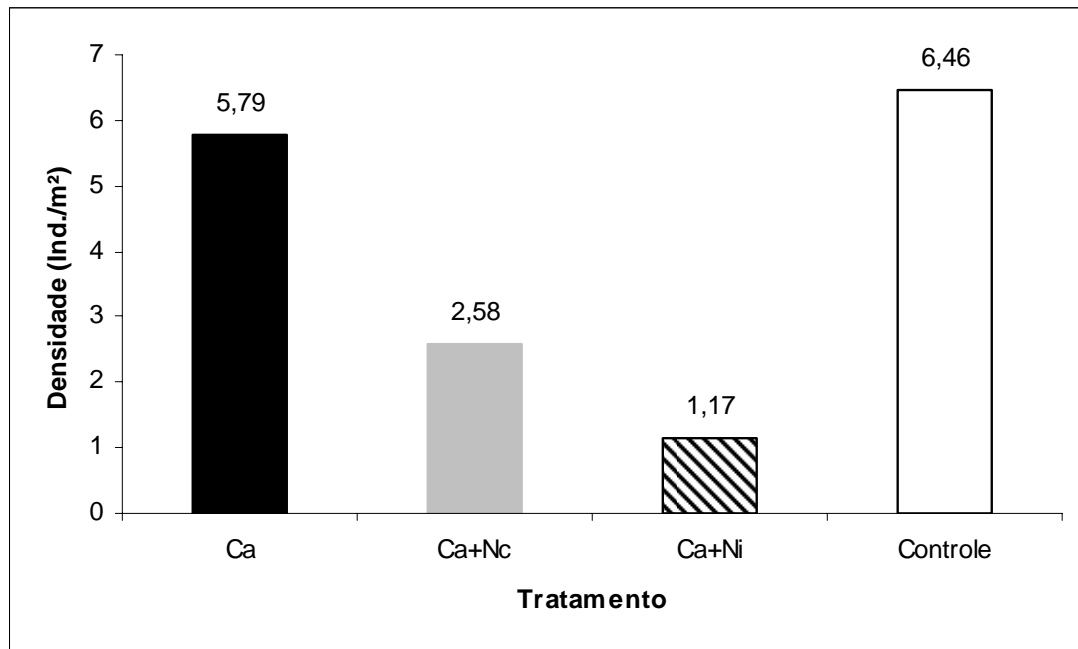


Figura 17 – Densidade Média de indivíduos aos 12 meses, em cada tratamento

O resultado da análise estatística, comparando as densidades médias entre os tratamentos e entre os tempos (eventos de coleta), é apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 – Comparação da densidade média de indivíduos entre cada tratamento e entre cada evento de coleta (Tempo) numa área em restauração, no período de Agosto de 2006 a Setembro de 2007, no município de Registro, SP

Tempo	DENS			
	Ca	Ca + Nc	Ca + Ni	Controle
2	1,13 ± 0,21 Ba	1,33 ± 0,14 Ba	-	1,25 ± 0,29 Ca
3	4,42 ± 0,83 Aa	4,96 ± 1,11 Aa	1,04 ± 0,39 Ab	4,50 ± 0,61 Ba
4	6,08 ± 1,35 Aa	5,25 ± 1,04 Aa	1,50 ± 0,31 Ab	6,08 ± 1,31 Aa
5	5,79 ± 1,19 Aa	2,58 ± 0,25 Bb	1,67 ± 0,30 Ab	6,46 ± 1,39 Aa

Médias seguidas de meSão Paulo letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.

A densidade da área, considerando-se todos os indivíduos vivos dos quatro tratamentos aos 12 meses, foi de 4,26 ind.m⁻² ou 42.604,17 ind.ha⁻¹. Esta densidade é cerca de vinte vezes maior que as densidades de indivíduos (DAP > 2,5 cm) encontradas por Mantovani et al., 1990; César e Monteiro, 1995 e Ivanauskas et al.

(2001) em uma floresta. Viani (2005), trabalhando com resgate de plântulas de hábito arbustivo–arbóreo em sub-bosque de plantios comerciais de *Eucalyptus sp*, encontrou densidade média de 7.687,8 indivíduos.ha⁻¹ com altura inferior a 30cm. Nave (2005) também resgatando plântulas de hábito arbustivo – arbóreo em sub-bosque de florestas nativas condenadas ao desmatamento, encontrou cerca de 38.300 indivíduos.ha⁻¹. Vidal (2008) resgatou um número total estimado de 26.540 indivíduos arbustivo–arbóreos por hectare, trabalhando em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa da planície costeira condenado ao desmatamento.

Embora todos os tratamentos tenham aumentado o número de indivíduos ao longo do tempo, isto não ocorreu da mesma forma (Tabela 2). O fato de *Controle* e *Ca* terem apresentado densidades semelhantes indica que esta variável sofreu mais influência das condições físicas (luz e umidade) do ambiente do que das químicas (fertilidade). Isto pode ser comprovado quando comparamos os três tratamentos onde foi aplicado calcário com o Controle. Notamos que, em uma análise geral, a aplicação mostrou nenhuma relação com a densidade de indivíduos, reforçando o indício de que as diferenças de densidade encontradas entre os tratamentos se devam ao efeito combinado da heterogeneidade espacial do banco e das condições físicas do ambiente.

De fato, ao analisarmos a Figura 18 podemos observar que o aumento abrupto da densidade, ocorrido à época da terceira coleta de dados, no mês de Março de 2007, ocorre imediatamente após o excedente hídrico ocorrido no trimestre anterior (Dez/06 – Fev/07).

Contudo, quando comparamos os tratamentos com e sem nitrogênio, notamos que *Ca+Ni* foi o que apresentou os resultados mais discrepantes quanto a densidade. Podemos então concluir que esta discrepância provavelmente deveu-se ao fertilizante aplicado. A adição de nitrogênio teve efeito negativo, o que explica o pequeno recrutamento ocorrido em *Ca+Ni*.

O efeito negativo do fertilizante nitrogenado foi confirmado pela adubação de cobertura, feita no mês de Junho de 2007. Na coleta final de dados, a mortalidade no tratamento *Ca+Nc* deixou evidente este efeito. Foi observado em campo o provável efeito salino do Nitrato de Amônio sobre as sementes, impedindo germinação (emergência), e sobre os indivíduos muito jovens, aumentando a mortalidade.

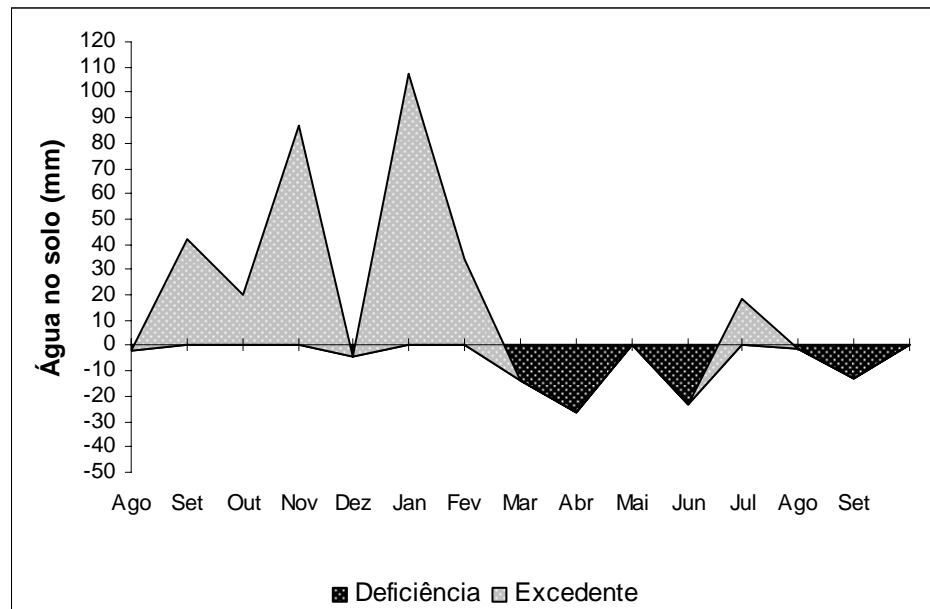


Figura 18 – Balanço hídrico do município de Registro do período de Agosto de 2006 a Setembro de 2007
Fonte: Sentelhas (2007)

2.3.2 Riqueza de espécies

De maneira geral, assim como o número de indivíduos, o número de espécies aumentou ao longo do ano de monitoramento em todos os tratamentos. A Figura 18 mostra o aumento do número de espécies no decorrer dos cinco eventos de coleta de dados no período de um ano.

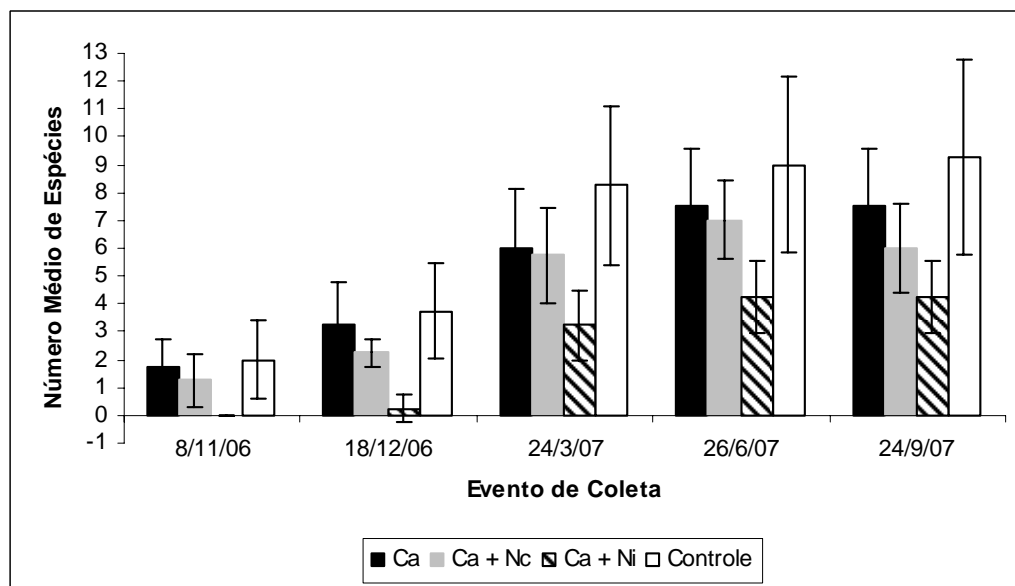


Figura 19 – Número de espécies determinadas em cada evento de coleta por tratamento

Um mês e meio após a instalação do experimento, o maior média de espécies foi encontrada no *Controle*, 2 espécies, seguido pelo tratamento *Ca*, com 1,75 espécies. O tratamento *Ca+Nc* apresentou nesta ocasião, 1,25 espécies, indicando uma tendência de poucas espécies apresentarem alta densidade. Isso porque, este tratamento, nesta ocasião de coleta de dados, apresentou a maior densidade de indivíduos (6,25) e um baixo número de espécies (1,25).

O tratamento *Ca+Ni* apresentou o pior resultado entre os tratamentos também para número de espécies. No primeiro evento de coleta de dados, como nenhum indivíduo foi encontrado, nenhuma espécie ocorria. Vale ressaltar aqui que, embora estejamos tratando apenas de espécies arbustivas ou arbóreas, também não foram encontradas espécies herbáceas ou lianas neste primeiro evento de coleta neste tratamento.

O número médio de espécies por tratamento, em cada evento de coleta de dados está apresentado na Tabela 4.

No terceiro mês após a instalação, houve um aumento no número de espécies em todos os tratamentos. Este aumento foi, em média, de 1,125 espécies por tratamento. O tratamento *Ca* foi o que teve maior aumento, passando de 1,25 para 3,25 espécies. O *Controle* teve um aumento de 1,75 espécies, chegando a 3,75 espécies aos três meses. Estes tratamentos mantiveram melhores respostas em relação aos demais tratamentos. *Ca+Nc* também aumentou em uma o número de espécies, chegando a 2,25. *Ca+Ni* apresentou sua primeira espécie (0,25) nesta época.

Aos seis meses, o aumento no número de espécies foi muito significativo em todos os tratamentos. O aumento médio que foi de 1,125 espécies por tratamento entre a primeira e a segunda medições, agora é de 3,437 espécies. O *Controle* teve um aumento de 4,5 espécies em relação à medição anterior. *Ca+Ni*, que nos primeiros três meses apresentava apenas uma espécie (0,25), no segundo trimestre, teve um aumento de três espécies, chegando a 3,25. *Ca+Nc* passou de 2,25 para 5,75 espécies em três meses. O tratamento *Ca* apresentou-se aquém dos demais nesta ocasião, aumentando em apenas 2,75 espécies.

Tabela 4 - Número médio e número total de espécies determinadas, por tratamento, em cada evento de coleta de dados. * Média de quatro repetições (A, B, C e D) e ** soma de quatro repetições (A, B, C e D)

		Número de Espécies Determinadas				
Tratamento	Bloco	Eventos de Coleta				
		8/11/06	18/12/06	24/3/07	26/6/07	24/9/07
Ca	A	1	4	5	8	8
	B	3	5	6	5	5
	C	2	2	9	10	10
	D	1	2	4	7	7
	média*	1,75	3,25	6,00	7,50	7,50
	total**	7	13	24	30	30
Ca+Nc	A	2	2	6	7	8
	B	0	2	5	6	6
	C	1	2	4	6	4
	D	2	3	8	9	6
	média*	1,25	2,25	5,75	7,00	6,00
	total**	5	9	23	28	24
Ca+Ni	A	0	0	2	3	3
	B	0	0	3	4	4
	C	0	0	5	6	6
	D	0	1	3	4	4
	média*	0,00	0,25	3,25	4,25	4,25
	total**	0	1	13	17	17
Controle	A	3	3	5	5	5
	B	0	2	8	11	11
	C	2	6	12	12	13
	D	3	4	8	8	8
	média*	2,00	3,75	8,25	9,00	9,25
	total**	8	15	33	36	37

No 4º evento de coleta, ocorrido nove meses após a instalação, ainda houve aumento no número de espécies, contudo, tendendo à estabilização. Assim como ocorreu com o número de indivíduos, o número de espécies apresentou pequenos aumentos em relação à época anterior. O aumento médio, que era de 3,437 espécies no trimestre anterior, caiu para 1,125 espécies, sendo o tratamento *Ca* o que apresentou o maior aumento, com 1,5 espécies. Os tratamentos *Ca+Nc*, *Ca+Ni* e *Controle* tiveram aumentos de 1,25, 1,0 e 0,75 espécies, respectivamente.

No trimestre posterior, último evento de coleta, o número de espécies se estabilizou. Em *Ca*, o aumento de espécies em relação à medição anterior foi nulo; em *Ca+Nc* houve decréscimo de uma espécie. *Ca+Ni* manteve o número de 4,25 espécies da avaliação anterior e o *Controle* foi o único tratamento que apresentou aumento no período, uma espécie (0,25).

O número total de espécies determinadas por tratamento, emergidas no decorrer do ano de monitoramento, é apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 - Número total de espécies emergidas por tratamento em 12 meses

Tratamento	Número de Espécies
Ca	21
Ca + Nc	16
Ca + Ni	11
Controle	21

O resultado da análise estatística, comparando a riqueza de espécies (número médio de espécies por tratamento) entre os tratamentos e ao longo do tempo, é apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 - Comparação de médias de riqueza para espécies determinadas (RD) e não determinadas (RND) entre tratamentos e entre eventos de coleta (Tempo)

Tratamento	Variáveis	
	RD	RND
Ca	6,06 ± 0,63 AB	0,81 ± 0,28 A
Ca + Nc	5,25 ± 0,56 AB	2,44 ± 0,51 A
Ca + Ni	3,69 ± 0,40 B	0,23 ± 0,22 A
Controle	7,56 ± 0,87 A	1,38 ± 0,46 A
Tempo		
18/12/06	2,92 ± 0,40 B	2,07 ± 0,40 A
24/3/07	5,81 ± 0,72 A	1,87 ± 0,65 A
26/6/07	6,94 ± 0,65 A	1,06 ± 0,36 AB
24/9/07	6,75 ± 0,32 A	0,19 ± 0,14 B

Médias seguidas de meSão Paulo letra maiúscula na coluna não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.

Foram identificadas na área 40 espécies arbustivo–arbóreas. O número de espécies existentes aos 12 meses por tratamento é mostrado pela Figura 20. Dessas 40, apenas 5, ou 12,5%, ocorrem nos quatro tratamentos. São elas: *Pterolepis glomerata*, *Cecropia pachystachya*, *Alchornea triplinervia*, *Ocotea pulchella* e *Vernonia* sp. Duas (5,0%) espécies são comuns a três tratamentos (*Pera glabrata* e *Tibouchina trichopoda*), nove (22,5%) das espécies são comuns a dois tratamentos e 23 (57,5%) espécies são exclusivas de um tratamento. A lista das espécies indicando a presença e o número de indivíduos em cada tratamento é apresentada na Tabela 7.

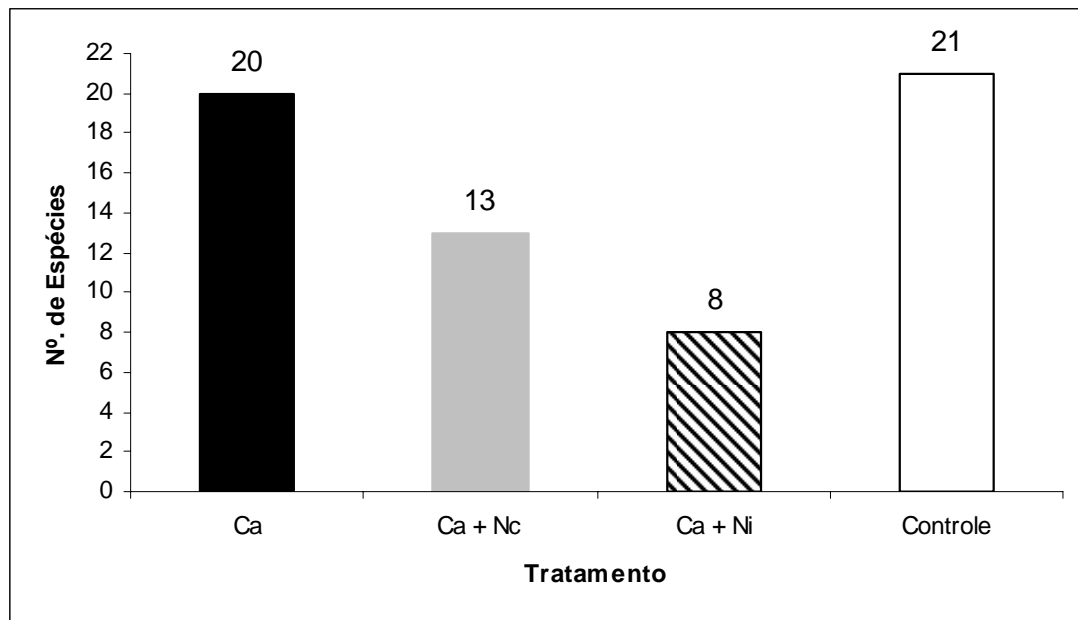


Figura 20 – Número total de espécies determinadas aos 12 meses em cada tratamento. Somatória de quatro repetições (A, B, C e D)

Nenhuma espécie de qualquer hábito de vida foi encontrada nas parcelas – controle de areia, indicando que a chuva de sementes, embora provavelmente tenha ocorrido na área, não influenciou a composição florística do experimento.

Para alguns indivíduos, não foi possível a identificação em nenhum nível taxonômico (Família, Gênero ou Espécie) ou morfoespecífico, sendo tratados aqui como indivíduos Não Determinados (ND). Isso porque a maioria dos indivíduos morreu quando eram ainda muito jovens (plântulas), como mostra a Figura 21.

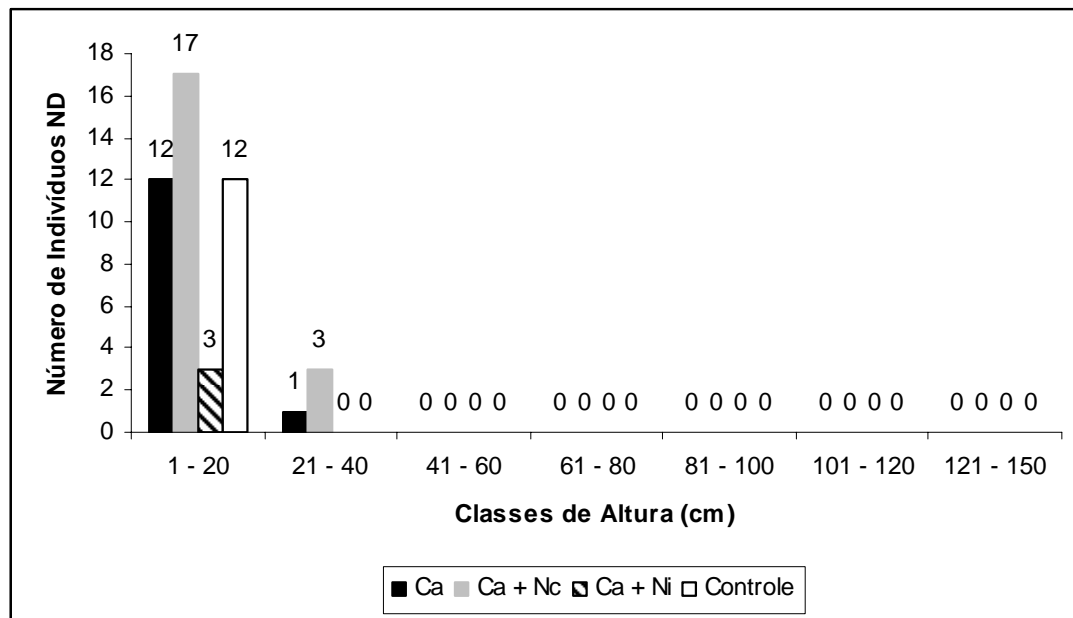


Figura 21 – Distribuição do nº. de indivíduos mortos Não Determinados (ND) em classes de altura por tratamento

Tabela 7 - Lista das espécies encontradas na área no ano de monitoramento. Apresenta o número de indivíduos de cada espécie por tratamento, o total de indivíduos por espécie, o total de espécies por tratamento e o total de espécies na área. (CS = Classe Sucessional; Pi = Pioneira; Si = Secundária Inicial; Cl = Clímax e nc = não classificada)

ESPÉCIE	FAMÍLIA	CS	Controle	Ca	Ca+Ni	Ca+Nc	Total
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	Si	2	0	0	0	2
<i>Ilex theazans</i> Loes.	Aquifoliaceae	Si	0	1	1	0	2
<i>Bactris setosa</i> Mart.	Arecaceae	Cl	1	0	1	0	2
<i>Vernonia</i> sp.	Asteraceae	Pi	1	6	1	3	11
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Bignoniaceae	Si	1	0	0	4	5
<i>Callophyllum brasiliensis</i> Camb.	Clusiaceae	Cl	0	1	0	5	6
<i>Erythroxylum ambiguum</i> Peyr.	Erythroxylaceae	Cl	0	1	0	0	1
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Euphorbiaceae	Pi	1	0	0	0	1
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Pi	5	4	2	7	18
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	Pi	0	1	0	0	1
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill	Euphorbiaceae	Si	7	4	0	2	13
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) J.F. Macbr.	Fabaceae	Cl	0	1	0	0	1
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Fabaceae	Si	0	2	0	4	6
<i>Lauraceae</i> sp1	Lauraceae	nc	0	1	0	0	1
<i>Lauraceae</i> sp2	Lauraceae	nc	0	0	0	1	1
<i>Nectandra</i> sp.	Lauraceae	Cl	1	0	0	0	1
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	Lauraceae	Si	11	1	2	4	18

(continua)

Tabela 7 - Lista das espécies encontradas na área no ano de monitoramento. Apresenta o número de indivíduos de cada espécie por tratamento, o total de indivíduos por espécie, o total de espécies por tratamento e o total de espécies na área. (CS = Classe Sucessional; Pi = Pioneira; Si = Secundária Inicial; Cl = Clímax e nc = não classificada)

ESPÉCIE	FAMÍLIA	CS	Controle	Ca	Ca+Ni	Ca+Nc	(conclusão)
							Total
<i>Malpighiaceae</i> sp1	Malpighiaceae	nc	0	1	0	0	1
<i>Miconia</i> sp.	Melastomataceae	nc	6	0	0	2	8
<i>Pterolepis glomerata</i> (Rottb.) Miq.	Melastomataceae	Pi	61	60	7	44	172
<i>Tibouchina trichopoda</i> Baill.	Melastomataceae	Pi	10	3	0	1	14
<i>Ardisia</i> sp.	Myrsinaceae	Cl	0	1	0	0	1
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	Myrtaceae	Cl	1	0	0	0	1
<i>Eugenia umbelliflora</i> O. Berg	Myrtaceae	Cl	1	0	0	0	1
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	Cl	1	0	0	0	1
<i>Myrcia ramulosa</i> DC.	Myrtaceae	Si	1	0	0	0	1
<i>Myrcia</i> sp1	Myrtaceae	Cl	1	0	0	0	1
<i>Myrtaceae</i> sp1	Myrtaceae	Cl	8	1	0	0	9
<i>Myrtaceae</i> sp2	Myrtaceae	Cl	0	0	0	2	2
<i>Psidium</i> sp.	Myrtaceae	Si	0	1	0	0	1
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Nyctaginaceae	nc	2	1	0	0	3
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae	Cl	0	0	1	1	2
<i>Psychotria</i> sp.	Rubiaceae	Cl	2	0	2	0	4
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltld.	Solanaceae	Si	0	1	0	0	1
<i>Cestrum amictum</i> Schltld.	Solanaceae	Si	0	1	0	0	1
<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	Solanaceae	Pi	0	0	0	5	5
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Solanaceae	Pi	0	0	1	0	1
<i>Symplocos</i> sp.	Symplocaceae	nc	0	0	1	0	1
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Ulmaceae	Pi	0	0	0	6	6
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	Pi	36	67	22	35	160
TOTAL			21	21	11	16	40

Em todos os tratamentos a mortalidade foi superior a 80% daqueles indivíduos não determinados com altura entre 1 e 20 cm. A altura média de morte destes indivíduos foi de 11,27 cm.

Daqueles que sobreviveram até a última avaliação, não foi possível nenhuma identificação porque se encontravam apenas com órgãos vegetativos (folhas) pouco desenvolvidos, conforme ilustra a Figura 22. Eram, na sua totalidade, indivíduos que rebrotaram a partir de propágulos vegetativos do banco (raízes, caules, etc.), apresentando, muitas vezes, apenas o caule.

Estes indivíduos foram considerados nas análises de densidade, mas não foram considerados na análise da riqueza de espécies. Isso porque cada um deles pode tanto ser uma espécie diferente, como indivíduos de uma espécie já incluída. Portanto, os resultados e a discussão sobre riqueza de espécies não levaram em conta estes indivíduos.



Figura 22 – Detalhe de um indivíduo não determinado aos 12 meses. Indivíduo oriundo de rebrota, apresentando apenas folhas imaturas

A Figura 23 mostra a diminuição do número destes indivíduos ao longo do tempo, em todos os tratamentos. Em 24/09/2007, apenas Controle e Ca+Nc apontam a presença de indivíduos não identificados.

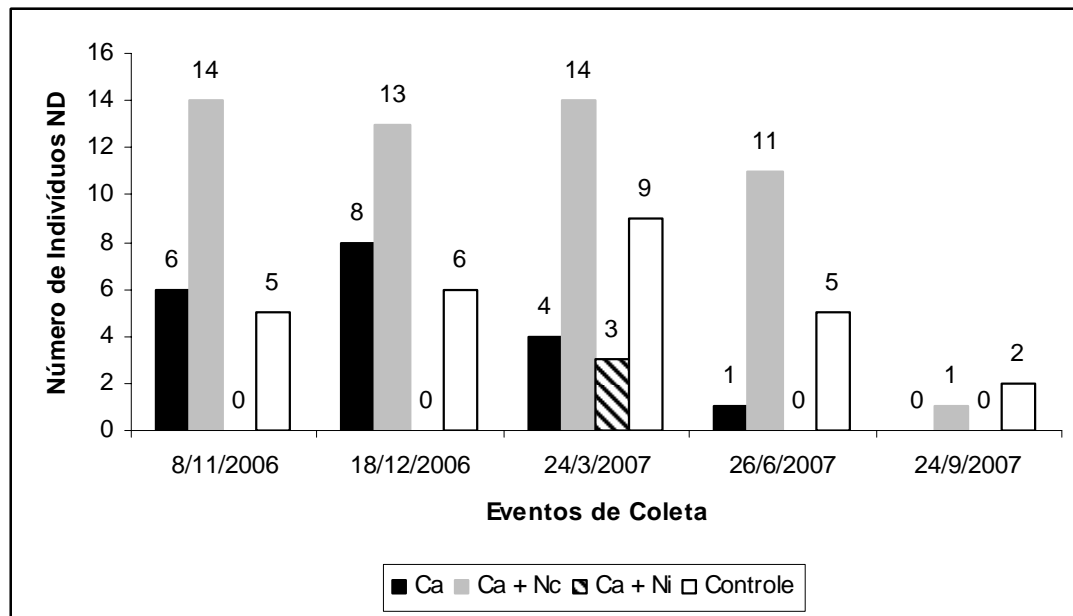


Figura 23 – Número de indivíduos não determinados (ND) em cada evento de coleta de dados por tratamento

Esta pequena quantidade de indivíduos não determinados possivelmente não altera a diferença de riqueza entre os tratamentos. Considerando estes indivíduos como espécies diferentes, Controle passaria a ter 15 espécies aos 12 meses e Ca+Nc passaria a 8 espécies, valores que não modificam a classificação destes tratamentos.

Tentou-se classificar as espécies em categorias sucessionais, a fim de avaliar a distribuição das espécies nestas classes, na área de estudo. A Figura 24 mostra a distribuição da área.

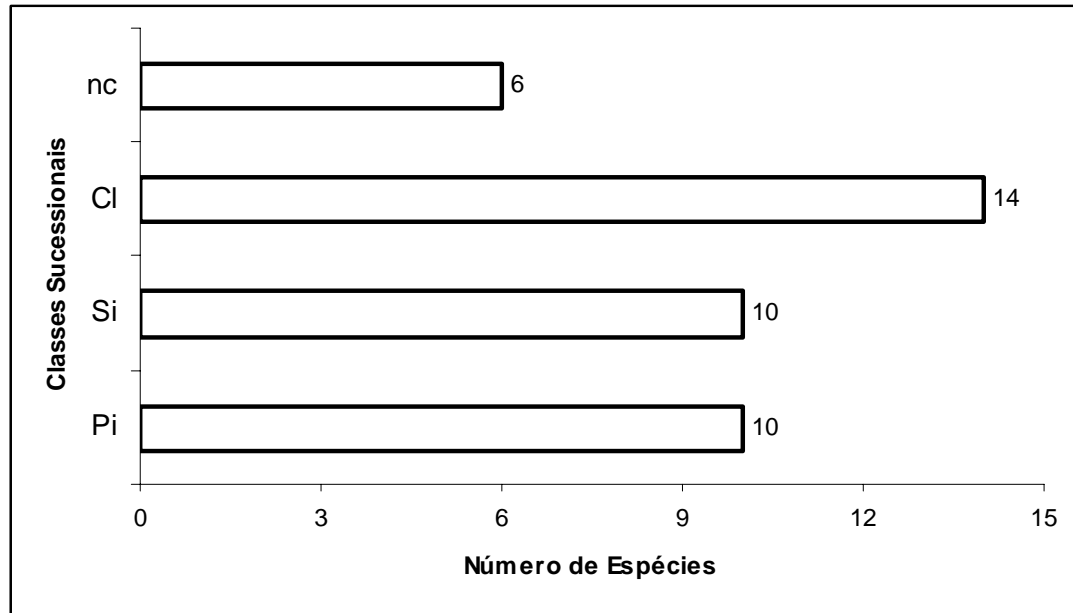


Figura 24 – Distribuição das espécies em classes sucessionais. Pi = pioneiras; Si = secundárias iniciais; Cl = climácicas e nc = não classificadas

Corroborando com a descrição de diversos autores (BAKKER, 1989; GARWOOD, 1989; GUEVARA; GÓMEZ-POMPA, 1972; UHL et al., 1981; VALK; PEDERSON, 1989; YOUNG et al., 1987), o banco de propágulos do local de estudo é constituído principalmente por espécies heliófitas, típicas dos estágios iniciais da sucessão ecológica. Estas espécies apresentam dormência de sementes, que é quebrada pela exposição à luz. De fato, 50% das espécies arbustivo–arbóreas determinadas pertencem aos grupos ecológicos do início da sucessão (Pioneiras e Secundárias Iniciais), 35% das espécies pertencem às tardias ou climácicas e 15% das espécies não foi possível classificar.

Para a maioria dos indivíduos a regeneração ocorreu pela germinação das sementes, sendo possível, em alguns casos, visualizar a semente (Figura 25). No caso das espécies típicas dos estágios sucessionais iniciais, a dormência provavelmente foi quebrada quando o banco foi exposto à luz nos sulcos. As espécies tardias que germinaram por semente provavelmente já estavam quiescentes para a germinação desde a época da coleta do banco. Estes indivíduos germinariam independentemente da exposição do solo à luz.

Para um grupo menor, constituído por indivíduos das espécies tardias, a regeneração se deu a partir da rebrota de raízes e ramos, como ilustra a Figura 26. As espécies em que se observou maior potencial de regeneração vegetativa foram as das famílias Myrtaceae e Lauraceae. Jakovac (2007) também observou espécies dessas famílias regenerando vegetativamente em seu trabalho.



Bactris setosa



Não Determinado

Figura 25 - Detalhe da semente como origem do indivíduo



Myrtaceae sp1



Myrtaceae sp2

Figura 26 - Detalhe da rebrota como origem do indivíduo

Esta pequena proporção de rebrotas também foi encontrada no trabalho de Simões e Marques (2007), onde encontraram apenas 7,7% dos indivíduos regenerados a partir de brotos aéreos ou subterrâneos. Muitas das espécies encontradas rebrotando neste trabalho também foram encontradas por Simões e Marques (2007), como *Guapira*

opposita, *Myrcia racemosa*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Myrtaceae* sp.1, *Ilex theazans* e *Ocotea pulchella*.

O aumento do número de espécies ao longo do ano de monitoramento está diretamente relacionado ao aumento do número de indivíduos. A Figura 27 apresenta esta relação para a área do experimento.

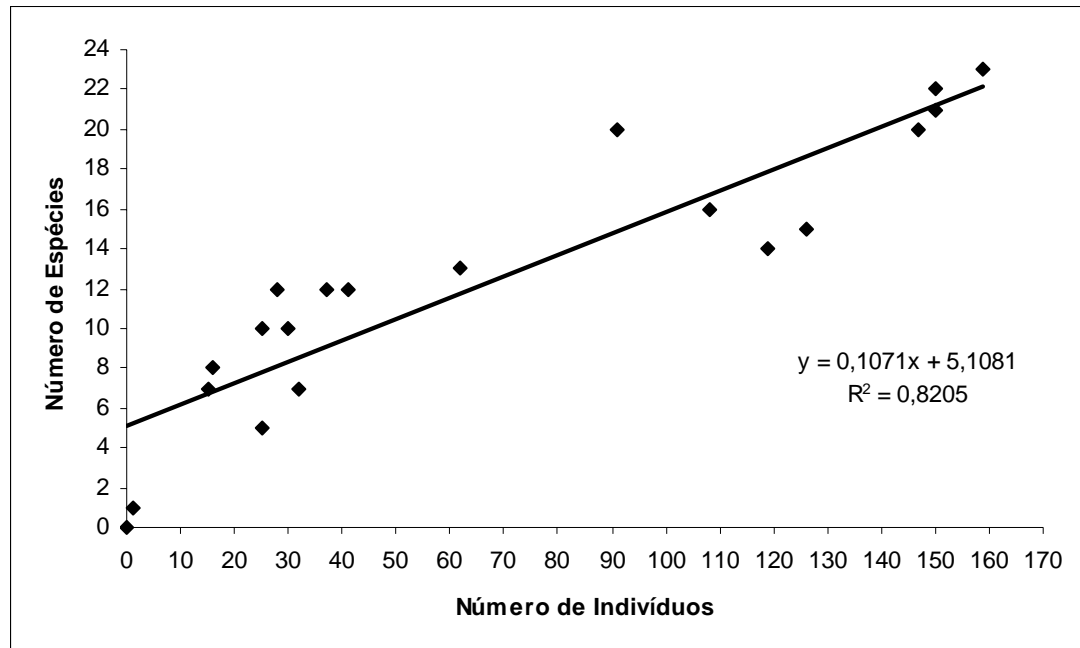


Figura 27 – Relação entre o número de indivíduos e o número de espécies

Esta relação é mais evidente em Março de 2007, quando ocorre o grande aumento no número de indivíduos, apresentado anteriormente na Figura 16. O aumento no número de espécies desta época de coleta acompanha a explosão de emergência dos indivíduos.

Assim como para densidade de indivíduos, a riqueza de espécies parece não sofrer efeito da fertilização. O calcário aplicado parece não ter surtido efeito direto (cálcio estimulando crescimento) nem indireto (aumento da umidade do solo por higroscopicidade) sobre o número de espécies, sugerindo que as espécies que surgem do banco são mais dependentes do conteúdo de sementes pré – existentes no banco do que da oferta de nutrientes, expressando sua heterogeneidade espacial, como conclui Thompson (1987), ou seja, as espécies que emergem do banco estão diretamente associadas às espécies do entorno de onde o banco foi coletado. A

heterogeneidade do banco pode ser comprovada pelos altos valores de desvio padrão encontrados entre e dentro dos blocos. A análise de similaridade florística entre os tratamentos reforça esta possibilidade (Figura 28).

Algumas observações de campo também indicam esta tendência. Foi observado que a maioria das espécies comporta-se de forma agregada, ou seja, as populações ocorrem pontualmente na área, formando agrupamentos.

A desuniformidade da distribuição dos indivíduos na área torna-se mais acentuada quanto mais tardia for a classe sucessional da espécie, ou seja, espécies climáticas tendem a formar agrupamentos. Os indivíduos das espécies pioneiras típicas, como *Cecropia pachystachya* e *Pterolepis glomerata*, por exemplo, apresentaram-se mais uniformemente distribuídos na área. Esta constatação prática pode estar relacionada à forma de propagação, pois, propágulos vegetativos tendem a se concentrar em algumas amostras de banco, enquanto sementes de espécies pioneiras, devido à síndrome de dispersão, tendem a se espalhar pela área, ocorrendo em um número maior de amostras. Isso ocorre porque as espécies pioneiras tendem a formar muitas sementes pequenas para saturar o solo como estratégia de propagação, enquanto espécies tardias formam poucas sementes grandes, geralmente dependentes de dispersores especialistas, tendendo a ter uma distribuição menos ampla (QUEIROZ, 1990; HOLTHUIJZEN; BOERBOOM, 1982; GONZALES Jr., 1991; DALLING et al., 1994). Nesse caso, a propagação vegetativa em banco de propágulos alóctone se torna mais importante que a propagação sexuada.

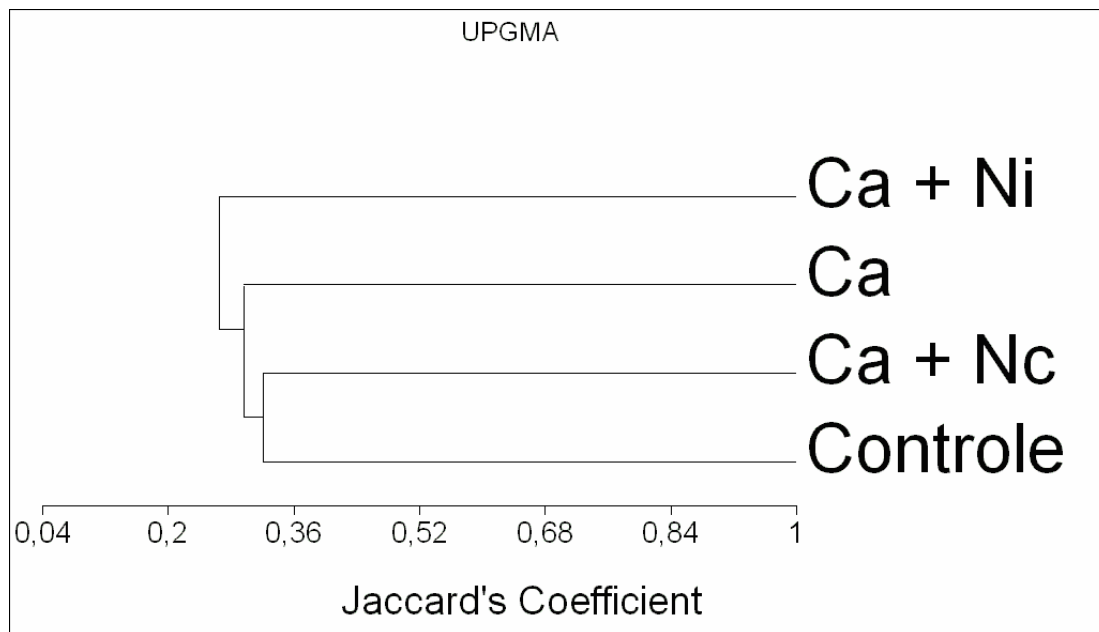


Figura 28 – Análise UPGMA de similaridade florística entre os tratamentos. Comparação feita com base no Coeficiente de Jaccard

De fato, das cinco espécies comuns a todos os tratamentos, quatro são pioneiras: *Cecropia pachystachya*, *Pterolepis glomerata*, *Alchornea triplinervia* e *Vernonia sp.* Destas, duas são zoocóricas (*Cecropia pachystachya* e *Alchornea triplinervia*) e duas são anemocóricas (*Pterolepis glomerata* e *Vernonia sp.*). As populações de *Ocotea pulchella*, a única espécie tardia comum a todos os tratamentos, surgiram predominantemente de rebrota, pontualmente nas parcelas.

Nas florestas neotropicais ocorrem riquezas elevadas de árvores e arbustos pioneiros zoocóricos, como aquelas dos gêneros *Vismia* (Guttiferae), *Piper* (Piperaceae), *Clusia* (Clusiaceae), *Psidium* (Myrtaceae), *Rapanea*, *Miconia*, *Leandra*, *Solanum* e *Cecropia* (Urticaceae) (WHTIMORE, 1990; GÓMEZ-POMPA et al., 1991; TABARELLI, 1997).

A aplicação de nitrogênio, contudo, agiu sobre a expressão do banco também para as espécies. Da mesma forma que ocorreu para densidade, a riqueza foi negativamente afetada pela adição deste fertilizante. Apenas 8 espécies se estabeleceram no tratamento Ca+Ni após 12 meses, contra 21 e 20 espécies estabelecidas nos tratamentos sem nitrogênio. A redução de uma espécie no tratamento Ca+Nc, após a cobertura com Nitrato de Amônio, confirmou que este elemento foi a causa do decréscimo neste tratamento. A adubação em cobertura

eliminou diversos indivíduos, tanto oriundos de sementes quanto de propágulos vegetativos, e, como várias espécies apresentavam apenas um indivíduo representante (Figura 29), a diminuição no número de espécies se deve à morte deste indivíduo.

Contudo, o decréscimo não foi da mesma ordem entre indivíduos e espécies: enquanto houve uma diminuição de 54% no número de indivíduos, apenas 13,33% das espécies desapareceram. Isso indica que havia muitos indivíduos de poucas espécies regenerando do banco.

De fato, observou-se a dominância de duas espécies na área de estudo: *Pterolepis glomerata*, com 31,97% (172) dos indivíduos, e *Cecropia pachystachya*, com 29,74% (160) dos indivíduos. Juntas respondem por 61,71% dos 538 indivíduos levantados no ano de avaliação.

Estas espécies, por serem pioneiras típicas, estão de acordo com outros trabalhos (GUEVARA; GÓMEZ-POMPA, 1971; GARWOOD, 1989; YOUNG et al., 1987; UHL et al., 1981; VAN DER VALK; PEDERSON, 1989; BAKKER, 1989; TABARELLI; MANTOVANI, 1999), em que encontraram as maiores densidades de sementes nos grupos sucessionais mais iniciais. Tabarelli e Mantovani (1999), afirmam que as grandes pioneiras como *Cecropia sp.*, *Alchornea triplinervia*, *Pera glabrata* são comumente encontradas nos bancos de sementes. Em um número elevado de estudos em florestas tropicais, estas espécies arbóreas têm sido encontradas, em especial, pioneiras e grandes pioneiras (GUEVARA; GÓMEZ-POMPA, 1971; HALL; SWAINE, 1980; ENRIGHT, 1985; LAWTON; PUTZ, 1988; HOPKINS et al., 1990), representando entre 18% e 91% do total de espécies encontradas nos bancos (GARWOOD, 1989). Nave (2005) encontrou em seu trabalho 77,8% de espécies pioneiras. Jakovac (2007) identificou *Trema micrantha* como a espécie arbórea mais comum na regeneração a partir do banco.

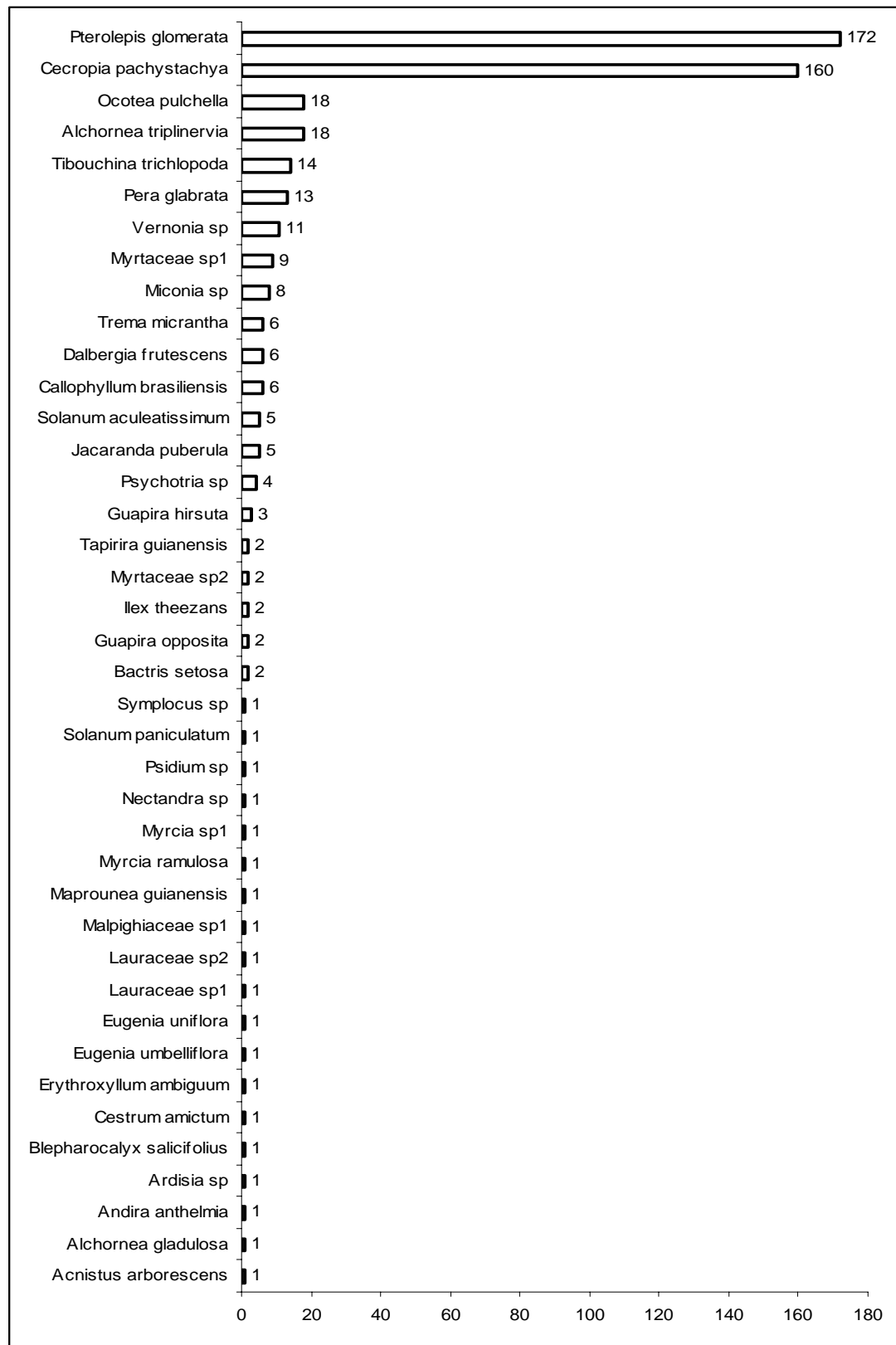


Figura 29 - Distribuição do número total de indivíduos (indivíduos emergidos ao longo de um ano) por espécie

2.3.3 Recrutamento de novos indivíduos

O número de novas emergências por tratamento em cada evento de coleta de dados é apresentado na Figura 30. Ela mostra a porcentagem de indivíduos novos emergidos em relação ao número total de indivíduos em cada evento de coleta em cada tratamento.

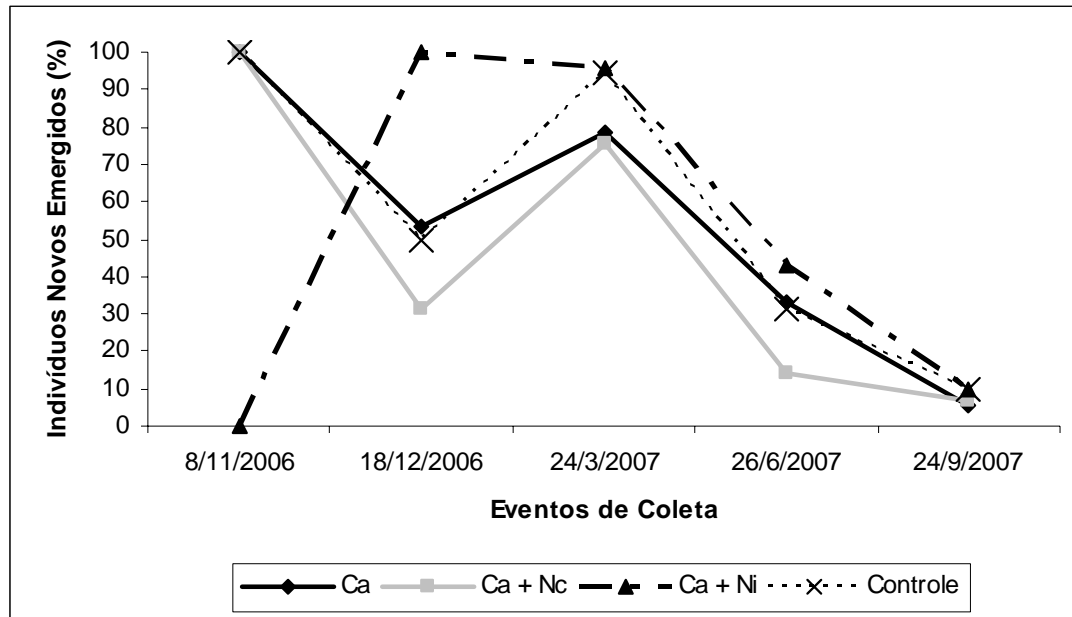


Figura 30 - Proporção (%) de novos indivíduos emergidos em relação ao total de indivíduos vivos existentes em cada evento de coleta de dados em cada tratamento

Nos primeiros 45 dias a emergência é 100% pois todos os indivíduos são novos, exceto em Ca+Ni, onde não houve nenhum indivíduo emergido.

Após 90 dias, Ca+Ni apresenta 100% de indivíduos novos, pois nesta época ocorreu a primeira emergência deste tratamento. Ca e Controle tiveram 53,6% e 50% dos indivíduos emergidos nesta época. Ca+Nc teve 31,3% de novas emergências. A redução observada neste período nos três últimos tratamentos citados se deve apenas ao fato do cálculo da porcentagem ser feito em relação à medição anterior, ou seja, o número de indivíduos emergidos necessariamente teria de ser menor que 100%. O mesmo fato ocorre no tratamento Ca+Ni no período entre a segunda e a terceira medição.

Na terceira avaliação, 90 dias depois, ocorreu uma acentuada emergência de indivíduos, como citado no item densidade. *Ca+Ni*, *Controle*, *Ca* e *Ca+Nc* tiveram 96%, 94,5%, 78,7% e 75,6% de emergências, respectivamente.

A partir desta data, a emergência diminuiu gradativamente. Na quarta avaliação, 43,2 % dos indivíduos eram novos em *Ca+Ni*. Em *Ca* e *Controle*, 33,3% e 31,3% dos indivíduos, respectivamente, eram novos. *Ca+Nc* apresentava 14,3% de indivíduos novos. Na última avaliação todos os tratamentos apresentaram baixa emergência. Em *Ca+Ni* e *Controle* apenas 9,6% dos indivíduos foram recrutados, em *Ca+Nc* e *Ca*, o recrutamento foi de 6,5% e 5,4%, respectivamente.

Embora, em porcentagem, o tratamento *Ca+Ni* pareça ter sido aquele de melhores resultados, em números médios de emergências, *Ca+Nc* foi o de melhor desempenho na primeira e na terceira avaliações, seguido por *Ca* e *Controle*. *Ca+Ni* não se apresentou bem quando considerado o número médio de indivíduos novos. A Figura 31 mostra estes resultados.

Após 45 dias, *Ca+Nc* tinha 6,25 indivíduos emergidos na média das quatro repetições. *Controle* e *Ca* tiveram quantidade média de emergentes semelhantes, com 4,00 e 3,75 indivíduos, respectivamente.

Aos 90 dias, *Ca+Nc* já não apresentava a maior quantidade de emergentes, com 2,5 indivíduos, sendo agora superado por *Controle* (3,75) e *Ca* (3,75). Nesta época *Ca+Ni* mantinha-se com o mais baixo número de emergências, apenas 0,25.

Na avaliação posterior, época onde surgiram, em média, 53% de todos os indivíduos que emergiram ao longo do ano, *Ca+Nc* teve 22,5 novos indivíduos, *Ca* e *Controle* tiveram 21,25 e 21,00 novas emergências, respectivamente, e *Ca+Ni*, 6,00.

Na avaliação feita no nono mês após a implantação, foi observada diminuição do número de emergências em todos os tratamentos. Fato que explica a tendência de estabilização da densidade de indivíduos ocorrida nesta época. *Ca* e *Controle* tiveram as maiores quantidades de recrutas, apresentando 12,5 e 11,00 indivíduos novos, respectivamente. *Ca+Nc* e *Ca+Ni* tiveram quantidades semelhantes nesta época, 4,5 e 3,75 indivíduos respectivamente, mas bem inferiores aos outros dois tratamentos. Nesta ocasião foi feita a cobertura prevista no tratamento *Ca+Nc*. O efeito deste trato foi observado na avaliação seguinte.

A última avaliação confirmou a redução no recrutamento, observada nos últimos seis meses. Todos os tratamentos apresentaram baixo número de recrutas. *Controle* estabeleceu a maior quantidade entre os tratamentos, 3,75 indivíduos. *Ca*, na seqüência, estabeleceu 2,00 indivíduos. Os tratamentos onde foi aplicado Nitrato de Amônio tiveram as mesmas quantidades de indivíduos novos, 1,00.

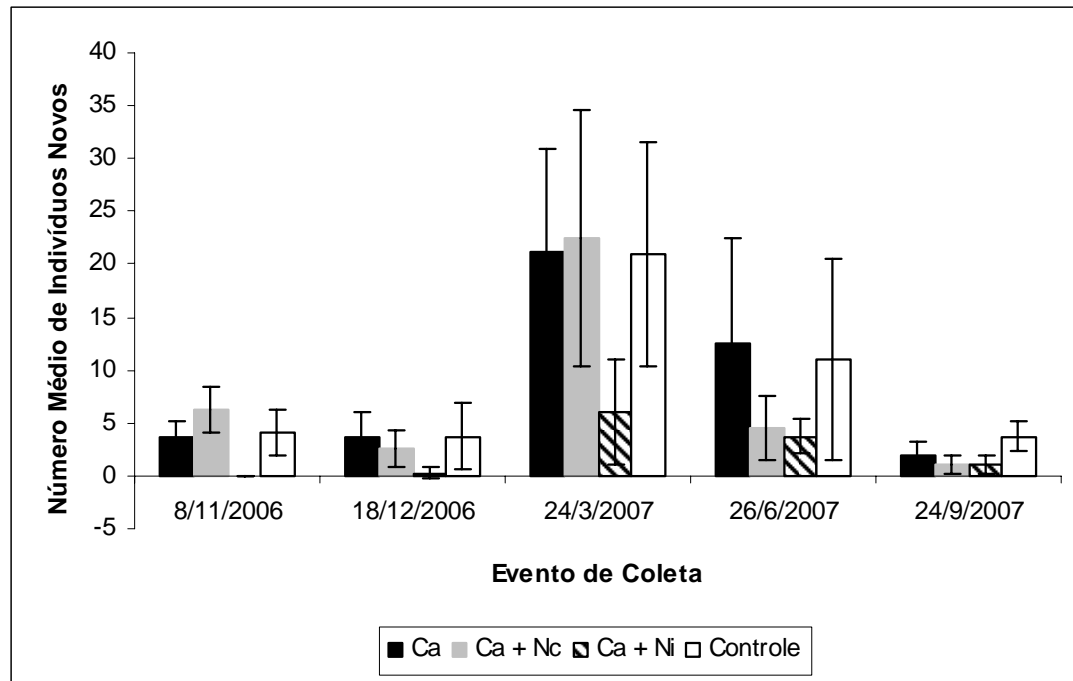


Figura 31 - Número médio de indivíduos novos (recrutas) em cada evento de coleta de dados em cada tratamento. Média de quatro repetições (A, B, C e D)

O resultado da análise estatística, comparando o recrutamento entre os tratamentos aos 12 meses, é apresentado na Tabela 9.

Os resultados indicam que o recrutamento é função do tipo de propágulos do banco e é muito mais influenciado pela quantidade de água no solo do que pela quantidade de nutrientes, já que os nutrientes não agem sobre as sementes e sim sobre as plântulas. O fato de *Controle* e *Ca* terem apresentado os maiores números de emergências ao longo de 12 meses (Figura 32), sustenta esta idéia.

Tabela 9 - Comparação de médias entre Tratamento e Tempo para recrutamento (RECRUT)

Tratamento	Variável
RECRUT	
Ca	41,85 ± 7,55 A
Ca x Nc	31,57 ± 7,28 B
Ca x Ni	52,99 ± 10,76 A
Controle	38,99 ± 7,34 A
Tempo	
2	47,22 ± 7,26 B
3	79,46 ± 3,93 A
4	29,05 ± 4,46 C
5	8,58 ± 1,77 D

Médias seguidas de meSão Paulo letra maiúscula na coluna não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer

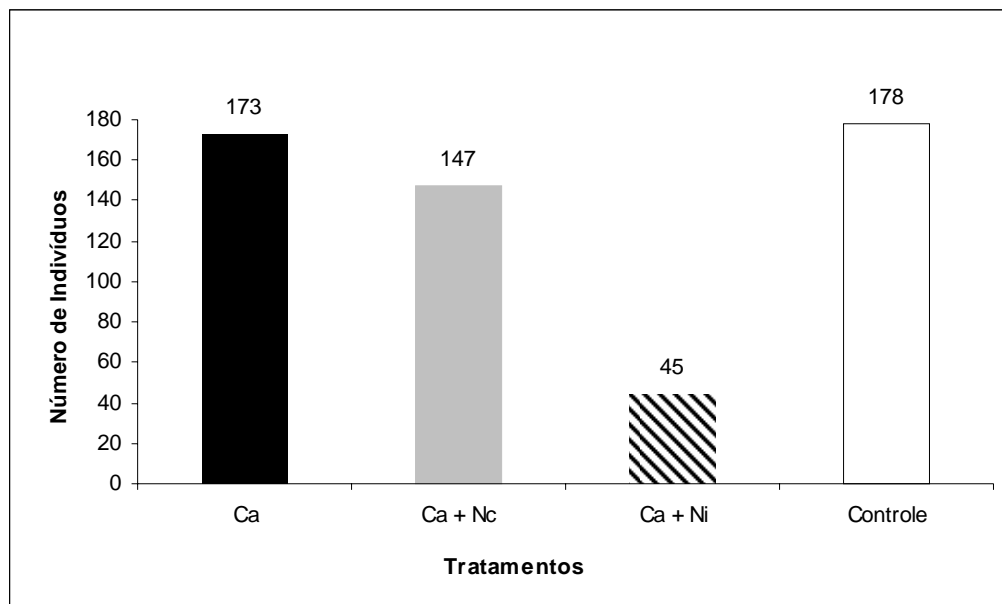


Figura 32 - Número total de indivíduos emergidos durante o ano de monitoramento (Setembro de 2006 a Setembro de 2007) em cada tratamento. Somatória de quatro repetições (A, B, C e D)

Ao observarmos os resultados das três primeiras avaliações, notamos que a adição de cálcio e magnésio, via calcário, não apresenta nenhum padrão de influência sobre o número de indivíduos emergidos. Os três tratamentos onde foi acrescentado calcário se alternam em relação ao maior número de indivíduos estabelecidos no decorrer dos seis primeiros meses. Contudo, ao observarmos a Figura 17, notamos que o máximo recrutamento ocorre logo após um período de excedente hídrico.

Quando consideramos a adição de nitrogênio neste mesmo período, podemos inferir um efeito negativo sobre a emergência, indicado pelo tratamento *Ca+Ni*. Ayres (1952) observou que a salinidade pode afetar a germinação de sementes de soja não só dificultando a absorção da água pelas sementes como facilitando a entrada de íons em níveis tóxicos.

No semestre final de avaliação, o declínio no número de emergentes reforça a idéia de que expressão do banco se deve à sua origem e às características físicas do ambiente. Entre Março e Junho de 2007, ocorreu um acentuado déficit hídrico na região. Este fato soma-se com a possibilidade de todo o material potencialmente viável do banco ter germinado/rebrotado no primeiro semestre do ano de monitoramento. O resultado é uma redução de 88%, em média, do número de recrutas entre a terceira e a última avaliação.

2.3.4 Mortalidade

O número médio de indivíduos mortos tendeu a ser constante ao longo do ano de monitoramento do experimento em todos os tratamentos. O único tratamento onde ocorreu um aumento acentuado da mortalidade foi *Ca+Nc*. A Figura 33 ilustra este comportamento.

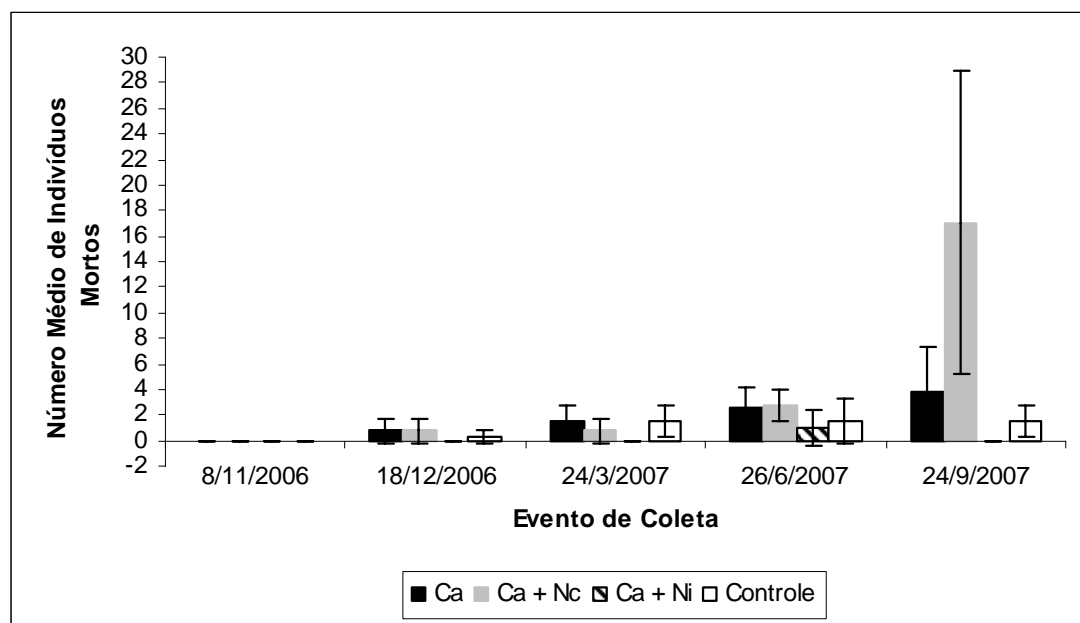


Figura 33 - Número médio de indivíduos mortos em cada evento de coleta de dados em cada tratamento. Média de quatro repetições (A, B, C e D)

Na primeira avaliação a mortalidade foi zero porque todos os indivíduos eram novos.

Na segunda avaliação encontrou-se 0,75 indivíduos mortos nos tratamentos Ca e Ca+Nc. Isso significa que 20% e 12%, respectivamente, dos indivíduos que estavam vivos nestes tratamentos, na medição anterior, foram encontrados mortos. Nessa época, o Controle tinha 0,25 indivíduos mortos (6,25%) e Ca+Ni, zero.

Na terceira medição 1,5 indivíduos foram encontrados mortos nos tratamentos Ca e Controle; isso representa 22% e 20% de mortalidade, respectivamente. Ca+Nc teve uma mortalidade menor no semestre, apresentando 0,75 indivíduos mortos (9,38%) no seu final. Ca+Ni manteve a mortalidade nula.

Na quarta coleta de dados, embora em número de indivíduos a mortalidade tenha aumentado, em proporção (%) tendeu a diminuir. Todos os tratamentos, exceto Ca+Ni, apresentaram decréscimo na proporção de indivíduos mortos. Ca e Ca+Nc apresentaram proporções semelhantes, com 9,43% e 9,24% de indivíduos mortos. Em número médio de indivíduos mortos, isto representa 2,5 e 2,75 indivíduos, respectivamente. Controle, nesta ocasião, apresentava 1,5 indivíduos mortos ou 5,56% de mortalidade. Ca+Ni, que, embora em proporção, apresentou uma mortalidade muito superior aos demais, teve apenas um indivíduo morto. Esta foi a primeira morte encontrada neste tratamento.

Na última avaliação, Ca e Ca+Nc foram os tratamentos onde ocorreu aumento da mortalidade. Contudo, as grandezas foram significativamente diferentes. Enquanto houve um aumento de 0,84% em Ca, em Ca+Nc o aumento foi de 44,73%. No 12º mês de monitoramento Ca apresentou 10,27% de mortos e Ca+Nc, 53,97%. Em Ca+Ni, nenhum indivíduo morreu aos 12 meses, e em Controle a mortalidade caiu para 4,11%.

A mortalidade total de todos os indivíduos que emergiram em 12 meses, por tratamento, é mostrada na Figura 34. Os tratamentos Ca+Ni e Controle apresentaram as menores proporções de indivíduos mortos ao longo do ano monitorado, 9,09% e 10,92% respectivamente. Muito superior, 19,65%, foi a proporção de mortos em Ca. Em decorrência da elevada quantidade de indivíduos mortos do tratamento Ca+Nc, ocorrida no último trimestre, a mortalidade total deste tratamento foi significativamente maior que os demais, 57,82%.

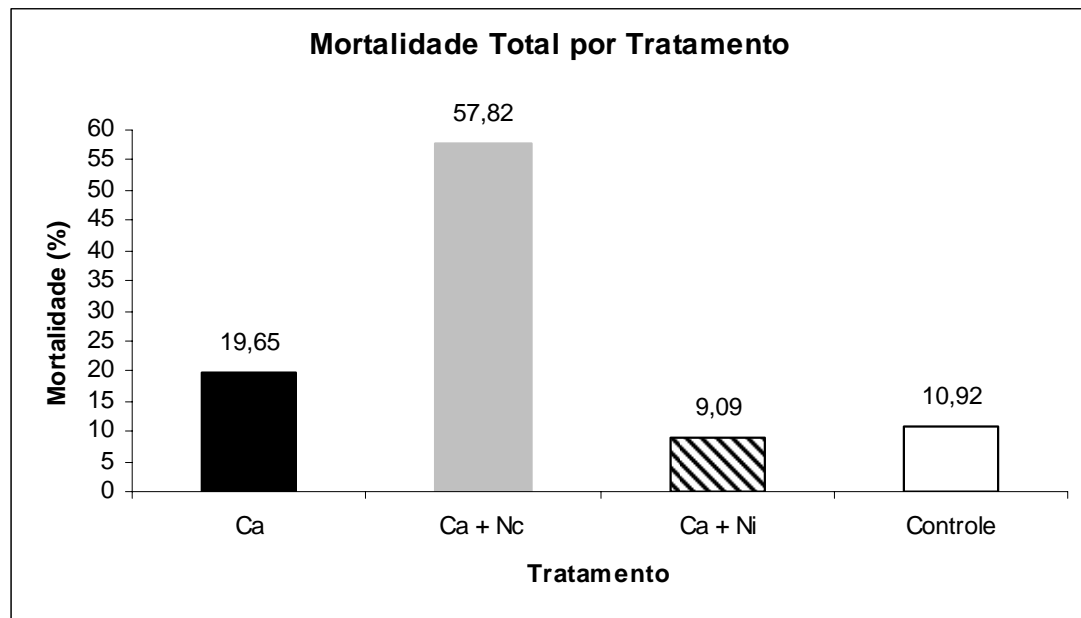


Figura 34 - Mortalidade (%) total de todos os indivíduos que emergiram durante o período de monitoramento (Agosto de 2006 a Setembro de 2007) em cada tratamento. Somatória de quatro repetições (A, B, C e D)

A análise estatística para avaliar a mortalidade foi feita com base na sobrevivência. Logo, os resultados de mortalidade são a interpretação contrária da sobrevivência. O resultado da análise estatística, comparando a sobrevivência entre os tratamentos e ao longo do tempo, é apresentado na Tabela 9.

Tabela 9 - Comparação de médias entre Tratamento e Tempo para densidade (DENS) e sobrevivência (SOBR)

Tempo	SOBR			
	Ca	Ca + Nc	Ca + Ni	Controle
18/12/2006	81,67 ± 10,67 Aa	87,50 ± 7,22 Aa		93,75 ± 6,25 Aa
24/3/2007	81,25 ± 8,07 Aa	88,54 ± 7,86 Aa	100,00 ± 0,00 Aa	74,20 ± 12,56 Aa
26/6/2007	91,30 ± 2,17 Aa	89,65 ± 3,47 Aa	85,90 ± 8,41 Aa	93,98 ± 3,15 Aa
24/9/2007	90,19 ± 2,76 Aa	50,60 ± 8,89 Bb	100,00 ± 0,00 Aa	94,85 ± 2,50 Aa

Médias seguidas de meSão Paulo letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer

A mortalidade nos tratamentos parece não ter relação direta com a aplicação de calcário, pois, quando comparamos a mortalidade entre os tratamentos onde o insumo foi aplicado, não conseguimos formar nenhuma relação.

Isso significa dizer que a mortalidade deveu-se, provavelmente, a fatores ambientais físicos, como disponibilidade de água, ou a fatores ecológicos, como competição.

O efeito da água sobre a mortalidade é de difícil percepção, pois, embora tenham ocorrido períodos de excedente e déficit hídrico ao longo do ano, o número médio de indivíduos mortos em todos os tratamentos manteve-se constante.

Já o efeito da competição pode ser inferido a partir das observações de campo. Espécies como *Scleria latifolia* (Cyperaceae), *Scoparia dulcis* (Plantaginaceae), *Chusquea sp* (Poaceae) e lianas de diferentes famílias apresentaram populações densas em todos os tratamentos ao final de um ano. A competição por água e luz com estes indivíduos pode ter causado a morte de indivíduos arbustivos e arbóreos em todos os tratamentos.

Especificamente em Ca+Nc, somado a este fato, a aplicação do nitrogênio em cobertura contribuiu com a mortalidade devido a dois fatores: ao provável efeito salino, já evidenciado pelas outras variáveis no tratamento Ca+Ni; e ao aumento da biomassa das herbáceas. Santos et al. (1992) concluiu que a percentagem de sementes não germinadas, nos tratamentos sob condições salinas, foram muito altas. O fertilizante favoreceu mais o crescimento desta forma de vida do que o crescimento dos arbustos e árvores, aumentando a competição. Esses fatores explicam a elevada mortalidade ocorrida neste tratamento após o trato.

A influência destes dois fatores fica ainda mais evidente quando analisamos a Figuras 35 e 36. A primeira mostra o número de indivíduos mortos por tratamento por classe de altura da planta. A segunda mostra a porcentagem total de indivíduos mortos por classe de altura da planta.

Em ambas, a mortalidade é predominante entre os indivíduos de 1 a 20 cm de altura. Esses indivíduos são mais sensíveis a alterações ambientais, como aquelas causadas pela aplicação de fertilizantes minerais (dessecação, salinização, mineralização de matéria orgânica), e também estão menos aptos a competir.

De fato, apenas 36,76% dos indivíduos que morreram após a cobertura eram maiores que 30 cm. Daqueles que sobreviveram, aos 12 meses, 75,08% tinha altura superior a 30 cm, sendo a média igual a 48,4 cm.

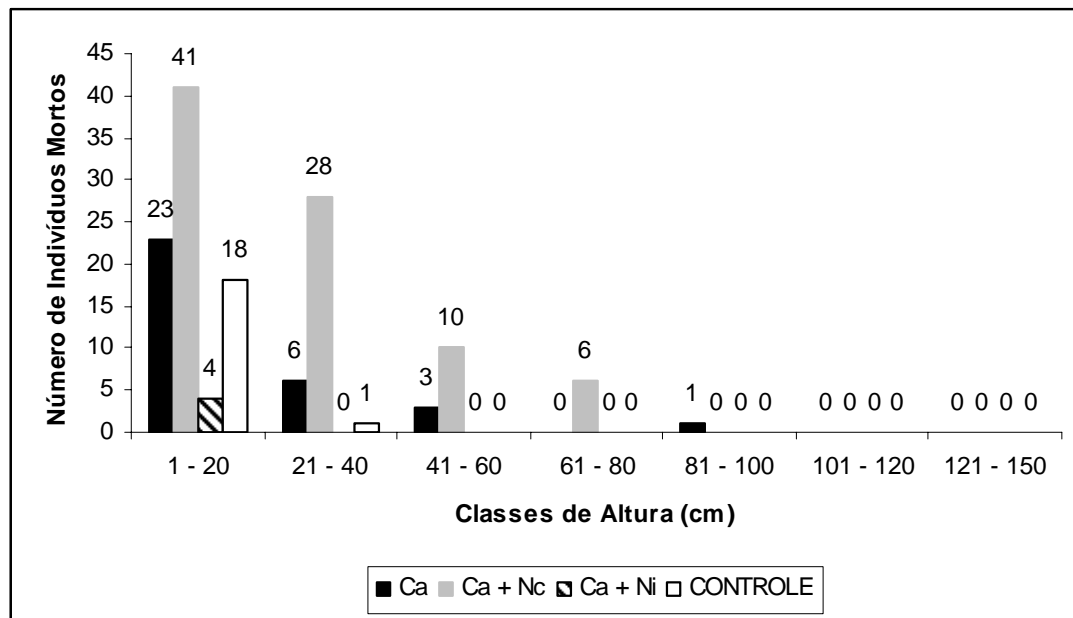


Figura 35 – Número total de indivíduos mortos por tratamento em cada classe de altura. Total de 12 meses

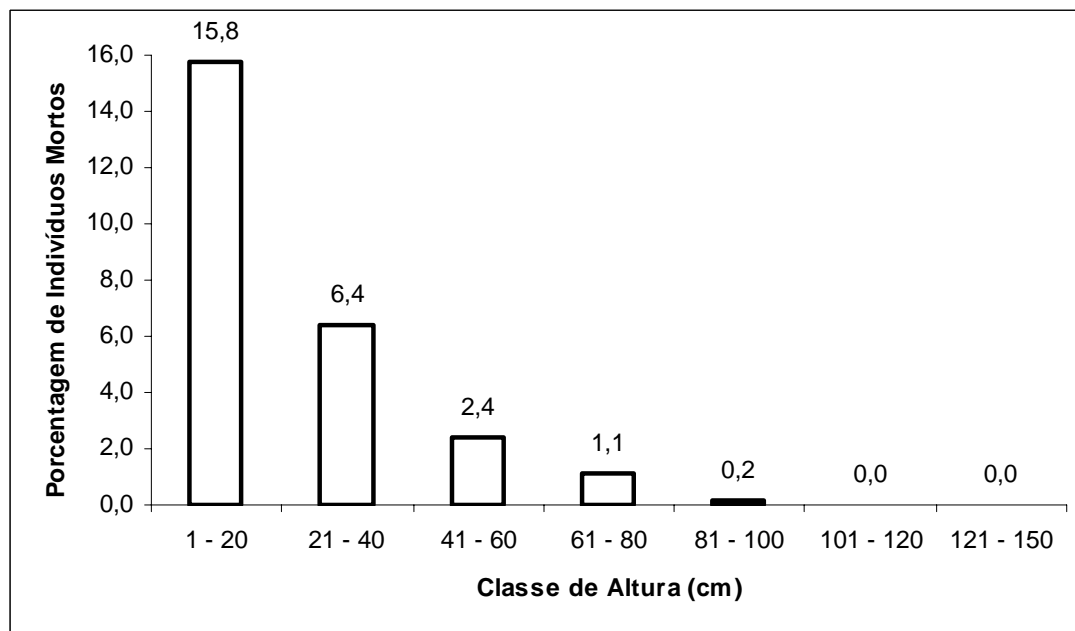


Figura 36 - Proporção de indivíduos mortos em relação ao número total de indivíduos em cada classe de altura. Somatória de quatro tratamentos (Ca, Ca+Ni, Ca+Nc e Controle) e quatro repetições (A, B, C e D) em 12 meses

Em ambas, a mortalidade é predominante entre os indivíduos de 1 a 20 cm de altura. Esses indivíduos são mais sensíveis a alterações ambientais, como aquelas causadas pela aplicação de fertilizantes minerais (dessecação, salinização, mineralização de matéria orgânica), e também estão menos aptos a competir.

De fato, apenas 36,76% dos indivíduos que morreram após a cobertura eram maiores que 30 cm. Daqueles que sobreviveram, aos 12 meses, 75,08% tinha altura superior a 30 cm, sendo a média igual a 48,4 cm.

2.3.5 Crescimento

A altura média em cada evento de coleta de dados foi o parâmetro adotado para avaliar o crescimento dos indivíduos em função dos tratamentos aplicados. A Tabela 9 apresenta a altura média dos indivíduos em cada época de coleta de dados, por tratamento por bloco.

Na primeira coleta de dados, o tratamento Ca apresentou altura média igual a 9,6 cm. Ca+Nc apresentou valor semelhante, igual a 8,6 cm. Controle, nesta época apresentou a pior média de altura, 4,2 cm. Para o tratamento Ca+Ni não é possível nenhuma comparação de altura nesta época, pois não apresentou nenhum indivíduo.

Na segunda avaliação, o tratamento Ca+Nc atingiu altura média superior a Ca, chegando a 13,4 cm, enquanto o segundo chegou a 10,6 cm. Nesta ocasião, Controle ainda era o tratamento com menor altura, 7,6 cm. Mesmo Ca+Ni, que teve seu primeiro indivíduo surgido nesta época, teve altura maior que Controle. Isso ocorreu porque a média de altura do tratamento é a própria altura deste único indivíduo, 11 cm.

No mês de Março de 2007, quando a terceira coleta de dados foi feita, observou-se um crescimento acentuado dos indivíduos em todos os tratamentos. O crescimento médio foi de 14,025 cm, 2,78 vezes maior que o crescimento médio no período anterior (5,05 cm).

Os tratamentos onde foi aplicado calcário tiveram altura média semelhantes entre si e superiores a Controle. Ca, Ca+Nc e Ca+Ni apresentaram, respectivamente, 29,9 cm, 26,3 cm e 24,5 cm de altura média, enquanto Controle apresentou 18,0 cm.

No trimestre posterior a altura média dos indivíduos aumentou cerca de 7,9 cm em média. Nesta época a altura média do Controle se aproximou das alturas dos tratamentos com calcário. Ca teve altura média de 36,9 cm, Ca+Nc, 34,6 cm, Ca+Ni apresentou 30,0 cm de média na altura dos seus indivíduos e Controle teve 28,8 cm, em média.

Tabela 10 - Altura média dos indivíduos em cada bloco em cada evento de coleta de dados. Altura média de quatro blocos (*) e desvio padrão da média de quatro blocos em cada evento de coleta de dados em cada tratamento

Tratamento	Bloco	Eventos de Coleta				
		8/11/2006	18/12/2006	24/3/2007	26/6/2007	24/9/2007
Ca	A	5,00	9,00	36,35	41,33	52,26
	B	13,60	12,31	40,16	54,17	52,10
	C	16,00	15,67	27,16	29,46	37,12
	D	3,70	5,25	15,96	22,59	27,00
	média*	9,58	10,56	29,91	36,89	42,12
	desvpad	6,14	4,46	10,78	13,88	12,33
Ca+Nc	A	6,50	13,10	27,16	33,44	44,44
	B	4,00	10,44	26,86	44,00	61,06
	C	15,60	20,83	33,00	40,63	52,86
	D	8,19	9,38	18,00	20,18	29,92
	média*	8,57	13,44	26,26	34,56	47,07
	desvpad	4,99	5,17	6,19	10,55	13,29
Ca+Ni	A			22,83	30,38	37,88
	B			16,50	29,67	34,20
	C			18,65	26,54	32,07
	D		11,00	40,00	33,60	28,86
	média*		11,00	24,50	30,04	33,25
	desvpad			10,66	2,90	3,79
Controle	A	5,93	7,68	16,39	26,07	30,82
	B	4,83	9,20	21,36	33,24	41,22
	C	3,00	8,30	14,39	18,60	22,22
	D	3,00	5,25	19,78	37,23	39,24
	média*	4,19	7,61	17,98	28,79	33,37
	desvpad	1,45	1,69	3,17	8,21	8,69

Aos 12 meses, embora os valores de altura média parecem formar duas classes de altura bem distintas: Ca+Nc (47,1 cm) e Ca (42,1 cm), com alturas superiores aos 40 cm, e Controle (33,4 cm) e Ca+Ni (33,2 cm), com alturas pouco superiores a 30 cm, a análise não detectou diferença estatística entre as alturas médias (Tabela 6).

As curvas de crescimento de cada tratamento ao longo do ano de monitoramento são apresentadas na Figura 37.

A Tabela 11 mostra as comparações estatísticas entre a média de altura de cada tratamento aos 12 meses e entre a média geral (média de quatro blocos e quatro tratamentos) de cada tempo.

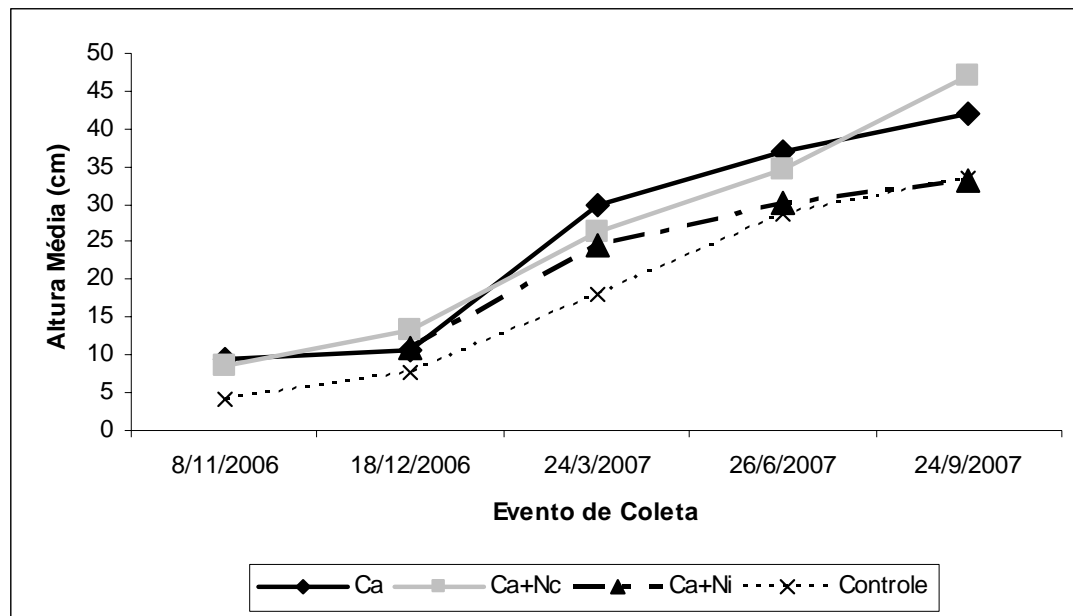


Figura 37 - Altura média dos indivíduos em cada evento de coleta de dados em cada tratamento. Média de quatro repetições (A, B, C e D)

Tabela 11 - Comparação de médias entre Tratamento e Tempo para crescimento (CRESC) aos 12 meses

Tratamento	Variável
	CRESC
Ca	42,13 ± 6,17 A
Ca + Nc	47,08 ± 6,67 A
Ca + Ni	33,28 ± 1,89 A
Controle	33,35 ± 4,35 A
Tempo	
18/12/2006	10,57 ± 1,18 D
24/3/2007	24,66 ± 2,17 C
26/6/2007	32,57 ± 2,34 B
24/9/2007	38,95 ± 2,75 A

Médias seguidas de meSão Paulo letra maiúscula na coluna não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer

Os resultados indicam que as alturas médias totais foram estatisticamente diferentes ao longo do ano, ou seja, as alturas médias em cada tempo, independente do tratamento, são diferentes, e conforme mostra a Figura 37, são crescentes.

Ao analisarmos a Tabela 12, que mostra a taxa de crescimento médio no período entre as coletas de dados, notamos que pode ter havido influência dos fertilizantes para esta variável, contudo, não sendo possível estabelecer alguma relação.

Tabela 12 - Taxa de crescimento médio (cm.mês⁻¹) entre dois eventos de coleta de dados consecutivos (Períodos) em cada tratamento. Em 26/06/2007 foi feita a adubação de cobertura com nitrogênio

Tratamentos	Períodos			
	8/11/06 a 18/12/06	18/12/06 a 24/3/07	24/3/07 a 26/6/07	26/6/07 a 24/9/07
Ca	1,00	6,40	2,30	1,70
Ca + Nc	4,80	4,30	2,77	4,17
Ca + Ni	-	4,50	1,84	1,07
Controle	3,40	3,47	3,60	1,54

Tal influência pode ser inferida quando analisamos os períodos entre a segunda e a terceira coleta de dados (2ª coluna) e entre a quarta e a quinta coleta (4ª coluna).

No primeiro período citado, a diferença entre a taxa de crescimento dos três tratamentos onde houve aplicação de calcário e a taxa do Controle sugere um efeito positivo do insumo sobre o crescimento dos indivíduos. Este efeito pode estar relacionado tanto ao poder corretivo do calcário, que disponibiliza os nutrientes na solução do solo, quanto ao aumento da oferta de cálcio para as plantas, que favorece a multiplicação celular. Novamente, é importante ressaltar que neste período houve grande disponibilidade de água, o que favorece a nutrição das plantas.

No segundo período citado, a diferença entre a taxa de crescimento do tratamento onde foi feita adubação de cobertura com nitrogênio em relação às taxas dos demais tratamentos, sugere que este insumo influenciou positivamente o desenvolvimento das plantas. Embora tenha causado a mortalidade dos indivíduos pequenos, o nitrogênio compensou esta mortalidade elevando muito as taxas de crescimento dos indivíduos estabelecidos.

A altura média aos 12 meses realmente indica que houve efeito positivo do calcário sobre o crescimento. Após um ano, a altura média dos tratamentos onde foi aplicado calcário, embora não sejam diferentes estatisticamente, em valores absolutos, são maiores que o Controle, exceto para Ca+Ni, que teve altura média semelhante a este último.

Este fato indica que o nitrogênio quando aplicado na implantação tem efeito negativo, como já havia sido discutido antes. O nitrogênio terá efeito positivo para crescimento se aplicado posteriormente sobre as plantas, desde que se respeite uma altura mínima. Neste trabalho, os indivíduos que resistiram à dose e cresceram tinham

altura superior a 30 cm, indicando que a partir desta altura, o efeito salino e dessecante do fertilizante é tolerado.

Quando analisamos a influência do número de indivíduos novos (recrutas) sobre altura média aos 12 meses, também podemos inferir o efeito positivo do calcário sobre o crescimento dos indivíduos. A hipótese é que quanto maior fosse o número de indivíduos novos, menor seria a altura média, devido à pequena altura destes. De fato, quando analisamos o tratamento Controle, esta correlação é possível, pois foi o tratamento que apresentou o maior número de indivíduos novos e uma das menores alturas médias, aos 12 meses. Contudo, quando observamos o tratamento Ca, o fato deste ter tido o segundo maior número de emergentes ao longo do ano de monitoramento e também ter a segunda maior altura média em 12 meses é um indício que o calcário compensou a influência dos recrutas sobre a média de altura, ou seja, a elevação da média pelo grande crescimento dos indivíduos estabelecidos foi superior à diminuição da média causada pelo surgimento de novos indivíduos.

2.3.6 Comparação entre os tratamentos

Embora todos os tratamentos tenham aumentado em densidade, riqueza e altura, isso não ocorreu à mesma ordem. Os tratamentos diferiram suas respostas, como era esperado. Contudo, as causas das diferenças não foram as esperadas. Fato esse comprovado pelos resultados encontrados no tratamento denominado *Controle*. Os resultados contradisseram a hipótese de que as fertilizações agiriam positivamente sobre a expressão do banco.

No Controle não foi feita qualquer intervenção com fertilizantes, mas foi o que apresentou a maior densidade média de indivíduos e a maior riqueza média de espécies, indicando ser este a melhor opção dentre as testadas para a restauração da área. O elevado número de recrutas e a baixa mortalidade ainda o habilitam como a mais bem sucedida técnica para a restauração.

Embora os parâmetros de avaliação (densidade, riqueza, recrutamento, mortalidade e crescimento) do tratamento designado por Ca, onde foi aplicado calcário dolomítico na implantação da área, tenham sido estatisticamente semelhantes aos do

Controle, sua aplicação não se justifica devido ao custo ter sido maior. Apesar do valor do calcário ser extremamente baixo, é um gasto que pode ser evitado.

O tratamento *Ca+Nc*, até o momento em que a cobertura foi feita, confirmava esta afirmativa. Seus números, também semelhantes aos dois tratamentos anteriores, comprovaram que a aplicação de calcário é indiferente sobre a expressão do banco, tornando o custo o único critério de seleção entre as técnicas.

Contudo, após a cobertura, este tratamento, bem como o tratamento *Ca+Ni*, onde o nitrogênio foi aplicado na implantação, evidenciaram que este insumo, na concentração em que foi aplicado, teve efeito negativo sobre alguns dos parâmetros de avaliação do banco. Apenas a altura (crescimento) foi positivamente influenciada pelo adubo, contudo, sem comprovação estatística. Os demais parâmetros indicam que são os tratamentos de piores resultados, além de serem os mais caros.

Logo, o *Controle* é o tratamento que alia os melhores resultados e os menores custos de implantação e manutenção.

Como estratégia para a restauração da área, então, a aplicação do banco nos sulcos sem fertilização parece ser a melhor forma de implantação. Posteriormente, assim que os indivíduos atinjam uma altura igual ou superior a 30 cm, pode ser interessante realizar uma adubação de cobertura a fim de aumentar a velocidade de preenchimento da área. Todavia, é importante ressaltar que as espécies iniciais e tardias crescem a velocidades diferentes. Então, talvez seja necessário o parcelamento da adubação de cobertura em duas fases: após um ano, para as espécies de crescimento rápido; e após dois anos, para as espécies de crescimento lento.

2.3.7 Avaliação da técnica

2.3.7.1 Banco alóctone vs. Plantio

Considerando-se a técnica denominada *Controle*, que apresentou densidade igual a 6,46 ind.m⁻² ao final de 12 meses, e um espaçamento de plantio, 3m entre linhas (sulcos), um hectare restaurado com transposição de banco de propágulos alóctone em sulcos apresentaria, ao final de um ano, 6.395,4 indivíduos arbustivo-arbóreos. Quase 4 vezes a densidade de um plantio tradicional (1.667 indivíduos.ha⁻¹).

A técnica de pior resultado, denominada *Ca+Ni*, ainda assim contribuiria com um número de indivíduos semelhante a um plantio, 1.653,3 ind.ha⁻¹. Os tratamentos *Ca* e *Ca+Nc* contribuiriam com densidades de 5.732,1 e 2.554,2 ind.ha⁻¹, respectivamente.

Levando em conta a diversidade de espécies arbustivo-arbóreas, a transposição de banco alóctone em sulcos foi mais diversificada do que um plantio. Considerando-se todos os tratamentos, surgiram 40 espécies em uma área de 0,25ha contra 20 espécies do plantio, extrapolando-se para uma mesma área de 0,25ha.

Outra vantagem do uso de banco alóctone é a introdução de diferentes formas de vida na área. A utilização apenas de espécies arbustivas e arbóreas para a restauração de florestas nativas tem sido alvo de críticas nos últimos tempos pelos especialistas entenderem que apenas estas formas de vida contribuem pouco com a biodiversidade de uma floresta. Segundo Wilson (1992) apenas 17,5% de uma floresta são plantas superiores, destas, 40% são arbustos e árvores (Tabela 12). Se calcularmos, a contribuição de arbustos e árvores na biodiversidade é de apenas 7%.

Tabela 13 - Número de espécies vegetais nativas por forma de vida na floresta tropical úmida de La Selva na Costa Rica (baseado em Hartshorn e Hammel, 1993)

Forma de Vida	Nº. de Espécies	Proporção (%)
Herbáceas	386	27
Epífitas	380	26
Árvores	323	22
Arbustos	262	18
Cipós	107	7
Total	1458	100

A partir do banco germinam ervas, lianas e epífitas que, além de favorecerem o estabelecimento das árvores e arbustos por modificarem o ambiente, aumentam a oferta de alimento e, logo, atraem maior número de polinizadores e dispersores para a área, acelerando o processo de restauração. Este processo em que espécies pioneiras invadem lentamente um sítio disponível à colonização e facilitam o estabelecimento de outras, agindo como abrigo para os vetores de dispersão, melhorando as condições de fertilidade do solo e fornecendo habitats adequados ao recrutamento, é definido facilitação (CONNELL; SLATYER, 1977). Dessa forma, espécies de ervas, arbustos, árvores pioneiras de ciclo de vida curto e longo constituem grupos ecológicos com funções distintas na regeneração da floresta.

Facilitação representada por cronossequências formadas pelos gêneros *Imperata* (Gramineae), *Baccharis*, *Tibouchina* e *Alchornea* (TABARELLI, 1997) ou por *Imperata*, *Baccharis*, *Tibouchina* e Lauraceae, são comumente observadas em estudos da Floresta Atlântica do sul e sudeste do país. Na área de estudo os resultados mostram quatro grupos ecológicos envolvidos na regeneração da área: arbustos da Família Melastomataceae (*Pterolepis* e *Tibouchina*), árvores pioneiras de ciclo curto (*Cecropia*), pioneiras de ciclo longo ou secundárias (*Alchornea* e *Pera*) e tardias das Famílias Lauracea e Myrtaceae. Essas seqüências também foram encontradas por Tabarelli (1997) e Tabarelli e Mantovani (1999).

Contudo, apesar do número de espécies que surgiu do banco alóctone ter sido o dobro do número de espécies recomendado para um plantio, houve o predomínio de espécies das fases iniciais da sucessão ecológica. De fato, Tabarelli e Mantovani (1999) confirmam que a importância do banco de sementes para a regeneração das florestas tropicais relaciona-se ao estabelecimento de grupos ecológicos, principalmente o das pioneiras, e à introdução de espécies raras e de difícil propagação.

Segundo os resultados do trabalho, as duas espécies que predominaram na área, *Cecropia pachystachya* e *Pterolepis glomerata*, são pioneiras típicas de ciclo curto. Ainda enfatizando esta constatação, das cinco subseqüentes espécies que tiveram os maiores números de indivíduos na área, apresentadas na Figura 28, apenas uma, *Ocotea pulchella*, é considerada de ciclo longo.

O fato de ter havido muito mais espécies iniciais estabelecidas a partir do banco favoreceu apenas o preenchimento da área, em decorrência da velocidade de crescimento destas espécies. A velocidade de cobertura da área é uma forma de controlar apenas alguns dos fatores potencialmente degradadores de uma área, como desenvolvimento de competidores, processos erosivos, temperatura e umidade do solo, oferta de poleiros para dispersores.

O aumento da funcionalidade ecológica do local degradado somente ocorrerá pelo aumento da riqueza de espécies na área, que deverá ser feita pela introdução de espécies tardias. Esta introdução provavelmente acarretaria em aumento de custo.

Portanto, decidir se a restauração de uma área deverá ser feita por transposição de banco alóctone ou por plantio vai depender tanto das condições do local como das limitações de cada técnica.

Os resultados indicam que a restauração de áreas degradadas por transposição de banco de propágulos alóctone não deve ser encarada como uma solução definitiva ao plantio de mudas. O banco de propágulos pode ter resultados menos previsíveis do ponto de vista da densidade de indivíduos e da riqueza de espécies que um plantio. Isso porque a quantidade e viabilidade dos propágulos contidos no banco dependem de condições ambientais, como por exemplo, a época do ano. Tanto a época de coleta como a de deposição do banco influenciarão sua expressão. Fatores como dispersão de sementes, umidade do solo, predação, competição, etc, são condicionados pelas condições ambientais no decorrer do ano. Além disso, a germinação das sementes ou brotos é dependente das condições de incubação. Como, a princípio, não se conhece as condições de incubação para a maioria das espécies, se torna difícil estabelecer medidas para atingir a condição ideal. Para tentar superar isto, procura-se coletar e depositar o banco nas épocas do ano em que não ocorre déficit hídrico, condições encontradas nas épocas da primavera e do verão, nas regiões tropicais.

O plantio de mudas, por sua vez, permite um controle maior da densidade de indivíduos e das espécies introduzidas, mas não garante introdução de espécies raras ou de difícil reprodução, nem de formas de vida diferentes na área. Também não aumenta a variabilidade genética dos indivíduos. É recomendado para locais onde o entorno não favorece a chegada de propágulos na área.

Da mesma forma que para o banco alóctone, o plantio de mudas deve ser feito prioritariamente nas épocas com maior oferta de luz e água para as mudas, a fim de aumentar a sobrevivência e o preenchimento da área.

2.3.7.2 Banco em sulcos vs. Banco em área total

A técnica de transposição de banco de propágulos alóctone é bastante difundida entre os profissionais que trabalham com restauração de áreas mineradas. Nestes locais o método comumente usado é o espalhamento em área total do banco resgatado. Este espalhamento é feito formando-se camadas sobre o solo, a fim de

garantir não só o fornecimento de sementes, como de nutrientes advindos da matéria orgânica contida na serapilheira.

Tais camadas são formadas com espessura em torno de 20 – 30 cm, apesar de diversos trabalhos, entre eles os de Zhang et al. (2001), Tabarelli e Mantovani (1999), Rokich (2000), Middleton (2003), Jakovac (2007) e Nave (2005), afirmarem que a efetiva germinação de indivíduos provém dos primeiros 5 cm de solo.

Logo, os 15 – 25 cm restantes, apesar de fundamentais para o estabelecimento das plântulas, diminuem a proporção de área recuperada por esta técnica de aplicação em área total.

A aplicação em sulcos pretende ser uma alternativa para a solução deste problema. A aplicação de banco em sulcos, além da possibilidade de ser instalado mecanicamente, mantém a camada fértil do banco, apresenta a mesma densidade de indivíduos da área total, porém, aumenta a proporção de área restaurada e, dependendo da declividade, diminui o carregamento do material por enxurradas.

Por exemplo, baseando-se em um espaçamento de plantio, de 3 m entre linhas, o volume de solo utilizado no experimento ($23,4\text{m}^3$) foi capaz de restaurar 960m^2 de área degradada com uma camada de 30 cm de espessura (profundidade do sulco), ou seja, 1m^2 de banco é capaz de restaurar $8,205\text{m}^2$ de área degradada. Utilizando-se a técnica de área total, Nave (2005) restaurou 1.350m^2 de área degradada aplicando $67,5\text{m}^3$ de banco em uma camada de 5 cm. Aplicando-se o mesmo volume da área total em sulcos, Nave (2005) teria restaurado $2.769,23\text{m}^2$ de área, cerca de 2 vezes mais área. Jakovac (2007) restaurou 2.160m^2 de área com uma espessura média de 20 cm, em razão da declividade de sua área e de seus métodos. Para restaurar a mesma área deste experimento, pelos métodos de Jakovac (2007), seria necessário um volume cerca de 8 vezes maior de solo.

Outro ponto positivo da técnica em sulcos é quando a área a ser restaurada apresenta-se ocupada por competidores exóticos muito agressivos, como nos casos de pastagens de braquiária abandonadas. A formação de entrelinhas facilita a manutenção mecanizada e a abertura de sulcos remove o banco de sementes da espécie exótica, diminuindo a infestação na linha e, por conseguinte, a competição com as espécies nativas.

Contudo, a eleição entre as técnicas (área total ou sulcos) dependem de uma série de fatores, como disponibilidade de banco, área a ser restaurada, fertilidade do sítio degradado, declividade do sítio e riqueza do entorno, ou seja, no caso de pequenas quantidades de banco e grandes áreas a serem restauradas, a utilização de sulcos parece ser a melhor opção; por outro lado, quando existe bastante disponibilidade de banco e a área degradada é plana e pouco fértil, o espalhamento em área total pode ser a melhor opção. A Tabela 14 resume a comparação entre estas duas técnicas.

2.3.8 Aplicação da técnica

2.3.8.1 Operacional

A instalação do experimento, embora tenha sido feita de forma quase que completamente manual, pode ser mecanizada, tanto a coleta do material quanto a sua aplicação no campo. A mecanização desta técnica é uma vantagem sobre a técnica de espalhamento em área total, método tradicionalmente utilizado na transposição de banco alóctone, como citado no tópico anterior.

O espalhamento em área total não permite a entrada de máquinas na área a ser restaurada em razão da possibilidade de haver esmagamento de propágulos e compactação do solo, por isso a instalação e a manutenção são feitos manualmente.

A técnica de sulcos, devido à formação de entrelinhas permite a entrada de máquinas tanto para deposição do material quanto para manutenções, como roçadas e plantios de enriquecimento.

Outra vantagem da aplicação em sulcos sobre a aplicação em área total é o volume de solo transportado. Como é necessário um volume menor de solo para recuperar uma área quando aplicado em sulcos, a logística é facilitada e o custo de transporte diminuído, pois um número menor de caminhões, por exemplo, é suficiente.

2.3.8.2 Custo

Pretendeu-se aqui, comparar os custos de implantação manual e mecanizada do projeto. Contudo, estimar o custo mecanizado das etapas que foram realizadas manualmente é extremamente difícil.

A tabela apresentando os custos de implantação do projeto está a seguir (Tabela 15). O custo de implantação da área de 2500 m² ficou em R\$2.184,00, representando um custo de R\$8.736,00 por hectare. Este custo é semelhante ao de áreas restauradas com plantio total de mudas.

A mecanização tende a diminuir os custos em razão do grande volume de solo revolvido e da dimensão das áreas a serem restauradas. Então, embora seja difícil de estimar o custo destas operações quando realizadas de forma mecânica, o custo provavelmente seria inferior às outras técnicas.

Tabela 15 - Atividades necessárias para a instalação do experimento de transferência de banco de propágulos alóctone em uma área de 2.500m² (Registro, SP), discriminando a quantidade de unidades, a quantidade de tempo, o custo unitário e o custo total de cada atividade e o custo total do projeto

ATIVIDADE	UNIDADE	QDADE	TEMPO	R\$/UNIDADE	TOTAL (R\$)
Coleta	homem	6	4 dias	30,00/homem.dia	720,00
Preparo do Solo	trator + roçadeira	1	1 hora	40,00/hora	40,00
	trator + sulcador	1	1 hora	70,00/hora	70,00
Transporte	trator + carreta	1	3 dias	100,00/dia	300,00
	homem	6	3 dias	30,00/homem.dia	540,00
Distribuição	homem	6	1 dia	30,00/homem.dia	180,00
	trator + plataforma	1	2 horas	40,00/hora	80,00
Aplicação	homem	6	1 dia	30,00/homem.dia	180,00
Adubação	calcário	2		7,00/saco	14,00
	Nitrato de Amônio	1		60,00/saco	60,00
TOTAL					2184,00

Banco alóctone	Parâmetros de Comparação						
	Rendimento de área	Mecanização		Fertilidade do solo		Proximidade entre área de coleta e sítio degradado	
		Implantação	Manutenção	Pobres	Férteis	Próximo	Distante
Área Total	grandes volumes de solo; menor rendimento (1:1 ou 1:2)*; dependente da fertilidade do solo e da declividade do terreno; independente da profundidade do solo.	não é possível mecanizar a implantação	não é possível mecanizar a manutenção	necessidade de camadas mais espessas	não há necessidade de camadas muito espessas	devido à necessidade de grandes volumes de solo esta operação é viável em sítios próximos	devido à necessidade de grandes volumes de solo esta operação é inviável em sítios afastados
Sulcos	pequenos volumes de solo; maior rendimento (1:8)*; independente da fertilidade do solo; dependente da profundidade do solo; pode ser inviável em áreas muito acidentadas.	é possível mecanizar a implantação	é possível mecanizar a manutenção	necessidade de sulcos mais profundos (> 30cm)	não há necessidade de sulcos profundos (< 30cm)	devido à necessidade de pequenos volumes de solo esta operação é viável em qualquer distância	

* Proporção entre a área coletada de banco e a área recuperada com banco, em m².

Quadro 1 - Quadro de parâmetros comparativos entre as técnicas de aplicação de banco alóctone em sulcos e em área total

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A transferência de banco de propágulos alóctone e sua deposição em sulcos é uma técnica ecologicamente viável para a restauração de áreas degradadas de Floresta Ombrófila Densa Aluvial, pois foi capaz de iniciar o processo de regeneração da área pelo estabelecimento de espécies nativas adaptadas às condições locais.

Os tratamentos de fertilização aplicados parecem não ter fundamental influência sobre a emergência de plântulas do banco de propágulos. Assim, o método utilizado no tratamento denominado *Controle*, segundo os parâmetros analisados, pareceu ser aquele que produziu os melhores resultados.

Dentre todos os tratamentos, em linhas gerais, o problema pareceu ser a gradual redução no recrutamento de indivíduos ao longo do ano de monitoramento. Embora a densidade de indivíduos e a riqueza de espécies após 12 meses possam ser consideradas boas para três dos quatro tratamentos, fica a impressão que se caso não tivesse ocorrido um período de déficit hídrico, supostamente a quantidade de indivíduos e de espécies seriam maiores,

Pensando nisso, a utilização de banco de propágulos alóctone depositado em sulcos para restauração de áreas degradadas deve considerar as seguintes recomendações:

- A área de coleta do banco deve ser da mesma formação florestal do sítio degradado. Além disso, procurar priorizar a coleta em áreas em estágios médio e avançado de regeneração secundária;
- Coletar o banco na época de máxima dispersão de frutos e sementes;
- O espaçamento entre os sulcos deve ser de, no máximo, 3m, a fim de acelerar o preenchimento da área;
- Depositar o banco na época de máxima disponibilidade de água e luz;
- Utilizar esta técnica preferencialmente em locais cujo entorno apresente fontes de propágulos e favoreça a dispersão destes;
- Monitorar o desenvolvimento da regeneração advinda do banco, por pelo menos dois anos, para avaliar a necessidade de manutenção (controle de competidores, irrigação, plantio de enriquecimento, etc.);

- Em sítios com baixa fertilidade de solo, adotar a adubação em cobertura, respeitando uma altura mínima do indivíduo de 30cm. Como há diferença na velocidade de crescimento entre espécies de preenchimento e de diversidade, é recomendável o parcelamento da adubação em duas fases: a primeira contemplando as espécies de rápido crescimento e a segunda, as espécies de crescimento lento.
- Em sítios onde é previsto déficit hídrico, devem ser previstas medidas compensatórias para evitar efeitos mais drásticos sobre a regeneração obtida.

REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, W.A.P.; MELLO, J.W.U. Fundamentos de pedologia e geologia de interesse no processo de recuperação de uma área degradada. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.U. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1998. p.15 – 26.

AB'SABER, A.N. **Províncias geológicas e domínios morfo-climáticos no Brasil**. São Paulo: USP, IGEOG, 1970. 26 p. (Geomorfologia, 20).

_____. Paleoclimas quaternários e pré-história da América Tropical. São Paulo: II. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 50, p. 821–831, 1990.

_____. **Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. 2.ed. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003. 160 p.

ALMEIDA-CORTEZ, J.S. Dispersão e banco de sementes. In: FERREIRA, A.G.; BORGHETTI, F. (Org.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p. 225-235.

ALVAREZ-BUYLLA, E.R.; GARCIA-BARRIOS, R. Seed and forest dynamics: a theoretical framework and an example from the neotropics. **American Naturalist**, Chicago, n. 137, p. 133–154, 1991.

ANDRADE-LIMA, D. **Atlas geográfico do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1966. 543 p.

ARAKI, D.F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. 172 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

ARAÚJO, D.S.D. Restingas: síntese dos conhecimentos para a costa sul e sudeste brasileira. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA, 1987, São Paulo. **Anais ...** São Paulo: ACIESP, 1987. v. 1, p. 333-337.

ARAÚJO, D.S.; HENRIQUES, S.P.B. Análise florística das restingas do estado do Rio de Janeiro. In: LACERDA, L.D.; ARAÚJO, D.S.D.; CERQUEIRA, R.; TURCQ, B. (Org.). **Restingas: origem, estrutura, processos**. Niterói: Universidade Federal Fluminense, CEUFF, 1984. p. 159–193.

ARAÚJO, M.M.; OLIVEIRA, F.A.; VIEIRA, L.C.G.; BARROS, P.L.C.; LIMA, C.A.T. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 115–130, 2001.

ASSIS, M.A. **Florística e caracterização das comunidades vegetais da planície costeira de Picinguaba, Ubatuba, SP**. 1999. 254 p. Tese (Doutorado em Ciências, Área de Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

AUCHMOODY, L.R. Nitrogen fertilization stimulates established to assess fire effects on germination of the pin germination of dormant pin cherry seed. **Forest Research**, Ottawa, v. 9, p. 514-516, 1979.

AUGUSTO, L.; DUPOUEY, J.L.; PICARD, J.F.; RANGER, J. Potential contribution of the seed bank in coniferous plantations to the restoration of native deciduous forest vegetation. **Acta Oecologica**, Paris, n. 22, p. 87–98, 2001.

AULD, T.D.; KEITH, D.A.; BRADSTOCK R.A. Patterns in longevity of soil seedbanks in fire-prone communities of south-eastern Australia. **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 48, p. 539–548, 2000.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 6, p. 35–44, 2001.

BAKER, H.G. Some aspects of the Natural history of seed banks. In: LECK, M.A.; PARKER, T.; SIMPSON, R.L. **Ecology of soil seed banks**. London: Academic Press, 1989. p. 9–21.

BAKKER, C.; GRAAF, H.F. de; ERNST, W.H.O.; BODEGON, P.M. van. Does the seed bank contribute to the restoration of species – rich vegetation in wet dune slacks? **Applied Vegetation Science**, Grangärde, v. 8, p. 39–48, 2005.

BAKKER, J.P. **Nature management by grazing and cutting**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1989. p. 756 – 774.

BARBOSA, L.M. Considerações para planejamento estratégico do programa de repovoamento vegetal do Estado de São Paulo. In: WORKSHOP MATAS CILIARES, São Paulo, 2002. São Paulo: Secretaria do Meio ambiente do Estado de São Paulo, 2002.

_____. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares** (conservação e recuperação). São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2004. p. 289 – 312.

BARTH, R.C. **Avaliação da recuperação de áreas mineradas no Brasil**. Viçosa: UFV, SIF, 1989. 41 p. (Boletim Técnico, 1).

BARTLETT, M.S. Properties of sufficiency and statistical tests. **Proceedings of the Royal Society of London**. Series A, London, v. 160, p.268–282, 1937.

BEAUCHAMP, H.L.; LANG, R.; MAY, M. Topsoil as a seed source for reseeding strip mine spoils. **University of Wyoming Agriculture Experiment Station Research Journal**, Saint Paul, n. 90, p.1-8, 1975.

BECHARA, F.C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras**: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. 2006. 249 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BERTONCINI, A.P. **Estrutura e dinâmica de uma área perturbada na terra indígena Araribá, Avaí (SP)**: implicações para o manejo e a restauração florestal. 2003. 162 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

BOSTOCK, S.J. Seed germination strategies of five perennial weeds. **Oecologia**, Berlin, v. 36, p. 113–126, 1978.

BRADSHAW, A.D.; CHADWICK, M.J. **The restoration of land**. Oxford: Blackwell Scientific, 1980. p. 471 – 473.

BRITO, J.G.L. **Pontos de partida para a história econômica do Brasil**. 3.ed. São Paulo: Nacional; Brasília: INL, 1980. 405 p.

BRUEL, B.O. **Restauração da floresta atlântica no litoral do Paraná**: avaliação de dois sistemas de plantio e da regeneração natural. 2006. 57 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Instituto de Biologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006. 57 p.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional process. **Turrialba**, San José, v. 15, p. 40–42, 1965.

CÂMARA, I.G. Breve história da conservação da Mata atlântica. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **Mata Atlântica**: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação internacional, 2005. p. 31-34.

CAMPOS, J.B.; SOUZA, M.C. Potencial for natural forest regeneration from seed bank in na upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 46, n. 4, p. 625–639, 2003.

CAPOBIANCO, J.P.R. (Org.) **Dossiê Mata Atlântica 2001**. Brasília: RMA; ISA; SNE, 2001. 407 p.

CARPENEZZI, A.A.; COSTA, L.G.S.; KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.A. Espécies pioneiras para a recuperação de áreas degradadas: a observação de laboratórios naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais ...** São Paulo: SBS, 1990. p. 216 – 221.

CARRASCO, P.G. **Produção de mudas de espécies florestais de restinga, com base em estudos florísticos e fitossociológicos, visando à recuperação de áreas degradadas, em Ilha Comprida – SP**. 2003. 198 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2003.

CASAGRANDE, J.C.; REIS-DUARTE, R.M.; SILVA, O.A.; BARBOSA, L.M. Limitações da fertilidade do solo para desenvolvimento da mata de restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (SP). In: CONGRESSO DA SOCIEDADE DE BOTÂNICA DE SÃO PAULO, 14., 2002, Rio Claro. **Resumos ...** – São Paulo. 2002 (a). 1 CD-ROM.

CASAGRANDE, J.C.; REIS-DUARTE, R.M.; SILVA, O.A. & BARBOSA, L.M.
Desenvolvimento da Floresta de Restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (SP) Influenciado pelo Teor de Alumínio do Solo: Avaliação Preliminar. In: 53^o Congresso Nacional de Botânica. 2002 (b). Recife, Pernambuco. 2002. Resumos. p. 405.

CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS. **Estudo de impacto ambiental:** Aeroporto de Registro, SP. São Paulo, 2004a. 382 p.

_____. **Relatório de impacto ambiental:** Aeroporto de Registro, SP. São Paulo, 2004b. 79 p.

CESAR, O.; MONTEIRO, R. Florística e fitossociologia de uma floresta de restinga em Picinguaba (Parque Estadual da Serra do Mar), município de Ubatuba – SP. **Naturalia**, Rio Claro, v. 20, p. 89 – 105, 1995.

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

CLEMENTS, F.E. **Succession**. Washington: Carnegie Institution of Washington, 1916. 478 p.

CONSÓRCIO MATA ATLÂNTICA. **Reserva da biosfera da Floresta Atlântica:** plano de ação. Campinas: Ed. UNICAMP, 1992. v. 1: Referências básicas, 147 p.

CUNHA, L.O.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA, A.D.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Análise multivariada da vegetação como ferramenta para avaliar a reabilitação de dunas litorâneas mineradas em Mataracá, Paraíba, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 503-515, 2003.

DALLING, J.W.; DENSLOW, J. S. Soil seed bank composition along a forest chronosequence in seasonally moist tropical forest, Panama. **Journal of Vegetation Science**, Grangärde, v. 9, p. 669–678, 1998.

DALLING, J.W.; SWAINE, M.D.; GARWOOD, N.C. Effect of soil depth on seedling emergence in tropical soil seed-bank investigations. **Functional Ecology**, Oxford, v. 9, p. 119–121, 2001.

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

DESLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rain forest trees. **Biotropica**, Washington, v. 12, p.14 – 55, 1980.

DIAS, A.T.C.; ZALUAR, H.L.T.; GANADE, G.; SCARANO, F. R. Canopy composition influencing plant patch dynamics in a Brazilian sandy coastal plain. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, p. 343–347, 2005.

DIAS, L.E.; GRIFFITH, J.J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. In: DIAS, E.L.; MELLO, J.W.V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p. 1-7.

DORNELES, L.P.P.; NEGRELLE, R.R.B. Aspectos da regeneração natural de espécies arbóreas da Floresta Atlântica. **Iheringia**. Série Botânica, Porto Alegre, n. 53, p. 85-100, 2000.

ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap. 1, p. 3-26.

ENRIGHT, N. Evidence of a soil seed bank under rain forest in New Guinea. **Australian Journal of Ecology**, Melbourne, v. 10, p. 67- 71, 1985.

EVERHAM, E.M.; BROKAW, N.V.L. Forest damage and recovery from catastrophic wind. **Botanical Review**, New York, v. 62, p. 113–185, 1996.

EWEL, J.; BERISH, C.; BROWN, B.; PRICE, N.; RAICH, J. Slash and burn impacts on a Costa Rican wet forest site. **Ecology**, Tempe, v. 62, p. 816–829, 1981.

FENNER, M. **Seed ecology**. New York: Chapman and Hall, 1985. 373p.

FERRETI, A.R.; BRITZ, R.M. A restauração da Floresta Atlântica no litoral do Estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. In: GALVÃO, A.P.M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo :Embrapa Florestas, 2005, p.87–102.

FREDRICKSON, L.H.; TAYLOR, T.S. **Management of seasonally flooded impoundments for wildlife**. Washington: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 2000. 29p. (Resource Publication, 148).

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de vegetação do Brasil**. São Paulo, 1988. 312p.

_____. **Manual técnico da vegetação brasileira**. São Paulo, 1992. 92 p. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).

GANDARA, F.B.; PADOVEZI, L.J.; GUSSON, E.; CUNHA, G.C.C. **Monitoramento da Flora da Reserva Legal do Aeroporto Municipal de Registro**. Piracicaba: NACE; PTECA, 2005. 12 p. Relatório técnico.

_____. **Plano de Restauração Ambiental para o Aeroporto Municipal de Registro**. Piracicaba: NACE; PTECA, 2006. 23 p. Relatório técnico.

GARWOOD, N.C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M.A.; PARKER, T.; SIMPSON, R.L. **Ecology of soil seed banks**. London: Academic Press, 1989. p. 149 – 209.

GÓMEZ-POMPA, A. Posible papel de la vegetación secundária en la evolucion de la flora tropical. **Biotropica**, Washington, v. 3, p. 125 – 135, 1971.

GÓMEZ-POMPA, A.; VÁSQUES-YANES, C. Sucessional studies of rain forest in Mexico. In: WEST, D.C.; SHUGART, H.H.; BOTKIN, D.B. (Ed.). **Forest succession**. Berlin: Springer-Verlag, 1981. p. 246 – 266.

GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell Scientific, 1991. 25 p.

GONZÁLEZ Jr., E. Humedad y germinación Hyeronima alchorneoides (Euphorbiaceae). **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 40, n. 1, p. 139–141, 1992.

GOOSEM, S.; TUCKER, N.I.J. **Reparing the rain forest**. Cairns: Wet Tropics Management Authority, 1995. 72 p.

GRIME, J.P. **Plant strategies and vegetation processes**. Chichester: John Wiley, 1979. 203 p.

GROMBONE-GUARANTINI, M.T.; RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in South-Eastren, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, p. 759 – 774, 2002.

GUEVARA, S.S.; GÓMEZ-POMPA, A. Seeds from surface soils in a tropical region of Veracruz, México. **Journal of Arnold Arboretum**, Cambridge, v. 53, p. 312 – 335, 1972.

_____. Determinación del contenido de semillas en muestras de suelo superficial de una selva tropical de Veracruz, Mexico. In: GÓMEZ-POMPA, A.; AMO-RODRIGUEZ, S.; VÁZQUEZ-YANES, C.; BUTANDA-CERVERA, A. (Ed.). **Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, Mexico**. Mexico: Compañía Editorial Continental, 1976. p. 202-223.

HALL, J.B.; SWAINE, M.D. Seed stocks in Ghanaian forest soils. **Biotropica**, Washington, v. 12, p. 256-263, 1980.

HARPER, J.L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, 1977.53 p.

HARRIS, S.W.; MARSHALL, W.H. Ecology of water-level manipulation on a northern marsh. **Ecology**, Tempe, v. 44, p. 331 – 343, 1963.

HILL, S.C.; MORRIS, D.M. **The function of seed banks in Northern forest ecosystems**. Ontario: Queen's Printer for Ontario, 1992. 892 p.

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

HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V.; SAMUELS, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, p. 339-349, 2000.

HOLTHUIJZEN, A.M.A.; BOERBOOM, J.H.A. The Cecropia seedbank in the Surinam lowland rain forest. **Biotropica**, Washington, v. 14, p. 62 – 68, 1982.

HOPKINS, M.S.; GRAHAM, A.W. The species composition of soil seed banks beneath lowland tropical rainforests in North Queensland, Australia. **Biotropica**, Washington, v. 15, n. 2, p. 90-99, 1983.

HOPKINS, M.S.; TRACEY, J.G.; GRAHAM, A.W. The size and composition of soil seed banks in remnant patches of three structural rainforest types in North Queensland, Australia. **Australian Journal of Ecology**, Melbourne, v. 15, p. 43-50, 1990.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul**: ecologia, composição e importância econômica. Brasília: Editora UnB, 1972. 466 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração**: técnicas de revegetação. Brasília, 1990. 95 p.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo:, 1981. Escala 1:1.000.000.

IVANAUSKAS, N.M. Levantamento florístico de trecho de Floresta Atlântica em Pariquera-Açu, São Paulo, Brasil. **Naturalia**, Rio Claro, v. 26, p. 97–129, 2001.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Fitossociologia de um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga-SP, para fins de restauração de áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, p. 43-57, 2002.

JAKOVAC, A.N.C. **O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas**. 2007.152 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

JESUS, R.M. Restauração florestal na mata atlântica. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997, Viçosa. Viçosa: SOBRADE; UFV, 1997. p. 123 – 131.

JOHNSON, M.S.; BRADSHAW, A.D. Ecological principles for the restoration of disturbed and degraded land. **Applied Biology**, London, v. 4, p. 14 –20, 1979.

JOLY, A. B. **Conheça a vegetação brasileira**. São Paulo: USP, 1970. 181 p.

JOLY, C.A.; MARTINELLI, L.A. **Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar**. Campinas: UNICAMP, 2004. 128 p. Relatório de Projeto Temático.

JOLY, C.A.; SPIGOLON, J.R.; LIEBERG, S. O uso de espécies nativas para a recomposição de matas ciliares – Projeto Jacaré-Pepira V. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 46., Ribeirão Preto, 1995. **Anais ...** Ribeirão Preto: USP, FFCLRP, 1995. p. 213 - 215.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JUNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES – PADUA, C. (Ed.). **Métodos de estudo em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2003. cap. 14. p. 383 – 395.

_____. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 3.ed. São Paulo: EDUSP, 2004. v. 1, p. 235 – 247.

KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.A.; CARPANEZZI, A.A. Implantação de matas ciliares: estratégias para auxiliar à sucessão secundária. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1989, São Paulo. **Anais ...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 130 – 143.

KAGEYAMA, P.Y.; FREIXADAS, V.M.; GERES, W.L.; DIAS, J.H.P.; BORGES, A.S. Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio (SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, p. 527 – 533, 1992.

KEAY R.W. Seeds in forest soil. **Nigerian Forest Information Bulletin**, Abuja, n. 4, p.1-4, 1960.

KELLMAN, M.C. The viable weed seed content of tropical agricultural soils. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 11, p. 669 – 677, 1974.

KUHLMANN, M. Os tipos de vegetação do Brasil: elementos para uma classificação fisionômica. **Anais da Associação de Geografia Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 133-180, 1955.

KOVACH. **Multivariate statistical package**. Anglesey: Kovach Computing Services, 1999. v. 3, 131 p.

KUHLMANN, E. Vegetação. In: FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Geografia do Brasil: Região Nordeste**. Rio de Janeiro, 1977. p. 85-110.

LACERDA, L.D.; ESTEVES, F.A. Restingas brasileiras: quinze anos de estudos. In: ESTEVES, F.A; LACERDA, L.D. (Ed.) **Ecologia de restingas e lagoas costeiras**. Rio de Janeiro: UFRJ, Nupem, 2000. p. 443 - 454.

LACERDA, L.D.; ARAÚJO, D.S.D.; CERQUEIRA, R.; TURCO, B. **Restingas: origens, estrutura, processos**. Niterói: CEUFF, 1984. 345 p.

LAWTON, R.O.; PUTZ, F.E. Natural disturbance and gap-phase regeneration in wind-exposed tropical cloud forest. **Ecology**, Tempe, v. 69, p. 764-777, 1988.

LEITE, P.F. **As diferentes unidades fitoecológicas da região Sul do Brasil - Proposta de classificação**. 1994. 160 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1994.

LEITE, P.F.; KLEIN, R.M. Vegetação. In: FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Geografia do Brasil: Região Sul**. Rio de Janeiro, 1990. v. 2, p.113-150.

LEPSCH, I.F.; PRADO, H.; MENK, J.R.F.; SAKAI, E; RIZZO, L.T.B. **Levantamento de reconhecimento com detalhes dos solos da região do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo**. São Paulo: IAC, 1999. Escala 1:250.000.

LIEW T.C. Occurrence of seeds in virgin forest top soil with particular reference to secondary species in Sabah. **Forest**, Malay, v. 36, p. 185–193, 1973.

LITTELL, R.C.; HENRY, P.R.; AMMERMAN, C.B. Statistical analysis of repeated measures data using SAS procedures. **Journal of Animal Science**, Savoy, v. 76, p. 1216 – 1231, 1998.

LIMA, R.A.F.D. **Regime de distúrbio e dinâmica de regeneração natural na floresta pluvial atlântica submontana**. 2007. 233 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Ecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

LOUZADA, J.N.C.; SCHIFFLER, G.; VAZ DE MELLO, F.Z. Efeitos do fogo sobre a estrutura da comunidade de Scarabaeidae (Insecta, Coleoptera) na restinga da Ilha de Guriri – ES. In: SIMPÓSIO SOBRE IMPACTO DAS QUEIMADAS SOBRE OS ECOSSISTEMAS E MUDANÇAS GLOBAIS IN IMPACTOS DAS QUEIMADAS EM ÁREAS DE CERRADO E RESTINGA, 1996, Brasília. **Anais ...** Brasília: UNB, ECL, 1996. p. 161-169.

LUNT I.D. Germinable soil seed banks of anthropogenic native grasslands and grassy forest remnants in temperate south-eastern Australia. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 130, p. 21–34, 1997.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. 2.ed. Rio de Janeiro: José Olympio, 1981. 450 p.

MACIEL, N.C.; ARAÚJO, D.S.; MAGNANINI, A. Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (Ilha Grande, angra dos Reis, RJ). **Boletim FBCN**, Rio de Janeiro, n. 19, p. 126-148, 1984.

MAMEDE, M.C.H.; CORDEIRO, I.; ROSSI, L.; MELO, M.M.R.F.; OLIVEIRA, R.J. Mata Atlântica In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Ed.). **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Ed Holos, 2004. p. 278-295.

MANTOVANI, W.; RODRIGUES, R.R.; ROSSI, L. A vegetação na Serra do Mar em Salesópolis, SP. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA: ESTRUTURA, FUNÇÃO E MANEJO, 2., 1990, Águas de Lindóia. **Anais ...** São Paulo: ACIESP, 1990. p. 348 – 384.

MANTOVANI, W. A vegetação sobre a restinga em Caraguatatuba, SP. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais ...** São Paulo: ACIESP, 1992. v. 1, p. 139-144.

MANTOVANI, W. Dinâmica da floresta pluvial Atlântica. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 4., 1998, Águas de Lindóia. **Anais ...** Águas de Lindóia:ACIESP, 1998. p. 1-20.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perenifólias. In: GOMEZ-POMPA, A.; DEL AMO, R.S. (Ed.). **Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas em Vera Cruz, Mexico.** Alhambra Mexicana: INIRB, 1985. p. 191 – 239.

MARTÍNEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. **Vegetatio**, Atalaia, v. 107/108, p. 299–318, 1993.

MEEKS, R.L. The effect of drawdown date on wetland plant succession. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, 1969, v. 33, p. 817 – 821, 1969.

METZGER, J.P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: FEPAF, 2003. p. 49–76.

MILLER, P.M.; KAUFFMAN, J.B. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. **Biotropica**, Washington, v. 30, p. 538–546, 1998.

NAVE, A.G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP.** 2005. 230 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NOGUEIRA, J.C.B. Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. **Boletim do Instituto Florestal**, São Paulo, n. 24, p. 1-71, 1977.

PARKER, V.T. The scale of sucessional model and restoration objectives. **Restoration Ecology**, Malden, v. 4, n. 5, p. 301–306, 1997.

PARROTTA, J.A. The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Washington, v. 8, n. 41, p.1–19, 1991.

PARROTTA, 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.

PICKETT, S.T.A.; OSTFELD, R.S. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R.L.; BATES, S.F. (Ed.). **A new century for natural resources management**. Washington: Island Press, 1994. p. 261 – 278.

PICKETT, S.T.A.; COLLINS, L.S.; ARMESTO, J.J. A hierachical consideration of causes and mechanismics of sucession. **Vegetatio**, Atalaia, v. 69, p. 109 –114, 1987.

PIMM, S.L. Community stability and structure. In: SOULÉ, M.E. (Ed.). **Conservation ecology: the science of scarcity and diversity**. Massachussetts: Ecology and Society, 1986. p. 123 – 137.

PINAY, G.; DECAMPS, H.; CHAUVET, E.; FUSTEC, E. Functions of ecotones in fluvial systems. In: NAIMAN, D.C.; DECAMPS, W.A. (Ed.). **The ecology and management of aquatic terrestrial ecotones**. Bruxellas: Unesco; Parthenon Publishing Group, 1990. p. 141-171. (Man and the Biosphere Series, 4).

PREFEITURA MUNICIPAL DE REGISTRO. Disponível em:
<<http://www.registro.sp.gov.br>>. Acesso em: 15 set. 2007.

POPAY, A.I.; ROBERTS, E.H. Factors involved in the dormancy and germination of *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medic. and *Senecio vulgaris* L. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 58, p. 123–139, 1970.

QUEIROZ, M.H. de. Considerações sobre estratégia germinativa e distribuição de *Alchornea triplinervia* (SPR). M. ARG. VAR. triplinervia na Floresta Tropical Atlântica em Santa Catarina. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 1990, Campos do Jordão. **Anais**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990. v.3, p. 613-615.

RANCHWAL, M.F.G.; CURCIO, G.R. Principais tipos de solos do Estado do Paraná, suas características e distribuição na paisagem. In: **A vegetação natural do estado do Paraná**. Curitiba: IPARDES, 1984. p. 512 - 554.

REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 91–110.

REIS, A.; ZAMBONIM, R.M.; NAKAZONO, E.M. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera, 1999. 42 p.

REIS-DUARTE, R.M. **Estrutura da floresta de restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (SP): bases para promover o enriquecimento com espécies arbóreas nativas em solos alterados**. 2005. 230 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2005.

REIS-DUARTE, R.M.; SILVA, O.A.; CASAGRANDE, J.C.; BARBOSA, L. Fisionomias da floresta de restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (SP) influenciadas pela fertilidade do solo. In: 53º **Congresso Nacional de Botânica - 25ª** Reunião Nordestina de Botânica, 2002, Recife - PE. 53º Congresso Nacional de Botânica - 25ª Reunião Nordestina de Botânica, 2002. p. 300-301.

REIS-DUARTE, R.M.; CASAGRANDE, J.C.; SANTOS, D.A.; SILVA, O.A.; BARBOSA, L.M. Fisionomias da floresta de restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (SP), Brasil, influenciadas por fatores edáficos. In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE BOTÁNICA, 8.; CONGRESO COLOMBIANO DE BOTÁNICA, 2., 2002, Cartagena de Índias. **Resúmenes ...** Cartagena: Sociedad Colombiana de Botânica. 2002b. p. 446.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. São Paulo: HUCITEC; EDUSP, 1979. v.2, 374 p.

ROBERTS, E.H. Predicting the storage life of seeds. *Seed Science and Technology*, Zurich, v.1, p.499 – 514, 1973.

ROBERTS, H.A. Seed banks in the soil. **Advances in Applied Biology**, London, v. 6, 55 p. 1981.

RODERJAN, C.V.; KUNIYOSHI, Y.S. **Macrozoneamento florístico da área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba**. Curitiba: FUPEF, 1988. 53 p. (Série Técnica, 15).

RODRIGUES, R.R. Recuperação de áreas degradadas em restinga. In: WORKSHOP SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS DA SERRA DO MAR E FORMAÇÕES FLORESTAIS LITORÂNEAS, 2000, São Paulo. **Anais ...** São Paulo: SÃO PAULO, 2000. p. 98.

RODRIGUES, R.R.; CAMARGO, A. Recuperação de áreas degradadas em restinga. In: WORKSHOP SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS DA SERRA DO MAR E FORMAÇÕES FLORESTAIS LITORÂNEAS, 2000, São Paulo. **Anais ...** São Sebastião: Secretaria de Meio Ambiente. 2000. p. 89.

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

_____. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares** (conservação e recuperação). São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2004. p. 235– 247.

ROTTA, E.; BOEGER, M.R.T.; GRODZKI, L. Levantamento florístico e fitossociológico de um trecho de floresta ombrófila densa de terras baixas no Parque Estadual do Palmito, Paranaguá, PR. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 40, p.849 – 861, 1997.

ROZZA, A.F. **Manejo e regeneração de trecho degradado da floresta estacional semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP**. 2003. 132 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

RYDGREN, K.; HESTMARK, G.; OKLAND, R.H. Revegetation following experimental disturbance in a boreal old-growth *Picea abies* forest. **Journal of Vegetation Science**, Grangärde, v. 9, p. 763–776, 1998.

SÃO PAULO. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. **Atlas das unidades de conservação ambiental do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente; Secretaria de Energia; CESP, 1996. pt. 1: Litoral. 30p., 7 mapas.

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT 9.1**: user's guide. Cary, 2004. 5121 p.

SCARANO, F.R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. **Annals of Botany**, London, v. 90, p. 517–524, 2002.

SCHÄFFER, W. B.; PROCHNOW, M. (Org.). **A Mata Atlântica e você**: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira. Brasília: APREMAVI, 2002. 156 p.

SCHIMTZ, M.C. Banco de sementes no solo em áreas do reservatório da UHE Paraibuna. **Série IPEF**, Piracicaba, v. 8, n. 25, p.7–8, 1992.

SCUDELLER, V.V., MARTINS, F.R.; SHEPHERD, G.J. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 152, p. 185-199, 2001.

SETZER, J. **Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai, 1966. 53 p.

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

SILVERTOWN, J.W. **Introduction to plant population ecology**. New York: Longman, 1982. 209 p.

SIMÕES, C.G.; MARQUES, M.C.M. The role of sprouts in the restoration of atlantic rainforest in Southern Brazil. **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n. 1, p. 53–59, 2007.

SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. Piracicaba, 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

SKOGLUND, J. The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. **Journal of Vegetation Science**, Grangärde, v. 3, p. 357-360, 1992.

SLADE, E.A.; CAUSTON, D.R. The germination of some woodland herbaceous species: a multifactorial study. **New Phytologist**, Edinburgh, v. 83, p. 549 – 557, 1979.

SORREANO, M.C.M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. 2002. 145 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SOUZA, S.C.P.M. **Análise de alguns aspectos de dinâmica florestal em uma área degradada no interior do parque estadual do Jurupará, Ibiúna, São Paulo**. 2002. 88p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

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

SOUZA C.R.G.; SOUZA A.P. Geologia e geomorfologia da área da Estação Ecológica Juréia-Itatins In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Ed.). **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna Ribeirão Preto**: Ed Holos, 2004. p. 278-295.

SOUZA, V.C.; CARPELLARI Jr. L. A Vegetação das dunas e restingas da Estação Ecológica Juréia-Itatins In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Ed.). **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna Ribeirão Preto**: Ed Holos, 2004. p. 103 – 114.

STEVEN, D. de; SHARITZ, R.R.; SINGER, J.H.; BARTON, C.D. Testing a passive revegetation approach for restoring coastal plain depression wetlands. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 3, p. 452–460, 2006.

SUGUIO, K.; MARTIN, L. Classificação de costas e evolução geológica das planícies litorâneas quaternárias do sudeste e sul do Brasil. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA, 1987, São Paulo. **Anais ...** São Paulo: ACIESP, 1987. v. 1, p. 1-28.

SWAINE, M.D. Characteristics of dry forest in West Africa and the influence of fire. **Journal of Vegetation Science**, Amsterdam, v. 3, p. 365–374, 1992.

TABARELLI, M. **A regeneração da floresta Atlântica montana**. 1997. 194 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. Aspectos da sucessão secundária em trecho de floresta atlântica no Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 5, p. 99-112, 1993.

THOMPSON, K. Seeds and seed banks. **New Phytologist**, London, v. 106, n. 1, p. 23 – 34, 1987.

_____. The functional ecology of soil seed bank. In: FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford: CAB International, 1992. p. 231–258.

THOMPSON, K.; BAKKER, J.P.; BEKKER, R.M.; HODGSON, J.G. Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 86, p. 163–169, 1988.

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

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

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, p. 663–681, 1988.

UNWIN, G.L.; COOK, J.B. Rehabilitation and environmental matters affecting mineral sands mining in New South Wales, Australia. In: THE AUSIMM PERTH BRANCH, **Australia; a world source of ilmenite, rutile, monazite and zircon**. Perth: P.B., 1986. p. 179-190.

VAN DER VALK, A.G.; PEDERSON, R.L. Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In: LECK, M.A.; PARKER, M.A.; SIMPSON, R.L. (Ed). **Ecology of soil seed banks**. London: Academic Press, 1989. p. 329 – 346.

VELOSO, H. P. **Atlas florestal do Brasil**. Rio de Janeiro. Ministério da Agricultura, Serviço de Informações, 1966. 82 p.

VELOSO, H.P.; GÓES-FILHO, L. Fitogeografia brasileira: classificação fisionômico – ecológica da vegetação neotropical. In: BRASIL. Ministério das Minas e Energia. **Projeto RADAMBRASIL**: Salvador. Rio de Janeiro, 1982. p. 3 -79. (Série Vegetação, 1).

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

VIANI, R.A.G. **O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e Talhões de Eucalyptus) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal**. 2005. 176 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

VIDAL, C.Y. **Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas**. 2008. 162 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

WELLING, C.H.; PEDERSON, R.L.; VALK, A.G. van der. Recruitment from the seed bank and the development of emergent zonation during a drawdown in a prairie wetland. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, n. 2, p. 487-496, 1988.

WETTSTEIN, R. R. V. **Plantas do Brasil**: aspectos da vegetação do Sul do Brasil. São Paulo: Edgard Blücher, 1970. 126 p.

WHITMORE, T.C. On pattern and process in forest. In: NEWMAM, F.I. (Ed.). **The Plant Community as a Working Organism**. Oxford: Blackwell Scientific, 1982. p. 45 – 59. (Special Publication, 1. Series of the British Ecological Society).

_____. **An introduction to tropical rain forest**. Oxford: Clarendon Press, 1990. 226 p.

WILLIAMS, P.R.; CONGDON, R.A.; GRICE, A.C.; CLARKE, P.J. Germinable soil seed banks in a tropical savanna: seasonal dynamics and effects of fire. **Australian Ecology**, Melbourne, v. 30, p. 79–90, 2005.

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

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

ZAMITH, L.R.; SCARANO, F.R. restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 1, p. 87–94, 2006.

ZHANG, Z.Q.; SHU, W.S.; LAN, C.Y.; WONG, M.H. Soil seed bank as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings. **Restoration Ecology**, Malden, v. 9, n. 4, p. 378–385, 2000.