

José Nicola Martorano Neves da Costa

Efeito de diferentes modelos de plantios de restauração e dos grupos funcionais das espécies plantadas na estrutura da comunidade e suas contribuições na riqueza e diversidade da paisagem agrícola.



Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientadora: Dr.^a Giselda Durigan

<p>Serviço de Pós-Graduação EESC/USP</p> <p>EXEMPLAR REVISADO</p> <p>Data de entrada no Serviço: 26 / 02 / 09</p> <p>Ass.: <i>Onna Cláudia</i></p>
--

São Carlos
2008

Class.	TESE ✓
Cutt.	7044
Tombo	7055/0.9
System	1727128

31100112569

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

C837e

Costa, José Nicola Martorano Neves da
Efeito de diferentes modelos de plantios de restauração e dos grupos funcionais das espécies plantadas na estrutura da comunidade e suas contribuições na riqueza e diversidade da paisagem agrícola / José Nicola Martorano Neves da Costa ; orientadora Giselda Durigan. -- São Carlos, 2008.

Dissertação (Mestrado-Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2008.

1. Restauração florestal.
2. Grupos funcionais.
3. Paisagem agrícola.
4. Regeneração. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

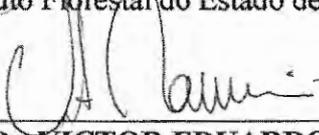
Candidato: Bacharel **JOSE NICOLA MARTORANO NEVES DA COSTA**

Dissertação defendida e julgada em 11/11/2008 perante a Comissão Julgadora:



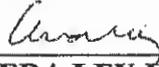
Prof.^a Dr.^a **GISELDA DURIGAN (Orientadora)**
(Instituto Florestal do Estado de São Paulo)

aprovado



Prof. Dr. **VICTOR EDUARDO LIMA RANIERI**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

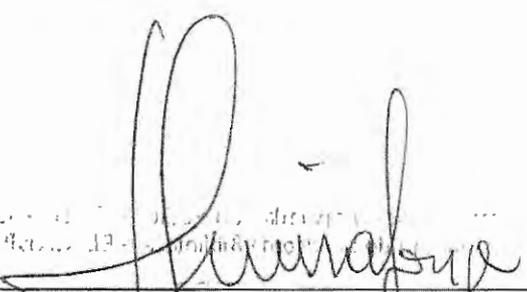
APROVADO



Prof.^a Dr.^a **VERA LEX ENGEL**

aprovado

(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" /UNESP/Campus de Botucatu)



Prof. Titular **MARCELO PEREIRA DE SOUZA**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em
Ciências da Engenharia Ambiental



Prof. Associado **GERALDO ROBERTO MARTINS DA COSTA**
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

AGRADECIMENTOS

A Giselda Durigan, pela forma dialógica, sincera e dedicada na orientação, tornando esse processo mais humano, e pelo apoio e estímulo em todas as fases do trabalho, principalmente na reta final, sendo, assim, um exemplo para nós, novos pesquisadores.

A Augusto Mendonça, José Bendito Lourenço e Helaine Souza, pelo auxílio nos levantamentos de campo.

À Sara, meu agradecimento especial, por percorrer quase três mil quilômetros para incentivar e apoiar a finalização da dissertação e, também, entregar este documento.

À Fábria, minha mãe, por também percorrer quase três mil quilômetros para me incentivar, apoiar e fazer comidinhas deliciosas durante a finalização da dissertação, além de ter estado presente em todos os ciclos da minha vida.

Ao pessoal da Floresta Estadual de Assis, pelo apoio durante minha permanência na estação.

Aos novos companheiros e irmãos de trabalho de Canarana, por entenderem e apoiarem a fase final de elaboração da dissertação. Vida longa ao Xingu!

À galera do Instituto Butantã — Fausto, Claudia (Jones) e Fernanda, e à Cris, do LERF, por me acolherem em São Paulo e Piracicaba durante a realização de disciplinas.

Ao Tadeu, Paulo e Igor, pelos “pitacos” e sugestões nas análises estatísticas.

Ao Rafael, pela ajuda na elaboração dos mapas.

Ao Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão da bolsa de mestrado.

A todos (as) os (as) plantadores (as) de árvores e sementes.

*Olha estas velhas árvores, mais belas
Do que as árvores novas, mais amigas
Tanto mais belas quanto mais antigas,
Vencedoras da idade e das procelas....*

*O homem, a fera, e o inseto, à sombra delas
Vivem, livres de fome e fadigas;
Em seus galhos abrigam-se as cantigas
E os amores das aves tagarelas.*

*Não choremos, amigo, a mocidade!
Envelheçamos rindo! Envelheçamos
Como as árvores fortes envelhecem:*

*Na glória da alegria e da bondade,
Agasalhando os pássaros nos ramos,
Dando sombra e consolo aos que padecem!*

Olavo Bilac

RESUMO

COSTA, J.N.M.N (2008). **Efeito de diferentes modelos de plantios de restauração e dos grupos funcionais das espécies plantadas na estrutura da comunidade e suas contribuições na riqueza e diversidade da paisagem agrícola.** Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

Com a intensificação das atividades agropastoris, as áreas cobertas por florestas nativas vêm sendo rapidamente reduzidas, com perda da biodiversidade e homogeneização da paisagem, indicando que além da proteção de áreas naturais na forma de reservas é necessário restaurar áreas abandonadas e degradadas. A restauração florestal é praticada há muito tempo, mas consolidou-se como ciência apenas a partir da década de 1980, passando a incorporar os paradigmas, conceitos e teorias ecológicas para fundamentar suas metodologias. Diferentes modelos de plantio têm sido utilizados visando catalisar a regeneração natural e acelerar os processos sucessionais. As estratégias de restauração, hoje, buscam, ao mesmo tempo, proteger os recursos abióticos, recuperar a biodiversidade e aumentar a permeabilidade da matriz. Nesse contexto, perguntamo-nos: 1) qual a diferença resultante na estrutura da comunidade formada a partir de diferentes modelos de plantio de restauração? 2) para os plantios de restauração em áreas ripárias, como as espécies de diferentes grupos funcionais contribuem para a restauração da comunidade? e 3) em qual escala as áreas de restauração mais contribuem para o aumento da riqueza e diversidade da paisagem agrícola? Realizamos esta pesquisa na Fazenda Canaçu, localizada no município de Tarumã região do médio Vale do Paranapanema, onde se encontram alguns dos municípios com as menores taxas de cobertura vegetal natural remanescente no Estado de São Paulo. A Fazenda Canaçu ocupa uma área aproximada de 200 ha, composta de plantios de restauração de matas ciliares ao longo de todos os corpos d'água, somados a outras formas de plantio arbóreo, fragmentos naturais remanescentes nas zonas de interflúvio, pomar, pasto e áreas de cultivo de cana-de-açúcar. Os plantios mais novos tinham dezessete anos por ocasião do estudo. Em cada uma das unidades do mosaico vegetacional da Fazenda Canaçu, realizamos amostragem sistemática com seis parcelas de 48 m² (3 x 16 m), que foram subdivididas em parcelas menores, de 4,8 m² (3 x 1,6m), nas quais foram identificadas e medidas as árvores plantadas e todas as plantas lenhosas em regeneração com altura a partir de 50 cm. Os dados obtidos nesses levantamentos foram utilizados em análises das unidades da paisagem em diferentes escalas. No Capítulo 1 verificamos a influência de quatro modelos de plantio de mata ciliar na estrutura da comunidade, comparando dois plantios puros (*Pinus elliotti* var. *densa* - PP e *Myracrodruon urundeuva* - PM) e dois plantios mistos (um plantio em linhas de espécies pioneiras e não pioneiras - PL e um plantio misto aleatório com baixa proporção de espécies pioneiras - PA). No Capítulo 2, analisamos a contribuição das espécies plantadas nos modelos mistos (PL e PA) para o sucesso da regeneração sob suas copas, classificando-as em grupos funcionais, de acordo com a síndrome de dispersão (zoocórica e não zoocórica), grupo sucessional (pioneira e não pioneira), caducifolia (caducifólia e não caducifólia) e potencia de fixação de nitrogênio (fixadora e não fixadora). No Capítulo 3 analisamos a contribuição das áreas em restauração para a riqueza e diversidade da paisagem, através da partição aditiva da diversidade. No Capítulo 4, analisamos o plantio de *Leucaena leucocephala* (leucena) mediante seu potencial como invasora e possível inibição da regeneração de espécies nativas. Entre os modelos de plantio de mata ciliar, os maiores valores de riqueza e densidade foram encontrados no plantio puro de aroeira (PM), seguido do plantio misto aleatório (PA). A maior diversidade foi registrada no plantio em linhas alternadas de pioneiras e não pioneiras (PL) e os plantios puros de *Pinus* e aroeira (PP e PM) apresentaram os maiores valores de área basal. Para cada variável, portanto, o melhor resultado nem sempre é obtido com o mesmo

modelo. Floristicamente, embora a regeneração seja semelhante entre todos os modelos de plantio, nenhum se assemelha, em riqueza e composição, à mata ciliar nativa utilizada para comparação. Quanto aos grupos funcionais e sua influência sobre o sucesso da restauração, somente a caducifolia resultou em regeneração mais abundante do que sob espécies não caducifólias, indicando que os recursos luz e água do solo podem ser limitantes para a regeneração. Para os outros grupos funcionais não se observou facilitação ou inibição da regeneração nas condições ambientais deste estudo. Os diferentes modelos de restauração florestal estão contribuindo para o aumento da diversidade beta (heterogeneidade de habitats) da paisagem. Apesar de relativamente novas, aos dezessete anos as áreas em restauração já contribuem para a riqueza da paisagem e apresentam biomassa semelhante à de floresta madura. Não se comprovou invasão pela leucena das outras unidades do mosaico da paisagem e há tendência de diminuição da densidade relativa da espécie na área em que foi plantada.

Palavras-chaves: restauração florestal, grupos funcionais, paisagem agrícola, regeneração.

ABSTRACT

COSTA, J.N.M.N (2008). **The effect of different models of restoration plantations and functional groups of planted species in the community structure and its contributions to the richness and diversity of the agricultural landscape.** Dissertation (Mastering) - Engineering School of Sao Carlos, University of Sao Paulo, Sao Carlos, 2008.

With the progress of the agro-pasture activities, areas covered by native forests are being quickly reduced, which leads to a loss of biodiversity, homogenization of the landscape and contributes to the increase of wind, water and solar erosion. Despite a long time of forest restoration practice, it was from the 1980 on that plantations of riparian forests were implanted using scientific concepts and different models. Because of that matter, the restored forests are still young and considered testing areas. The different models of plantation aim to catalyze the natural regeneration and speed the succession processes. Therefore, in much degraded agricultural landscapes, the restoration of a forest community must focus the rehabilitation of functional groups and focal species in order to restore dispersal and colonization dynamics instead of prioritizing one specie in particular. Besides that, the restoration strategies should protect the abiotic resources, recover the biodiversity and enhance the permeability of the matrix. Within this context, we ask: 1) what is the difference caused in the community structure by the several models of plantation restoration? 2) How do species from different functional groups contribute to the recover the community in restoration plantations in riparian areas? and 3) In what scale the restoration areas most contribute to the increasing of richness and diversity of the matrix? Over a 200 ha area at Canaçu Farm, Tarumã, municipality, state of São Paulo, Brazil, we surveyed 11 distinct patches (native forest fragments, orchards, pasture, and forest restoration plantings from 17 years old), where all individuals from arboreal species (minimum height 50 cm) were identified and measured (dbh), every patch represented by six plots (48 m² or 3 x 16 m each). Data were analyzed under different aspects or landscape scales. In the chapter 1, we analyzed comparatively the community structure among four riparian forest restoration models (two pure stands: *Pinus elliotti* var. *densa*- PP and *Myracrodruon urundeuva* - PM) and two mixed stands: one mixed with separated lines for pioneer and non pioneer species - PL and the other totally mixed, with low proportion of pioneers - PA). In the chapter 2 we analyzed the regenerating stand under every native tree, classified in functional groups according to its dispersal syndrome (zoochorous or not), successional group (pioneer or non pioneer), deciduousness (deciduous or not) and N fixing potential (N fixing or not). The contribution of restoration plantings for richness and diversity of the landscape as a whole was analyzed in Chapter 3, and the potential of the planted exotic species *Leucaena leucocephala* to expand over the landscape and its persistence in the plant community in the long term was discussed in chapter 4. From the riparian forest restoration plantings, richness and density of the regenerating stand were higher in the pure stand of *Myracrodruon urundeuva* (PM), followed by the totally mixed stand (PA). Planting alternate lines with pioneers and non pioneers (PL) resulted in the highest floristic diversity. The pure stands resulted in the highest value for basal area (biomass). Therefore, the best model is not the same for all benefits expected from restoration. Comparing density and richness of regenerating community under species of different functional groups, we found deciduousness as the only trait facilitating the regeneration process. Competition for light and soil water can be the most important abiotic filter locally limiting restoration success. At landscape level, even relatively young, restoration plantings provide high contribution, increasing beta diversity (habitat heterogeneity). Invasion by *Leucena leucocephala* was refuted, since, among the total of 4.599 individuals surveyed, not even a single individual of the species was recorded beyond the

limits of the planted stand and the relative density of the exotic species in the understorey tends to decrease with time.

Key-words: restoration, functional groups, agricultural landscape, regeneration.

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

INTRODUÇÃO GERAL

Introdução	11
Área de estudo	13
Referências Bibliográficas	17

CAPÍTULO 1: ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DA COMUNIDADE ARBÓREA EM DIFERENTES MODELOS DE RESTAURAÇÃO DE MATA CILIAR

1.1 Introdução	19
1.2 Material e Métodos	22
1.2.1 Área de estudo	22
1.2.2 Métodos de amostragem e análise da comunidade em restauração	26
1.3 Resultados	28
1.3.1 Composição florística da comunidade	28
1.3.2 Estrutura da comunidade	33
1.4 Discussão	36
1.5 Conclusões	41
1.6 Referências bibliográficas	42

CAPÍTULO 2: EFEITO DOS GRUPOS FUNCIONAIS NA ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DA REGENERAÇÃO

2.1 Introdução	46
2.2 Material e Métodos	49
2.2.1 Área de estudo	49
2.2.2 Métodos de amostragem e análise dos dados	50
2.3 Resultados	51
2.4 Discussão	55
2.5 Conclusões	58
2.6 Referências Bibliográficas	60

CAPÍTULO 3: CONTRIBUIÇÃO DOS PLANTIOS DE RESTAURAÇÃO PARA A RIQUEZA E DIVERSIDADE DA PAISAGEM AGRÍCOLA

3.1 Introdução	64
3.2 Material e Métodos	67
3.2.1 Área de estudo	67
3.2.2 Método de amostragem	69
3.2.2 Método de análise da riqueza da paisagem	70

3.3 Resultados	71
3.4 Discussão	78
3.5 Conclusões	80
3.6 Referências Bibliográficas	82
CAPÍTULO 4: POTENCIAL INVASIVO DE LEUCAENA LEUCOCEPHALA (LAM.) DE WIT (FABACEAE) A PARTIR DE PLANTIO DE REABILITAÇÃO EM MATRIZ AGRÍCOLA	85
4.1 Introdução	85
4.2 Material e Métodos	88
4.2.1 Área de estudo	88
4.2.2 Método de amostragem e análise dos dados	89
4.3 Resultados	90
4.4 Discussão	92
4.5 Conclusões	95
4.6 Referências Bibliográficas	96
CONCLUSÕES GERAIS	99

INTRODUÇÃO GERAL

Introdução

Conservar e restaurar a diversidade biológica estão entre os mais instigantes e abrangentes desafios lançados aos 150 países signatários da Convenção da Biodiversidade - Rio 92 (BRASIL, 1998). Estes desafios se colocam inicialmente para cientistas, a quem cabe desenvolver as técnicas com base no conhecimento científico, mas se estendem a administradores públicos, legisladores, tomadores de decisão e a técnicos que, em última instância, agem na prática da restauração e conservação de ecossistemas.

Na ponta da cadeia está o proprietário rural, que se dispõe a ver reduzidas suas áreas produtivas em benefício da conservação da natureza, seja por iniciativa própria, seja porque as leis estão se tornando cada vez mais rígidas e a recuperação florestal passa a ser compulsória.

Ainda que muitos esforços venham sendo despendidos visando à restauração florestal no Brasil em tempos recentes, o êxito das iniciativas raramente tem sido avaliado cientificamente (PARROTA; KNOWLES; WUNDERLE JR., 1997; PULITANO; DURIGAN; DIAS, 2004; SILVEIRA; DURIGAN, 2004; SOUZA; BATISTA, 2004; MELO; DURIGAN, 2006, 2007) e desconhecem-se avaliações que tratem a propriedade rural como um todo. Como observado por Hobbs e Harris (2001), as características da paisagem podem influenciar os processos de restauração, influenciando no seu sucesso ou fracasso e pouco se sabe sobre a contribuição efetiva dos plantios de restauração para a manutenção ou ampliação da diversidade no âmbito de uma propriedade rural.

O presente estudo teve como objetivo geral analisar a contribuição de plantios arbóreos e da existência de fragmentos florestais remanescentes para a conservação da diversidade de espécies arbóreas em uma propriedade rural, situada em uma região eminentemente agrícola — o Médio Vale do Paranapanema, em que se situam alguns dos

municípios com as menores taxas de cobertura vegetal natural remanescente no Estado de São Paulo (Kronka *et al.*, 2005).

O estudo foi desenvolvido em quatro capítulos, cada um com objetivos e métodos distintos.

No Capítulo 1 analisamos exclusivamente plantios efetuados com a finalidade de recuperar a matas ciliares, quanto à eficácia de cada modelo em restabelecer a estrutura e a diversidade da vegetação. Analisamos a estrutura e composição dos diferentes modelos de plantio, especialmente quanto à densidade, riqueza, estrutura em classes de tamanho e agregação do estrato regenerante sob o dossel. O desenvolvimento do estrato regenerante tem sido um dos indicadores mais utilizados em todo o mundo para avaliar o sucesso da restauração (RUIZ; AIDE, 2005). Comparamos dois plantios puros (um com espécie nativa e outro com espécie não nativa) e dois plantios mistos, sendo um aleatório com baixa densidade de espécies pioneiras e o outro em linhas alternadas (uma linha de pioneiras ou linha de preenchimento e a outra de não-pioneiras ou linha de diversidade).

No capítulo 2 estudamos apenas os dois plantios mistos analisados no capítulo anterior e o foco das análises foram as espécies plantadas, buscando-se verificar sua contribuição relativa mediante os grupos funcionais a que pertencem, em busca de padrões que possam explicar o êxito ou o fracasso da restauração. Partimos da premissa de que algumas espécies podem facilitar a regeneração sob suas copas, enquanto outras podem inibi-la e que a facilitação ou inibição podem estar associadas aos grupos funcionais a que pertencem as espécies.

No Capítulo 3 analisamos todas as unidades do mosaico vegetacional existente na propriedade, que compreende os plantios de restauração de mata ciliar, outro plantio de restauração (reflorestamento com leucena), área abandonada em processo de regeneração natural (pomar abandonado), pastagem, pomar e três fragmentos de vegetação nativa. O

objetivo desta análise foi verificar se os plantios de restauração contribuem, de fato, para aumentar a riqueza em escala de paisagem e quantificar a contribuição relativa dos plantios, das áreas abandonadas e dos fragmentos naturais para a conservação da diversidade.

O capítulo 4 originou-se da constatação, durante os levantamentos, de que a leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit), uma espécie reportada como invasora, não tem se comportado como tal na área deste estudo, apesar de ter sido plantada há 25 anos. Desenvolveu-se uma análise sobre o potencial invasivo da espécie a partir de plantios em áreas degradadas.

Área de estudo

Realizamos esta pesquisa na região do médio Vale do Paranapanema, sudoeste do Estado de São Paulo, no município de Tarumã, onde está localizada a Fazenda Canaçu (Figura 1). O clima regional é do tipo Cfa de Köppen (1948), ou seja, mesotérmico, com temperatura dos meses mais frios inferiores a 18° C e dos meses mais quentes superiores a 22° C, sujeito a geadas esporádicas. O solo é do tipo Latossolo Roxo Eutrófico em toda a propriedade e a precipitação média anual é de 1350 mm (SILVEIRA, 2001).

A vegetação local anterior à ocupação agrícola era de Floresta Estacional Semidecidual (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991). Das florestas que cobriam originalmente 97% do município de Tarumã restam, atualmente, apenas 2% (S.O.S MATA ATLÂNTICA, 2007), resultado do avanço da agricultura na região, que possui solo de elevada fertilidade. Atualmente, a paisagem do município é formada por uma matriz de agricultura intensiva em que predomina a cana-de-açúcar, seguida de grãos (soja e milho) e mandioca.

A Fazenda Canaçu situa-se entre os paralelos $22^{\circ}47'13''\text{S}$ e $22^{\circ}48'50''\text{S}$ e entre os meridianos $50^{\circ}34'52''\text{W}$ e $50^{\circ}36'37''\text{W}$ (Figura 1), ocupando área aproximada de 200 ha. Há plantios de restauração de matas ciliares ao longo de todos os corpos d'água da propriedade, outras formas de plantio arbóreo e fragmentos naturais remanescentes nas zonas de interflúvio, formando um mosaico cujas peças são entremeadas por uma matriz agrícola (Figura 2), atualmente ocupada por cana-de-açúcar, mas que foi ocupada por diferentes culturas agrícolas nos últimos 20 anos, predominando soja e milho.

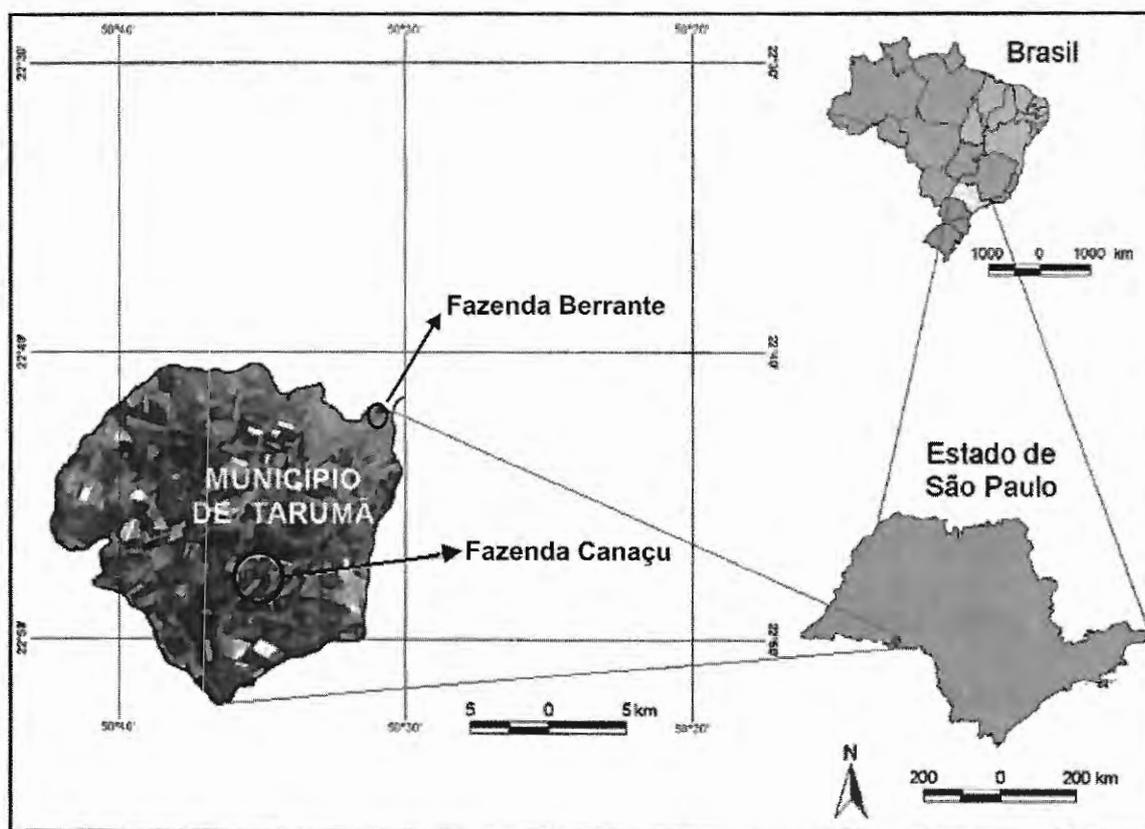


Figura 1: Localização da Fazenda Canaçu e da Fazenda Berrante, no município de Tarumã – SP.

As unidades do mosaico, que foram objeto de análise neste estudo, encontram-se descritas no Quadro 1. No capítulo 1 foram analisadas as unidades 5, 6, 7, 8 e a mata ciliar da Fazenda Berrante. No Capítulo 2 foram analisadas somente as unidades 5 e 6 e no Capítulo 3 foram analisadas todas as onze unidades.

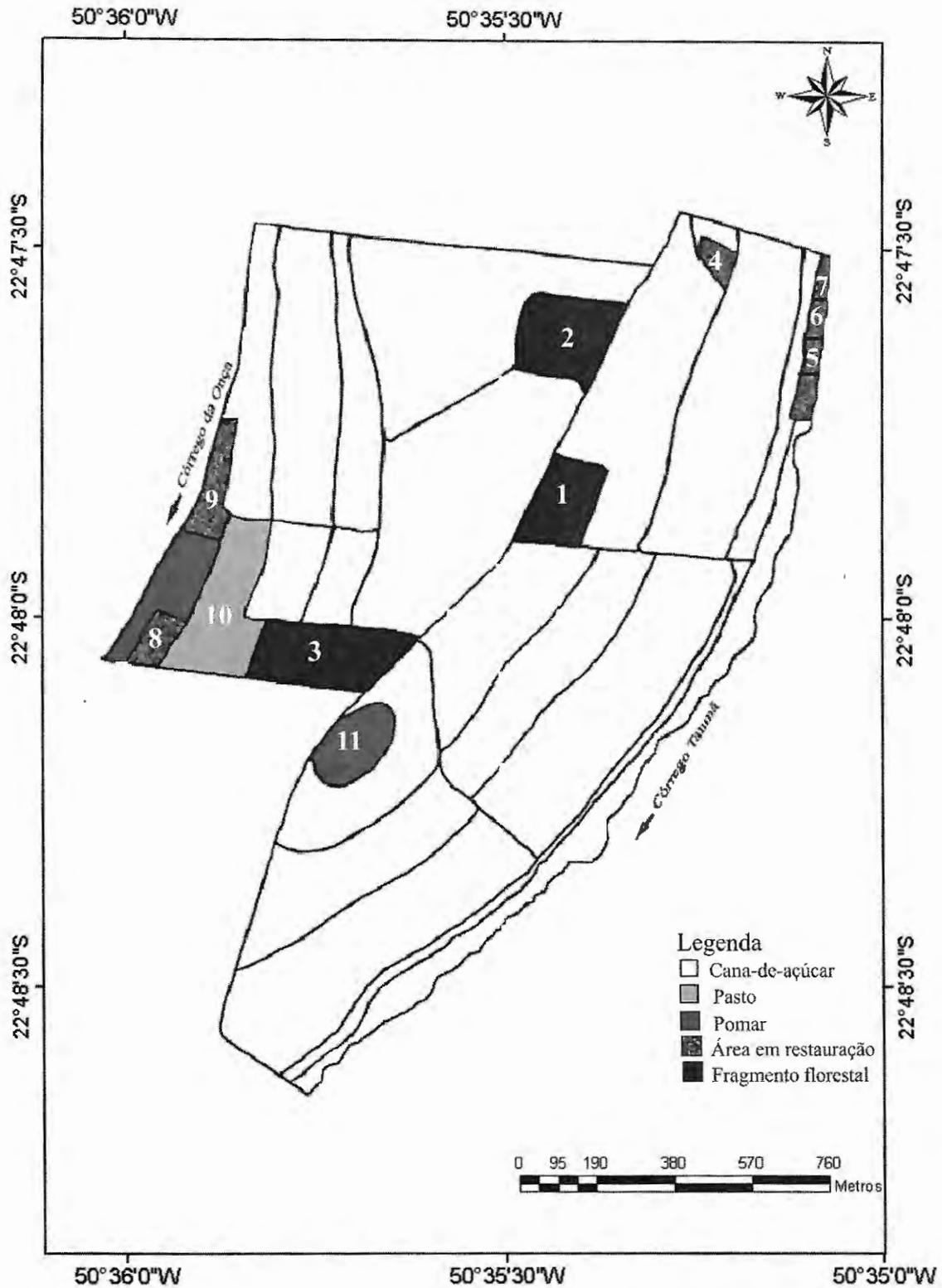


Figura 2: Localização das unidades da paisagem que foram objeto de estudo na Fazenda Canaçu, Tarumã, SP. 1, 2 e 3: fragmentos de vegetação nativa; 4: plantio puro de leucena enriquecido; 5: plantio misto aleatório; 6: plantio em linhas de pioneiras e não pioneiras; 7: plantio puro de Pinus; 8: plantio puro de aroeira; 9: mata ciliar em regeneração natural sob pomar abandonado; 10: pastagem abandonada; 11: pomar.

Código	Manchas	Área (ha)	Ano de plantio
1	Fragmento de vegetação nativa 1	3,06	—
2	Fragmento de vegetação nativa 2	4,24	—
3	Fragmento de vegetação nativa 3	4,61	—
4	Plantio de leucena enriquecido	0,63	1988
5	Plantio heterogêneo de espécies nativas para restauração de mata ciliar	0,60	1990
6	Plantio de espécies nativas em linhas (50% pioneiras) para restauração da mata ciliar	0,60	1990
7	Plantio puro de <i>Pinus</i> em zona ripária	0,60	1990
8	Plantio puro de aroeira em zona ripária	0,85	1986
9	Mata ciliar em regeneração natural sob pomar abandonado	1,20	1958
10	Pastagem abandonada com espécies arbóreas em regeneração	15,97	1968
11	Pomar	2,67	1973

Quadro 1: Manchas do mosaico da paisagem que foram objeto de amostragem de espécies arbóreas no município de Tarumã – SP.

Referências bibliográficas

- BRASIL (1998). Decreto nº 2.519, de 16 de março de 1998. Promulga a Convenção sobre Diversidade Biológica, assinada no Rio de Janeiro, em 05 de junho de 1992. Diário Oficial, Brasil, 16 mar. 1998.
- HOBBS, R.J.; HARRIS, J.A. 2001. Restoration ecology: repairing the Earth ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, Oxford, v. 9, n.2, p. 239-246, Jun.
- KRONKA, F.J. et al. (2005). Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. São Paulo: Imprensa Oficial. 200p.
- MELO, A.C.G; DURIGAN, G. (2006). Fixação de carbono em reflorestamentos de restauração e em matas ciliares nativas no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Scientia Forestalis*, n.71, p. 149-154, Ago.
- _____. (2007). Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. *Scientia Forestalis*, n.73, p.101-111, Mar.
- PARROTA, J.A.; KNOWLES, O.H.; WUNDERLE JR., J.M. (1997). Development of floristic diversity in 10 year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v. 99, n.1/2, p. 21-42, Dec.
- PULITANO, F.M.; DURIGAN, G.; DIAS, L.E. (2004). A mata ciliar da Fazenda Cananéia: estrutura e composição florística em dois setores com idades diferentes. In: VILAS BOAS, O; DURIGAN, G. (Org.). *Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão*. São Paulo: Páginas & Letras, p. 419-445.
- RUIZ-JAEN, M.C.; AIDE, M. (2005). Restoration Success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, v.13, n.3, p. 569-577, Sep.
- S.O.S MATA ATLÂNTICA, 2007. *Atlas da Mata Atlântica*. Disponível em:<www.sosmatatlantica.org.br/index.php?section=atlas&action=atlas>. Acesso em: 10 de julho de 2007.
- SILVEIRA, É.R. (2001). *Recuperação da mata ciliar do córrego Tarumã (Tarumã, SP): aspectos estruturais, florísticos e ambientais de quatro diferentes modelos florestais, dez anos após o plantio*. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2001.
- SILVEIRA, É. R.; DURIGAN, G. (2004). Recuperação da matas ciliares: estrutura da floresta e regeneração natural aos 10 anos em diferentes modelos de plantio na Fazenda Canaçu, Tarumã, S.P. In: VILAS BOAS, O; DURIGAN, G. (Org.). *Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão*. São Paulo: Páginas & Letras, p. 325-347.

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

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

CAPÍTULO 1

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DA COMUNIDADE ARBÓREA EM DIFERENTES MODELOS DE RESTAURAÇÃO DE MATA CILIAR.

1.1 INTRODUÇÃO

As vastas extensões de áreas já devastadas e o contínuo ritmo de degradação indicam que, além da proteção de áreas naturais na forma de unidades de conservação, é necessário restaurar áreas de Reserva Legal, Preservação Permanente e outras onde seja obrigatório ou desejável (DURIGAN, 2005). No Estado de São Paulo, por exemplo, estima-se que exista aproximadamente um milhão de hectares de matas ciliares que necessitam de restauração (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO - SMA, 2004).

A restauração florestal é praticada há muito tempo, utilizando diversos arranjos e combinações para atingir diferentes objetivos (BROWDER, 1992; ALCORN, 2000; LEÃO, 2000). Entretanto, somente a partir da década de 1980, com o lançamento do primeiro livro sobre ecologia da restauração (JORDAN III; GILPIN; ABER, 1987) e sua consolidação como ciência (ENGEL; PARROTA, 2003), que a restauração florestal passou a incorporar os paradigmas, conceitos e teorias ecológicas para fundamentar suas metodologias (RODRIGUES; GANDOLFI, 2001).

No final da década de 1990, a restauração florestal incorporou a seus métodos o “Paradigma do não equilíbrio” ou “A natureza em fluxo” (PICKETT; PARKER, 1994), passando a utilizar técnicas como o transplante de plântulas (VIANI, 2005); banco de

sementes alóctone e condução da regeneração natural (NAVE, 2005); técnicas nucleadoras (BECHARA, 2006); semeadura direta (ENGEL; PARROTTA, 2001) e plantios puros, mistos ou de modelos sucessionais não preocupados com um único clímax (CARNEVALE; MONTAGNINI, 2002; DURIGAN et al 2004; LUGO, 1997; MONTAGNINI, 2001; VAZ DA SILVA, 2002).

Para Lamb, Erskin e Parrota (2005) métodos que utilizam o plantio puro de espécies comerciais, na maioria das vezes, geram apenas benefícios financeiros e proteção dos recursos abióticos, enquanto plantios que priorizam uma alta diversidade arbórea proporcionam, inicialmente, poucos benefícios econômicos e sociais. A indução e condução da regeneração promovem o aumento da biodiversidade e podem gerar benefícios econômicos, dependendo das espécies escolhidas para o enriquecimento da área.

Embora esse aumento no número de estratégias permita a escolha do método mais adequado às condições ecológicas das áreas a serem restauradas, aos interesses sociais locais, à disponibilidade de recursos financeiros (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL, 2004) e às metas de curto e médio prazo a serem atingidas (ENGEL; PARROTTA, 2003), o método mais utilizado e difundido, no Brasil, ainda é o plantio de mudas em modelos com alta riqueza inicial de espécies arbóreas nativas.

Isso, provavelmente, é resultado 1) da falta de divulgação, em cartilhas e manuais, da existência de outras técnicas; 2) da consolidação dos primeiros projetos de restauração florestal como modelos a serem seguidos; 3) do forte caráter de preservação e conservação dos projetos de restauração baseados no “paradigma do vazio selvagem” (ROCHELEAU & ROSS¹, 1995 *apud* TEIXEIRA, 2001); 4) no “mito moderno da natureza intocável” (DIEGUES, 1996) e 5) da promulgação de resoluções como a SMA 21/01, SMA 47/03 e SMA 08/07 (SÃO PAULO, 2001; 2003; 2007).

¹ ROCHELEAU, D.; ROSS, L. (1995). Trees as tools, trees as texts: struggles over resources in Zambrana-Chacuey, Dominican Republic. *Antipode*, v.27, n.4, p.407-428.

Somando-se a isso, há o conhecimento teórico sobre o importante papel da diversidade nos processos ecossistêmicos. Uma maior diversidade proporcionaria uma exploração mais efetiva dos recursos disponíveis, aumentando assim as taxas de processos ecossistêmicos. Porém, os experimentos que mostram relação positiva foram criticados por não separarem o efeito da diversidade do efeito da composição e funções das espécies (SCARANO; DIAS, 2004).

Atualmente, ainda muito incipiente, ao lado da silvicultura comercial convencional, existe a silvicultura da restauração. Ambas procuram racionalizar atividades para atingir seus objetivos. Como tais objetivos podem ser variáveis, muito dos aspectos práticos da silvicultura são valorizados de modo distinto, a depender dos objetivos da restauração (CARPANEZZI, 2005).

Na silvicultura da restauração os plantios puros podem desempenhar um importante papel, dependendo da densidade e espécie escolhida (LUGO, 1992; PARROTA, 1991), podendo proporcionar aumento do teor de matéria orgânica no solo, restabelecer as taxas de decomposição e modificar a composição dos nutrientes e o pH do solo (LUGO, 1997; PARROTA, 1999; PARROTA 1992). Além disso, podem facilitar ou catalisar a regeneração natural e acelerar os processos sucessionais, através da rápida modificação do microhabitat (PARROTA; TURNBULL; JONES, 1997).

Com isso, esses plantios atuam rapidamente sobre o filtro abiótico, primeiro filtro ecológico dentro do modelo de filtro ecológico dinâmico. Nesse modelo, a colonização de novas espécies na comunidade é ordenada por um processo de dois passos. Primeiramente, as espécies devem passar pelo filtro abiótico, caracterizado pelo nicho fundamental e, depois, pelo filtro biótico, representado pela interação entre as espécies (FATTORINI; HALLE, 2004).

No entanto, estudos comparando plantios diversificados e puros têm mostrado que em plantios diversificados são maiores a riqueza, a diversidade e a densidade de regenerantes. Nessas pesquisas, a diferença tem sido atribuída à maior variabilidade de microhabitats gerada pelos plantios diversificados e a influência das geralmente elevadas taxas de sombreamento e acumulação de serrapilheira nos plantios puros (CARNEVALE; MONTAGNINI, 2002; MONTAGNINI, 2001).

Nesse contexto, perguntamo-nos: para plantios de restauração em áreas ripárias com mais de dezessete anos, qual o efeito de plantios puros e diversificados na estrutura da comunidade?

Partindo-se da premissa de que a recuperação da estrutura e diversidade da comunidade vegetal representa o sucesso da restauração, propõem-se como objetivos deste capítulo: 1) verificar se o sucesso da restauração depende do número de espécies plantadas; 2) avaliar, comparativamente, diferentes modelos de plantio florestal em área ripária, quanto à sua efetividade na restauração ecológica e 3) identificar quais atributos estruturais das florestas plantadas podem explicar o sucesso da restauração.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 Área de estudo

As análises efetuadas no presente capítulo tratam de quatro módulos de plantio de mata ciliar, destacados na Figura 1.1.

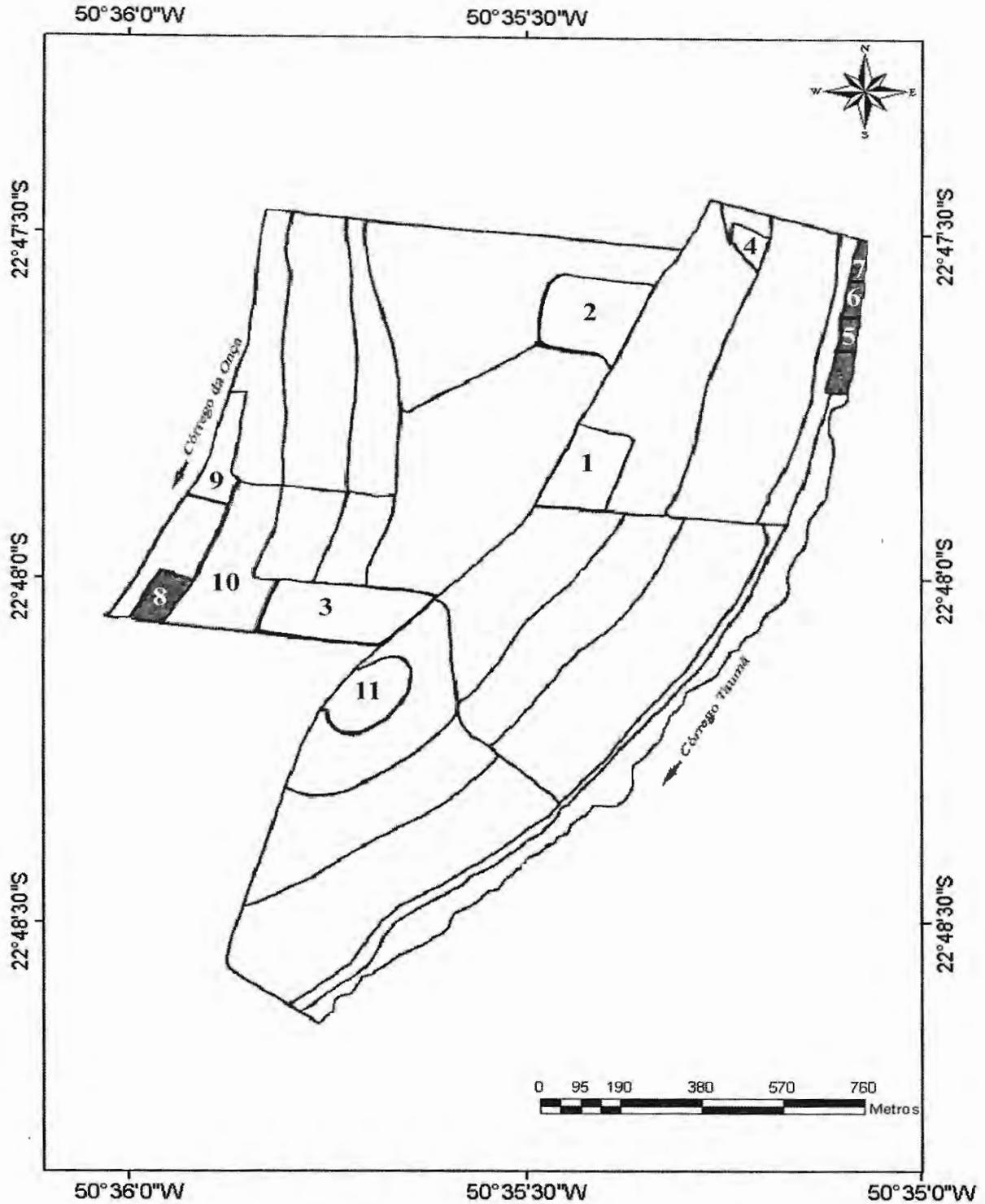


Figura 1.1: Localização dos plantios de restauração da mata ciliar na Fazenda Canaçu, Tarumã, SP. 5: Plantio misto aleatório, com baixa proporção de pioneiras (PA); 6: plantio em linhas alternadas (pioneiras e não pioneiras) (PL); 7: plantio puro de *Pinus elliotti* var *densa* (PP); 8: plantio puro de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) (PM).

O plantio dos módulos 5, 6 e 7 foram efetuados em janeiro de 1990, às margens do córrego Tarumã, compreendendo 12.060 m². Na ocasião, instalaram-se quatro modelos de plantio, sendo um plantio puro com *Pinus elliotti* var. *densa* (PP), o segundo com duas espécies pioneiras (que não será incluído neste estudo por ter sofrido alteração antrópica), o terceiro com proporções iguais de espécies pioneiras (*Croton urucurana* e *C. floribundus*) e não pioneiras (PL) e o último um plantio misto aleatório com baixa proporção de espécies pioneiras (PA). As espécies utilizadas nos plantios encontram-se no Quadro 1.1. Esses plantios foram objeto de estudo aos dez anos, quanto ao desenvolvimento estrutural da floresta (SILVEIRA; DURIGAN, 2004).

Anteriormente a esses plantios, em 1986, foi feito um plantio puro de aroeira — *Myracrodruon urundeuva* (PM), às margens do córrego da Onça (módulo 8; Figura 1.1).

Há três fragmentos florestais naturais remanescentes nas redondezas (módulos 1, 2 e 3 na Figura 1), estando o mais próximo deles a cerca de 300m de distância da área experimental, em linha reta. Esses fragmentos são, provavelmente, as principais fontes de propágulos para a recolonização das áreas em restauração

Realizaram-se as seguintes operações para o preparo das áreas na ocasião do plantio: roçada mecanizada da vegetação existente, predominantemente gramíneas; aplicação de herbicida (glifosato); sulcamento, com 3 m entre linhas, e coveamento manual nas linhas sulcadas, com 20 cm de diâmetro e 30 cm de profundidade, em espaçamento 3 x 1,6m. Nas operações de manutenção, realizou-se o coroamento das mudas (80 cm de diâmetro), o controle permanente de formigas cortadeiras e roçadas semestrais durante os dois primeiros anos após o plantio (SILVEIRA; DURIGAN, 2004).

Para análise comparativa da estrutura e composição da vegetação nos plantios com o ideal de uma mata ciliar nativa bem conservada, utilizamos como referência um fragmento de mata ciliar (MR) de 2,0 ha da Fazenda Berrante, às margens do córrego da Aldeia, localizado

na mesma bacia hidrográfica pelas coordenadas 22°42'00"S e 50°31'00" W e distante 14,5 km da Fazenda Canaçu (Figura 1 da Introdução geral desta dissertação). A vegetação desse fragmento sofreu poucas perturbações nas últimas décadas e pode ser considerada representativa da vegetação primitiva das matas ciliares em domínio da Mata Atlântica na região (DURIGAN; LEITÃO FILHO, 1995).

Espécie	GS
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	NP
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl	NP
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	NP
<i>Campomanesia rhombea</i> O.Berg	NP
<i>Casearia sylvestris</i> Sm.	NP
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	NP
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	NP
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill.	NP
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	NP
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P
<i>Croton urucurana</i> Baill.	P
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	NP
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	P
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong.	NP
<i>Eugenia uniflora</i> L.	NP
<i>Genipa americana</i> L.	NP
<i>Inga uruguensis</i> Hook & Arnott	P
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hass.	P
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemao *	NP
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.	NP
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez.	NP
<i>Peltophorum dubium</i> (Speng.) Taub	NP
<i>Pinus elliotti</i> var. <i>densa</i> Little & Dormam *	P
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth	NP
<i>Schinus terebinthifolius</i> Benth.	P
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) Smith & Downs.	P
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	NP
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	P
<i>Vitex montevidensis</i> Cham.	NP

* espécies não utilizadas nos tratamentos PA e PL.

Quadro 1.1: Espécies utilizadas nos plantios de restauração de matas ciliares na Fazenda Canaçu, Tarumã - SP. GS: grupo sucessional; NP: espécie não pioneira; P: espécie pioneira.

1.2.2 Métodos de amostragem e análise da comunidade em restauração

Em cada modelo de plantio e na mata ciliar de referência, fizemos amostragem sistemática com seis parcelas, distribuídas de modo a igualmente representar toda a área de cada unidade (Figura 1.2).

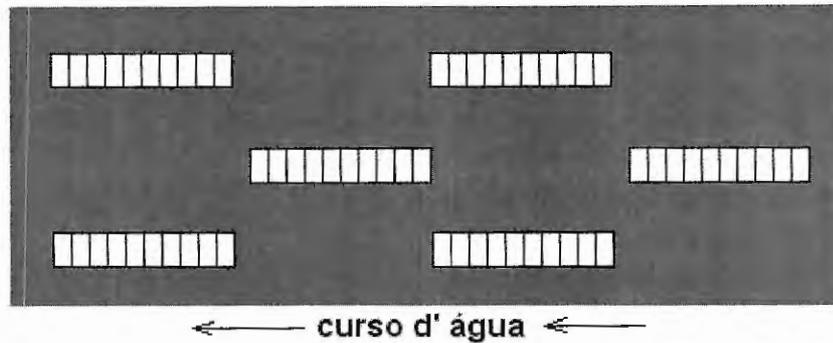


Figura 1.2: Croqui de distribuição das parcelas e sub-parcelas nos módulos de restauração da mata ciliar e no fragmento de mata ciliar (MR).

Nos módulos de restauração, alocamos as parcelas nas linhas das espécies plantadas. Cada parcela continha dez árvores plantadas, de modo que correspondeu a uma área de 48 m² (3 x 16 m). Na mata de referência distribuimos seis parcelas, com as mesmas dimensões das utilizadas nos plantios, distribuídas em três faixas de 10 m de largura a partir da margem do curso d'água, dentro de uma parcela permanente de 3.000 m², que vem sendo monitorada para estudos de dinâmica (GIAMPIETRO, 2005).

Em cada parcela, amostramos todos os indivíduos plantados e regenerantes do estrato arbustivo-arbóreo com altura a partir de 50 cm, coletando material botânico para identificação posterior das plantas que não puderam ser identificadas com segurança no campo. As espécies foram classificadas segundo o sistema proposto pelo Angiosperm Phylogeny Group — APG II (SOUZA; LORENZI, 2005). Medimos o diâmetro do caule dos indivíduos com pelo menos 1 cm à altura do peito (DAP), para cálculos de área basal da comunidade e para a análise da distribuição dos indivíduos em classes de tamanho.

Cada parcela foi subdividida em sub-parcelas de $4,8 \text{ m}^2$ ($3 \times 1,6 \text{ m}$), correspondentes à área ocupada por uma árvore plantada (Figura 1.2), para o cálculo do índice de agregação de Payandeh (PAYANDEH, 1970), que classifica a distribuição horizontal das plantas. Nesse índice, os valores menores que 1,0 indicam distribuição regular; entre 1,0 e 1,5 distribuição aleatória e maiores que 1,5 distribuição agregada.

Calculamos para cada local a riqueza (MAGURRAN, 1988), diversidade com logaritmo em base neperiana (SHANNON; WEAVER, 1963), equidade (PIELOU, 1975), área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$; MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) e densidade dos indivíduos regenerantes ($\text{ind} \cdot \text{ha}^{-1}$; MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

Testamos os dados quanto à normalidade (SHAPIRO; WILK, 1965) e homogeneidade de variâncias (HARTLEY, 1950) para todas as variáveis, utilizando o programa Statistica 6.0. Quando os dados apresentaram normalidade e variâncias homogêneas, usamos o teste t de Student (ZAR, 1999) para comparações. Do contrário, usamos o teste de Mann-Whitney (ZAR, 1999) através do programa Bioestat 5.0. Comparamos a diversidade com o teste t modificado por Hutcheson (MAGURRAN, 1988).

Dividimos os diâmetros das espécies amostradas em classes de frequência com 4 cm de amplitude, para verificar se os plantios já mostram uma tendência de “J invertido”, esperada para florestas naturais. Calculamos para cada distribuição o coeficiente de Gini e posteriormente realizamos o teste de Booststrap com 500 repetições para verificar diferenças entre os locais estudados. Fizemos estas análises no programa Wingini 1.0 (SANTOS, 1996).

O coeficiente de Gini é uma medida de concentração, variando de 0 a 1. Quanto mais próximo de 1, maior é a desigualdade entre classes, ou seja, menos concentração e alta hierarquização (WEINER; SOLBRIG, 1984). Em se tratando da estrutura da comunidade vegetal pela distribuição dos indivíduos em classes de tamanho, quanto mais próximo de 1 estiver o valor do coeficiente de Gini, mais estáveis devem ser as taxas de recrutamento e

mortalidade ao longo do tempo, indicando ausência de perturbações ou de eventos estocásticos. Em plantios de restauração, consideramos que quanto mais próximo de 1,0, mais a estrutura aproxima-se de uma mata natural bem conservada, que é o ideal da restauração.

Analisamos a similaridade florística entre os diferentes modelos, por meio de uma classificação aglomerativa das áreas por UPGMA (*Unweighted Pair-Groups Method using Arithmetic Averages*; SHEATH; SOKAL, 1973), com o uso do coeficiente de similaridade de Jaccard, para verificar se diferentes espécies plantadas resultam em composição florística distinta, à medida que são incorporadas na comunidade as espécies oriundas da regeneração natural.

1.3 RESULTADOS

1.3.1 Composição florística da comunidade

Amostramos, no total, 3439 indivíduos, pertencentes a 110 espécies (Tabela 1.1). As famílias mais ricas foram Myrtaceae (11 espécies), Meliaceae (10), Fabaceae-Mimosoideae (8) e Rutaceae (6). As famílias mais abundantes foram Lauraceae (621 indivíduos), Solanaceae (554), Fabaceae-Mimosoideae (475) e Piperaceae (323). As espécies com maior abundância foram *Nectandra megapotamica*, *Parapiptadenia rigida*, *Tapirira guianensis*, *Cestrum strigilatum* e *Cestrum sendtnerianum*.

As áreas em restauração apresentaram composição florística similar, mas diferente das MR. Encontramos apenas nas áreas em restauração espécies das famílias Acanthaceae, Annonaceae, Bignoniaceae, Clusiaceae, Erythroxylaceae, Lamiaceae, Solanaceae, Urticaceae e Verbenaceae. Nessas áreas, as famílias mais abundantes foram Lauraceae (606 indivíduos), Solanaceae (554), Fabaceae-Mimosoideae (441) e Piperaceae (249). As famílias mais ricas

foram Myrtaceae (7 espécies), Meliaceae (5) e Fabaceae-Mimosoideae (5). As espécies com maior abundância foram *Nectandra megapotamica* (561 indivíduos), *Parapiptadenia rigida* (416), *Tapirira guianensis* (298), *Cestrum strigilatum* (276) e *Cestrum sendtnerianum* (276).

Na MR as famílias mais abundantes foram Rutaceae (114 indivíduos), Rubiaceae (100), Meliaceae (86) e Piperaceae (74). As famílias mais ricas foram Meliaceae (8 espécies), Myrtaceae (5), Piperaceae (4), Rubiaceae (4) e Rutaceae (4). As espécies mais abundantes foram *Metrodorea nigra*, *Piper amalago*, *Psychotria carthagenensis* e *Guarea kunthiana*.

Tabela 1.1: Espécies amostradas no plantio com linhas alternadas de pioneira e não pioneira (PL), plantio misto aleatório (PA), plantio puro de pinus (PP), plantio puro de aroeira (PM) na Fazenda Canaçu e mata ciliar (MR) na Fazenda Berrante, Tarumã - SP. SD: síndrome de dispersão; B: barocoria; A: anemocoria e Z: zoocoria.

Continua

Família	Espécie	Modelos de Plantios					
		SD	PL	PA	PP	PM	MR
Acanthaceae	<i>Geissomeria</i> sp.	B			2		
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	A					5
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	A				44	
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Z	4	8	3	13	
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Z	10	284	4		
Annonaceae	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil) Mart	Z				3	
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	A					34
	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	Z	5	13	4	8	2
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Z				1	1
Asteraceae	<i>Wulffia</i> sp.	A					1
Bignoniaceae	<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	A		3		3	
	<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	A				14	
	<i>Tecoma stans</i> Kunth	A			2		
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Z					1
	<i>Patagonula americana</i> L.	A				33	
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	Z					2
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Z		1			
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Z					1
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum</i> sp	Z		1			

Continuação

Família	Espécie	Modelos de Plantios					
		SD	PL	PA	PP	PM	MR
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Z					1
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	B	9	7	4		1
	<i>Croton urucurana</i> Baill.	B	3		1		
	<i>Sapium haematospermum</i> (Müll.Arg.) Huber	Z			1	3	
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	Z	3	4		5	
Fabaceae-Caesalpinioideae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Z		4			
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Z	1				6
	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	A					2
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	A		2			
Fabaceae-Cercideae	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	B	1	3			
Fabaceae-Faboideae	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemin ex Benth.	A		6			
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) Az.-Tozzi & H.C.Lima	A					1
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	A					1
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	A					1
	<i>Poecilanthus parviflora</i> Benth	B	7	1			
Fabaceae-Mimosoideae	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	B					2
	<i>Albizia niopoides</i> (Benth.) Burkart	B/A					1
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	B	1	3			
	<i>Anadenanthera falcata</i> (Benth.) Speg.	B		1			
	<i>Anadenanthera</i> sp.	B	5	13			
	<i>Inga marginata</i> Willd.	Z					30
	<i>Inga vera</i> Willd.	Z					1
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	B		1		416	
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	B	1				
Lamiaceae	<i>Vitex polygama</i> Cham.	Z		2			
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Z	23	16	2	520	11
	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Meisn.	Z					4
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Ness	Z	12	6	2	25	
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Z					1
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	A		2		4	
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Z					1
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	A		4			
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	Z	6	1			37
	<i>Melia azedarach</i> L.	Z			1		
	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	Z					13

Continuação

Família	Espécie	Modelos de Plantios					
		SD	PL	PA	PP	PM	MR
Moraceae	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Z				1	10
	<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	Z					11
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	Z					6
	<i>Trichilia pallida</i> Swartz	Z	5			2	7
Myrsinaceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Engl.	Z		1			
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.Burg., Lanj. & Wess.Boer	Z					14
Myrsinaceae	<i>Stylogyne ambigua</i> (Mart.) Mez	Z					1
	<i>Rapanea</i> sp.	Z					1
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Z				3	
	<i>Campomanesia rhombea</i> O.Berg	Z					8
	<i>Eugenia blastantha</i> (O.Berg) D.Legrand	Z					21
	<i>Eugenia florida</i> DC.	Z					5
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Z	7	5	1	111	14
	<i>Hexachlamys edulis</i> (O. Berg) Kausel & D.Legrand	Z				1	
	<i>Myrciaria cauliflora</i> (Mart.) O.Berg	Z		1			
	<i>Plinia glomerata</i> (Berg.) Amsh	Z				2	
	<i>Psidium guajava</i> L.	Z			1	14	
	<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied.	Z					2
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Z	1				
Opiliaceae	<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	Z					2
Phyllanthaceae	<i>Savia dictyocarpa</i> Müll. Arg.	B					2
Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	Z					32
Pinaceae	<i>Pinus ellioti</i> var. <i>densa</i> Little & Dormam	A			34		
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	Z	12	71	29	58	7
	<i>Piper amalago</i> L.	Z	9	24	24	2	52
	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Z					2
	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth.	Z	4	3		13	13
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Z					1
	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Z					4
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> Lindl.	Z	2			2	
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	Z					50
	<i>Genipa americana</i> L.	Z	2	3			
	<i>Ixora venulosa</i> Benth	Z					1
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Z				50	46
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Z				1	3

Conclusão

Família	Espécie	Modelos de Plantios					
		SD	PL	PA	PP	PM	MR
Rutaceae	<i>Citrus</i> sp.	Z					1
	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	A		4			
	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) Juss.	B					3
	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	B					40
	<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hill.	Z					70
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Z				4	
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Z	1			8	
	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	Z				2	
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Z	8	10	1	8	2
	<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	Z					4
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & Juss.) Radlk.	Z	11	5	3	13	2
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Z		2		20	29
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Z	2	1	3	1	
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	Z	1			4	4
Solanaceae	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	Z	70	67	65	74	
	<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart.	Z	5	18	8	245	
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Z			2		
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Z		3	5		
Verbenaceae	<i>Citharexylum cinereum</i> L.	Z		1			
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Z	2	5	2	15	
	<i>Lantana</i> sp.	Z	2				
Total			235	610	204	1746	644

Analisando-se a similaridade florística entre os diferentes modelos de plantio e destes com a mata ciliar nativa utilizada para comparação (Figura 1.3), verificamos que, após o tempo decorrido de pelo menos 17 anos após o plantio, todos os quatro modelos são floristicamente semelhantes (valor superior a 0,25 para o índice de Jaccard, segundo MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), mesmo os dois em que foi plantada uma única espécie. Porém, a mata nativa ainda é floristicamente distinta de todos os plantios.

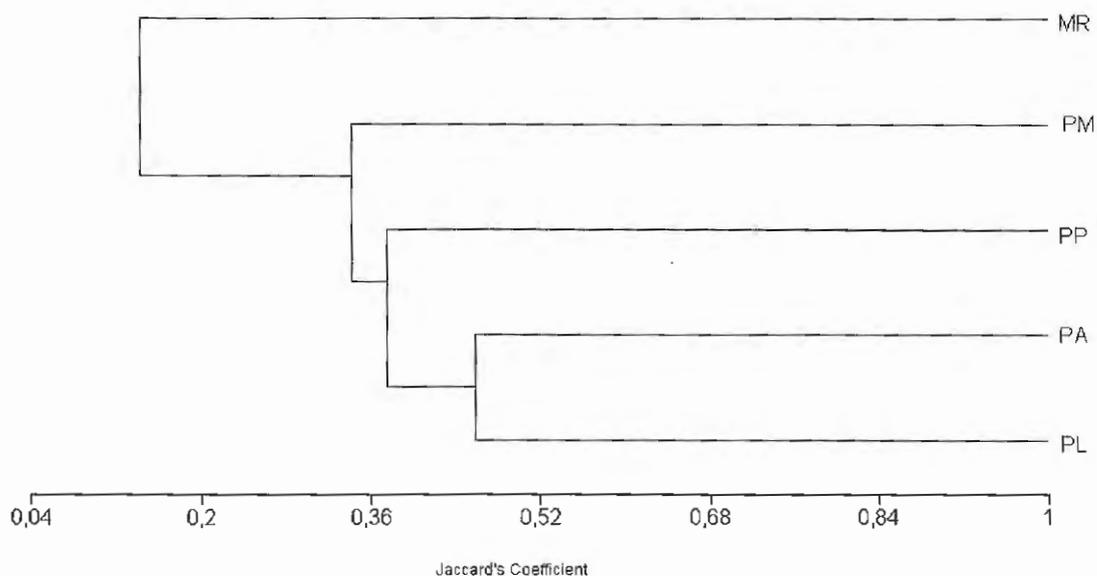


Figura 1.3: Dendrograma de similaridade florística entre os modelos de plantio e a mata ciliar nativa, resultante da análise por UPGMA (*Unweighted Pair-Groups Method using Arithmetic Averages*), utilizando o índice de Jaccard. PM: plantio puro de aroeira; PP: plantio puro de *Pinus*; PA: plantio misto aleatório; PL: plantio em linhas (pioneiras e não pioneiras); MR: mata ciliar nativa.

1.3.2 Estrutura da comunidade

Entre os plantios, os maiores valores obtidos em número médio de espécies por parcela e densidade foram encontrados no plantio puro de aroeira (PM) e a maior diversidade no plantio em linhas alternadas de pioneiras e não pioneiras (PL). Os plantios puros de *Pinus* (PP) e aroeira (PM) apresentaram os maiores valores de área basal. Porém, para esses valores não houve diferenças significativas quando comparados com os outros plantios e a mata ciliar nativa utilizada como referência (MR). Nesta mata encontramos os maiores valores de riqueza e diversidade. O número de espécies por parcela desta mata não se diferencia em relação ao plantio puro de aroeira e a densidade aproxima-se da observada no plantio misto aleatório (Tabela 1.2).

Tabela 1.2: Descritores de riqueza e estrutura da comunidade vegetal para o plantio com linhas alternadas de pioneira e não pioneira (PL), plantio misto aleatório (PA), plantio puro de pinus (PP), plantio puro de aroeira (PM) na Fazenda Canaçu e mata ciliar (MR) na Fazenda Berrante, Tarumã – SP. Os valores são média \pm desvio padrão. Valores seguidos de letras diferentes dentro de uma linha são significativamente distintos ($\alpha = 0,05\%$).

Descritor	PL	PA	PP	PM	MR
Número de espécies por parcela	14 \pm 4 ^b	18 \pm 2 ^b	10 \pm 2 ^c	23 \pm 2 ^a	28 \pm 7 ^a
Número total de espécies	32	40	24	38	61
Diversidade	2,8 ^b	2,19 ^c	2,27 ^c	2,24 ^c	3,36 ^a
Eqüidade	0,8	0,59	0,7	0,61	0,8
Densidade (ind.ha ⁻¹)	8264 \pm 3407 ^c	21111 \pm 13610 ^b	7118 \pm 2525 ^c	60659 \pm 24596 ^a	22569 \pm 7312 ^b
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	34,4459 \pm 24,3961 ^a	27,6151 \pm 21,1731 ^a	45,2460 \pm 24,5802 ^a	34,8551 \pm 8,0976 ^a	24,5920 \pm 26,9744 ^a

Tabela 1.3: Valores do índice de agregação de Payandeh e coeficiente de Gini para o plantio com linhas alternadas de pioneira e não pioneira (PL), plantio misto aleatório (PA), plantio puro de pinus (PP), plantio puro de aroeira (PM) na Fazenda Canaçu e mata ciliar (MR) na Fazenda Berrante, Tarumã – SP. Valores acompanhados por letras diferentes indicam diferenças significativas no coeficiente de Gini ($\alpha = 0,05\%$), encontradas pelo teste de Bootstrap.

	PL	PA	PP	PM	MR
Índice de agregação (P)	2,17	7,00	1,23	5,78	1,96
Coeficiente de Gini	0,8795 ^d	0,9163 ^b	0,8243 ^c	0,9591 ^a	0,9171 ^b

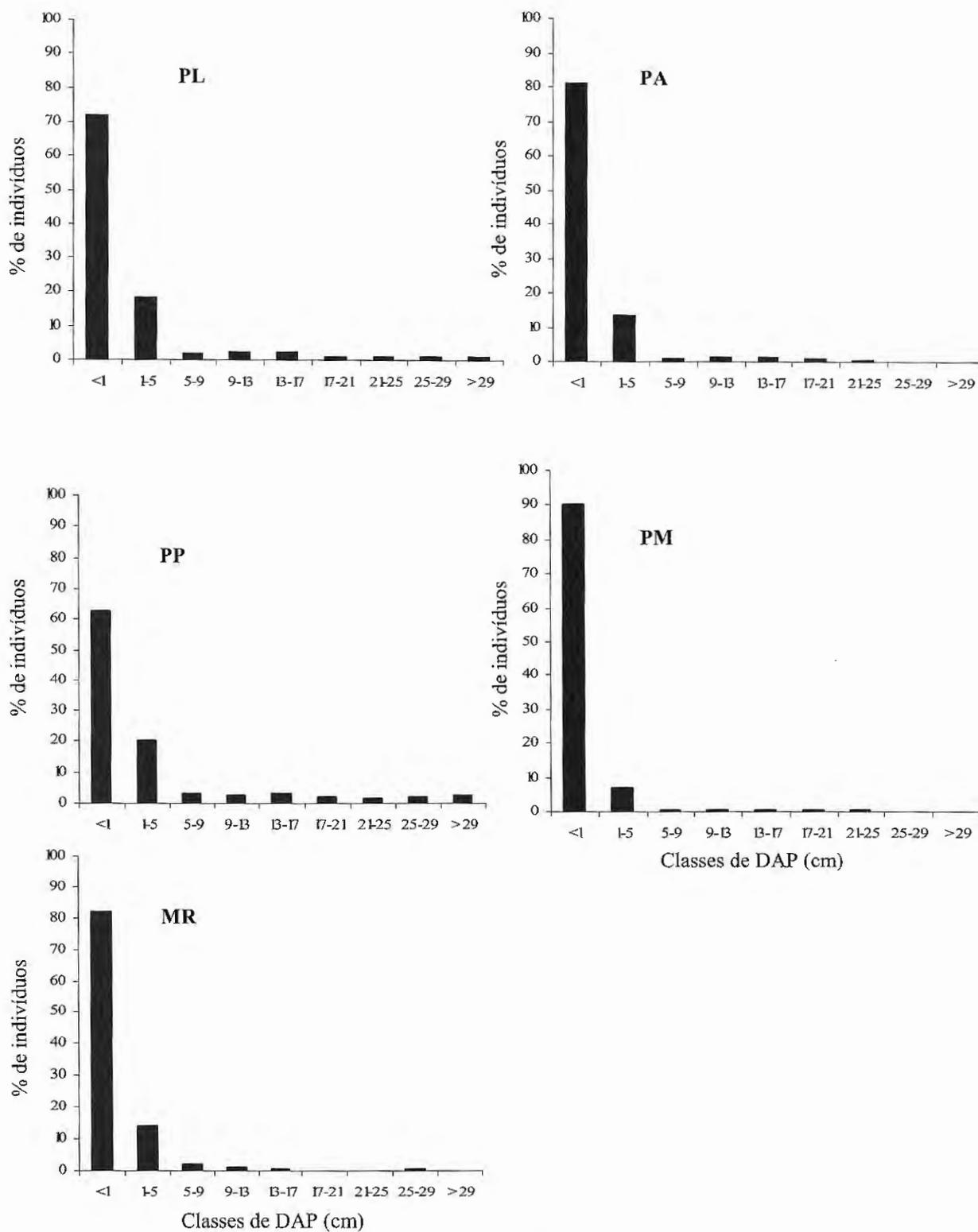


Figura 1.3: Distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro à altura do peito – DAP (cm), em plantios de restauração e em mata ciliar nativa (Tatumã, SP). PL: linhas alternadas de pioneira e não pioneira; PA: plantio misto aleatório; PP: plantio puro de pinus; PM: plantio puro de aroeira; MR: mata ciliar nativa (MR).

Exceto para o plantio puro de *Pinus*, que apresentou distribuição aleatória das plantas em regeneração, em todas as outras áreas a distribuição foi agregada e superior à da mata ciliar nativa (Tabela 1.3). Nos plantios com maiores valores de densidade do estrato regenerante (misto aleatório e puro de aroeira), encontramos os maiores índices de agregação (Tabela 1.2; Tabela 1.3).

Todos os modelos de plantio têm a distribuição dos indivíduos em classes de DAP segundo o esperado para florestas nativas livres de perturbações (J invertido; Figura 1.3). Os valores obtidos para o coeficiente de Gini (Tabela 2.2) reforçam esse resultado, pois foram altos para todas as áreas, com a densidade relativa dos indivíduos decrescendo a uma taxa praticamente constante das menores para as maiores classes.

O plantio puro de *Pinus* apresentou o menor valor para o coeficiente de Gini, ou seja, uma distribuição mais homogênea e uma menor hierarquia entre as classes de tamanho (Tabela 2.2). Esse local possui a menor concentração de indivíduos na primeira classe (62,5%) e os valores de densidade relativa nas demais classes, além de superiores aos dos outros modelos, não são continuamente decrescentes (Figura 2)

1.4 DISCUSSÃO

Com exceção do plantio puro de aroeira, os plantios aqui analisados foram objeto de estudo anterior, aos dez anos após o plantio (SILVEIRA; DURIGAN, 2004). Naquela ocasião, a regeneração natural foi mais abundante e rica no plantio misto aleatório, enquanto os plantios em linhas e puro de *Pinus* apresentaram os maiores valores de área basal.

Nosso estudo mostrou que a mesma ordem foi mantida após sete anos, tendo havido um aumento de biomassa, riqueza e diversidade em todos os modelos. A regeneração natural de espécies nativas sob plantios de restauração de mata ciliar na mesma região deste estudo,

segundo observações de Melo e Durigan (2007), tem início a partir de sete anos após o plantio, tendendo a aumentar com o tempo.

Ainda que a análise estrutural das comunidades pela distribuição dos indivíduos em classes de tamanho indique que a regeneração natural está acontecendo continuamente sob todos os plantios, a rapidez na evolução estrutural e florística, no entanto, foi variável entre modelos.

Nesse período de sete anos, a área basal das árvores plantadas aumentou de 27 para 45 $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ no plantio de *Pinus*, de 25 para 34 $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ no plantio em linhas e de 26 para 28 $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ no plantio misto aleatório, enquanto a área basal da mata ciliar utilizada como referência manteve-se estável em torno de 27 $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ por um período de 12 anos (GIAMPIETRO 2005).

A densidade dos regenerantes aumentou de 1.480 para 7.118 $\text{ind}.\text{ha}^{-1}$ no plantio puro de *Pinus*, de 2.270 para 8.264 $\text{ind}.\text{ha}^{-1}$ no plantio em linhas e de 9.700 para 21.111 $\text{ind}.\text{ha}^{-1}$ no plantio aleatório. O número total de espécies amostradas aumentou de 13 para 24 no plantio puro de *Pinus*, de 20 para 32 no plantio em linhas e de 25 para 40 no plantio aleatório.

Do ponto de vista de eficácia da restauração, o plantio misto aleatório, com baixa densidade de pioneiras, tem proporcionado aumento muito mais rápido na riqueza (aumento de 15 espécies) e densidade das plantas em regeneração (incremento bruto de 11.411 $\text{ind}.\text{ha}^{-1}$). No plantio em linhas, com 50% de espécies pioneiras, foram registrados o menor incremento em riqueza (12 espécies) e baixo incremento em densidade, semelhante ao observado sob *Pinus* (incremento inferior a 6.000 $\text{ind}.\text{ha}^{-1}$).

Aparentemente, as árvores de espécies pioneiras estão inibindo, de alguma maneira, os processos de regeneração, podendo se constituir em um filtro biótico ao estabelecimento das plantas (FATTORINI; HALLE, 2004). A elevada área basal deste modelo, em comparação com a mata nativa utilizada como referência, pode representar uma inibição das árvores

plantadas para o estrato regenerante, explicando, assim, os menores incrementos em riqueza e densidade.

Além das modificações de riqueza e densidade, no mesmo período modificaram-se também as espécies mais abundantes na comunidade. Espécies pioneiras heliófitas, como *Croton floribundus*, *C. urucurana* e *Schinus terebinthifolius* tiveram suas abundâncias reduzidas, enquanto, a abundância de espécies umbrófilas, não pioneiras ou típicas de submata aumentou, como observado, por exemplo, nas populações de *Piper aduncum*, *P. amalago*, *Nectandra megapotamica*, *Ocotea puberula*, *Cestrum strigilatum* e *C. sendtnerianum*.

Nos plantios monoespecíficos de *Pinus* e aroeira, as características ecológicas de cada espécie parecem ter influenciado a abundância e riqueza da regeneração. *Myracrodruon urundeuva* é uma espécie não pioneira e caducifólia, enquanto *Pinus elliotti* var. *densa* é pioneira e perenifólia. Carnevale e Montagnini (2002) também observaram diferenças na abundância e riqueza da regeneração entre plantios puros de *Hieronyma alchorneoides* Fe. Allemao, *Vochysia ferruginea* Mart., *Balizia elegans* (Ducke) Barneby and Grimes e *Genipa americana* L. A regeneração mais rica e abundante foi encontrada, respectivamente, em *Hieronyma alchorneoides* e *Vochysia ferruginea*, porém, inferiores ao plantio misto composto pelas mesmas espécies utilizadas nos plantios puros.

Em outro estudo, comparando plantios monoespecíficos de *Virola koschny* Warb, *Dypterix panamensis* (Pittier) Record & Mell, *Terminalia amazonica* (J.F.Gmel) Exell e *Albizia guachapele* (Kunth) Dugant com o plantio misto dessas espécies, a maior abundância da regeneração foi encontrada no plantio puro de *Terminalia amazonica* (MONTAGNINI, 2001).

Assim, um aspecto que não pode ser descuidado na realização da restauração florestal com plantios puros é que as espécies dominantes devem ter perfil claramente facilitador da

sucessão (CARPANEZZI, 2005). Somando-se a isso, a moderna teoria da sucessão e o conceito de estruturação da comunidade utilizam o efeito de prioridade, para propor que algumas espécies iniciais inibem as espécies tardias quando estão em alta densidade e que as diferenças estocásticas da chegada e estabelecimento de espécies tardias modificarão a comunidade (YOUNG; CHASE; HUDDLESTON, 2001).

Assim, a prioridade é estabelecida pelas primeiras espécies colonizadoras, que podem tornar-se dominantes na comunidade e inibir a colonização por outras espécies, principalmente as com nichos similares. A intensidade do efeito dependerá da época de colonização e de atributos da espécie colonizadora, como, por exemplo, fecundidade e taxa de crescimento populacional (YOUNG; CHASE; HUDDLESTON, 2001).

Esse efeito é mais evidente nos plantios mistos e no plantio puro de aroeira (PA, PL e PM), por apresentarem regeneração agregada, com muitos indivíduos e baixa riqueza, se comparados com a mata ciliar de referência. Os indivíduos de uma população podem apresentar distribuição agregada em trechos mais favoráveis de um hábitat alterado. Espécies com essa característica possuem caráter agressivo e são adaptadas a várias condições ecológicas (ROSSI, 1994)

Nascimento *et al.* (2001) encontraram distribuição agregada para grande parte das espécies de uma floresta ombrófila mista que sofreu corte seletivo. Os autores atribuíram esses resultados ao estágio de renovação em que se encontrava o fragmento florestal e às características do processo de formação das florestas secundárias.

Os plantios de restauração, apesar de possuírem 17 anos ou mais, apresentaram desenvolvimento lento, com características de florestas secundárias, como, por exemplo, elevada densidade de indivíduos por hectare, arbustos de médio porte ocupando os primeiros estratos da vegetação e indivíduos jovens de árvores de grande porte no estrato superior.

Analisando-se a similaridade florística entre os diferentes modelos de plantio e destes com a mata ciliar nativa utilizada para comparação (Figura 1.3), verificamos que a composição florística da floresta plantada não determina a composição florística do estrato regenerante. Após o tempo decorrido de pelo menos 17 anos após o plantio, todos os quatro modelos são floristicamente semelhantes entre si (valor superior a 0,25 para o índice de Jaccard, segundo MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), mesmo os dois em que foi plantada uma única espécie. Porém, a mata nativa ainda é floristicamente distinta de todos os plantios, indicando que, apesar do aumento considerável de riqueza das áreas restauradas nesse período, será necessário um tempo muito mais longo para que a flora das áreas restauradas se aproxime da sua provável composição original. O número de espécies presentes na mata nativa é 50% superior à observada nos melhores plantios, mas é ainda mais relevante o fato de que há 42 espécies nesta mata que não foram registradas em nenhum dos modelos de plantio. É possível que, na paisagem fragmentada da região, muitas dessas espécies jamais consigam transpor as barreiras do isolamento e colonizar as áreas em restauração. Esta constatação é confirmada pelos valores obtidos para o índice de diversidade de Shannon, muito semelhantes entre os plantios, mas consideravelmente abaixo do obtido para a mata nativa.

No entanto, paradoxalmente, a maior riqueza dos plantios nas áreas que foram objeto do presente estudo não parece explicar a maior riqueza e diversidade da comunidade a longo prazo e nem mesmo a densidade das plantas em regeneração. A supremacia do plantio puro de aroeira em relação ao plantio em linhas contraria alguns estudos que associam a baixa diversidade dos plantios ao insucesso da restauração (BARBOSA *et al.*, 2003; IVANAUSKAS; RODRIGUES; SOUZA 2006).

Considerando que o histórico de ocupação da terra e o contexto da paisagem não se diferenciam entre as manchas do mosaico, descarta-se a possibilidade de que tais fatores expliquem as diferenças nos resultados.

1.5 CONCLUSÕES

Mediante os objetivos, concluímos que:

- 1) o sucesso da restauração não depende do número de espécies plantadas;
- 2) a escolha de um modelo de plantio de restauração dependerá dos objetivos de curto e médio prazo a serem alcançados, pois não há um modelo que ofereça o melhor resultado em todos os atributos utilizados para representar a efetividade da restauração;
- 3) a densidade de indivíduos e espécies regenerantes, a área basal e a distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro são atributos estruturais que podem ser utilizados como indicadores para explicar o sucesso da restauração.

1.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCORN, J. B. Indigenous agroforestry systems in the latin american tropics. In: ALTIERI, M.A.; HECHT, S. B. (eds) *Agroecology and small farm development*. CRC Press, Boca Raton. Cap. 20, p. 203-218. 2000.

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

BECHARA, F.C. *Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, cerrado e restinga*. 2006. 249 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2006.

BROWDER, J.O. Alternativas de desenvolvimento para florestas tropicais úmidas. In: LEONARD, J.H (org) *Meio ambiente e pobreza: estratégias de desenvolvimento para uma agenda comum*. Jorge Zahar, Rio de Janeiro. Cap. 3, p. 126-149. (1992).

CARNEVALE, N. J.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management*, n.163, p. 217-227. (2002).

CARPANEZZI, A.A. (2005). Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, A.P.M., PORFÍRIO - da - SILVA (eds) *Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso*. Colombo: Embrapa Florestas. Cap. 2, p. 27-45.

DIEGUES, A.C.S. (1996). *O mito moderno da natureza intocada*. Hucitec, São Paulo, 169p.

DURIGAN, G. (2005). Restauração da cobertura vegetal em região de domínio do cerrado. In: GALVÃO, A.P.M., PORFÍRIO - da - SILVA (eds) *Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso*. Colombo: Embrapa Florestas. Cap.6, p.103-118.

DURIGAN, G.; LEITÃO FILHO, H. F. (1995). Florística e Fitossociologia de Matas Ciliares do Oeste Paulista. *Revista do Instituto Florestal*, São Paulo, n.7, v.1, p.197-239.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. (2003). Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. *et al* (Org.) *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: Editora FEPAF, p.3-26.

_____. (2001). An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v.152, p.169-181.

FATTORINI, M. HALLE, S. (2004). The dynamic environmental filter model: how do filtering effects change in assembling communities after disturbance? In: TEMPERTON, V.M.; HOBBS, R.J.; NUTTLE, T.; HALLE, S.(Ed.). *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. Island Press, New York. Cap.6, p.96-114.

GIAMPIETRO, R. Modificações na estrutura e composição florística de matas ciliares na região do Médio Paranapanema (1992-2004). 2005. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2005.

HARTLEY, H.O. (1950). The maximum F-ratio as a short cut test for heterogeneity of variances. *Biometrika*, v.37, p.308-312.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; SOUZA, V.C. (2006). The importance of the regional floristic diversity for the forest restoration successfulness. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS; S.V.; GANDOLFI; S. (eds.). *High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil*. Nova Science Publishers, New York, p. 63-76.

JORDAN III, W.R.; GILPIN, M.E.; ABER, J.D. (1987). *Restoration Ecology, a Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge: Cambridge University Press.

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

LEÃO, R.M. (2000). *A floresta e o homem*. Editora da universidade de São Paulo: Instituto de pesquisas e estudos florestais, São Paulo.

LUGO, A.E. (1997). The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded land with tree monocultures. *Forest Ecology and Management*, n.99, p.9-19.

_____. (1992). Tree plantations for rehabilitating damaged forest lands in the tropics. In: Wali, M. K. *Ecosystem rehabilitation: ecosystem analysis and synthesis*. Hague, The Netherlands: SPB Academic Publishing, p. 247-255, Dec.

MAGURRAN, A.E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University Press. 179p.

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

MONTAGNINI, F. (2001). Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from Latin America. *Interciencia*, n.10, p.498-503, Oct.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Willey & Sons. 547p.

NAVE, G. A. (2005). *Banco de sementes autóctone e aulóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP*. 2005. 218 f., Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo – ESALQ, Piracicaba. 2005.

PARROTA, J.P. (1991). Secondary Forest regeneration on degraded tropical lands: the role of plantations as "Foster ecosystems". In: LIETH, H.; LOHMAN, M. (eds.) *Restoration of tropical Forest ecosystems*. Kluwer Academic Publisher. Cap. 12, p. 137-146.

_____. (1992). The role of plantation forest in rehabilitating degraded tropical ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, n.41, n.1, p. 115-133, Jun.

_____. (1999). Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v.124, n.1, p.45-77, Nov.

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

PAYANDEH, B. (1970). Comparasion of method for assessing special distribution of trees. *Forest Science*, v.16, p. 312-317.

PICKETT, S.T.A.; PARKER, V.T. (1994). Avoiding the old pitfalls: opportunities in a new discipline. *Restoration ecology*, v.2, n.2, p.75-79, Jun.

PIELOU, E.C. (1975). *Ecological diversity*, Wiley, New York.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. (2001). Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. 2. ed. São Paulo: EDUSP. Cap.15.1, p.235-247.

SANTOS, F.A.M. (1996). Wingini: programa para cálculo do coeficiente de Gini. Versão 1.0. Departamento de Botânica. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.

SCARANO, F.R.; DIAS, A.T.C. (2004). A importância de espécies no funcionamento de comunidades e ecossistemas. In: COELHO, A.S.; LOYOLA, R.D.; SOUZA, M.B.G. (Ed.) *Ecologia Teórica: desafios para o aperfeiçoamento da Ecologia no Brasil*. Belo Horizonte: O Lutador. p. 43-60.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE (2004). Projeto de recuperação de matas ciliares. Disponível em: <www.ambiente.sp.gov.br/mata_ciliar/mataciliar.htm>

SHANNON, C.E.; WEAVER, W. (1963). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois, Urbana.

SHAPIRO, S.S; WILK, M.B. (1965). An analysis of variance test for normality (complet samples). *Biometrika*, n.52, p.591-611.

SILVEIRA, E.R.; DURIGAN, G. (2004). Recuperação de matas ciliares: estrutura da floresta e regeneração natural aos dez anos em diferentes modelos de plantio na fazenda Canaçu, Tarumã, SP. In: VILAS BÔAS, O.; DURIGAN, G. (Org.) *Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão*. São Paulo: Páginas e Letras, p.325-347.

SNEATH, P.H.A.; SOKAL, R.R. (1973). *Numerical taxonomy*. Freeman. San Francisco.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. (2005). *Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseada em APG II*. Instituto Plantarum, Nova Odessa ,SP.

TEIXEIRA, C.S. (2001). *Florestas sociais - uma resposta à destruição das Florestas Tropicais?* Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 2001.

VAZ DA SILVA, P.P. (2002). *Sistemas agroflorestais para a recuperação de matas ciliares em Piracicaba, SP*. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2002.

VIANI, R.A.G. (2005). *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*. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2005.

WEINER, J.; SOLBRIG, O.T. (1984). The meaning and measurement of size hierarchies in plant populations. *Oecologia*, v.61, p. 334-336.

YOUNG, T.P.; CHASE, J.M.; HUDDLESTON, R.T. (2001). Community succession and assembly: comparing, contrasting and combining paradigms in the context of ecological restoration. *Ecological Restoration*, v.19, n.1, p.5-18.

ZAR, J.H. (1999). *Bioestatistical analysis*. New Jersey: Prentice-Hall.620p.

CAPÍTULO 2

ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DA REGENERAÇÃO NATURAL SOB ESPÉCIES DE DIFERENTES GRUPOS FUNCIONAIS EM PLANTIOS DE MATA CILIAR

2.1 INTRODUÇÃO

Com a consolidação da ecologia da restauração como ciência, a restauração florestal passou a incorporar os paradigmas, conceitos e teorias ecológicas para fundamentar suas metodologias (RODRIGUES; GANDOLFI, 2001). Assim, as diferentes teorias de sucessão, ecossistema e comunidade são utilizadas pela restauração ecológica para direcionar estratégias visando modificar uma comunidade que esteja em um estado não desejado (CHOI, 2004).

White e Jentsch (2004) consideram que o conceito de sucessão, juntamente com os conceitos de filtros, processos de construção da comunidade (*assembly rules*) e distúrbios fazem parte do amplo conceito da estruturação de comunidade. Para esses autores, os filtros abióticos, bióticos e de distúrbios selecionam as espécies que formam a comunidade; os processos de construção da comunidade (*assembly rules*) determinam a divisão dos nichos e a base de recursos disponíveis, de modo que a sucessão descreve o desenvolvimento da comunidade dentro do contexto das mudanças do ambiente (sucessão alogênica) ou dos efeitos da comunidade no ambiente e recursos disponíveis (sucessão autogênica).

O conceito de filtros ecológicos foca nos produtos finais das interações entre um colonizador e os componentes do ecossistema e assume que, do conjunto de espécies regionais, apenas algumas são adaptadas às condições abióticas e bióticas do local a ser

colonizado. Os diferentes filtros representam, então, as variáveis ecológicas e os processos responsáveis pela estruturação da comunidade (HOBBS; NORTON, 2004; TEMPERTON; HOBBS, 2004).

Por isso, os diferentes filtros abióticos e bióticos influenciarão as diferentes trajetórias de uma área em restauração ao selecionar as espécies da nova comunidade em formação. Nesse sentido, podemos considerar os seguintes filtros na restauração: substrato, estrutura da paisagem, relações entre as espécies plantadas ou introduzidas, interações tróficas, viabilidade de propágulos, mutualismo, distúrbio, modelos sucessionais e ordem de chegada das espécies (HOBBS; NORTON, 2004.)

A copa das árvores vem sendo considerada o primeiro filtro biótico, em função da sua permeabilidade ou impermeabilidade, para as espécies que tentam se regenerar sob o dossel de florestas tropicais e subtropicais. As copas das árvores podem criar microhábitats e, assim, determinar a composição e estrutura da comunidade sob sua projeção (GANDOLFI; JOLY; RODRIGUES, 2007). Souza (2007) encontrou fortes correlações entre *Esenbeckia leiocarpa* Engl., *Savia dictyocarpa* Müll. Arg e *Ceiba speciosa* A. St.-Hil e a comunidade sob suas copas em uma floresta estacional semidecidual, sendo que a maior riqueza foi encontrada sob *C. speciosa*.

Em áreas de floresta ombrófila mista, *Araucaria angustifolia* foi considerada a melhor espécie, entre outras analisadas, para facilitar o processo de invasão de campos e promover o estabelecimento de outras espécies (DUARTE *et al.*, 2006). Já em pastos abandonados na Amazônia, *Cordia multispicata* foi a espécie que mais facilitou o estabelecimento de outras espécies (VIERA; UHL; NEPSTAD, 1994).

Entretanto, em plantios de restauração não foram encontradas relações entre a chuva de sementes e regeneração natural sob as copas de *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Beth.,

Cordia myxa L. e *Melia azedarach* L. (VIEIRA; GANDOLFI, 2006), e nem entre a chuva de semente e a estrutura da vegetação (BARBOSA; PIZO, 2006).

Para Palmer, Ambrose e Poff (1997), a restauração de uma comunidade florestal deve focar seus esforços na reintrodução de espécies facilitadoras ou em grupos funcionais, para restabelecer as dinâmicas de dispersão e colonização, em vez de priorizar uma espécie particular.

Um grupo funcional é composto por espécies que apresentam similaridades nas suas respostas aos filtros abióticos e bióticos ou em seus efeitos nos processos dominantes do ecossistema (PILLAR, 2004; DÍAZ, CABITO, 2001; BLONDEL, 2003). Esses grupos alteram a comunidade de áreas em restauração em escalas de tempo e espaço intermediárias, através de processos como, por exemplo, coexistência, mutualismo e inibição (SUDING; GROSS, 2006).

Essas novas tendências começam a ser absorvidas pelos órgãos que elaboram políticas públicas voltadas para o estabelecimento de normas para a elaboração de projetos de restauração que precisem ser aprovados por órgãos licenciadores. Isto se verifica, por exemplo, nas modificações realizadas nos dispositivos das resoluções SMA 21/01 e SMA 47/03. A última versão da resolução, SMA 8/07, valoriza as funções desempenhadas pelas espécies plantadas ao aumentar a percentagem exigida de espécies zoocóricas e modificar a proporção do número de espécies e indivíduos entre os grupos ecológicos, para as iniciativas de restauração baseadas no plantio de mudas.

Nesse contexto, perguntamo-nos: 1) para os plantios de restauração em áreas ripárias, como as espécies de diferentes grupos funcionais contribuem para a restauração da comunidade?

Desenham-se ao menos quatro possibilidades de resposta:

1) as espécies zoocóricas, por atraírem dispersores de sementes, facilitam a entrada de maior número e diversidade de propágulos, resultando em maior diversidade e riqueza de regenerantes;

2) as espécies pioneiras, ao crescerem rapidamente, alteram o microclima e favorecem a regeneração natural;

3) as espécies fixadoras de nitrogênio disponibilizam uma maior quantidade desse nutriente, aumentando, assim, sua disponibilidade para os indivíduos regenerantes; e

4) as espécies caducifólias, ao perderem as folhas na época seca, absorvem menos água e permitem a entrada de luz e, assim, aumentam a disponibilidade desses recursos.

Essas respostas possíveis (hipóteses) serão testadas neste capítulo, com base na análises da riqueza e densidade da regeneração natural de espécies arbustivas e arbóreas sob árvores plantadas, comparando-se diferentes grupos funcionais.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

As análises deste capítulo foram realizadas nas áreas em restauração do plantio misto aleatório (PA) e no plantio com proporções iguais de espécies pioneiras (*Croton urucurana* e *C. floribundus*) e não pioneiras (PL; Figura 1- módulos 5 e 6), descritos no capítulo 1.

Embora as áreas estejam na zona ripária, a condição topográfica e a natureza dos solos não resultam em ambientes permanentemente úmidos, de modo que a estacionalidade climática influencia as áreas como um todo, com deficit hídrico acentuado no inverno.

2.2.2 Métodos de amostragem e análise dos dados

Classificamos as espécies plantadas em grupos funcionais de acordo com as estratégias utilizadas na dispersão (zoocórica e não zoocórica), sucessão (pioneira e não pioneira), caducifolia (caducifólia e não caducifólia) e fixação de nitrogênio (fixadora e não fixadora), classificação esta apresentada no Quadro 2.1. Para isso, utilizamos informações encontradas na literatura (BARBIEIR *et al.*, 1998; CARVALHO, 2003; COELHO *et al.*, 2007; NUNES *et al.*, 2003; OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2004; SOARES, 2007; YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2007), acrescidas do conhecimento dos próprios autores deste trabalho.

Espécie	GS	SD	C	FN
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	NP	NZ	C	F
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl	NP	NZ	C	NF
<i>Bauhinia longifolia</i> Cambess.	NP	NZ	C	NF
<i>Casearia sylvestris</i> Sm.	NP	Z	NC	NF
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill.	NP	NZ	C	F
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	NP	Z	C	NF
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	NZ	C	NF
<i>Croton urucurana</i> Bail.	P	NZ	C	NF
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	NP	Z	NC	NF
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	P	Z	C	NF
<i>Eugenia uniflora</i> L.	NP	Z	NC	NF
<i>Genipa americana</i> L.	NP	Z	C	NF
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez.	NP	Z	NC	NF
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	NP	NZ	C	F
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	NP	NZ	NC	F
<i>Schinus terbinthifolius</i> Benth.	P	Z	NC	NF
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	NP	NZ	C	NF

Quadro 2.1: Espécies plantadas em restauração de mata ciliar na Fazenda Canaçu, Tarumã - SP. GS: grupo sucessional; SD: síndrome de dispersão; C: caducifolia; FN: fixação de nitrogênio; NP: não pioneira; P: pioneira; Z: zoocórica; NZ: não zoocórica; C: caducifólia; NC: não caducifólia; F: fixadora de nitrogênio; NF: não fixadora de nitrogênio.

Em cada modelo de plantio, alocamos, nas linhas das árvores plantadas, sessenta parcelas de 4,8 m² (3 x 1,6m), correspondentes à área ocupada por cada árvore, para amostramos todos os indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo com altura a partir de 50 cm.

Identificamos as espécies amostradas em campo ou coletamos material botânico para identificação posterior, utilizando o sistema proposto pelo Angiosperm Phylogeny Group — APG II (SOUZA; LORENZI, 2005).

Calculamos a densidade (ind.ha⁻¹; MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) e riqueza (MAGURRAN, 1988) de regenerantes sob os indivíduos plantados de cada grupo funcional.

Verificamos as diferenças na densidade de regenerantes entre os grupos funcionais através do teste *chi*-quadrado. Para isso, calculamos a média ponderada do número de indivíduos regenerantes sob cada espécie e a média de indivíduos entre as espécies de cada grupo funcional. Depois, convertimos os valores encontrados em percentagem.

Testamos os dados de riqueza de regenerantes sob os grupos funcionais e a área basal individual das espécies plantadas quanto à normalidade (SHAPIRO; WILK, 1965) e homogeneidade de variâncias (HARTLEY, 1950), utilizando o programa Statistica 6.0. Quando os dados apresentaram normalidade e variâncias homogêneas, utilizamos o teste t de Student (ZAR, 1999) para comparações. Do contrário, usamos o teste de Mann-Whitney (ZAR, 1999), através do programa Bioestat 5.0.

2.3 RESULTADOS

Amostramos 409 indivíduos regenerantes, pertencentes a 28 espécies das quais 12 foram plantadas (Tabela 2.1). As famílias mais ricas foram Piperaceae (3 espécies) e Meliaceae (3). As famílias mais abundantes foram Anacardiaceae (193 indivíduos),

Piperaceae (64) e Solanaceae (64). As espécies com maior abundância foram *Tapirira guianensis*, *Cestrum strigilatum*, *Piper aduncum* e *Piper amalago*.

As plantas em regeneração foram predominantemente de espécies zoocóricas (95%), evidenciando a importância da fauna para a recuperação da comunidade vegetal. Dos regenerantes amostrados, 38% pertencem às espécies que foram plantadas, os demais tendo sido introduzidos pelos agentes dispersores.

Os grupos funcionais com maior abundância de regenerantes sob suas copas foram caducifólias (353 indivíduos), não fixadoras de nitrogênio (334) e não pioneiras (318; Tabela 2.1).

Tabela 2.1: Espécies em regeneração sob plantio de mata ciliar na Fazenda Canaçu, Tarumã (SP), seguidas do número de indivíduos amostrados sob a copa das árvores plantadas, pelos respectivos grupos funcionais. GS: grupo sucessional; N: número total de indivíduos amostrados da espécie; GS: grupo sucessional; SD: síndrome de dispersão; C: caducifolia; FN: fixação de nitrogênio; NP: espécie não pioneira; P: espécie pioneira; Z: zoocórica; NZ: não zoocórica; C: caducifolia; NC: não caducifolia; F: fixadora de nitrogênio; NF: não fixadora de nitrogênio.

Continua

Família	Espécie	S	N	GS		SD		C		FN	
				P	NP	Z	NZ	C	NC	F	NF
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Z	9	4	5		9	8	1	2	7
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Z	184	15	169	104	80	175	9	30	154
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud..	Z	8	2	6	4	4	5	3	1	7
Bignoniaceae	<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	A	1		1		1	1		1	
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Z	1		1	1			1		1
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum</i> sp.	Z	1		1	1		1			1
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	Z	5	4	1	2	3	4	1		5
Fabaceae-Cercideae	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	B	1	1		1		1			1
Fabaceae-Faboideae	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemin ex Benth.	A	2		2		2	2		2	
	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth	B	3	2	1	1	2		3	1	2
Fabaceae-Mimosoideae	<i>Anadenanthera</i> sp.	B	11	2	9	4	7	9	2	2	9

Família	Espécie	Conclusão									
		S	N	GS		SD		C		FN	
				P	NP	Z	NZ	C	NC	F	NF
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Z	16	4	12	7	9	11	5	2	14
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Ness	Z	8	6	2	1	7	8		1	7
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	A	1		1		1	1			1
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	Z	3	3		1	2	2	1		3
	<i>Trichilia pallida</i> Swartz	Z	1	1			1	1			1
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Z	3	3	2		5	5			5
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	A	2		2	2		1	1		2
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Z	5	2	3	2	3	5		2	3
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & Juss.) Radlk.	Z	10	4	6	4	6	6	4	2	8
Solanaceae	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	Z	53	16	37	20	33	39	14	15	38
	<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart.	Z	11	5	6	3	8	11		3	8
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Z	2		2		2	2			2
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Z	1		1	1		1			1
Total			409	91	318	191	218	353	56	75	334

Encontramos relação significativa entre o grupo funcional e a densidade de regenerantes apenas quanto à deciduidade (Figura 2.1; Figura 2.2; Figura 2.3; Figura 2.4). A densidade de regenerantes observada sob as espécies caducifólias foi maior que sob as não caducifólias (Figura 2.1).

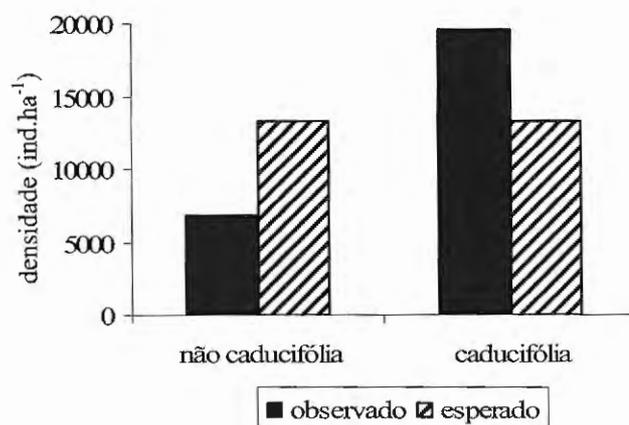


Figura 2.1: Valores observados e esperados de densidade de plantas em regeneração sob as árvores plantadas em mata ciliar (Tarumã, SP), pelo grupo funcional quanto à deciduidade das folhas ($\chi^2 = 23,04$,

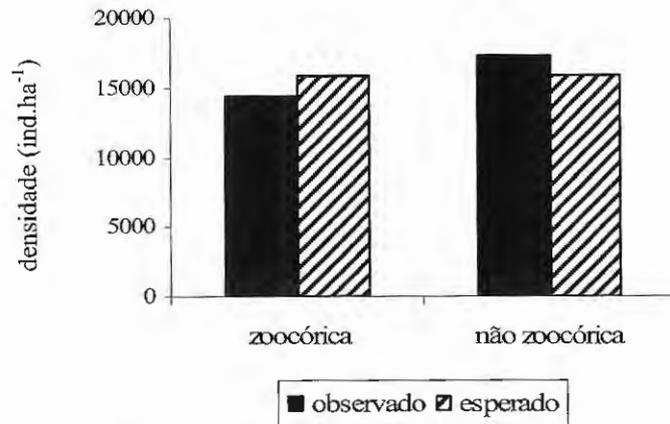


Figura 2.2: Valores observados e esperados de densidade de plantas em regeneração sob as árvores plantadas em mata ciliar (Tarumã, SP), pelo grupo funcional quanto à síndrome de dispersão ($\chi^2=1,0$, 1 g.l., n.s.).

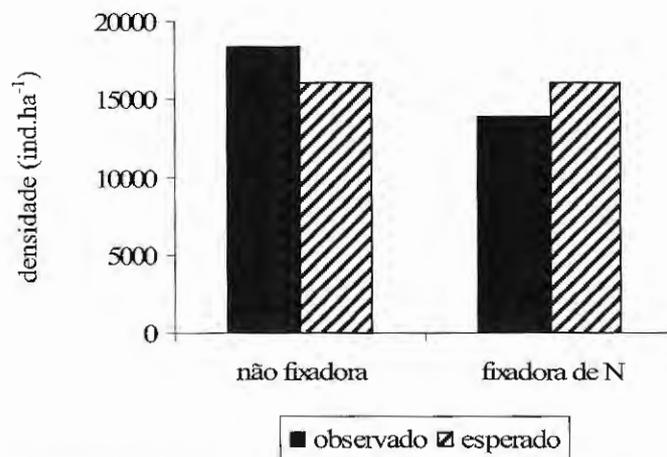


Figura 2.3: Valores observados e esperados de densidade de plantas em regeneração sob as árvores plantadas em mata ciliar (Tarumã, SP), pelo grupo funcional quanto à capacidade de fixação de Nitrogênio ($\chi^2=1,96$, 1 g.l., n.s.).

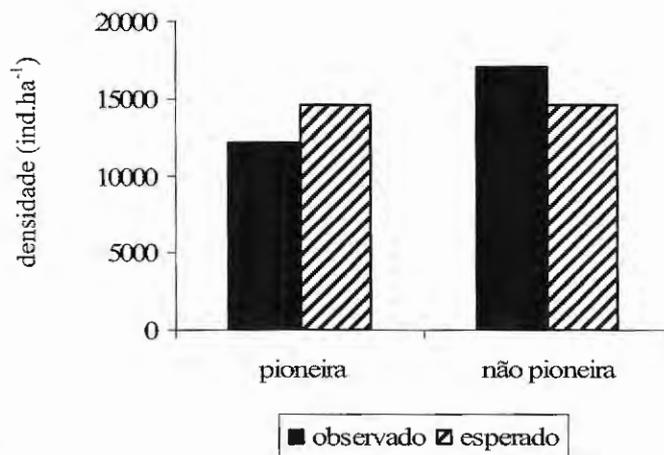


Figura 2.4: Valores observados e esperados de densidade de plantas em regeneração sob as árvores plantadas em mata ciliar (Tarumã, SP), pelo grupo funcional quanto à classe sucessional ($\chi^2=3,24$, 1 g.l., n.s.).

Porém, para a riqueza de regenerantes sob os grupos funcionais não encontramos diferenças significativas (Figura 2.5). O número de espécies em regeneração foi muito variável entre parcelas, dificultando as comparações.

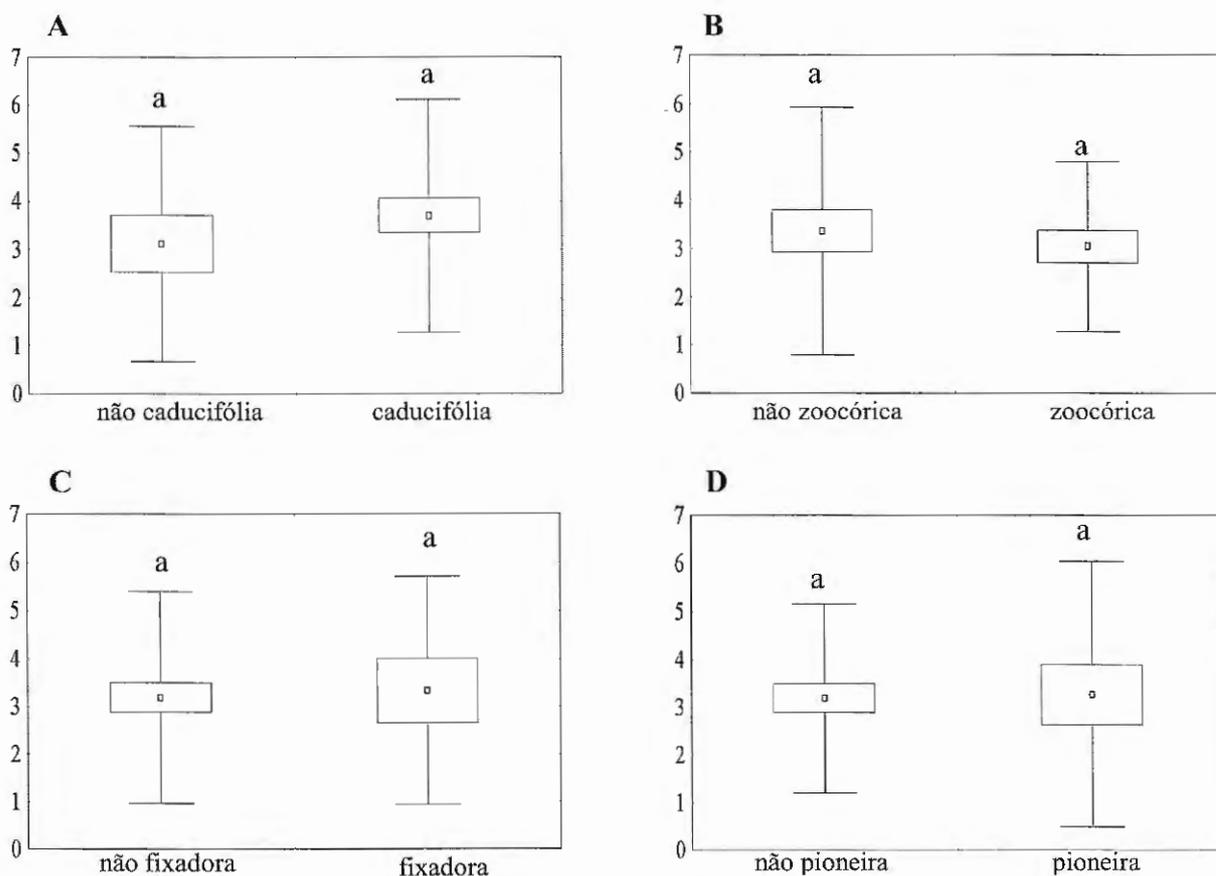


Figura 2.5: Box plot do número de espécies regenerantes sob os grupos funcionais. (A) caducifolia; (B) síndrome de dispersão; (C) fixação de Nitrogênio e (D) grupo sucessional. Valores seguidos de letras diferentes são significativamente distintos ($\alpha = 0,05\%$).

2.4 DISCUSSÃO

Atualmente, o efeito da diversidade nos processos dos ecossistemas vem sendo atribuído mais às características funcionais das espécies e suas interações do que apenas ao número de espécies (DÍAZ; CABIDO, 2001). Souza (2007) encontrou, em floresta estacional semidecidual, diferenças nas associações espécie-específicas entre *Ceiba speciosa*, *Esenbeckia leiocarpa* e *Savia dictyocarpa* e a abundância e riqueza da submata sob suas

copas. Essas diferenças foram atribuídas à deciduidade e à síndrome de dispersão das espécies. Espécies decíduas apresentaram maior abundância relativa e maior proporção de espécies secundárias iniciais sob suas copas. Já as espécies autocóricas apresentaram maior abundância de indivíduos coespecíficos sob suas copas.

Nossos resultados confirmaram a importância da deciduidade do dossel para o estabelecimento de plantas sob as árvores adultas, pois, dentre os quatro grupos funcionais cuja influência foi analisada neste estudo, apenas este atributo mostrou-se relacionado com a regeneração. Para a restauração de matas ciliares localizadas em floresta estacional semidecidual, a deciduidade pode ser um elemento importante para levar a área de um estado alternativo degradado para um estado restaurado (SUDING; GROSS; HOUSEMAN, 2004). O aumento da quantidade de luz que chega a submata (GANDOLFI, 2000) causa mudanças nas condições de microhábitats e, com isso, a sucessão secundária seria acelerada e favorecida.

Além da maior disponibilidade de luz, a deciduidade do dossel está relacionada com a disponibilidade hídrica. Para uma região de clima estacional, com estação seca prolongada, a água do solo deve ser um forte fator limitante ao estabelecimento de plântulas no interior da floresta. Gênova; Honda e Durigan (2007) demonstraram que a interceptação da chuva pelas copas é cerca de três vezes superior por espécie perenifólia em comparação com espécie caducifólia, o que resulta em uma diferença na precipitação efetiva de 225 mm em um ano, na mesma região deste estudo. Além da entrada menor de água no sistema, espécies perenifólias consomem mais água por evapotranspiração, pois as caducifólias reduzem consideravelmente a transpiração durante o período de déficit hídrico. A combinação desses dois processos hidrológicos resulta em que a disponibilidade de água no solo deve ser superior sob espécies caducifólias. Esta seria, portanto, uma importante estratégia para vencer a deficiência hídrica nos períodos de estiagem, possivelmente o mais importante filtro abiótico à regeneração natural neste local, em que o solo é altamente fértil.

A síndrome de dispersão das sementes das árvores plantadas não exerceu influência direta sobre a regeneração sob suas copas. Não encontramos maior abundância de regenerantes sob árvores zoocóricas, como esperávamos. A dispersão é influenciada pelas unidades e estrutura da paisagem, que funcionam como filtros (MENNINGER; PALMER, 2006) e pelo conjunto de espécies regionais. Alguns estudos atribuem o sucesso e a aceleração do processo de restauração florestal à dispersão zoocórica (WUNDERLE, 1997).

De fato, analisando a comunidade em regeneração na área de estudo, verificamos que as espécies e indivíduos, em sua grande maioria, são zoocóricos. Isto confirma a importância da dispersão zoocórica para o sucesso da regeneração sob os plantios. No entanto, diferente do esperado, não houve maior riqueza e abundância de regenerantes sob as copas das árvores zoocóricas do que sob as não zoocóricas, como havia sido observado por Santos; Melo e Durigan (2007) em plantio de restauração de mata ciliar em solo de cerrado na mesma região, em que a maior densidade e riqueza da regeneração foram observadas sob um plantio puro de espécie zoocórica (*Tapirira guianensis*). Considerando-se que o plantio analisado no presente estudo é adensado e aos dezessete anos as copas se misturam em plantios mistos, é possível que as parcelas sob árvores de um grupo funcional tenham sofrido influência das árvores vizinhas de outro grupo funcional quanto à síndrome de dispersão. Isto parece coerente com o observado por Barbosa e Pizo (2006), que constataram que a riqueza e abundância de sementes zoocóricas na chuva de sementes sob uma árvore é influenciada pela sua vizinhança. Assim, a facilitação da regeneração pelas espécies zoocóricas teria se estendido por toda a área e não somente às áreas sob o dossel de árvores zoocóricas.

Espécies fixadoras de nitrogênio são utilizadas como facilitadoras da restauração especialmente em áreas muito degradadas (FRANCO *et al.* 1992, 1994; SANTOS *et al.* 1994; ANDRADE; COSTA; FARIA, 1995; HRUDAYANATH *et al.* 1995; COSTA; ANDRADE; FARIA, 1996; ANDRADE; FARIA, 1997), pelo potencial de seu sistema radicular como

condicionador de solo. O fato das espécies fixadoras de N não terem apresentado melhor resultado em regeneração natural sob suas copas do que as não fixadoras no presente estudo parece, à primeira vista, demonstrar que não há facilitação da regeneração por essas espécies.

De fato, para as condições ambientais deste estudo, com solos de alta fertilidade e sem evidências de degradação, tais espécies não apresentam vantagem, pois a nodulação das leguminosas só ocorre em condições de solos degradados, em que a falta de nutrientes é fator limitante ao estabelecimento das plantas (FARIA; JESUS; MENANDRO, 1984).

Quanto aos grupos sucessionais, era de se esperar que ao recobrirem o terreno mais rapidamente, restabelecendo condições microclimáticas mais semelhantes ao ambiente florestal, as espécies pioneiras pudessem acelerar os processos de regeneração sob suas copas, o que não ocorreu nas condições deste estudo.

2.5 CONCLUSÕES

Mediante a questão colocada inicialmente e as hipóteses levantadas, concluímos que:

1) há uma evidente contribuição de dispersores para acelerar a regeneração natural, introduzindo na comunidade um grande número de espécies que não foram plantadas a partir de fontes externas de diásporos. Porém, em plantios mistos, a entrada dessas espécies se faz igualmente em toda a área restaurada, não se concentrando sob as árvores zoocóricas, que seriam os atratores da fauna;

2) as espécies pioneiras, embora tenham crescido mais que as outras espécies e mais rapidamente desde o início da restauração, não facilitaram a regeneração natural sob suas copas;

3) As plantas de espécies não zoocóricas em regeneração são todas oriundas de espécies que foram plantadas. Isso indica que tais espécies precisam ser incluídas nos plantios, pois dificilmente chegarão naturalmente à comunidade em restauração;

4) as espécies fixadoras de nitrogênio não facilitaram a regeneração sob suas copas, provavelmente porque esta ação facilitadora só se realiza em condições de solos com alta deficiência nutricional, que não era o caso da área de estudo;

5) as espécies caducifólias, ao perderem as folhas na época seca, transpiram menos, retêm menos água em suas copas e permitem a entrada de luz, aumentando a disponibilidade desses recursos para o estrato regenerante, que é mais abundante do que sob espécies árvores perenifólias.

2.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, A.G.; COSTA, G.S.; FARIA, S.M. (1995). Produção e qualidade de serapilheira de leguminosas arbóreas usadas na recuperação de solos degradados. In: XXV Congresso brasileiro de ciências do solo, julho, 23 a 29, 1995. Viçosa, Minas Gerais. p. 2033-20035. Resumo expandido.

ANDRADE, A.G.; FARIA, S.M. (1997). Arquitetura e biomassa de raízes de *Mimosa caesalpiniaefolia*, *Acacia mangium* e *Acacia holosericea* com seis anos de idade em planossolo. In: Anais do simpósio nacional sobre recuperação de áreas degradadas, maio, 18 a 24, 1997. Ouro Preto: SOBRAD-UFV. p. 144-149. Trabalhos voluntários.

BARBIERI, A. *et al.* (1998). Nodulação em leguminosas florestais em viveiros no sul de Minas Gerais. *Cerne*, v. 4, n.1, p. 145-153.

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

BLONDEL, J. (2003). Guilds or functional groups: does it matter?. *Oikos*, v. 100, n.2, p. 223-231.

CARVALHO, P.E.R. (2003). *Espécies arbóreas brasileiras*. Embrapa Florestas, Colombo, PR, p. 495-503.

CHOI, Y. D. (2004). Theories for ecological restoration in changing environment: toward "futuristic" restoration. *Ecological Research*, Tokyo, v.19, n.1, p.75 – 81, Jan.

COELHO, S.R.F. *et al.* (2007). Crescimento, nutrição e fixação biológica de nitrogênio em plantios mistos de eucalipto e leguminosas arbóreas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.42, p. 759-768.

COSTA, G.S; ANDRADE, A.G.; FARIA, S.M. (1996). Ciclagem de nutrientes em um plantio de *Acacia mangium* com seis anos de idade. In: XIII Congresso latino americano de ciência do solo, 1996, Águas de Lindóia, SP, CD Rom, v.1.

DÍAZ, S; CABIDO, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, Cambridge, v. 16, n. 11, p. 646-655, Nov.

DUARTE, L.S. *et al.* (2006). Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology*, v.31, p. 520-528, Nov.

FARIA, S.M.; JESUS, R.M.; MENANDRO, M.S. (1984). New nodulating legume trees from South East Brazil. *New Phytologist*, Londres, v. 98, n. 2, p. 317-328.

FRANCO, A.A. *et al.* (1992). Revegetação de solos degradados. Comunicado Técnico 9, Embrapa - CNPAB, Seropédica, RJ, 11 p.

FRANCO, A.A. *et al.* (1994). Revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas – PA com leguminosas noduladas e micorrizadas. In: I Simpósio Sul-americano e II Simpósio Nacional, Recuperação de Áreas Degradadas. Foz do Iguaçu, Paraná.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R. (2007). Permeability-Impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Science Agrícola*, Piracicaba, v.64, n.4, p. 433-438, Jul.

GANDOLFI, S. (2000). *História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)*. 2005. 551 f., Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2005.

GÊNOVA, K.B.; HONDA, E.A.; DURIGAN, G. (2007). Processos hidrológicos em diferentes modelos de plantio de restauração de mata ciliar em região de cerrado. *Revista do Instituto Florestal*, v. 19, p. 189-200.

HARTLEY, H.O. (1950). The maximum F-ratio as a short cut test for heterogeneity of variances. *Biometrika*, v.37, p.308-312.

HOBBS, R.J.; NORTON, D.A. (2004). Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V.M. *et al.*(Ed.). *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. New York: Island Press. Cap.5, p.72-95.

HRUDAYANATH, T. *et al.* (1995). Comparative growth, nodulation and total nitrogen content of six tree legume species grown in iron mine waste soil. *Journal of Tropical Forest Science*, v.8, p. 107-115.

MAGURRAN, A.E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University Press. 179p.

MENNINGER, H.L.; PALMER, M.A. (2006). Restoration ecological communities: from theory to practice. In: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. (Ed.). *Foundations of restoration ecology*. Washington: Island Press; Society for ecological restoration. Cap.5, p.88-112.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Willey & Sons. 547p.

NUNES, Y.R.F. (2003). Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. *Acta Botânica Brasilica*, v. 17, n.2, p. 213-229.

OLIVEIRA FILHO, A.T. *et al.* (2004). Diversity and structure of tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 27, n. 4, p. 685-701, Out.

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

PILLAR, V.D. (2004). Tipos funcionais e percepção de padrões em comunidades e ecossistemas. In: COELHO, A.S.; LOYOLA, R.D.; SOUZA, M.B.G. (Ed.) *Ecologia Teórica: desafios para o aperfeiçoamento da Ecologia no Brasil*. Belo Horizonte: O Lutador. p. 74-90.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. (2001). Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. 2.ed. São Paulo: EDUSP. Cap.15.1, p.235-247.

SANTOS, F.F.M.; MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. (2007). Regeneração natural sob diferentes modelos de plantio de mata ciliar em região de cerrado no município de Assis, SP. *Série Registro*, Instituto Florestal, v. 31, p. 225-228.

SÃO PAULO (Estado) (2001). Resolução SMA n.21, de 21 de novembro de 2001. Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial, São Paulo, 23 nov. 2001.

SÃO PAULO (Estado) (2003). Resolução SMA n.47, de 23 de novembro de 2003. Altera e amplia a resolução SMA 21, de 21-11-2001; Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial, São Paulo, 27 nov. 2003.

SÃO PAULO (Estado) (2007). Resolução SMA n.08, de 7 de março de 2007. Altera e amplia as resoluções SMA 21 de 21-11-2001 e SMA 47 de 26-11-2006. Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial, São Paulo, 8 mar. 2007.

SHAPIRO, S.S; WILK, M.B. (1965). An analysis of variance test for normality (complet samples). *Biometrika*, n.52, p.591-611.

SOARES, P.G. (2007). Efeito da inoculação com rizóbio no estabelecimento, crescimento inicial e abundância natural de ¹⁵N em leguminosas (Fabaceae) arbóreas nativas plantadas por semeadura direta. Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo – ESALQ, Piracicaba. 2007.

SOUZA, F.M. (2007). *Associação entre as espécies arbóreas do dossel e do subosque em uma floresta estacional semidecidual*. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2007.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. (2005). *Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseada em APG II*. Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP.

SUDING, K.N.; GROSS, K.L.; HOUSEMAN, G.R. (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, Cambridge, v. 19, n. 1, p. 46-53, Jan.

SUDING, K.N; GROSS, K.L. (2006). The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories. In: FALK, A.D.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B.(Ed.). *Foundations of restoration ecology*. Washington: Island Press; Society for Ecological Restoration International. Cap.9, p.190-209.

TERMPERTON, V.M.; HOBBS, R.J. (2004). The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. In: TEMPERTON, V.M. et al. (Ed.). *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. New York: Island Press. Cap.3, p.34-53.

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

VIEIRA, I.C.; UHL, C.; NEPSTAD, D. (1994). The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a "succession facilitator" in an abandoned pasture, Paragominas, Amazônia. *Vegetatio*, v. 115, p. 91-99.

WHITE, P.S.; JENTSCH, A. (2004). Disturbance, succession, and community assembly in terrestrial plant communities. In: TEMPERTON, V.M. et al. (Ed.). *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. New York: Island Press. Cap.17, p.342-366.

WUNDERLE, J.M. (1997). The role of animal dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management*, Amsterdam, v.99, p.223-235.

YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.S.; MARTINS, F.R. (2007). Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, v. 21, n. 3, p. 553-573.

ZAR, J.H. (1999). *Bioestatistical analysis*. New Jersey: Prentice-Hall.

CAPÍTULO 3

CONTRIBUIÇÃO DOS PLANTIOS DE RESTAURAÇÃO PARA A RIQUEZA FLORÍSTICA DA PAISAGEM AGRÍCOLA.

3.1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a ocupação de áreas de florestas ocorreu de forma heterogênea e foi orientada pelos diferentes ciclos econômicos (DEAN, 1996; PÁDUA, 2004). A mudança do modelo de produção agrícola brasileiro, iniciada na década de 1960, contribuiu para a aceleração e o aumento do desmatamento em diversas regiões. Nesse período, as atividades agropastoris começaram a aprofundar as relações técnicas da agricultura com a indústria, através de fortes incentivos estatais e grandes planos induzidos pelos mercados de produtos. Como consequência, na década de 1990, a agricultura expandiu-se rapidamente e o sistema agrícola cresceu para o agronegócio, ditado pela política comercial liberal, pela indústria de mercadorias e pela adequação da competitividade da produção brasileira no cenário internacional (DELGADO, 2001).

A intensificação da agricultura leva a um declínio da biodiversidade nas áreas de produção agrícola, através da redução e simplificação dos elementos permanentes da paisagem e do aumento do uso de insumos agrícolas². Por outro lado, Benton; Vickery e Wilson (2003) e Hilty e Merelender (2003) apontam a importância das propriedades particulares para conservação da biodiversidade, uma vez que grande parte dos remanescentes de habitats naturais encontram-se distribuídos nessas áreas.

Entretanto, o avanço e a criação de novas fronteiras agrícolas vêm aumentando o número de áreas degradadas abandonadas. A ocupação do Domínio da Mata Atlântica

² Ver também BENTON, G.T.; VICKERY, J.A.; WILSON, J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the Key?. *Trends in Ecology and Evolution*, Cambridge, v.18, n.4, p.182-188, Apr.

reduziu o tamanho da área coberta pela vegetação original, em quinhentos anos, a apenas 7% (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). Já o Domínio do Cerrado, em apenas cinco décadas, perdeu 59% da sua cobertura vegetal original (HENRIQUES, 2003).

Desse modo, a restauração seria uma ferramenta para a conservação, ao proporcionar oportunidades para reverter a tendência do aumento de áreas degradadas abandonadas e a criação de novos habitats para biodiversidade (DOBSON; BRADSHAW; BAKER, 1997; YOUNG, 2000).

A retenção da biodiversidade em áreas agrícolas, localizadas em regiões florestais, dependerá da heterogeneidade, variabilidade e distribuição das unidades formadoras do mosaico da paisagem. A heterogeneidade e variabilidade são influenciadas pelos diferentes usos do solo, algumas assemelhando-se mais e outras menos a florestas maduras (METZGER, 2003). Wagner; Otto e Edwal (2000) quantificaram, em diferentes escalas, o efeito da variabilidade e heterogeneidade das unidades de uso do solo para a riqueza e diversidade de plantas da paisagem agrícola da região central da Suíça. As maiores contribuições para a riqueza e diversidade da paisagem foram dadas, respectivamente, pela diferença entre os tipos de uso do solo (variabilidade de habitats) e pela diferença entre as unidades do mesmo tipo de uso (heterogeneidade de habitats).

A disposição espacial das unidades é determinada por fatores abióticos e pelo padrão de ocupação humana, como, por exemplo, o relevo e o parcelamento das propriedades agrícolas. Paisagens com pequenas propriedades apresentarão mosaicos extremamente heterogêneos, contendo muitos fragmentos pequenos e parcelas reduzidas de campos, capoeiras ou pastagens. Já paisagens em áreas de latifúndio são mais homogêneas, com áreas agrícolas contínuas e remanescentes de vegetação geralmente reduzidos a pequenas manchas ou corredores ripários (METZGER, 2001).

A disposição e o tipo de uso das unidades do mosaico geram padrões de paisagens com diferenças na permeabilidade da matriz e isso influenciará o funcionamento das unidades. Metzger (2000) estudou a relação entre o padrão da paisagem e a riqueza e diversidade arbórea de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na bacia do rio Jacaré-Pepira, sudeste do Brasil. Os fragmentos com maior diversidade foram encontrados na paisagem com a maior variabilidade de habitats e unidades fisionomicamente mais semelhantes à floresta. Esse resultado foi associado aos diferentes padrões de resposta dos grupos funcionais à paisagem e à estrutura do fragmento, pois a máxima diferença encontrada na riqueza de espécies entre os grupos funcionais, em todos os fragmentos, foi pelo menos duas vezes o valor mínimo. As espécies tolerantes à sombra foram influenciadas pela estrutura do fragmento, enquanto as espécies zoocóricas e barocóricas sofreram influência do padrão da paisagem, em escalas maiores e menores, respectivamente.

Dessa forma, as unidades de uma paisagem agrícola atuam como filtros, em escalas maiores de tempo e espaço, influenciando os processos ecológicos regionais e os mecanismos de mudanças de uma comunidade, ao interferirem na composição, dispersão e recrutamento do conjunto de espécies regionais (MENNINGER; PALMER, 2006). Assim, a trajetória de uma comunidade florestal em restauração dentro de uma paisagem agrícola será influenciada pela conectividade e permeabilidade da matriz, bem como pela quantidade e qualidade dos propágulos nativos vindos de áreas adjacentes e pelos processos internos da própria comunidade (SUDING; GROSS, 2006).

Lamb, Erskin e Parrota (2005) propõem a utilização de diferentes métodos de restauração florestal no mosaico da paisagem de propriedades agrícolas, pois, segundo esses autores, apenas um método de restauração florestal não consegue providenciar, ao mesmo tempo e em um mesmo local, o aumento da biodiversidade, a restauração das funções ecológicas e bens e serviços utilizados pelas comunidades rurais.

A escolha do modelo utilizado dependerá dos objetivos da restauração e das funções desempenhadas pelas áreas em restauração. Se o objetivo é restaurar a riqueza e diversidade, a utilização de plantios monoespecíficos, com diferentes espécies em cada plantio, contribui para o aumento da diversidade gama da paisagem. Já os plantios mistos contribuem para o aumento da diversidade gama e alfa (LAMB; GILMOUR, 2003).

Além disso, a utilização de diferentes métodos pode aumentar a heterogeneidade da paisagem no tempo e no espaço e, assim, contribuir para o aumento da diversidade, ao providenciar condições necessárias para refúgio, alimentação e corredor de dispersão para as espécies animais e a criação de novos habitats para a colonização de espécies arbóreas.

Nesse contexto, perguntamo-nos: 1) a restauração está contribuindo para a conservação das espécies arbóreas? e 2) em qual escala as áreas de restauração mais contribuem para o aumento da riqueza da paisagem agrícola?

Desenham-se ao menos duas possibilidades de resposta: 1) ao restaurar uma área criam-se novos habitats e, assim, novas áreas disponíveis para a expansão das espécies regionais; 2) com a criação de novos habitats aumenta-se a heterogeneidade da paisagem e, conseqüentemente sua diversidade beta.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

Realizamos as análises deste capítulo com todas as unidades do mosaico da paisagem da Fazenda Canaçu, município de Tarumã, estado de São Paulo (Figura 3.1). Consideramos como áreas em restauração os plantios experimentais em áreas ripárias, a mata ciliar em

regeneração natural sob pomar abandonado e o plantio de leucena enriquecido. Classificamos as outras unidades de acordo com os seus usos (Figura 3.1; Quadro 3.1).

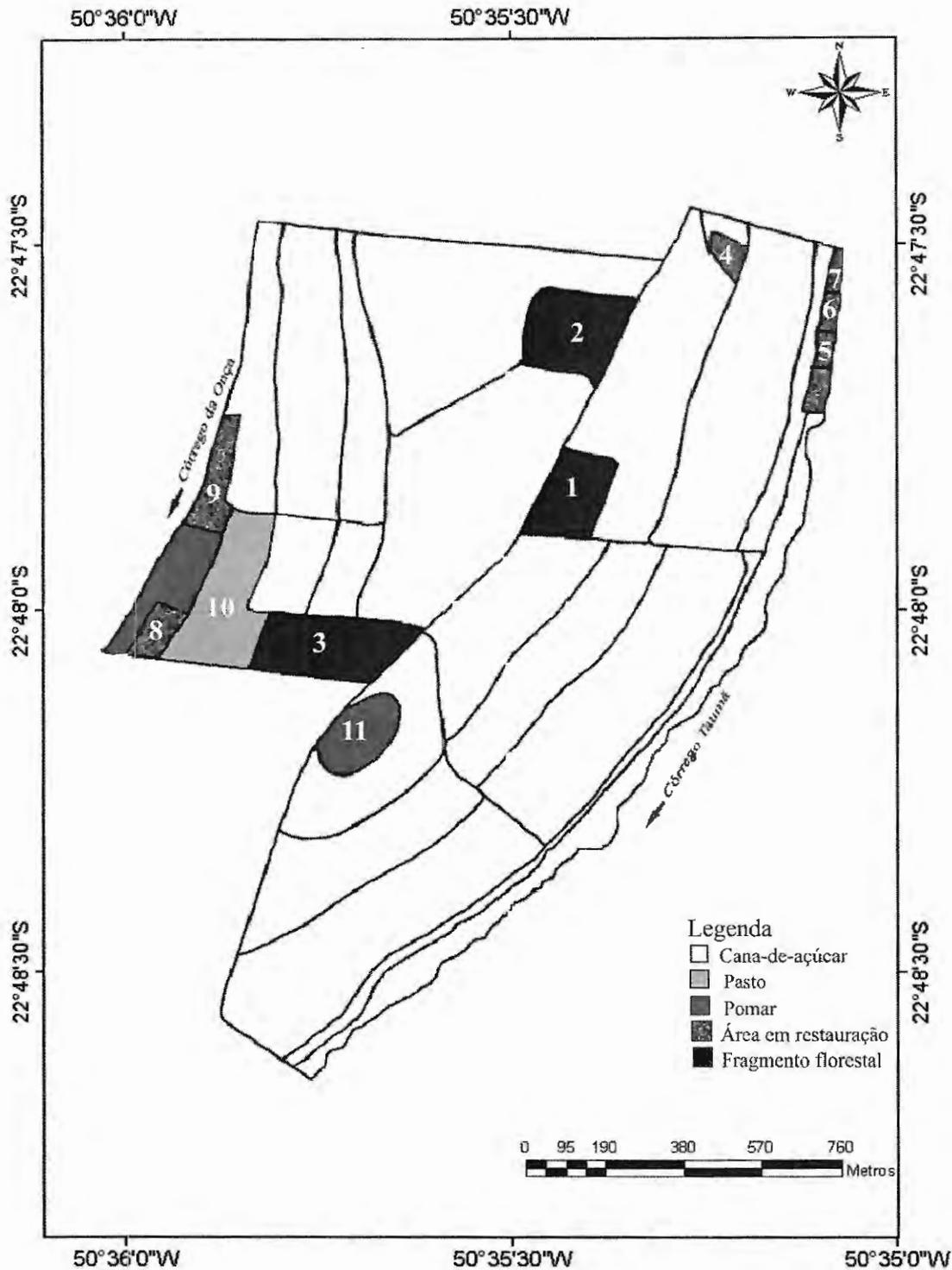


Figura 3.1: Localização das unidades da paisagem que foram objeto de estudo na Fazenda Canaçu, Tarumã, SP. 1, 2 e 3: fragmentos de vegetação nativa; 4: plantio de leucena enriquecido; 5: plantio misto aleatório; 6: plantio em linhas de pioneiras e não pioneiras; 7: plantio puro de Pinus; 8: plantio puro de aroeira; 9: mata ciliar em regeneração natural sob pomar abandonado; 10: pastagem abandonada; 11: pomar.

Código	Manchas	Área (ha)	Ano de plantio
1	Fragmento de vegetação nativa 1	3,06	—
2	Fragmento de vegetação nativa 2	4,24	—
3	Fragmento de vegetação nativa 3	4,61	—
4	Plantio de leucena enriquecido	0,63	1988
5	Plantio heterogêneo de espécies nativas para restauração de mata ciliar	0,60	1990
6	Plantio de espécies nativas em linhas (50% pioneiras) para restauração da mata ciliar	0,60	1990
7	Plantio puro de <i>Pinus</i> em zona ripária	0,60	1990
8	Plantio puro de aroeira em zona ripária	0,85	1986
9	Mata ciliar em regeneração natural sob pomar abandonado	1,20	1958
10	Pastagem abandonada com espécies arbóreas em regeneração	15,97	1968
11	Pomar	2,67	1973

Quadro 3.1: Manchas do mosaico da paisagem que foram objeto de amostragem de espécies arbóreas no município de Tarumã – SP.

3.2.2 Método de amostragem

Em todas as unidades do mosaico vegetacional da Fazenda Canaçu, realizamos amostragem sistemática com seis parcelas de 48 m² (3 x 16 m), distribuídas de modo a igualmente representar toda a área de cada unidade. Cada parcela foi subdividida em sub-parcelas de 4,8 m² (3 x 1,6 m), para verificar a riqueza de espécies nos microhabitats.

Em cada sub-parcela, amostramos todos os indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo com altura a partir de 50 cm, coletando material botânico para identificação posterior das plantas que não puderam ser identificadas com segurança no campo. As espécies foram classificadas segundo o sistema proposto pelo Angiosperm Phylogeny Group — APG II (SOUZA; LORENZI, 2005).

Analisamos a similaridade florística entre as unidades, por meio de uma classificação aglomerativa das áreas por UPGMA (*Unweighted Pair-Groups Method using Arithmetic*

Averages; SHEATH; SOKAL, 1973), com o uso do coeficiente de similaridade de Jaccard, para verificar se as áreas em restauração apresentam diferenças na composição florística das demais unidades da paisagem, à medida que são incorporadas nessas áreas espécies regionais por regeneração natural.

3.2.3 Método de análise da riqueza da paisagem

Determinamos a contribuição dos plantios de restauração para a riqueza e diversidade da matriz da paisagem através da partição aditiva da diversidade (LANDE, 1996; Figura 3.2). A partição aditiva da diversidade vem sendo utilizada para estudar a diversidade e riqueza de uma paisagem florestal (CHANDY; GIBSON; ROBERTSON, 2006), determinar a escala para a conservação de comunidades de besouros (GERING; CRIST; VEECH, 2003) e padrões de diversidade no nível de hábitat e em diferentes escalas temporais³.

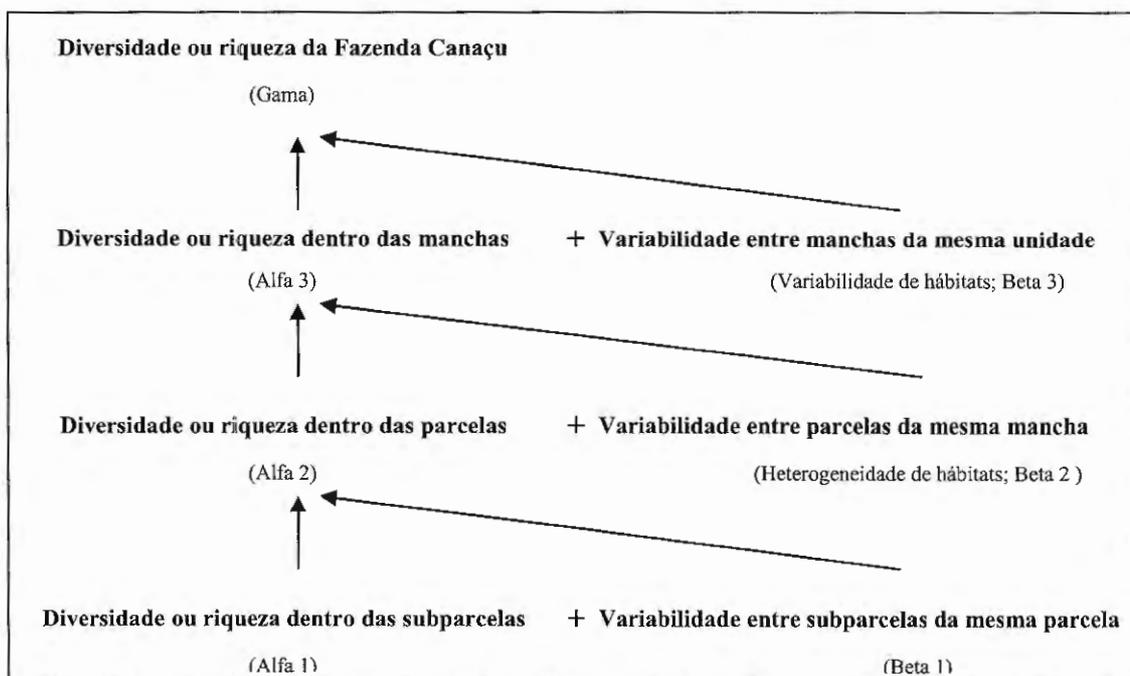


Figura 3.2: Representação esquemática das diferentes escalas que estudamos na da Fazenda Canaçu.

Fonte: Adaptado de Chandy; Gibson; Robertson, 2006 e Wagner; Otto; Edwal, 2000).

³ Ver também VEECH, J.A.; SUMMERVILLE, K.S.; CRIST, T.O.; GERING, J.C. (2002). The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *Oikos*, v.99,n.1, p.3-9, Out.

Nesse conceito, a riqueza e diversidade total (gama) pode ser dividida em dois componentes: a riqueza ou diversidade local, dentro das comunidades componentes (diversidade alfa) e entre as comunidades componentes (diversidade beta). Assim, a diversidade e riqueza total (gama) em uma unidade espacial torna-se a diversidade alfa dentro da próxima unidade da escala (CRIST *et al.*, 2003; LOREAU, 2000).

Assim, em nosso estudo, o número total de espécies amostradas (S) representa a riqueza total (gama). Essa riqueza é formada pelos componentes d e e que representam a riqueza dentro (alfa) e entre (beta) unidades do mosaico. A riqueza dentro da sub-parcela $S_{d_{su}}$ é o número de espécies encontradas na sub-parcela su e, S_{d_p} , S_{d_m} , e S_{d_u} , são o número de espécies encontradas nas sub-parcelas da parcela p , manchas m e na paisagem u , respectivamente. Nesse sentido, $\underline{S}_{d_{su}}$ é a média aritmética do número de espécies de todas as sub-parcelas su , então a riqueza entre sub-parcelas $S_{e_{su}}$ pode ser derivada da seguinte forma: $S_{e_{su}} = S_{d_p} - \underline{S}_{d_{su}}$.

Similarmente, a riqueza de espécies entre parcelas S_{e_p} é a diferença entre S_{d_m} e \underline{S}_{d_p} e, a riqueza entre manchas S_{e_m} é a diferença entre S_{d_u} e \underline{S}_{d_u} .

Assim, determinamos a escala de contribuição das áreas em restauração para a riqueza da paisagem e realizamos a partição aditiva da diversidade da paisagem com e sem as áreas em restauração.

3.3 RESULTADOS

Amostramos 5.571 indivíduos de 138 espécies. As áreas mais ricas foram o fragmento 3 (50 espécies), a mata ciliar em regeneração natural sob pomar abandonado (49), fragmento 1 (45) e plantio puro de aroeira (40; Tabela 3.1).

Tabela 3.1: Espécies amostradas nas unidades da paisagem da Fazenda Canaçu, Tarumã – SP. F: fragmento; PL: plantio com linhas alternadas de pioneira e não pioneira; PA: plantio misto aleatório; PP: plantio puro de pinus; PM: plantio puro de aroeira; PE: plantio enriquecido de leucena; PR: mata ciliar em regeneração sob pomar; PS: pasto e PO: pomar.

Continua

Família	Espécies	Unidades da paisagem										
		F2	F1	F3	PM	PP	PL	PA	PE	PR	PS	PO
Acanthaceae	<i>Geissomeria</i> sp.					X						
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	X	X	X							X	
	<i>Mangifera indica</i> L.											X
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemao				X							
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi				X	X	X	X		X		X
	<i>Spondias mombin</i> L.											X
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.					X	X	X				
Annonaceae	<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	X										
	<i>Rollinia sylvatica</i> (A.St.-Hil.) Mart.			X	X					X		X
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	X	X									
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.		X	X			X	X	X	X	X	X
	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.				X	X						
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	X	X	X	X						X	
Asteraceae	<i>Vernonia diffusa</i> Less.										X	
Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A.DC.) Standl.								X			
	<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo				X		X	X	X	X	X	
	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex A.DC.) Standl.								X			
	<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.				X							
	<i>Tecoma stans</i> Kunth					X						
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	X	X	X					X		X	
	<i>Patagonula americana</i> L.	X		X	X					X		
Cactaceae	<i>Cereus hildmannianus</i> K. Schum.			X						X		
Cannabaceae	<i>Celtis</i> sp.			X								
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume								X			
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	X	X									
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.								X			
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum</i> sp.								X			
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Desf.		X			X	X	X		X		
	<i>Croton urucurana</i> Bail.					X	X	X				
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax				X		X	X				
	<i>Sapium haemospermum</i> (Müll.Arg.) Huber				X	X					X	

Continuação

Família	Espécies	Unidades da paisagem										
		F2	F1	F3	PA	PP	PL	PM	PL	PR	PS	PO
Fabaceae - Caesalpinioideae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.											X
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.							X				
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	X	X				X			X		
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.			X				X		X	X	
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.								X		X	X
Fabaceae-Cercideae	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.							X				
Fabaceae-Faboideae	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth		X	X				X				
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.			X					X			
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	X	X	X					X			
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão									X		
	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth						X	X				
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) Tozzi & Lima			X								
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.											X
	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	X										
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	X	X	X							X	
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan						X	X	X			
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg. falcata							X				
	<i>Anadenanthera</i> sp.						X	X				
	<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	X	X	X								
	<i>Inga vera</i> Willd.	X	X									
	<i>Leucena leucocephala</i> (Lam.) R. de Wid								X			
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan		X	X	X			X		X		
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	X	X	X			X					
Juglandaceae	<i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch										X	
Lamiaceae	<i>Vitex montevidensis</i> Cham.							X				
	<i>Vitex polygama</i> Cham.							X				
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez				X	X	X	X	X	X		X
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees		X									
	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Meisn.	X	X									
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Ness				X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Persea americana</i> Mill.											X
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze								X			
Malpighiaceae	<i>Bunchosia pallescens</i> Skottsb.	X	X									
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	X			X			X				
	<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.			X							X	
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.									X		
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.							X				
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer		X	X								
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss						X	X	X	X		

Continuação

Familia	Espécies	Unidades da paisagem										
		F2	F1	F3	PA	PP	PL	PM	PL	PR	PS	PO
	<i>Melia azedarach</i> L.					X						
	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.									X		
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss	X	X	X	X					X		X
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	X	X	X						X		X
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	X	X	X	X		X		X	X		
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Engl.								X			
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.B., L. & W.B.	X	X									
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg			X							X	
	<i>Eucalyptus citriodora</i> Hook. f.											X
	<i>Eugenia blastantha</i> (O.Berg) D.Legrand	X	X	X						X		
	<i>Plinia glomerata</i> (Berg.) Amsh.			X	X					X		
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.									X		
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.			X						X		
	<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	X	X									
	<i>Eugenia uniflora</i> L.			X	X	X	X	X		X		X
	<i>Hexachlamys edulis</i> (O. Berg) K. & D.Legrand				X							
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.			X								
	<i>Myrciaria cauliflora</i> (Mart.) O.Berg							X				
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O.Berg			X								
	<i>Plinia truncifolia</i> (O.Berg) Kausel			X						X		
	<i>Psidium guajava</i> L.				X	X					X	X
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels						X					
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.									X		
	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	X	X	X								
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	X	X	X								
Opiliaceae	<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.			X								
Phytolaccaceae	<i>Seguiera floribunda</i> Benth.			X	X							
Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	X										
Pinaceae	<i>Pinus ellioti</i> var. <i>densa</i> Little & Dormam					X						
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.				X	X	X	X		X	X	
	<i>Piper amalago</i> (Jacq.) Yunck.	X		X	X	X	X	X		X	X	
	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kuntze				X		X	X		X		
Proteaceae	<i>Macadamia integrifolia</i> Maiden & Betche											X
	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch			X								
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> Lindl.			X	X		X			X		
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.						X	X	X			
	<i>Ixora venulosa</i> Benth.			X								
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.				X							X
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	X	X	X	X					X	X	X

Conclusão

Família	Espécies	Unidades da paisagem										
		F2	F1	F3	PA	PP	PL	PM	PL	PR	PS	PO
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	X	X	X				X				
	<i>Citrus</i> sp.								X		X	
	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) Juss.		X	X								
	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.		X									
	<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil.		X									
	<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jacq.								X			
	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	X										
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.											X
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.				X						X		
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	X	X	X	X		X					X
	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler			X	X					X		
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	X	X	X	X	X	X	X		X	X	
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil.) Radlk.			X	X	X	X	X	X	X		X
	<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.		X	X								
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	X		X	X			X		X		X
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	X	X									
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.			X	X	X	X	X		X		X
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	X	X	X	X		X		X	X		
Solanaceae	<i>Cestrum calycinum</i> Wild.				X	X	X	X	X	X		X
	<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart.				X	X	X	X		X		
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.					X			X			
	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hill.	X							X	X		
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul					X		X				
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.											X
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.								X			
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham				X	X		X		X		
	<i>Lantana camara</i> L.							X				

Utilizando o conceito da partição aditiva da diversidade, no qual a riqueza total (gama) de uma unidade espacial é formada pela riqueza entre (beta) mais a riqueza dentro (alfa) das unidades espaciais inferiores, as 138 espécies amostradas podem ser divididas em 87 e 51, representando, respectivamente, a riqueza beta 3 (entre os diferentes usos das unidades da paisagem) e alfa 3 (dentro dos diferentes usos das unidades da paisagem; Figura 3.2; Figura 3.3).

Assim, a maior contribuição para a riqueza total da paisagem é dada pelas diferentes espécies encontradas em cada tipo de uso das unidades formadoras da paisagem, ou seja, pela riqueza beta 3 (Figura 3.2).

As áreas em restauração, com 92 espécies, foram as que mais contribuíram para a riqueza total. Nessas áreas, os maiores valores de riqueza foram encontrados entre as seis unidades de restauração, ou seja, entre os diferentes modelos utilizados para a restauração das matas ciliares (Figura 3.3).

As menores contribuições para a riqueza da paisagem foram do pasto abandonado e do pomar (Figura 3.3).

Quando as áreas em restauração são retiradas da análise, a riqueza total é reduzida para 87 espécies e a riqueza entre os diferentes tipos de uso das unidades da paisagem (beta 3) para 50. Nesse caso, as maiores contribuições, para a riqueza total, são dadas tanto pela diferença de espécies entre os fragmentos, como das próprias parcelas (Figura 3.4).

Analisando-se a similaridade florística entre as unidades da paisagem (Figura 3.5), verificamos que o pasto, o plantio de leucena enriquecido e o pomar são floristicamente distintos das demais unidades (valores inferiores a 0,25 para o índice de Jaccard; MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Os fragmentos florestais e as áreas em restauração formaram dois grupos considerados floristicamente distintos.

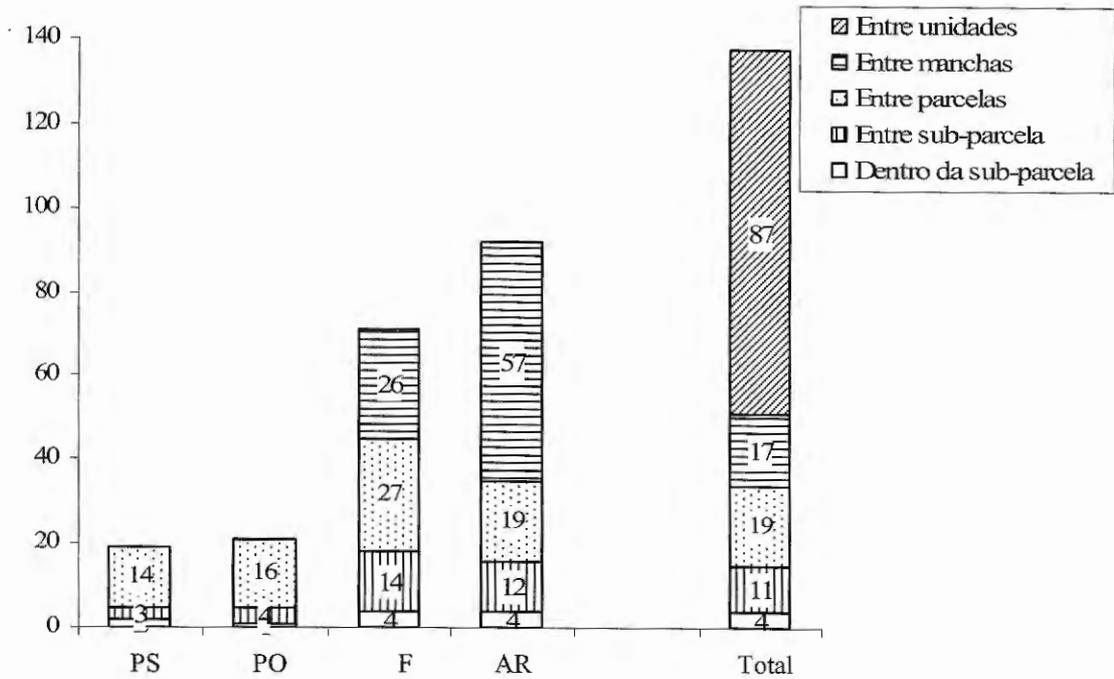


Figura 3.3: Partição do número de espécies da paisagem e de cada tipo de unidade da paisagem (Fazenda Canaçu, Tarumã – SP). PS: pasto; PO: pomar; F: fragmentos e AR: áreas em restauração.

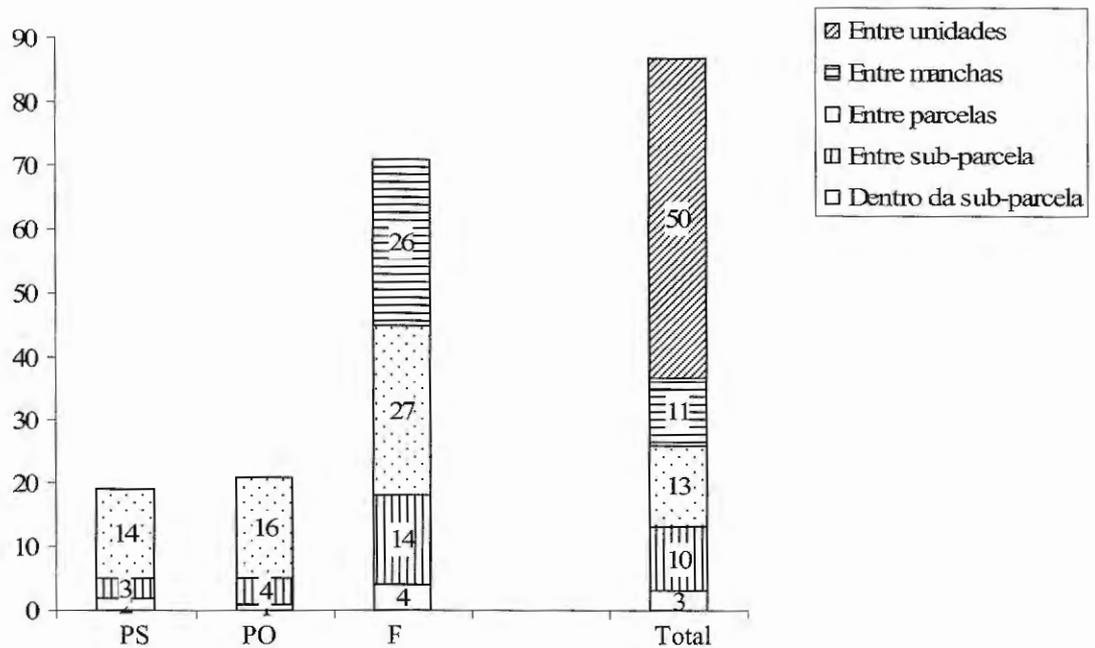


Figura 3.4: Partição do número de espécies da paisagem e de cada tipo de unidade da paisagem (Fazenda Canaçu, Tarumã – SP). PS: pasto; PO: pomar e F: fragmentos.

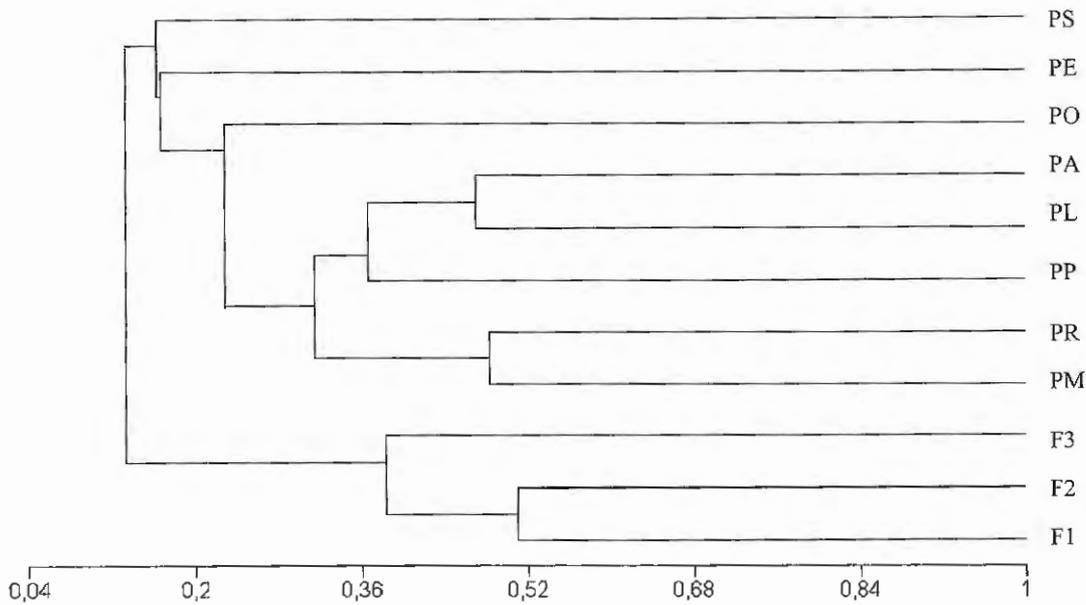


Figura 3.5: Dendrograma de similaridade florística entre as unidades vegetacionais da Fazenda Canaçu, Tarumã – SP, resultante da análise por UPGMA (*Unweighted Pair-Groups Method using Arithmetic Averages*), utilizando o índice de Jaccard. FR: fragmento; PL: plantio com linhas alternadas de pioneira e não pioneira; PA: plantio misto aleatório; PP: plantio puro de pinus; PM: plantio puro de aroeira; PE: plantio enriquecido de leucena; PR: mata ciliar em regeneração sob pomar; PS: pasto e PO: pomar.

3.4 DISCUSSÃO

Chandy, Gibson e Robertson (2006), ao estudarem a diversidade e riqueza em diferentes escalas de uma paisagem florestal, encontraram nas escalas intermediárias as maiores contribuições para a riqueza total da paisagem, resultado semelhante ao encontrado por Gering, Crist e Veech (2003) para a riqueza e diversidade de besouros em uma paisagem.

Entretanto, nossos resultados apontaram as maiores riquezas em escalas superiores, ou seja, entre os diferentes tipos de uso das unidades da paisagem. Este resultado corrobora o encontrado por Wagner, Wildi e Ewald (2000) para paisagens agrícolas da Suíça, que consideram que a complexidade da paisagem parece ser o fator chave para explicar sua riqueza.

Somando-se a isso, em nossa área de estudo, as diferenças entre a localização das áreas podem explicar as diferentes contribuições das unidades para a riqueza total. Os

fragmentos são de floresta estacional semidecidual e estão localizados na região de interflúvio. Apesar de reduzidos, os fragmentos florestais foram os que mais contribuíram para a riqueza da paisagem, na ausência das áreas em restauração. Além disso, as espécies encontradas nesses fragmentos não foram similares às encontradas nas áreas em restauração.

As áreas em restauração estão situadas em região ripária e possuem características das formações ciliares, ou seja, variações na sua composição florística, estrutura e dinâmica relacionadas com as características intrínsecas da zona ripária, como, por exemplo, largura da faixa ciliar e flutuação do lençol freático (DURIGAN; RODRIGUES; SCHIAVINI, 2001). Por isso, as áreas em restauração também contribuíram para a riqueza da paisagem nas escalas menores de amostragem. A riqueza encontrada entre as diferentes espécies das unidades (beta 3) e parcelas (beta 2) são maiores na análise que inclui as áreas em restauração.

Além disso, essas áreas estão criando condições para o repovoamento de espécies arbóreas que não existiam na paisagem. As áreas em restauração foram similares floristicamente entre si, porém diferentes das demais unidades da paisagem. Das 138 espécies amostradas, 36 espécies, consideradas nativas da região, ocorrem apenas nas áreas em restauração.

Foram registradas nas escalas menores, entre parcelas, as maiores contribuições do pasto e do pomar. O pasto encontra-se ao lado do fragmento 3, e constatou-se que as parcelas alocadas próximo à borda do fragmento apresentaram maior riqueza. No pomar as diferenças encontradas, entre as parcelas, podem ser explicadas pela distribuição aleatória das espécies nas linhas de plantio e pelas poucas espécies regenerantes amostradas.

Estudos em diferentes escalas relacionando heterogeneidade de ambientes em paisagens agrícolas e populações de borboletas (OUIIN; BUREL, 2002), aves (SUÁREZ; GARZA; MORALES, 2003) e mamíferos (BONVICINO; LINDBERGH; MAROJA, 2002;

MANTOVANI, 2001) mostraram que uma maior heterogeneidade implica uma maior diversidade de organismos.

Neste sentido, as áreas em restauração, ao contribuírem para uma maior heterogeneidade da paisagem agrícola, podem proporcionar a riqueza necessária para servirem como refúgio, fonte de alimentos e corredor de dispersão para espécies animais dentro do mosaico formado na paisagem. Assim, a restauração, mesmo em áreas não muito amplas como as áreas deste estudo, pode tornar-se uma das principais ações para conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas intensamente cultivadas, revertendo a seqüência de degradação: conversão de áreas naturais para terras agrícolas e, depois para terras abandonadas e degradadas (DOBSON; BRADSHAW; BAKER, 1997).

A utilização de diversos modelos de restauração florestal, além de contribuir para o aumento da riqueza da paisagem, proporciona novos habitats para a recolonização das espécies regionais e contribui para a restauração das funções ecológicas, podendo ainda gerar bens e serviços utilizados pelas comunidades rurais (VIANA, 1993). Assim, estaria contemplado um bom programa de restauração segundo Higgs (1997), ou seja, o envolvimento dos aspectos ecológicos, socioculturais e econômicos do local a ser restaurado.

3.5 CONCLUSÕES

Mediante a questão colocada inicialmente e as hipóteses levantadas, concluímos que:

1) aos dezessete anos, as áreas em restauração já estão contribuindo para a conservação das espécies arbóreas em paisagens intensamente cultivadas e fragmentadas, permitindo a expansão das populações de espécies regionais;

2) as áreas em restauração contribuem, principalmente, para o aumento da riqueza beta, ao gerar uma maior heterogeneidade da paisagem e, também, em escalas menores, pois são áreas que recebem influência de corpos d'água;

3.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BENTON, G.T.; VICKERY, J.A.; WILSON, J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the Key?. *Trends in ecology and evolution*, Cambridge, v.18, n.4, p.182 - 188, Apr.

BONVICINO, C.R.; LINDBERGH, S.M.; MAROJA, L.S. (2002). Small non-flying mammals from conserved altered areas of Atlantic forest and cerrado: aments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, n. 4B, p. 765-774.

CHANTY, S.; GIBSON, J.D; ROBERTSON, P.A. (2006). Additive partitioning of diversity across hierarchical spacial scales in a forested landscape. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, v.43, n.4, p.792-801, Aug.

CRIST *et al.*, (2003). Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. *The American Naturalist*, v.162, n. 6, p. 734-743.

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

DELGADO, G. C. (2001). Expansão e modernização do setor agropecuário no pós-guerra: um estudo da reflexão agrária. *Estudos avançados*, São Paulo, v.15, n.43, p. 157-172.

DOBSON, A.P.; BRADSHAW, A.D.; BAKER, A.J.M. (1997). Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, Washington, v.277, n. 5325, p.515-522, Jul.

DURIGAN, G.; RODRIGUES, R.R.; SCHIAVINI, I. (2001). A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. 2.ed. São Paulo: EDUSP. Cap.10, p.159-167.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (2005). Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: _____. (Ed.). *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo: Fundação S.O.S. Mata Atlântica; Conservação Internacional. Cap.1, p.3-11.

GERING, J.C.; CRIST, T.O.; VEECH, J.A. (2003). Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology*, Cambridge, v.17, n.2, p.488-499, Apr.

HERNRIQUES, R. P.B. (2003). O futuro ameaçado do Cerrado brasileiro. *Ciência hoje*, Rio de Janeiro, v.33, n.195, p.34-39, Jul.

HIGGS, E.S. (1997). What is good ecological restoration?. *Conservation Biology*, v.11, n.2, p. 338-348, Apr.

- HILTY, J.; MERENLENDER, A.M. (2003). Studying biodiversity on private lands. *Conservation Biology*, Cambridge, v.17, n.1, p.132-137, Feb
- LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, Washington, v.310, n.5754, p.1628-1632, Dec.
- LAMB, D.; GILMOUR, D. (2003). Rehabilitation and restoration of degraded forest. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, 110 p.
- LANDE, R. (1996). Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, Viçosa, n.76, n.1, p.5-13, May.
- LOREAU, M. (2000). Are communities saturated? On the relationship between α , β and γ diversity. *Ecology Letters*, Oxford, v.3, n.2, p.73-76, Mar.
- MANTOVANI, J.E. (2001). *Telemetria convencional e via satélite na determinação das áreas de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do Estado de São Paulo*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.
- MENNINGER, H.L.; PALMER, M.A. (2006). Restoration ecological communities: from theory to practice. In: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. (Ed.). *Foundations of restoration ecology*. Washington: Island Press; Society for ecological restoration. Cap.5, p.88-112.
- METZGER, J.P. (2000). Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragment landscape. *Ecological Applications*, Washington, v.10, n.4, p.1147-1161.
- _____. (2001). O que é ecologia de paisagem?. *Biota Neotropica*, v.1, n.12. Disponível em: < <http://www.biotaneotropica.org.br>>. Acesso em: 2 de julho de 2004.
- _____. (2003). Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas?. In: KAGEYAMA, P.Y. et al. (Org.). *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF. Cap.3, p. 49–76.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. New York: John Willey.
- OUIIN, A.; BUREL, F. (2002). Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 93, p. 45-53.
- PÁDUA, J.A. (2004). *Um sopro de destruição: pensamento político e crítica ambiental no Brasil escravista, 1786-1888*. 2.ed. Rio de Janeiro: Jorge Zahar.
- SNEATH, P.H.A.; SOKAL, R.R. (1973). *Numerical taxonomy*. Freeman. San Francisco.
- SOUZA, V.C.; LORENZI, H. (2005). *Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseada em APG II*. Instituto Plantarum, Nova Odessa ,SP.
- SUÁREZ, F.; GARZA, V.; MORALES, M. B. (2003). The role of extensive cereal crops and shrub-steppe in determining skylark *Alauda arvensis* densities in the Iberian peninsula. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 95, p. 551-557.

SUDING, K.N.; GROSS, K.L. (2006). The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories. In: FALK, A.D.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B.(Ed.). *Foundations of restoration ecology*. Washington: Island Press; Society for Ecological Restoration International. Cap.9, p.190-209.

VIANA, V.M. (1993). Conservation of biodiversity of neotropical forest fragments in intensively cultivated landscapes. In: International Conference on interdisciplinary approaches to biodiversity conservation and land uses dynamics in the new world, december, 1 a 4.Belo Horizonte, Brazil, 38 p.

WAGNER, H.H.; WILDI, O.; EDWAL, C.K. (2000). Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology*, Amsterdam, v.15, n.3, p.219-227, Apr.

YOUNG, T.P. (2000). Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, Barking, v.92, n.1, p.73-83, Jan.

CAPÍTULO 4

POTENCIAL INVASIVO DE *LEUCAENA LEUCOCEPHALA* (LAM.) DE WIT (FABACEAE) A PARTIR DE PLANTIO DE REABILITAÇÃO EM MATRIZ AGRÍCOLA

4.1 INTRODUÇÃO

A recuperação de áreas degradadas, em todo o mundo, tem esbarrado em dificuldades técnicas, especialmente em situações nas quais as propriedades do solo tenham sido muito alteradas, constituindo-se assim, em um primeiro filtro abiótico (HOBBS; NORTON, 2007) a limitar o estabelecimento e a persistência de espécies nativas, etapas fundamentais para a restauração dos ecossistemas.

Em busca de caminhos para superar essas dificuldades, o uso de espécies leguminosas de rápido crescimento, fixadoras de nitrogênio, tem despontado como uma alternativa promissora (FRANCO; FARIA, 1997; RESENDE; KONDO, 2001) para a recuperação da cobertura vegetal e reabilitação de áreas degradadas. Entre as espécies mais utilizadas com esta finalidade está a leucena, *Leucena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae), originária da América Central e amplamente distribuída, devido à ampla gama de usos que se faz da espécie (FRANCO; SOUTO, 1986; LINS *et al.*, 2007).

No entanto, há diversos estudos atribuindo à leucena a característica de planta invasora em diversas regiões do mundo (SMITH, 1985; WAGNER; HERBST; SOHMER, 1999; SCHERER *et al.*, 2005), que levaram à sua inclusão na lista das 100 espécies invasoras mais agressivas do planeta, elaborada pela União Mundial para a Conservação da Natureza — IUCN (LOWE *et al.*, 2000). Espécies animais e vegetais invasoras têm sido consideradas

como uma das principais causas de perda de biodiversidade em todo o mundo (MILLER; WILLIAMS; WILLIAMS, 1989; WILCOVE 1998 e LEVINE *et al.*, 2003) e, além das perdas de biodiversidade, podem alterar até mesmo as funções dos ecossistemas (HOBBS; HUENNEKE, 1992) e acarretar prejuízos consideráveis de ordem econômica (WILCOVE *et al.*, 1998; PIMENTEL *et al.*, 2000).

Assim, a utilização de *Leucaena leucocephala* não seria recomendável em plantios visando à recuperação de ecossistemas ou mesmo à reabilitação de áreas degradadas, uma vez que a espécie pode formar maciços densos, excluindo outras plantas e, se não for controlada, pode avançar rapidamente sobre áreas adjacentes (SMITH, 1985; INSTITUTO HORUS, 2008). No entanto, há muito poucos estudos científicos voltados à elucidação do processo de invasão pela leucena.

O conceito de espécie invasora tem sido amplamente discutido na literatura (RICHARDSON *et al.*, 2000; DAEHLEER, 2001; DAVIS; THOMPSON, 2001; REJMÁNEK *et al.*, 2002) e não há um consenso. Uma das definições mais amplamente aceitas é a de Richardson *et al.* (2000), para quem é considerada invasora uma espécie capaz de colonizar e se expandir em uma área que não ocupava naturalmente.

Williamson e Fitter (1996) classificaram as espécies invasoras em três grupos quanto ao sucesso da invasão: introduzidas (com populações fora do ambiente natural), estabelecidas (multiplicam-se no ambiente invadido) e pragas (estabelecem-se, multiplicam-se e causam danos ao ecossistema e prejuízos econômicos), classificação esta relacionada com a urgência e dificuldade de controle da invasão.

Alguns ambientes são mais propícios à invasão e a invasibilidade de uma espécie pode ser variável entre ambientes e regiões (REJMÁNEK, 1999). *Leucaena leucocephala* reúne alguns atributos típicos de espécies com alto potencial como invasoras, que são árvores de crescimento rápido (BLOSSEY; NÖTZOLD, 1995), pioneiras heliófitas (REJMÁNEK, 1996)

e produzem sementes em grande quantidade (NOBLE, 1989). Esta espécie reúne, ainda, vários atributos que são considerados favoráveis mesmo para ervas daninhas invasoras (BAKER, 1965; 1974), quais sejam: capacidade de se reproduzir sexual e assexuadamente (leucena não se multiplica vegetativamente, mas rebrota sucessivas vezes após o corte), crescimento rápido, curto período pré-reprodutivo, alta plasticidade e tolerância a ambientes diversos.

Ainda que suas sementes secas e duras sejam predominantemente dispersas por gravidade (barocoria), há relatos de que a espécie é zoocórica (INSTITUTO HORUS, 2008) e que suas sementes podem ser dispersas por aves e formigas, de modo que, potencialmente, podem ser transportadas para além do limite de suas copas, o que é requisito para a disseminação de espécies invasoras. A dispersão pelo homem (antropocoria), através de cultivo, tem sido uma das formas mais eficazes de disseminação de plantas invasoras (HODKINSON; THOMPSON, 2007) e a leucena se enquadra na categoria de planta disseminada pela mão do homem, uma vez que tem sido amplamente cultivada, especialmente como planta forrageira e, no Brasil, também com a finalidade de recuperação ambiental.

Sabe-se, porém, que raramente uma espécie é invasora em todas as circunstâncias, pois a proliferação dependerá de condições favoráveis à disseminação, ao estabelecimento e à persistência da espécie em uma nova área.

Os objetivos do presente estudo foram: 1) verificar se, em uma paisagem com matriz agrícola, a leucena, plantada em uma área restrita com a finalidade de reabilitação, comporta-se como espécie invasora, expandindo-se por outras unidades do mosaico da paisagem e 2) se, na área em que foi plantada, a espécie tende a dominar a comunidade em detrimento das espécies nativas, o que configura persistência em longo prazo.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

A área analisada corresponde aos limites da Fazenda Canaçu, situada na região do médio Vale do Paranapanema, sudoeste do Estado de São Paulo, no município de Tarumã. O clima regional é do tipo Cfa de Köppen (1948), ou seja, mesotérmico, com temperatura dos meses mais frios inferiores a 18° C e dos meses mais quentes superiores a 22° C, sujeito a geadas esporádicas e com estação seca no inverno. O solo é do tipo Latossolo Roxo Eutrófico e a precipitação média anual é de 1.350 mm (SILVEIRA; DURIGAN, 2004).

A vegetação local anterior à ocupação agrícola era Floresta Estacional Semidecidual, (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991. As florestas cobriam originalmente 97% do município e hoje ocupam apenas 2% (KRONKA *et al.*, 2005), resultado do avanço da agricultura na região, que possui solo de elevada fertilidade. Atualmente, a paisagem do município é formada por uma matriz de agricultura intensiva em que predomina a cana-de-açúcar, seguida de grãos (soja e milho) e mandioca.

A paisagem da Fazenda Canaçu é formada por fragmentos de floresta nativa, áreas em regeneração natural, pomares e plantios de restauração, imersos em uma matriz agrícola (Quadro 4.1). O plantio de *Leucaena leucocephala* foi efetuado em 1983, ocupando área de 0,63 ha, em um pequeno trecho em que há afloramento rochoso, cerca de 200 m distante da zona ripária e 200m do fragmento florestal mais próximo. O plantio de leucena foi efetuado por semeadura direta, em linhas, com 3 m de distância entre linhas. Em parte da área do talhão e nas falhas do plantio de leucena, foram plantadas espécies florestais nativas, a saber: *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan, *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze,

Pterogyne nitens Tul. , *Tabebuia heptaphylla* (Vell.) Toledo e *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex A.DC.) Standl.

Manchas	Área (ha)	Dist. (m)	Ano de plantio
Fragmento de vegetação nativa 1	3,06	200	—
Fragmento de vegetação nativa 2	4,24	550	—
Fragmento de vegetação nativa 3	4,61	1100	—
Plantio de leucena enriquecido	0,63		1988
Plantio heterogêneo de espécies nativas para restauração de mata ciliar	0,60	200	1990
Plantio de espécies nativas em linhas (50% pioneiras) para restauração da mata ciliar	0,60	200	1990
Plantio puro de <i>Pinus</i> em zona ripária	0,60	200	1990
Plantio puro de aroeira em zona ripária	0,85	1600	1986
Mata ciliar em regeneração natural sob pomar abandonado	1,20	1200	1958
Pastagem abandonada com espécies arbóreas em regeneração	15,97	1450	1968
Pomar	2,67	1350	1973

Quadro 4.1: Manchas do mosaico da paisagem que foram objeto de amostragem de espécies arbóreas no município de Tarumã, estado de São Paulo. Dist.: distância do plantio de reabilitação com *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, em linha reta.

4.2.2 Método de amostragem e análise dos dados

Amostramos seis parcelas, sistematicamente distribuídas dentro de cada unidade do mosaico, sendo a distância entre parcelas variável conforme a área ocupada pela unidade.

Cada parcela media 3 x 16 m (48 m²), em que identificamos e medimos o diâmetro à altura do peito (DAP) de todas as árvores plantadas (leucena e espécies nativas) e de todos os indivíduos de espécies arbóreas em regeneração, com altura mínima de 50 cm.

Efetuuou-se identificação das espécies em campo ou posteriormente, por comparação com exsicatas da flora regional depositadas na Coleção Botânica da floresta Estadual de Assis. As espécies em regeneração sob o plantio de leucena foram classificadas quanto à

síndrome de dispersão com base na literatura (YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2007).

Analisamos os dados coletados em todas as unidades, para quantificar a possível invasão de leucena em outros ambientes além da área em que foi plantada. Nesta área, caracterizamos a estrutura da comunidade, separando as árvores plantadas (área basal e densidade) das plantas em regeneração.

Para o estrato regenerante, efetuamos análise da distribuição dos indivíduos (de leucena e de espécies nativas) em classes de tamanho, separando-os em duas classes: indivíduos com DAP inferior a 1 cm e indivíduos com DAP a partir de 1 cm.

Para verificar se a proporção de indivíduos de leucena na comunidade está se modificando com o tempo, aplicamos o teste *chi*-quadrado ao número de indivíduos desta espécie e de espécies nativas nas duas classes de tamanho, considerando que os indivíduos de maior tamanho têm idade superior.

4.3 RESULTADOS

Nas onze manchas do mosaico vegetacional existente na área de estudo, incluindo a área com leucena, foram amostrados 5.571 indivíduos de 138 espécies lenhosas (209 árvores plantadas e 5.362 oriundos de regeneração natural, incluindo as árvores adultas dos fragmentos). Nenhum indivíduo de *Leucaena leucocephala* foi amostrado além dos limites da área em que a espécie foi plantada.

A comunidade vegetal no talhão com leucena apresenta densidade de 1527 árvores plantadas por hectare, das quais 45% são da espécie exótica, sendo os demais indivíduos distribuídos entre as espécies nativas. O estrato regenerante (a partir de 50 cm de altura) apresentou densidade total de 32.222 indivíduos por hectare, dos quais 93% são de *Leucaena*

leucocephala, os demais pertencendo a 20 espécies (Tabela 4.2), das quais apenas duas estão entre as que foram plantadas.

Tabela 4.2: Espécies e número de indivíduos em regeneração sob plantio de reabilitação com predominância de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit no município de Tarumã, estado de São Paulo. N: número de indivíduos amostrados; SD: síndrome de dispersão; Z: zoocórica; Au: autocórica e An: anemocórica.

Espécie	SD	N (DAP <1 cm)	N (DAP > 1cm)
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil.) Radlk.	Z	1	
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz ; Pav.) Juss.	An		1
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	Au	2	
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz ; Pav.	Z	1	
<i>Chrysopyllum gonocarpum</i> (Mart. ; Eichler) Engl.	Z	3	
<i>Citrus</i> sp.	Z	3	
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Z	1	
<i>Genipa americana</i> L.	Z	4	
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Z	1	
<i>Leucena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Au, Z	788	72
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	A	8	10
<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jacq.	Z	6	
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Z	2	
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Z	1	
<i>Solanum mauritianum</i> Scop	Z	2	
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Z	1	
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A.DC.) Standl	A	1	
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex A.DC.) Standl.	A	1	
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC	Z	7	
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Z	1	
<i>Trichilia pallida</i> Swartz	Z	6	1
Total		840	88

A densidade relativa de *Leucaena leucocephala* entre os regenerantes foi de 94% na classe de menor tamanho (DAP < 1cm) e 82% na classe de maior tamanho. A análise comparativa da proporção de indivíduos de leucena nas diferentes classes de tamanho dos regenerantes (Figura 4.1) confirmou que a densidade relativa da espécie exótica é menor entre os indivíduos maiores ($\chi^2_{0,001, 1g.1} = 17,89$).

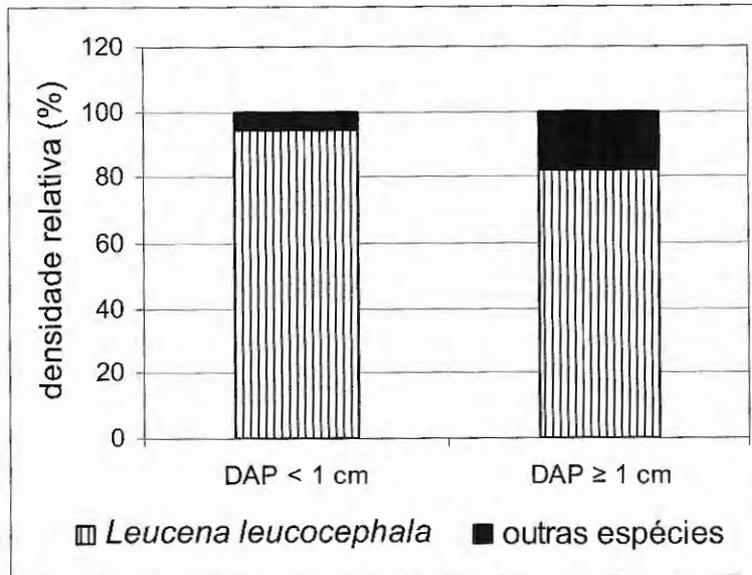


Figura 4.1. Densidade relativa dos indivíduos regenerantes de *Leucaena leucocephala* e de outras espécies em duas classes de tamanho, sob plantio de reabilitação ambiental no município de Tarumã, SP.

4.4 DISCUSSÃO

No caso analisado neste estudo, a leucena não está se comportando como espécie invasora, com base no conceito de Richardson *et al.* (2000), uma vez que não está se expandindo sobre novas áreas. Mediante a classificação proposta por Williamson e Fitter (1996), a espécie, nas condições da área estudada, pode ser considerada estabelecida, mas não oferece ameaça aos ecossistemas naturais e nem prejuízos econômicos.

A população de *Leucaena leucocephala* encontra-se estabelecida e com abundante regeneração na área em que foi plantada há 20 anos. No entanto, a diminuição da densidade relativa da espécie na comunidade com o tempo (há relativamente poucos indivíduos na classe de maior tamanho) dá margem à interpretação de que sua persistência no sistema pode não se consolidar em longo prazo. Analisando o comportamento de espécies exóticas reputadas como invasoras, em ambiente florestal no Rio de Janeiro, Siqueira (2006) incluiu a *Leucaena leucocephala* entre as espécies que, embora constem das listas de espécies invasoras, não

estão se comportando como tal. Conforme observado por Rejmánek (1999), alguns ambientes são mais propícios à invasão e a invasibilidade de uma espécie pode ser variável entre ambientes e regiões.

Ainda que reúna alguns predicados favoráveis à invasão (porte arbóreo, crescimento rápido e grande produção de sementes), a leucena não atinge grande porte (atinge altura de 5 a 7 m, segundo Lorenzi *et al.* 2003), que é um dos atributos que caracterizam as plantas invasoras mais bem sucedidas (PRITCHARD, 1960; BLOSSEY; NÖTZOLD, 1995). Além disso, em sendo uma espécie pioneira heliófita, pode levar desvantagem se espécies nativas de maior porte conseguirem se estabelecer e sombrear os adultos reprodutivos. Em experimento visando determinar os mecanismos que conferem resistência de comunidades vegetais à invasão, Green *et al.* (2004) constataram mortalidade total das plântulas de *Leucaena leucocephala* no interior da floresta intacta. Esses autores consideram a baixa luminosidade como o mais importante fator abiótico que impede a invasão por esta espécie. A importância da luz para o estabelecimento da leucena em áreas antropizadas foi confirmado também por Colon e Lugo (2006). Porém, a facilidade de regeneração à sombra tem sido considerada como um indicativo do potencial invasivo de espécies arbóreas (e.g. *Tabebuia rosea* (Bertoloni) A.P.DC.; SOCOLOWSKY; TAKAKI, 2007).

A baixa luminosidade poderia explicar a inexistência de regenerantes de leucena nas unidades do mosaico ocupadas por florestas (nativas ou plantadas) no presente estudo. Porém, limitações de dispersão parecem ser mais importantes localmente, uma vez que não registramos a ocorrência de leucena nem mesmo nas unidades com baixa cobertura arbórea (pomar e pastagem abandonada). A área de agricultura que separa o talhão de leucena dos outros ambientes analisados, com, no mínimo, 200 m de distância, parece ser intransponível para os agentes de dispersão possivelmente existentes para as sementes desta espécie. Entre as 20 espécies amostradas em regeneração, 16 são zoocóricas, dispersas por aves ou morcegos,

capazes de transpor aquela distância. A dispersão das sementes de leucena na área de estudo parece ser exclusivamente autocórica. Assim, as freqüentes operações de preparo de solo para cultivo ao redor do talhão impedem que as plântulas de leucena se estabeleçam, evitando o aumento da área ocupada pela espécie.

A disseminação de espécies exóticas tem sido um dos argumentos contrários ao restabelecimento de corredores (PANETTA; HOPKINS, 1991; PIENIMÄKI; LEPPÄKOSKI, 2004). Donald e Evans (2006) argumentam que a matriz agrícola pode ser benéfica em um esquema agricultura-conservação (AES), ao dificultar a disseminação de espécies invasoras entre módulos de conservação dispersos em uma matriz agrícola. No caso do presente estudo, isto parece ser verdadeiro. Caso a matriz fosse pastagem, por exemplo, a área ocupada pela leucena poderia estar se expandindo. A matriz ocupada alternadamente por culturas anuais (soja, milho, trigo) ou cana-de-açúcar, durante os 20 anos desde o plantio, tem sido capaz de impedir que a espécie exótica se dissemine pela paisagem, sem, contudo, impedir que algumas espécies zoocóricas ou anemocóricas nativas cheguem e se estabeleçam sob as árvores plantadas de leucena.

A alta densidade de leucena neste e em outros plantios pode, todavia, dificultar o estabelecimento de espécies nativas. Yoshida e Oka (2004) constataram que a recuperação da biodiversidade e da estrutura de florestas nativas é muito mais lenta em áreas ocupadas por *Leucaena leucocephala* do que em áreas não invadidas. O plantio puro desta espécie exótica não é, portanto, recomendável, se o que se almeja é recuperar a diversidade de espécies arbóreas. É de se supor que o desbaste progressivo das árvores de leucena em plantios puros possa acelerar o ingresso de espécies nativas na comunidade, se houver fontes de sementes e agentes dispersores nas proximidades.

O plantio simultâneo de espécies nativas perenifólias de grande porte, consorciadas com a leucena, pode ser uma alternativa promissora para áreas muito degradadas. As árvores

de leucena, neste caso, forneceriam rapidamente proteção aos solos e melhoria de sua qualidade pela fixação de N e, com o tempo, perderiam espaço na comunidade à medida que as árvores nativas sombreassem suas copas, dificultando a reprodução e a regeneração da espécie exótica.

4.5 CONCLUSÕES

Não se comprovou invasão na condição ambiental da paisagem desse estudo, uma vez que nenhum indivíduo de *Leucaena leucocephala* foi registrado entre os 4.599 indivíduos amostrados além dos limites da área em que a espécie foi plantada.

A análise da comunidade em regeneração sob as árvores plantadas mostra que a proporção da espécie exótica tende a diminuir com o tempo, perdendo espaço para espécies nativas tolerantes à sombra, que poderão ocupar o dossel no futuro.

Ainda que o plantio de leucena em alta densidade possa dificultar o estabelecimento de espécies nativas, sua utilização na recuperação de áreas degradadas não pode ser contraindicada de forma generalizada mediante o argumento de que se trata de espécie invasora.

4.6 Referências bibliográficas

BAKER, H.G. (1965). Characteristics and modes of origin of weeds. In BAKER, H.G.; STEBBINS, G.L. (eds.) *The genetics of colonizing species*. New York: Academic Press. Pp 147-168.

_____. (1974). The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 5, p.1-24.

BLOSSEY, B.; NÖTZOLD, R.(1995). Evolution and increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology*, v. 83, p. 887-889.

COLON, S.M.; LUGO, A.E. (2006). Recovery of a subtropical dry forest after abandonment of different land uses. *Biotropica*, v. 38, n.3, p. 354-364.

DAEHLER, C.C. (2001). Two ways to be an invader, but one is more suitable for ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, v. 82, p.101-102.

DAVIS, M.A.; THOMPSON, K. (2001). Invasion terminology: should ecologists define their terms differently than others? No, not if we want to be of any help! *Bulletin on the Ecological Society of America*, v. 82, p. 206.

DONALD, P.F.; EVANS, A.D. (2006). Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology*, v. 43, p. 209-218.

FRANCO, A.A.; FARIA, S.M. (1997).The contribution of N₂ fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 29, n.5/6, p.897-903.

_____.; SOUTO, S. M. (1986). *Leucaena leucocephala – uma leguminosa com múltiplas utilidades para os trópicos*. Comunicado técnico, n.2, Seropédica, RJ: EMBRAPA – UAPNPBS.

GREEN, P.T.; LAKE, P.S.; O'DOWD, D.J. (2004). Resistance of Island Rainforest to Invasion by Alien Plants: Influence of Microhabitat and Herbivory on Seedling Performance. *Biological Invasions*, v. 61, p.1-9.

HOBBS, R.J.; HUENNEKE, L.F. (1992). Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, v. 6, n.3, p. 324–337.

_____.; NORTON, D.A. (2007). Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V.M.; HOBBS, R.J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. (eds.). *Assembly rules and restoration ecology*. London: Island Press, p. 72-95.

HODKINSON, D.J.; THOMPSON, K. (1997). Plant dispersal: the role of man. *Journal of Applied Ecology*, v. 34, p. 1484-1496.

INSTITUTO HORUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL / THE NATURE CONSERVANCY. (2008). *Leucaena leucocephala*. Disponível em:

http://www.institutohorus.org.br/download/fichas/Leucaena_leucocephala.htm. Acesso em 29/06/2008.

KRONKA, F.J.N. *et al.* (2005). *Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal/ Imprensa Oficial.

LEVINE, J.M. *et al.* (2003). Mechanisms underlying the impacts of invasive species. *Proceedings of the Royal Society*, v.270, p. 775–781.

LORENZI, H. *et al.* (2003). *Árvores exóticas no Brasil: madeiras, ornamentais e aromáticas*. Nova Odessa: Instituto Plantarum.

LINS, C.E.L. *et al.* (2007). Efeito de fungos micorrízicos arbusculares no crescimento de mudas de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. em solos de caatinga sob impacto de mineração de cobre. *Revista Árvore*, v. 31, n.2, p. 355-363. 2007.

LOWE, S. *et al.* (2000). *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database*. The Invasive Species Specialist Group/Species Survival Commission/world Conservation Union IUCN.

MILLER, R.R.; WILLIAMS, J.D.; WILLIAMS, J.E. (1989). Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries*, 14, n.6, p.22-38.

NOBLE, I.R. (1989). Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants. In: DRAKE, J.A. *et al.* (eds.) *Biological Invasions: a global perspective*. New York: Willey. p. 301-313.

PANETTA, F.D.; HOPKINS, A.J.M. (1991). Weeds in corridors: invasion and management. In: SAUDERS, D.A.; HOBBS, R.J. (eds.) *Nature Conservation 2: the role of Corridors*. Chipping Norton: Surrey Beatty and Sons. p. 341-351.

PIENIMÄKI, M.; LEPPÄKOSKI, E. (2004). Invasion pressures on the Finnish Lake District: invasion corridors and barriers. *Biological Invasions*, v. 6, p. 331-346.

PIMENTEL, D. *et al.* (2000). Environmental and economic costs of nonindigenous species in United States. *BioScience*, v. 50, p. 53-65.

PRITCHARD, T. (1960). Race formation in weedy species with special reference to *Euphorbia cyparissias* L. and *Hypericum perforatum* L. In: HARPER, J.L. (ed.). *The biology of weeds: a symposium of the British Ecological Society*. Oxford, Oxford: Blackwell Science. P. 61-66.

REJMÁNEK, M. (1996). Species richness and resistance to invasions. In: ORIANI, G.; DIRZO, R.; CUSHMAN, J.H. (eds.). *Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests*. New York: Springer. Pp 153-172.

_____. (1999). Invasive plant species and invulnerable ecosystems. In: SANDLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. (eds.). *Invasive species and biodiversity management*. Dordrecht, Netherlands: Kluwer. Pp 79-102..

_____. *et al.* (2002). Biological invasions: politics and the discontinuity of ecological terminology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, v. 83, p. 131-133.

RESENDE, A.V.; KONDO, M.K. (2001). Leguminosas e recuperação de áreas degradadas. *Informe Agropecuário*, v. 22, n. 210, p. 46-56.

RICHARDSON, D.M. *et al.* (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, v. 6, p. 93-107.

SCHERER, L.M. *et al.* (2005). *Semina: Ciências Biológicas e Saúde*, v. 26, n. 2, p.161-166.

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

SIQUEIRA, J.C.S. (2006). Bioinvasão vegetal: dispersão e propagação de espécies nativas e invasoras exóticas no campus da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio). *Pesquisas Botânica*, v. 57, p. 319-330.

SMITH, C.W. (1985). Impact of alien plants on Hawai'i's native biota. In: STONE, C.P.; J.; SCOTT, M. (eds.). *Hawaii's Terrestrial Ecosystems: Preservation and Management*. Cooperative National Park Resources Studies Unit, University of Hawaii, Manoa. p. 180-250.

SOCOLOWSKI, F.; TAKAKI, M. (2007). Germinação de sementes e emergência de plântulas de *Tabebuia rosea* (Bertoloni) A.P.DC. (Bignoniaceae), uma espécie exótica com potencial invasor. *Revista Árvore*, v. 31, n. 2, p. 229-238.

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

YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.S.; MARTINS, F.R. (2007). Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 21, n. 3, p. 553-573.

WAGNER, W.L.; HERBST, D.R.; SOHMER, S.H. (1999). *Manual of the flowering plants of Hawaii*. Revised edition. Honolulu: University of Hawai'i Press/Bishop Museum Press. (Bernice P. Bishop Museum special publication).

WILCOVE, D.S. *et al.* (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience*, v. 48, p. 607-615.

WILLIAMSON, M.; FITTER, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, v. 77, p. 1661-1666.

YOSHIDA, K.; OKA, S.(2004). Invasion of *Leucaena leucocephala* and its effects on the native plant community in the Ogasawara (Bonin) Islands. *Weed Technology*, v.18, p. 1371-1375.

CONCLUSÕES GERAIS

A análise da restauração desenvolvida neste estudo, sob diferentes aspectos e em diferentes escalas, conduziu à reflexão sobre os modelos usualmente aplicados e aceitos e suas limitações.

As normas que têm sido aplicadas para a elaboração de projetos de restauração baseiam-se na premissa de que o sucesso da restauração florestal depende, essencialmente, da alta diversidade inicial dos plantios. Encontramos, após dezessete anos, em um plantio puro de aroeira, *Myracrodruon urundeuva*, um maior número de indivíduos regenerantes e espécies por parcela quando comparado com plantios mistos. Por si só, este resultado invalida aquela premissa e conduz à recomendação de que essas normas sejam revistas.

Diferentes modelos de restauração se mostraram distintos quanto à sua eficácia em restabelecer a diversidade ou a estrutura florestal e, assim, consideramos que a escolha do modelo utilizado nos plantios de restauração deve basear-se nos objetivos de curto, médio e longo prazo. Simplificadamente, a escolha dependerá do alvo da restauração, que pode ser simplesmente restabelecer a proteção aos recursos abióticos (quando o que se deseja é restabelecer rapidamente uma vegetação florestal) ou, alternativamente, a reconstrução da biodiversidade e processos ecológicos do ecossistema original.

Verificamos que a escolha das espécies com base em seus atributos funcionais é fundamental para o sucesso da restauração. Na condição ambiental em que foi realizado este estudo, espécies caducifólias mostraram-se facilitadoras dos processos de regeneração natural sob suas copas, ao proporcionaram maior abundância de estrato regenerante em comparação com as outras espécies, possivelmente pela menor competição por luz e água.

Espécies zoocóricas contribuem para a regeneração ao atraírem dispersores de uma forma homogênea em toda a área de plantio, introduzindo novas espécies zoocóricas no

ecossistema, diferentes daquelas que foram plantadas. Entretanto, o ingresso de espécies não zoocóricas dependerá do plantio, pois o vento não é capaz de trazer propágulos dessas espécies às áreas em restauração em uma paisagem agrícola, com fontes de sementes distantes e isoladas;

Os plantios de restauração contribuem para a conservação das espécies arbóreas em escalas maiores, além do perímetro em que foram introduzidas. Em paisagens intensamente cultivadas e fragmentadas, as áreas de plantio permitem a expansão das espécies regionais e aumentam a riqueza beta dessas paisagens ao gerarem uma maior heterogeneidade do mosaico. Além disso, as ilhas de restauração funcionam como fontes de propágulos que contribuem para o aumento da riqueza e diversidade das outras peças do mosaico, pela ação de dispersores que transportam os diásporos das espécies reintroduzidas.

Apesar disso ser verdadeiro e benéfico para boa parte das espécies nativas, poderia ser negativo para espécies exóticas utilizadas na restauração, que poderiam se comportar como invasoras. No caso da paisagem analisada neste estudo, *Leucaena leucocephala*, utilizada com a finalidade de reabilitar um terreno erodido e com rochas expostas, não foi transportada para outras unidades do mosaico da paisagem, ficando confinada ao espaço em que foi plantada. Assim, o plantio desta espécie exótica foi considerado bem sucedido em restabelecer cobertura florestal em uma área degradada, sem oferecer ameaça de invasão às áreas adjacentes e ecossistemas naturais das proximidades e, adicionalmente, possibilitando a entrada e aumento gradativo da proporção de espécies nativas na comunidade.

