

TIAGO MACIEL RIBEIRO

**FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA COMUNIDADE ARBUSTIVO-
ARBÓREA EM FLORESTAS NATURAIS E RESTAURADAS COM *Araucaria
angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze NO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2011

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

R484f
2011

Ribeiro, Tiago Maciel, 1984-

Florística e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea em florestas naturais e restauradas com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze no estado de São Paulo, Brasil / Tiago Maciel Ribeiro. – Viçosa, MG, 2011.
xii, 246p. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Ecologia vegetal. 2. Comunidades vegetais.
3. *Araucaria angustifolia*. 4. Comunidades vegetais - São Paulo (Estado). 5. Florestas - Conservação. 6. Restauração ecológica - São Paulo (Estado). 7. Comunidades vegetais - Efeito do fogo. 8. Biodiversidade. 9. Plantas - População. 10. Fitogeografia. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDO adapt. CDD 634.918

TIAGO MACIEL RIBEIRO

FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA COMUNIDADE ARBUSTIVO-ARBÓREA
EM FLORESTAS NATURAIS E RESTAURADAS COM *Araucaria angustifolia*
(Bertol.) O. Kuntze NO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL.

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em Ciência
Florestal, para obtenção do título de *Magister
Scientiae*.

APROVADA : 28 de março de 2011.

Dra. Natália Macedo Ivanauskas

(Co-orientadora)

Prof. Dr. Elias Silva

Prof. Dr. Sebastião Venâncio Martins

(Orientador)

“Pude ver nas barrancas do rio Paraná, nas margens do Ivahy, nos planaltos de Lages e nos campos de cima-da-serra, planos e quase intérminos do Rio Grande do Sul, o verde escuro de milhares de copas de araucárias, com seus ramos entrelaçados como que num gigantesco abraço, vi exemplares da fauna e da flora sensacionais, vi espetáculos inesperados e deslumbrantes da natureza, que nunca ninguém mais vai poder ver na vida...pois a maior parte desses cenários já não existe mais.” (O.Secundino Jr.)

Aos meus pais, João e Matilde, por todo o amor, confiança e dedicação que depositam em mim...

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pelo dom da vida, pela oportunidade de me dedicar a uma de suas mais belas criações: as florestas.

Aos meus pais João e Matilde, pelo amor, carinho e dedicação sem medidas em me ensinar o caminho do bem. Sem estes dois, certamente não teria chegado até aqui...

À minha irmã Denise e a todos os meus familiares, pelo apoio, convivência e estímulo desde a mais tenra idade.

Ao professor Sebastião Venâncio Martins, pelo exemplo profissional, orientação, amizade e parceria nos últimos 5 anos, abrindo as portas da pesquisa florestal nesta minha jornada acadêmica.

À Natália Macedo Ivanauskas, pela oportunidade em participar do Projeto “Floresta Ombrófila Mista: avaliação da diversidade vegetal em florestas de Araucária no estado de São Paulo”, pelo exemplo profissional, orientação, ensinamentos e amizade compartilhada.

Ao taxonomista Geraldo A.D.C Franco (Gê), pela inestimável solicitude, ensinamentos botânicos, paciência e bom humor, estimulando a curiosidade sobre a nossa flora, diferenciando espécies pela observação muitas vezes de pequenos detalhes que as tornam únicas na natureza.

Aos taxonomistas Osny Tadeu Aguiar e João Batista Baitello, pelo auxílio na identificação taxonômica das Myrtaceae e Lauraceae, respectivamente.

Ao Rodrigo, Rochelle, Lika e Fernanda, pelo valoroso auxílio na etapa de campo e na identificação taxonômica das espécies. Juntos formamos uma boa equipe! Agradeço também à Rose, por compartilhar parte dos dados para a elaboração do dendrograma.

Ao guarda-parque Juarez, pela solícita colaboração em todas as expedições realizadas à Itaberá,SP.

Ao escalador Dirceu, pelas coletas realizadas no dossel, muitas sob condições adversas.

Ao Instituto Florestal do estado de São Paulo, pela infra-estrutura de apoio concedida, sem a qual este trabalho não seria concretizado.

À FAPESP, pelo financiamento do projeto de pesquisa na qual este trabalho se insere.

Ao CNPq, pela bolsa de estudos concedida.

A todos os meus amigos que fiz por onde passei, em especial os da República Vira Kopus (Ditão, Valfrido, Coelho, Picachu, Todim, Bronkinha) e Dorminicana (Marcus, Tody, Felipe, Juninho), colegas de graduação e pós-graduação (Baraka, Felipe, Pantcho, Fabão, Marcelo, Neto, Sustanis, Ângela, Tchutchu, Sidney, Vanessa e tantos outros), pela parceria nos inesquecíveis anos de convívio em Viçosa.

Ainda que não estejamos mais juntos, agradeço à Daniela, a qual foi uma boa parceira e me ajudou muito durante um bom período em que estive envolvido neste trabalho.

Ao Flavinho, por ceder gentilmente seu apartamento para guardar meus pertences no período em que estive em São Paulo.

À Maria dos Anjos (Du), pela hospitalidade mineira no período em que me acomodei no alojamento do IF-SP, na capital paulista.

À cidade de Viçosa-MG, por tornar-se minha segunda casa (ou seria a primeira???) nestes últimos sete anos, oferecendo belas oportunidades de crescimento pessoal e profissional.

À Universidade Federal de Viçosa, bem como a todos os seus professores e funcionários que contribuíram para minha formação acadêmica.

À cidade de São Paulo-SP, por inspirar em que passa por lá o trabalho, o dinamismo, pelo seu cotidiano alucinante.

Enfim, a todos que contribuíram de forma direta ou indiretamente para este trabalho.

Minha sincera gratidão!!!

BIOGRAFIA

Tiago Maciel Ribeiro, filho de João Batista Ribeiro de Paula e Antônia Matilde Maciel, é natural de Belo Horizonte- Minas Gerais, nascido em 14 de setembro de 1984.

Cursou o ensino fundamental e médio no Colégio Militar de Belo Horizonte, tendo os concluído nos anos de 1999 e 2002, respectivamente. Em 2004 iniciou o curso de graduação em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), graduando-se em janeiro de 2009. No mesmo ano foi aceito pelo Programa de Pós Graduação em Ciência Florestal da mesma instituição, obtendo o título de Mestre em Ciência Florestal em 2011.

ÍNDICE

RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	xi
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	4

CAPÍTULO 1

Avaliação da restauração florestal com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze no Parque Estadual de Campos do Jordão, Campos do Jordão, SP : efeitos do fogo.

RESUMO.....	7
ABSTRACT.....	8
INTRODUÇÃO.....	8
REVISÃO DE LITERATURA.....	11
MATERIAL E MÉTODOS.....	21
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	25
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	44
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53

CAPÍTULO 2

Composição florística e estrutura de um trecho de floresta secundária sob *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze na Estação Ecológica de Bananal, Bananal, SP.

RESUMO.....	67
ABSTRACT.....	68
INTRODUÇÃO.....	69
REVISÃO DE LITERATURA.....	73

MATERIAL E MÉTODOS.....	82
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	89
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	105
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	133

CAPÍTULO 3

Composição florística e estrutura de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista e análise da população de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze na Estação Ecológica de Itaberá, Itaberá, SP.

RESUMO.....	144
ABSTRACT.....	145
INTRODUÇÃO.....	146
REVISÃO DE LITERATURA.....	147
MATERIAL E MÉTODOS.....	168
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	174
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	192
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	228
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	245

RESUMO

RIBEIRO, Tiago Maciel, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2011. **Florística e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea em florestas naturais e restauradas com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze no estado de São Paulo, Brasil.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins. Co-orientadora: Natália Macedo Ivanauskas.

A Floresta Ombrófila Mista vem sofrendo desde meados do século XIX uma drástica redução territorial no Brasil. Estima-se que esta fitofisionomia ocupe atualmente cerca de 1 a 4% da sua cobertura original. Além disso o conhecimento acerca da estrutura, composição e dinâmica das florestas de araucária paulistas ainda é incipiente, tornando a conservação destes ecossistemas bastante crítica. Este trabalho encontra-se estruturado em três capítulos. O primeiro deles teve como objetivos avaliar a efetividade do reflorestamento puro de *Araucaria angustifolia* como estratégia de restauração florestal e os efeitos do fogo na composição florística e na estrutura deste reflorestamento. Para tanto, foram selecionados dois reflorestamentos com *Araucaria angustifolia*, de idade e condições ambientais semelhantes, denominados Reflorestamentos I e II (RI e RII). Em RI, não há histórico de perturbação por fogo a partir do plantio inicial em 1959 (testemunha). Já RII, implantado em 1958, foi submetido à queima acidental em julho de 2001. Para amostragem do estrato superior ($CAP \geq 15\text{cm}$) foram alocadas 17 e 8 parcelas permanentes de 20x10m nos reflorestamentos RI e RII, respectivamente. Em cada uma destas parcelas foram lançadas aleatoriamente cinco sub-parcelas de 1x1m, para amostragem do estrato inferior (altura $\geq 30\text{ cm}$ e $CAP < 15\text{ cm}$). Em RI foram amostrados 836 indivíduos arbustivo-arbóreos, distribuídos em 64 espécies, 44 gêneros e 31 famílias. Já em RII foram observados 175 indivíduos, distribuídos em 24 espécies, 20 gêneros e 16 famílias. O reflorestamento RI apresentou valores estatisticamente superiores em relação à RII, em ambos os estratos, para densidade, dominância, riqueza e diversidade. A estrutura diamétrica seguiu o padrão J-invertido, em ambas as áreas. No entanto, o fogo reduziu significativamente o número de indivíduos nas primeiras classes de diâmetro. Desta forma, o reflorestamento RII ainda expressa claramente o efeito da queima, a qual mostrou-se mais severa para o estrato regenerante. Por sua vez, o segundo capítulo teve por objetivos caracterizar a composição florística, diversidade e estrutura do componente adulto e regenerante em um trecho de floresta secundária sob *Araucaria angustifolia*, na Estação Ecológica de Bananal, SP, Brasil; bem como avaliar o potencial

catalítico da espécie na colonização de áreas antropizadas inseridas numa matriz florestal em bom estado de conservação. Para tanto foi utilizado a mesma metodologia descrita anteriormente, porém com uma maior área amostral, composta por 43 parcelas com 5 subparcelas cada. Além disso, foi realizado o levantamento florístico pelas principais trilhas da Estação, a pé e sob veículo motorizado. Foram amostrados no componente adulto 1856 indivíduos arbustivo-arbóreos distribuídos em 129 espécies, 79 gêneros e 45 famílias botânicas. Já entre os regenerantes foram contabilizados 1024 indivíduos arbustivo-arbóreos, distribuídos em 95 espécies, 58 gêneros e 33 famílias botânicas. Considerando os levantamentos florísticos e fitossociológicos, foram registradas 200 espécies, distribuídas em 105 gêneros e 53 famílias botânicas. O Índice de Diversidade de Shannon (H') estimado foi de 3,65 e 3,55 para os componentes adulto e regenerante, respectivamente. Estes mostraram-se semelhantes floristicamente (0,29 e 0,57 pelos Índices de Jaccard e Sorensen, respectivamente), com 64 espécies em comum. A estrutura diamétrica da comunidade segue o padrão J-invertido; o que não ocorre na população de *A.angustifolia*, indicando o comprometimento de sua manutenção na comunidade. Em ambas as áreas sob sucessão secundária avaliadas, a espécie demonstrou potencial para aplicação em projetos de restauração de áreas antropizadas inseridas numa matriz florestal em bom estado de conservação, ainda que em plantios puros, contrariando as exigências estabelecidas na resolução nº 08/2007 da Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo. A auto-ecologia da espécie favorece a catalização da sucessão secundária sob suas copas. Por último, no terceiro capítulo objetivou-se caracterizar a composição florística, diversidade e estrutura do componente adulto e regenerante em um trecho de Floresta Ombrófila Mista na Estação Ecológica de Itaberá, SP, Brasil; bem como avaliar o estado de conservação da população de *Araucaria angustifolia* e suas relações com o estágio sucessional do fragmento. A metodologia das demais áreas foi novamente utilizada, porém com 50 parcelas com 5 subparcelas cada. Foram amostrados no componente adulto 1429 indivíduos arbustivo-arbóreos, distribuídos em 135 espécies, 93 gêneros e 47 famílias botânicas; cuja área basal foi estimada em 33,97m². Já entre os regenerantes foram observados 758 indivíduos, distribuídos em 93 espécies, 66 gêneros e 39 famílias botânicas; equivalente a uma densidade total absoluta de 30.320 Ind./ha. Ao todo foram registradas pelos levantamentos florístico e fitossociológico 178 espécies, pertencentes a 106 gêneros e 52 famílias. O Índice de Diversidade de Shannon (H') estimado foi de 4,12 e 3,5 para os componentes adulto e regenerante, respectivamente. Estes mostraram-

se muito semelhantes floristicamente (0,40 e 0,57 pelos Índices de Jaccard e Sorensen, respectivamente), com 65 espécies em comum. A análise de agrupamento evidenciou maior influência das formações florestais vizinhas na flora da Estação, isolando-a das demais Florestas Ombrófilas Mistas do sul do Brasil e da Serra da Mantiqueira. A estrutura diamétrica da comunidade segue o padrão J-invertido. A baixíssima densidade e multi-interrupção da distribuição diamétrica de *A.angustifolia* impossibilitou o ajuste e teste do modelo exponencial. Por meio de critérios florísticos e estruturais, constatou-se que o fragmento encontra-se atualmente em avançado estágio sucessional. A ausência de indivíduos amostrados no componente regenerante, somado aos raros exemplares nas menores classes de diâmetro e às condições limitantes do entorno, evidencia a impossibilidade desta população auto-sustentar-se em longo prazo, causando a extinção do ecótipo local, descaracterizando a vegetação da unidade como Floresta Ombrófila Mista pela perda de sua espécie definidora.

ABSTRACT

RIBEIRO, Tiago Maciel, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2011. **Floristic composition and structure of the tree-shrub layer in natural and restored forests with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze on São Paulo state, Brazil.** Adviser: Sebastião Venâncio Martins. Co-adviser: Natália Macedo Ivanauskas.

The Mixed Ombrophyllous Forest was submitted since middles of XIX century to a dramatic territorial reduction in Brazil. The researchers estimate that only 1% to 4% of this original phytophysiognomy area remains nowadays. Besides that, the knowledge about structure, composition and dynamics of Brazilian Pine's forests on São Paulo state is until scarce, limiting the conservation actions of these ecosystems. This study was structured on three chapters. On the first one, the objectives were evaluate the effect of an accidental fire on floristic composition and structure of an *Araucaria angustifolia* reforestation, located on Campos do Jordão State Park, São Paulo, Brazil; nine years after the disturbance. This study also intent to appraise the potential of these reforestations on catalyze the local secondary succession. Two *Araucaria angustifolia* reforestations were selected, with similar ages and environmental conditions, called Reforestations I and II (RI and RII). On RI, there's no registers of fire since its implantation, on 1959 (control). On RII, which was implanted on 1958, an accidental fire affected it on July 2001. During the upper strata survey (circumference at breast height (CBH) > 15cm), 17 and 8 permanent plots of 10x20m was established on reforestations RI and RII, respectively. In each one of these plots five sub-plots of 1x1m was randomly placed, in order to survey the under strata (total height > 30cm and CBH < 15cm). On reforestation RI was surveyed 836 trees and shrubs, belonging to 64 species, 44 genera and 31 families. On reforestation RII was sampled 175 individuals, belonging to 24 species, 20 genera and 16 families. The reforestation RI present significant highly values related to RII, on both strata, for density, dominance, richness and diversity. The diametric structure followed J-invert pattern, in both areas. Nevertheless, the fire reduced significantly the number of individual on the first's diameter classes. Then, the reforestation RII clearly still expresses the effect of burn, which was more severe to under strata. On the second chapter, the interests were to evaluate the floristic composition, diversity and structure of the upper and under stratas on a secondary forest stretch under *Araucaria angustifolia*, in Bananal Ecological Station, São Paulo, Brazil; and also avaliate the catalytic potential of this specie on colonization of human disturbed areas located in a well conserved forest matrix. The

same previously described methodology was done, with a larger sample area, composed by 43 plots containing 5 subplots each one. Further more, the floristic survey was performed along the principals tracks inside the station, walking and on a pickup truck. On upper strata were surveyed 1856 trees and shrubs, belonging to 129 species, 79 genera and 45 families. On under strata were sampled 1024 trees and shrubs, belonging to 95 species, 58 genera and 33 families. Regarding the floristic and phytossociologic surveys, 200 species, belonging to 105 genera and 53 families was recorded. The Shannon Diversity Index (H') was 3,65 and 3,55 ; estimated for upper and under stratas, respectively. They presented floristic similarity themselves (0,29 e 0,57 for Jaccard and Sorensen indices, respectively), sharing 64 species. The diametric structure of the community follows J-invert pattern, wich was not observed for Brazilian Pine population, pointing out the threathness of its maintainence on the community. In both areas under secondary succession evaluated, the species demonstrated potential for being used on restoration projects of human disturbed areas immersed on a well forest conserved matrix, even by monospecific plantations, refuting the norms established on resolution n°08/2007 of the São Paulo Stadual Environmental Secretary. The autoecology of the species support the catalization of the secondary succession under its crown. The last chapter aimed to evaluate the floristic composition, diversity and structure of the upper and under stratas on a Mixed Ombrophyllous Forest stretch in Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brazil; and also avaliate the condition of *Araucaria angustifolia* population in terms of its conservation on the fragment and its relationships with the sucesional stage. The same previously described methodology was done, with 50 plots containing 5 subplots each one. On upper strata were surveyed 1429 trees and shrubs, belonging to 135 species, 93 genera and 47 families, occupying a basal area estimated on 33,97m². On under strata were sampled 758 trees and shrubs, belonging to 93 species, 66 genera and 39 families. Regarding the floristic and phytossociologic surveys, 178 species, owned by 106 genera and 52 families was recorded. The Shannon Diversity Index (H') was 4,12 and 3,5; estimated for upper and under stratas, respectively. They presented high floristic similarity themselves (0,40 and 0,57 for Jaccard and Sorensen indices, respectively), sharing 65 species. The cluster analysis signalized the stronger floristic influence of the close forest formations on the study area, related to the other Mixed Ombrophyllous Forests in south Brazil and Mantiqueira mountain range. The diametric structure of the community follows J-invert pattern. The extremely low density and multi-interruption of the Brazilian Pine's

diametric distribution hindered the adjust and test of the exponential model. By floristic and structural criteria, the fragment was classified on advanced successional stage. The absence of regenerating individuals, associated with scarce members on the smaller diameter classes and also the limited landscape conditions, point out the impossibility of this population to self-sustain on long term, inducing the local's ecotype extinction, breaking the actual Brazilian official vegetation classification of the unit as Mixed Ombrophyllous Forest due to the loss of its definer species.

INTRODUÇÃO GERAL

Uma significativa porção do planalto meridional brasileiro é ocupada por uma formação vegetal bastante típica caracterizada principalmente pelo Pinheiro-do-Paraná (*Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze), assim como os campos, os quais atribuem à essa região uma fitofisionomia própria e bastante distinta do restante do país. A Floresta Ombrófila Mista, também conhecida como Mata de Araucária, embora o nome possa sugerir, não representa uma formação homogênea, pura e contínua, com monodominância de *Araucaria angustifolia*. Na verdade, é formada por diversas associações de espécies, cada qual característica de um estágio sucessional. Além disso, essa formação florestal é interrompida vez e outra pelos campos naturais ou edáficos (KLEIN, 1960).

No Brasil, assim como em todo o hemisfério Sul, não há Florestas de Coníferas, mas sim Florestas com Coníferas. Estas tornam-se cada vez mais heterogêneas à medida que se aproximam dos contatos com as formações tropicais. De forma inversa, à medida que o clima torna-se mais ameno (maiores latitudes e altitudes), estas tornam-se mais homogêneas (BAUERMANN e BEHLING, 2009).

Os indivíduos de *Araucaria angustifolia* realmente dominam a fitofisionomia dessa formação florestal na grande maioria das associações. Constituem as árvores mais altas, sobressaindo aos demais componentes arbóreos, cujas copas umbeliformes (em forma de taça) escuro-esverdeadas dão um aspecto característico à cobertura arbórea da Mata de Araucária, aparentando tratar-se de povoamentos puros. Os andares inferiores são compostos por árvores e arbustos, com composição, densidades e portes variando de acordo com o estágio sucessional do trecho de mata em questão (KLEIN, 1960).

No Brasil esta formação ocupava originalmente cerca de 20 milhões de hectares, desde o Rio Grande do Sul até o Paraná (REITZ *et al.*, 1983). A partir do sul do estado de São Paulo (3% da área original), as Florestas Mistas passam a ser naturalmente fragmentadas, restringindo-se às elevadas altitudes da Serra do Mar e da Mantiqueira (1%) do sudeste de São Paulo, sul de Minas Gerais e Rio de Janeiro (KLEIN, 1960; VELOSO *et al.*, 1991).

A partir de meados do século XIX, a exploração madeireira, a substituição da vegetação por atividades agropecuárias e a ampliação das áreas urbanas provocaram uma redução drástica da área originalmente ocupada pelas Florestas de Araucária.

Atualmente estas florestas encontram-se entre os 25 ecossistemas mais ricos e ameaçados do planeta. Com isso, estima-se que os remanescentes ocupem uma área entre 1% a 4% da cobertura original no Brasil (MANTOVANI *et al.*, 2004), incluindo florestas exploradas e matas em regeneração, tornando a conservação desses ecossistemas bastante crítica (FIGURA 1). *Araucaria angustifolia* é tida como “criticamente ameaçada” e “vulnerável” à extinção, segundo critérios da IUCN (2001) e da Secretaria de Meio Ambiente do estado de São Paulo (2004), respectivamente. Já segundo IBAMA (1993) a espécie é classificada em perigo na lista nacional.

No estado de São Paulo a composição e estrutura das Florestas com Araucária ainda são pouco estudadas. Dentre os poucos levantamentos já realizados, podem ser citados o de LOS (2004) e SOUZA (2008), os quais afirmam que a riqueza desta fitofisionomia em São Paulo é comparativamente inferior em relação às áreas do sul do Brasil.

Esta dissertação está dividida em três capítulos, apresentados a seguir. A metodologia de amostragem, bem como a análise dos dados foram semelhantes nas três áreas contempladas. Desta forma, o leitor poderá deparar-se com repetição de informações no tocante a estes itens. O objetivo geral deste trabalho foi ampliar o conhecimento acerca da composição e estrutura das florestas naturais e restauradas com *Araucaria angustifolia* no estado de São Paulo, abrangendo diferentes pontos de sua distribuição natural e condições de paisagem.

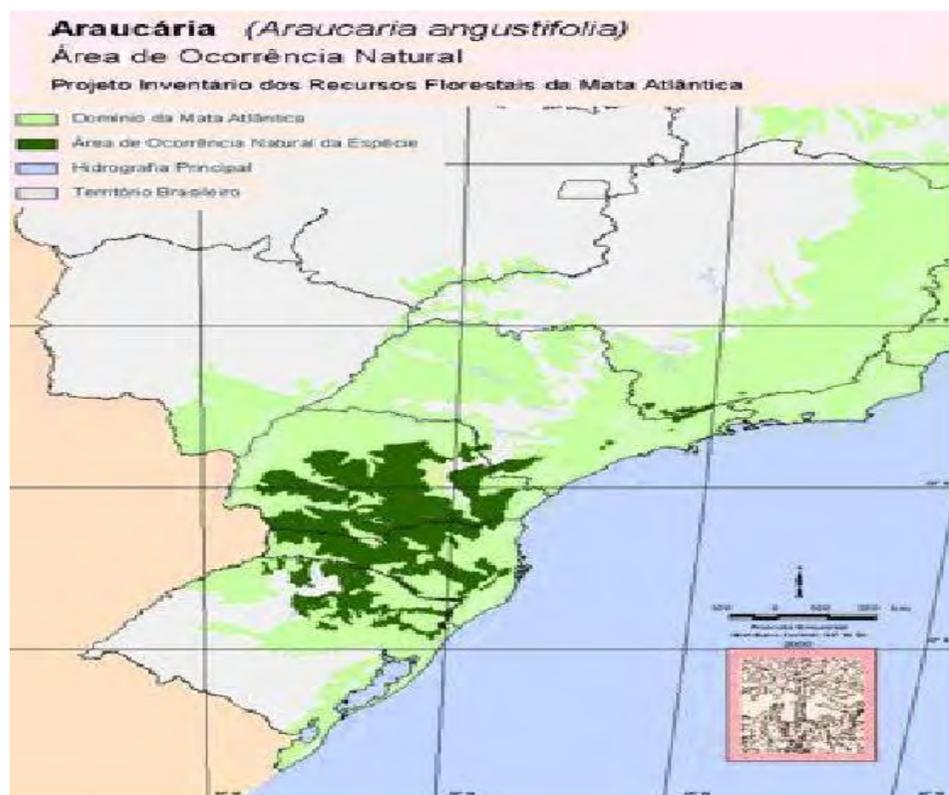


FIGURA 1- Distribuição primitiva e atual da Floresta Ombrófila Mista no território brasileiro. Fonte: CN-RBMA, Projeto Inventário dos recursos florestais da Mata Atlântica. Disponível em: < www.rbma.org.br/anuario/mata_03_anosdedestruicao_dest_araucaria.asp >. Acesso em : 22/10/2010.

FIGURE 1- Primitive and actual Mixed Ombrophylous Forest's distribution in the Brazilian territory. Source: CN-RBMA, Project Atlantic Forest's resources inventory. Available on: < www.rbma.org.br/anuario/mata_03_anosdedestruicao_dest_araucaria.asp >. Accessed on:22/10/2010.

RERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAUERMANN, S.G.; BEHLING, H. Dinâmica paleovegetacional da Floresta com Araucária a partir do final do Pleistoceno: o que mostra a palinologia. p.35-38. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES.; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

CONSELHO NACIONAL RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA. **Projeto Inventário dos recursos florestais da Mata Atlântica. São Paulo, SP.** Disponível em: <www.rbma.org.br/anuario/mata_03_anosdedestituicao_dest_araucaria.a.sp> . Acesso em: 22/10/2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Listagem oficial das espécies vegetais brasileiras ameaçadas de extinção. 1993** .Disponível em: < www.ibama.gov.br > . Acesso em: 30/09/2010.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species. Version 3.1 (2001)**. Disponível em: < www.iucnredlist.org > . Acesso em: 30/09/2010.

KLEIN, R.M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, Itajaí- SC, v.12, p.17-44, 1960.

LOS, M.M. **Florística, estrutura e diversidade de floresta com Araucária em áreas de diferentes tamanhos**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP. 79p. 2004.

MANTOVANI, A.; MORELLATO, L.P.C.; REIS, M.S. Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. **Revista Brasileira de Botânica**, v.27, n.4, p.787-796. 2004.

REITZ, R.; KLEIN, R.M.; REIS, A. **Projeto madeira do Rio Grande do Sul**. Companhia rio grandense de artes gráficas. Porto Alegre-RS. 1983.

SÃO PAULO – Resolução SMA 48 de setembro de 2004. Lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. Disponível em: <www.ibot.sp.gov.br>. Acesso em: 30/09/2010.

SOUZA, R.P.M. **Estrutura da comunidade arbórea de trechos de florestas de Araucaria no estado de São Paulo, Brasil**. Dissertação de Mestrado em Recursos Florestais. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ/USP. Piracicaba-SP. 101 p. 2008.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 123p. 1991.

CAPÍTULO 1



Uma das atrações ecoturísticas do Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ) : o “tremzinho da floresta”. Foto: Sebastião Venâncio Martins, Maio/2010.

AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL COM *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze NO PARQUE ESTADUAL DE CAMPOS DO JORDÃO, CAMPOS DO JORDÃO, SP: EFEITOS DO FOGO.

RESUMO

Este estudo teve como objetivos avaliar a efetividade do reflorestamento puro de *Araucaria angustifolia* como estratégia de restauração florestal e os efeitos do fogo na composição florística e na estrutura deste reflorestamento. Para tanto, foram selecionados dois reflorestamentos com *Araucaria angustifolia*, de idade e condições ambientais semelhantes, denominados Reflorestamentos I e II (RI e RII). Em RI, não há histórico de perturbação por fogo a partir do plantio inicial em 1959 (testemunha). Já RII, implantado em 1958, foi submetido à queima acidental em julho de 2001. Para amostragem do estrato superior ($CAP \geq 15\text{cm}$) foram alocadas 17 e 8 parcelas permanentes de 20x10m nos reflorestamentos RI e RII, respectivamente. Em cada uma destas parcelas foram lançadas aleatoriamente cinco sub-parcelas de 1x1m, para amostragem do estrato inferior (altura $\geq 30\text{ cm}$ e $CAP < 15\text{ cm}$). Em RI foram amostrados 836 indivíduos arbustivo-arbóreos, distribuídos em 64 espécies, 44 gêneros e 31 famílias. Já em RII foram observados 175 indivíduos, distribuídos em 24 espécies, 20 gêneros e 16 famílias. O reflorestamento RI apresentou valores estatisticamente superiores em relação à RII, em ambos os estratos, para densidade, dominância, riqueza e diversidade. A estrutura diamétrica seguiu o padrão J-invertido, em ambas as áreas. No entanto, o fogo reduziu significativamente o número de indivíduos nas primeiras classes de diâmetro. Desta forma, o reflorestamento RII ainda expressa claramente o efeito da queima, a qual mostrou-se mais severa para o estrato regenerante. Contudo, devido às condições favoráveis do entorno, espera-se que ambos os reflorestamentos sigam sua trajetória sucessional, assemelhando-se à matriz florestal do entorno.

Palavras-chave: *Araucaria angustifolia*, ecologia do fogo, restauração florestal, fitossociologia.

ABSTRACT

Forest restoration with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze on Campos do Jordão State Park, Campos do Jordão-SP, Brazil: fire effects.

The present work aimed to evaluate the effect of an accidental fire on floristic composition and structure of an *Araucaria angustifolia* reforestation, located on Campos do Jordão State Park, SP, nine years after the disturbance. This study also intent to appraise the potential of these reforestations on catalyze the local secondary succession. Two *Araucaria angustifolia* reforestations were selected, with similar ages and environmental conditions, called Reforestations I and II (RI and RII). On RI, there's no registers of fire since its implantation, on 1959 (control). On RII, which was implanted on 1958, an accidental fire affected it on July 2001. During the upper strata survey (circumference at breast height (CBH) $\geq 15\text{cm}$), 17 and 8 permanent plots of 10x20m was established on reforestations RI and RII, respectively. In each one of these plots five sub-plots of 1x1m was randomly placed, in order to survey the under strata (total height $\geq 30\text{cm}$ and CBH $< 15\text{cm}$). On reforestation RI was surveyed 836 trees and shrubs, belonging to 64 species, 44 genera and 31 families. On reforestation RII was sampled 175 individuals, belonging to 24 species, 20 genera and 16 families. The reforestation RI present significant highly values related to RII, on both strata, for density, dominance, richness and diversity. The diametric structure followed J-invert pattern, in both areas. Nevertheless, the fire reduced significantly the number of individual on the first's diameter classes. Then, the reforestation RII clearly still expresses the effect of burn, which was more severe to under strata. However, due to favorable landscape conditions, we hope that both reforestations go on on their natural succesional way, resembling the forest matrix on long term.

Key-words: *Araucaria angustifolia*, fire ecology, forest restoration, phytosociology .

1-INTRODUÇÃO

Atualmente a Floresta Ombrófila Mista encontra-se entre os ecossistemas mais ricos e ameaçados do planeta. Com a drástica redução em sua área de distribuição,

estima-se que os remanescentes ocupem no Brasil uma área equivalente a cerca de 4% da cobertura original, tornando a conservação dessa formação florestal bastante crítica. Desta forma, iniciativas que visem à conservação e restauração destes ecossistemas, conectando remanescentes isolados na paisagem através da restauração florestal em áreas degradadas, Áreas de Preservação Permanentes e Reservas Legais são fundamentais para a conservação não apenas da *A. angustifolia* como de toda a biodiversidade a ela associada, com destaque para espécies como *Podocarpus lambertii* Klotz. Ex. Endl., também rara e ameaçada (CAIAFA *et al.*, 2009).

No entanto, o conhecimento acerca da estrutura, composição e dinâmica das florestas com araucária paulistas ainda é incipiente. Sendo assim, ações de restauração voltadas à esta formação florestal são limitadas pela escassez de informações sobre os ecossistemas de referência; informações estas que abordem não só a composição e estrutura destas comunidades em diferentes estádios serais, mas também os efeitos de distúrbios frequentes na dinâmica da fitocenose, como o fogo.

O fogo possui interações complexas com o crescimento, sobrevivência e a reprodução das plantas, estimulando em algumas espécies a rebrota a partir de cepas e raízes gemíferas, o florescimento, a liberação e germinação de sementes e conseqüentemente o adensamento do banco de plântulas. Já o padrão de crescimento (monopodial) minimiza a perda de biomassa aérea durante ou dias após a queima (HERINGER e JACQUES, 2001). A evolução das espécies em ecossistemas submetidos à este distúrbio com certa frequência criou em algumas delas uma dependência do fogo para se reproduzir. Em alguns casos, esta relação é tão estreita, íntima, que a supressão do fogo na comunidade pode causar extinções locais e perda de biodiversidade (BOND & WILGEN, 1996). PILLAR (2003) considera *Araucaria angustifolia* uma espécie dependente do fogo, apontando os incêndios como um fator importante na sua regeneração e colonização.

Segundo Uhl *et al.*, (1981); Uhl e Buchbacher, (1985); os incêndios alteram drasticamente o padrão da sucessão secundária, tornando-a mais complexa e prolongada. Bond e Wilgen (1996), citados por Grant e Loneragan (2001), sugerem que em várias comunidades propensas ou predispostas ao fogo, a sucessão não progride no sentido de uma comunidade estável, em equilíbrio dinâmico (clímax). Esta é constantemente interrompida pelas queimas frequentes, favorecendo a dominância de espécies iniciais da sucessão; como a *Araucaria angustifolia* na Floresta Ombrófila

Mista. Obviamente, em condições mais severas de regime de fogo, alteradas por interferência antrópica ou por mudanças climáticas, as espécies lenhosas como um todo podem ter sua sustentabilidade comprometida, favorecendo as espécies herbáceas de ciclo curto, tanto autóctones quanto alóctones, caso o intervalo entre dois incêndios consecutivos permita a dispersão das espécies desta forma de vida. Mesmo aquelas espécies lenhosas com habilidade em rebrotar, quando sob queimas muito frequentes e intensas, podem perder sua capacidade de reprodução assexuada, devido à redução de suas reservas energéticas, bem como ao aumento da pressão de herbívoros (PINTO, 1999). Neste cenário, a Floresta Ombrófila Mista tende a ser ocupada pelos campos naturais do entorno, ou numa situação ainda pior, ser invadida por gramíneas oportunistas, tais como *Brachiaria* spp. , dispersas por eventuais pastagens implantadas na região; tornando a fitofisionomia mais aberta, mais campestre.

Entre as adaptações evolutivas das plantas à ocorrência do fogo, o tipo e a espessura da casca é a que têm recebido mais atenção dos pesquisadores nos últimos anos, haja vista sua função como isolante térmico. As características da casca, as quais variam em função do porte do indivíduo e da espécie considerada, em conjunto com uma série de variáveis ambientais que definem a intensidade do fogo, determinam quais indivíduos sobreviverão ou não a um eventual incêndio (UHL *et al.*, 1990; IVANAUSKAS *et al.*, 2003); sendo que a sobrevivência está intimamente relacionada à integridade do câmbio do caule e da raiz, bem como das gemas (HERINGER e JACQUES, 2001).

Nas formações mais fechadas, o dossel sombreia a superfície, alterando a umidade, temperatura e velocidade do vento nos estratos inferiores, inclusive a umidade do solo, que mantêm o combustível fino úmido por mais tempo. Sendo assim, nestes ambientes a propagação da linha de fogo é dificultada, podendo inclusive resultar em “ilhas” ou “manchas” de vegetação que permanecem intactas, devido à extinção do fogo pelo excesso de umidade e baixa renovação de oxigênio. Ao contrário, indivíduos localizados próximos às bordas de um fragmento e/ou em extensas áreas perturbadas, como grandes clareiras, são mais susceptíveis à queimas mais severas (MIRANDA *et al.*, 1993; KAUFFMAN *et al.*, 1994).

Embora uma diversidade relativamente alta de espécies arbóreas (80 espécies) tenha sido cobrada nos projetos de restauração florestal, como destaca a resolução SMA

08, da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo (ver Brancalion *et al.*, 2010 e Durigan *et al.*, 2010), reflorestamentos puros podem atuar como florestas catalizadoras de regeneração natural (SILVA JÚNIOR *et al.*, 1995; PARROTA *et al.*, 1997; SARTORI *et al.*, 2002; NAPPO *et al.*, 2005; SOUZA *et al.*, 2007; VIANI *et al.*, 2010).

Desta forma, o estudo objetiva avaliar o potencial de reflorestamentos puros de *Araucaria angustifolia* em catalisar a regeneração de espécies arbustivo-arbóreas autóctones, bem como identificar possíveis efeitos do fogo na trajetória sucessional da área impactada; por meio de análises fitossociológicas abrangendo outra comunidade desenvolvida sob um reflorestamento com a mesma espécie não atingido pelo fogo, considerando as florestas primitivas ou pouco alteradas do entorno como ecossistemas de referência.

2 - REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - A restauração das Florestas com Araucária : estudo de caso

A floresta com Araucária é tida, em termos de conservação, como o quarto *hot spot* mais ameaçado do planeta (Myers *et al.*, 2000). No entanto, iniciativas de restauração ecológica desta formação florestal ainda são muito escassas no Brasil, sendo limitadas pela deficiência atual do conhecimento acerca dos processos ecológicos (competição, facilitação, dispersão, entre outros) envolvidos na restauração destes ecossistemas.

Vários estudos têm demonstrado que o uso de poleiros naturais e/ou artificiais incrementam as taxas de dispersão de sementes florestais por aves em áreas degradadas. O número de sementes sob poleiros pode ser até 150 vezes maior do que em fisionomias totalmente campestres (McDONNEL e STILES, 1983; McDONNEL 1986; McCLANAHAN e WOLFE, 1993, MIRITI, 1998). Zanini e Ganade (2005), avaliando a eficiência de poleiros artificiais na dispersão de sementes florestais em área abandonada após colheita de um plantio de *Pinus taeda* na FLONA de São Francisco de Paula-RS, verificaram valores superiores para densidade e riqueza de sementes dispersas sob os poleiros do que em parcelas controle, em todos os 12 meses de monitoramento; sendo estas diferenças mais pronunciadas em janeiro, quando a frutificação é máxima nas florestas naturais do entorno (a mais próxima distante cerca de 50 metros da área de

estudo). Ainda no mesmo estudo, as autoras constataram valores estatisticamente superiores para riqueza e densidade de plântulas nas parcelas sob poleiros artificiais e naquelas com vegetação pioneira (predominantemente gramíneas); reforçando desta forma a importância dos mecanismos de facilitação promovidos pela vegetação inicial e dispersão de sementes na condução da sucessão secundária. No entanto, o incremento na dispersão obtida pela utilização de poleiros neste estudo foi bem inferior quando comparado a estudos similares, além de ter sido ineficiente na atração de sementes de *Araucaria angustifolia*, uma vez que nenhuma semente desta espécie fora contabilizada. As autoras afirmam que a ausência de coletores de sementes instalados acima do nível do solo pode ter contribuído para subestimação da chuva de sementes, uma vez que muitas sementes podem ter sido predadas ou removidas via dispersão secundária no período entre duas avaliações consecutivas, embora algumas possam ter sido recontadas. Além disso, a maior complexidade estrutural dos poleiros naturais utilizados em outros estudos e o fornecimento de alimento pelas espécies zoocóricas resultam na maior atratividade destes em relação aos poleiros artificiais implantados por Zanini e Ganade (2005).

A vegetação pioneira (inicial) pode influenciar o estabelecimento de espécies de grupos sucessionais tardios em áreas sob restauração, alterando as condições microambientais, tais como intensidade e qualidade da radiação, disponibilidade hídrica e nutricional, atração ou repelência à predadores de sementes e a herbívoros, entre outros; controlando o balanço entre a facilitação e a inibição durante os estágios sucessionais iniciais (DESTEVEN, 1991; GILL e MARKS, 1991; HAMMOND, 1995; GANADE, 1996; CALLAWAY e WALKER, 1997). Wilson (1999) afirma que processos de facilitação são mais comuns nos estágios iniciais de sucessão, quando as condições ambientais são mais severas. Reportando novamente ao estudo de Zanini e Ganade (2005), a facilitação promovida pela vegetação pioneira na abundância e riqueza de plântulas lenhosas foi atribuída à amenização das condições ambientais adversas, tais como as baixas temperaturas e disponibilidade hídrica no inverno, insolação direta nos meses mais quentes, entre outros; sobretudo devido à deposição de serapilheira e sombreamento pelos arbustos e árvores de pequeno porte.

A competição por nutrientes tem sido apontada como um processo decisivo na regulação da inibição da sucessão secundária (TILMAN, 1985; WILSON e TILMAN, 1993, 1995). No entanto, o estudo conduzido em área de distribuição da Floresta

Ombrófila Mista (ZANINI e GANADE, 2005), demonstrou que a fertilização com NPK e calcário dolomítico não afetou significativamente a sucessão secundária, provavelmente devido às características ecofisiológicas adquiridas ao longo da evolução das espécies desta floresta subtropical, como argumentado pelas autoras. Neste sentido, as condições ambientais freqüentemente encontradas em áreas abandonadas após serem utilizadas por longos períodos na região, tais como acidez elevada, baixas saturação por bases e disponibilidade hídrica, podem ter selecionado espécies cuja auto-ecologia tolera estas adversidades, apresentando crescimento lento e respostas nulas ou desprezíveis à fertilização (GRIME, 1977; CHAPIN, 1980). O mesmo já fora observado para plântulas de árvores tropicais colonizando campos abandonados na Amazônia Central, em solos de baixíssima fertilidade natural (GANADE e BROWN, 2002).

A alta mortalidade de plântulas observada em todas as parcelas foi atribuída ao ataque de *Acromyrmex rugosus*, uma espécie de formiga cortadeira; bem como a competição entre plântulas, sobretudo nas parcelas de maior densidade, sob poleiros artificiais. Sendo assim, estes processos ecológicos podem limitar ou até mesmo impedir o avanço da sucessão secundária nesta região, sendo necessário novos estudos direcionados à avaliação do potencial inibitório destas interações na restauração das Florestas com Araucária, sob diferentes condições ecológicas (ZANINI E GANADE, 2005).

As autoras concluem que a utilização de poleiros constitui-se numa importante ferramenta para acelerar a restauração das Florestas com Araucária, desde que fragmentos naturais próximos e em bom estado de conservação possam assegurar uma disponibilidade satisfatória de sementes e de agentes dispersores. Generalizando, os poleiros naturais constituídos por espécies de pequenos frutos carnosos são mais indicados, uma vez que exercem maior atração à pequenas aves generalistas, responsáveis pela dispersão de grande parte das espécies florestais de estágios iniciais da sucessão (McDONNEL e STILES, 1983).

2.2 - A dinâmica de nucleação da Floresta com Araucária sobre os campos naturais

Segundo Yarranton e Morrison (1974), o termo “nucleação” representa o processo de desenvolvimento de uma comunidade em meio a outra, por meio do estabelecimento de um ou poucos indivíduos de espécies pioneiras da comunidade em expansão,

formando “ilhas” ou “núcleos” circundados pela comunidade predominante. Estes indivíduos facilitam o estabelecimento de outras espécies arbóreas mais exigentes em seu sub-bosque, e uma vez isolados de interferências antrópicas e naturais de grande severidade, tendem a se fundir e tornar-se a comunidade predominante na paisagem a longo prazo (DUARTE *et al.*, 2009).

O estudo de Duarte *et al.*, (2006) demonstrou que a colonização das espécies lenhosas da Floresta com Araucária é significativamente maior sob a copa de árvores e arbustos isolados no campo do que em áreas totalmente abertas, evidenciando a importância das “plantas-berçário” ou “plantas nucleadoras”. Ainda no mesmo estudo, os autores afirmam que a densidade de plântulas sob a copa de *Araucaria angustifolia* foi muito superior ao observado para outras espécies lenhosas, como *Baccharis uncinella*, *Myrceugenia euosma* e *Pinnus elliotti*, evidenciando a maior eficiência da Araucária em catalisar o processo de nucleação sobre os campos adjacentes. A importância de vertebrados, especialmente aves e mamíferos, na dispersão de plantas lenhosas ao longo do processo de nucleação das manchas de Floresta com Araucária sobre os campos também foi evidenciada neste estudo; sendo observada maior contribuição do primeiro grupo em capões menores e do segundo grupo em capões maiores. A maior complexidade estrutural dos capões mais desenvolvidos certamente oferece condições de maior proteção para os mamíferos terrícolas, quando comparados a ambientes mais expostos como os capões menores e sob as copas das plantas nucleadoras (DE WALT *et al.*, 2003). Os autores concluíram que a conservação deste mosaico vegetal passa obrigatoriamente por esforços voltados à proteção e reabilitação das populações animais que participam decisivamente na dinâmica do ecossistema (DUARTE *et al.*, 2009).

A irradiação das florestas com Araucária sobre os campos pode se dar através da expansão radial a partir das bordas das florestas contínuas ou através do estabelecimento de núcleos ou ilhas de vegetação arbustivo-arbórea sobre a matriz campestre (FORNECK *et al.*, 2003; MULLER e FORNECK, 2004; MULLER, 2005). Por sua vez, os núcleos também tendem a expandir-se gradualmente e lentamente a partir de suas bordas. Os cientistas que se dedicam ao estudo de mosaicos vegetacionais floresta-campo crêem que distúrbios naturais e antrópicos, como incêndios e o pastoreio, limitam esta expansão florestal sobre os campos, contribuindo para a manutenção deste mosaico (PILLAR *et al.*, 2009).

2.3 - Potencialidades e limitações das florestas plantadas na catalisação da sucessão secundária em áreas desmatadas

O Brasil possui cerca de 5,2 milhões de hectares de florestas plantadas, ocupando a sétima posição entre os países de maior destaque nesta atividade produtiva, com 2,7% da área mundial (FAO, 2005). Há fortes evidências de que plantios florestais podem facilitar a sucessão secundária em áreas degradadas, por meio de alterações microclimáticas, acúmulo de matéria orgânica nas camadas superficiais do solo e aumento da complexidade estrutural do ambiente, tornando o mesmo mais permeável à flora e fauna silvestre. Modificações na luminosidade, temperatura e umidade na superfície do solo favorecem a germinação e crescimento das plântulas germinadas, transportadas pelo vento, animais ou por outros vetores a partir de remanescentes florestais vizinhos (PARROTA *et al.*, 1997).

Viani *et al.*, (2010), realizando uma revisão dos estudos sobre regeneração natural em plantios florestais comerciais, constataram que as metodologias e condições ambientais abordadas são bastante heterogêneas, dificultando desta forma generalizações consistentes. No entanto, todos os estudos avaliados indicam que fatores históricos e ambientais, tais como densidade de copas e disponibilidade de luz no sub-bosque, espécie florestal plantada, idade do plantio, distância ao remanescente de vegetação nativa mais próximo, práticas silviculturais adotadas e histórico de uso da área influenciam a riqueza, densidade e estrutura da regeneração natural sob os plantios florestais. Os autores argumentam ainda que embora os estudos conduzidos no Brasil sejam abundantes, estes concentram-se em determinadas regiões fitogeográficas (Floresta Ombrófila Densa, Estacional Semidecidual, Cerrado e regiões de contato entre as duas últimas, em Minas Gerais e São Paulo), e limitam-se em sua grande maioria a aspectos meramente descritivos. Desta forma, recomendam que novas investigações abordem experimentalmente aspectos específicos que influenciam direta ou indiretamente a dinâmica da regeneração natural em plantios florestais, visando a proposição de sistemas de manejo capazes de otimizar simultaneamente a produção e conservação; contemplando também outras regiões fitogeográficas de destaque na silvicultura nacional.

Além do potencial dos plantios florestais na restauração autóctone, ou seja, na própria área do plantio, um outro aspecto ainda pouco investigado é a sua utilização na

restauração alóctone, fornecendo mudas para serem transplantadas em áreas sob restauração ou em viveiros para posterior plantio. Os escassos resultados disponíveis na literatura são auspiciosos (VIANI *et al.*, 2007). As diferenças nas taxas de sobrevivência verificadas após o transplante de plântulas e de indivíduos arbustivo-arbóreos jovens são atribuídas às condições climáticas no momento do resgate, à altura dos indivíduos e principalmente à espécie e ao número de indivíduos de cada uma delas submetidos a este procedimento (VIANI *et al.*, 2007). Muitas das espécies já testadas em estudos desta natureza não são encontradas em viveiros de mudas nativas, devido à dificuldades de coleta (escassez, sazonalidade), armazenamento e quebra de dormência das sementes. Logo, esta estratégia poderá contribuir para que os projetos de restauração florestal alcancem uma maior diversidade florística e funcional, merecendo maior atenção por parte dos pesquisadores.

O padrão espacial da regeneração natural no sub-bosque de plantios florestais homogêneos é tido como em mosaico ou agregado, com trechos sem regeneração arbórea alguma e outros abrangendo um conjunto diversificado de espécies em alta densidade, de diferentes grupos ecológicos (TABARELLI *et al.*, 1993). Estas variações ocorrem muitas vezes numa escala espacial reduzida, podendo ser efeito de manchas de solo com maior fertilidade natural e/ou disponibilidade hídrica; da distribuição espacial irregular da chuva de sementes; da abertura de clareiras por mortalidade natural ou desbastes; das características intrínsecas das síndromes de dispersão das espécies barocóricas e autocóricas, concentrando as plântulas nas proximidades das matrizes, bem como das espécies zoocóricas quando na ausência de dispersores (CARNEIRO e RODRIGUES, 2007).

Vários fatores têm sido mencionados por pesquisadores como determinantes do êxito da regeneração natural sob plantios florestais. Tais fatores são tidos como filtros adicionais àqueles que já atuam em comunidades naturais, cujas importâncias relativas variam no tempo e no espaço, determinando as regras de reconstrução (“assembly rules”) das comunidades nativas sob os plantios florestais (VIANI *et al.*, 2010). Entre eles, podemos destacar:

- Densidade de copas e disponibilidade de luz

Alguns estudos citados por Viani *et al.*, (2010) apontam correlação positiva entre o sombreamento do sub-bosque e a densidade e riqueza da regeneração natural, argumentando que índices menores de radiação e a deposição de serapilheira favorecem a eliminação de gramíneas e de outras espécies herbáceas invasoras. Além disso, maiores níveis de sombreamento podem estar relacionados a uma maior complexidade da estrutura vertical da comunidade e da arquitetura das copas das árvores plantadas e regenerantes, potencializando o fluxo de aves e morcegos no plantio e conseqüentemente a chuva de sementes. No entanto, o sombreamento excessivo, combinado ou não com a deposição de uma espessa camada de serapilheira, pode alcançar valores inferiores ao ponto de compensação luminosa da maioria das espécies vegetais nativas, inclusive aquelas típicas de ambientes sombreados, dificultando sobremaneira a colonização do sub-bosque. Além disso, nestas situações a competição por recursos tais como água e nutrientes é mais acirrada, devido à densa trama de raízes superficiais, inibindo a regeneração natural (FONSECA *et al.*, 2009). Sendo assim, a luminosidade parece favorecer a regeneração natural apenas em um determinado espectro de radiação, o qual possivelmente é variável em função da região ecológica e de suas respectivas espécies adaptadas às condições vigentes.

A densidade de copas relaciona-se também com a quantidade de serapilheira depositada sobre o solo, a qual também influencia na dinâmica da regeneração natural (VIANI *et al.*, 2010). Dependendo das condições ambientais (temperatura, umidade, riqueza e abundância de microorganismos decompositores), da sazonalidade de produção de serapilheira e das características químicas do material vegetal (sobretudo relação Carbono/Nitrogênio), a serapilheira pode apresentar maior ou menor espessura. Este acúmulo, segundo Parrota (1999), tende a ser mais prejudicial para as espécies de sementes pequenas (ortodoxas), pois suas reservas energéticas são menores, dificultando sua emergência.

- Idade do plantio

Obviamente, quanto mais antigo o plantio maior o período de desenvolvimento da sucessão secundária em seu sub-bosque. Nesse sentido, com o avanço da idade do plantio há uma tendência de aumento do sombreamento, da competição, da complexidade estrutural da vegetação (crescimento dos valores de riqueza, densidade,

diâmetro médio, altura média, entre outros) e da participação relativa das espécies tardias na comunidade regenerante. Além disso, com o aumento da área basal e da altura do dossel, as árvores plantadas passam a oferecer maior resistência ao fluxo do vento, diminuindo o aporte de sementes de espécies anemocóricas no plantio. Isto favorece indiretamente o aumento da participação relativa das espécies zoocóricas na comunidade regenerante (KEENAN *et al.*, 1997).

-Espécie Florestal

A espécie plantada é um dos principais filtros que direcionam o processo evolutivo de comunidades regenerantes, pois está associada a um intervalo de sombreamento e de acúmulo de serapilheira peculiar; discutidos anteriormente (VIANI *et al.*, 2010). As espécies plantadas atuam de maneira análoga às árvores do dossel em uma floresta natural, modificando as características bióticas e abióticas sob suas copas e desta forma selecionando, ainda que indiretamente e parcialmente, as espécies que aí se desenvolvem.

Espécies potencialmente invasoras devem ser evitadas ou no mínimo, monitoradas para que não contaminem ecossistemas naturais vizinhos. No Brasil, já foram descritas várias espécies arbóreas que apresentam este risco, tais como *Leucaena leucocephala*, várias espécies do gênero *Acacia*, *Pinus taeda*, *Pinus elliottii*, entre outros. As duas últimas espécies são citadas na literatura invadindo restingas, formações de cerrado e campos sulinos (GISP, 2005).

- Distância a remanescentes de vegetação natural

Nas situações em que ainda existam remanescentes naturais no entorno, a regeneração natural sob os plantios tende a apresentar maior densidade nas áreas de borda, as quais são mais expostas ao ventos e mais freqüentadas por dispersores (LOMBARDI e MOTTA JÚNIOR, 1992). O grau de isolamento do plantio em relação a remanescentes florestais interfere decisivamente na facilidade com que os diásporos alcançam o sítio de regeneração, pois associa-se à distância que os dispersores (aves e morcegos, principalmente) terão de superar entre as áreas fontes de sementes e os plantios florestais (VIANI *et al.*, 2010). Desta forma, quanto mais fragmentada for a paisagem na qual a área a ser restaurada estiver inserida, maior será a dependência de um número maior de espécies de diferentes grupos funcionais (sobretudo as espécies

zoocóricas de frutos grandes e pesados) a serem introduzidas artificialmente, no plantio inicial e em intervenções subsequentes (IVANAUSKAS *et al.*, 2007). No entanto, em plantios de pequena escala inseridos numa matriz florestal este efeito é reduzido ou nulo, uma vez que nestas condições a dispersão é mais eficaz e homogênea dentro e entre talhões.

Estudos recentes têm demonstrado que em muitas situações, a ausência de áreas fontes de sementes é o principal fator a limitar a regeneração sob os plantios, uma vez que baixos níveis deste fator (fragmentos pequenos, sem conectividade entre si e mal conservados) já demonstram efeito significativo na abundância e riqueza do estrato regenerante, quando comparados com plantios totalmente isolados de remanescentes florestais, ambos estabelecidos em áreas degradadas; como observado em plantios de *Eucalyptus* spp. na Etiópia (SENBETA *et al.*, 2002; YIRDAW e LUKKANEN, 2003).

- Práticas Silviculturais

O manejo pré e pós-plantio podem alterar sensivelmente as condições dos sítios de regeneração. Considerando o preparo de solo, métodos mais intensivos, com revolvimento do mesmo e incorporação de resíduos relacionam-se negativamente com a diversidade do sub-bosque. Este desfavorecimento pode ser causado pela mortalidade de estruturas reprodutivas e das sementes armazenadas nas camadas mais superficiais do solo, por meio de impactos com os pneus dos tratores, discos dos arados, grades e outros implementos; diminuindo a resiliência da área.

Já o período de rotação ou ciclo de corte determinam o tempo disponível para o decorrer da sucessão secundária. Ciclos de corte muito reduzidos, como aqueles praticados em plantios voltados para produção de carvão vegetal e celulose, diminuem a probabilidade de colonização por espécies tardias e/ou com baixas taxas de dispersão (KEENAN *et al.*, 1997). Desta forma, ciclos de corte mais longos são sempre mais desejáveis, pois proporcionam mais tempo para os ganhos em complexidade estrutural da comunidade regenerante, além de diminuir os impactos ambientais negativos das colheitas neste estrato (CARNEIRO e RODRIGUES, 2007).

Do ponto de vista da conservação e restauração ecológica, deve-se sempre optar por práticas que promovam a heterogeneidade em plantios que são tradicionalmente bastante homogêneos. O primeiro aspecto seria a adoção de plantios mistos, ou seja, o

uso múltiplo da área. Porém esta alternativa encontra fortes limitações no Brasil, pois a grande maioria dos nossos plantios tem como principal objetivo auferir ganhos econômicos e o pouco conhecimento silvicultural atualmente disponível sobre estes sistemas desestimula o setor florestal produtivo (VIANI *et al.*, 2010).

Outra prática que contribui neste sentido seria a condução do sub-bosque, evitando ou diminuindo as operações de roçada, bem como o uso de herbicidas pré e pós-emergentes. Se por um lado esta medida contribui para reduzir os custos da implantação e manutenção dos plantios e colabora para o controle biológico de pragas, por outro lado o desenvolvimento do sub-bosque pode atingir um estágio que impeça a exploração da floresta plantada pelos órgãos de fiscalização ambiental, sobretudo em plantios planejados para ciclos de corte mais longos. Sendo assim, em muitos casos a razão principal das roçadas periódicas seria justamente evitar que a regeneração natural atinja uma complexidade florística e estrutural que impeça eventuais desbastes e o corte raso da floresta plantada.

Podem ser citados ainda as práticas que favorecem o aumento do teor de matéria orgânica do solo (desrama, manutenção dos resíduos das explorações anteriores na área) e ainda as técnicas que minimizem o revolvimento e compactação do solo durante as operações de preparo do terreno, plantio e colheita.

Plantios muito adensados diminuem consideravelmente a intensidade luminosa que atinge o piso florestal. Embora possam inibir mais rapidamente o estabelecimento de plantas heliófitas invasoras, geralmente causam os efeitos do sombreamento excessivo expostos anteriormente. Os espaçamentos mais utilizados nos plantios comerciais de *Eucalyptus* no Brasil geralmente não causam inibição da regeneração natural por déficit de luz.

- Histórico de uso da área

Um dos principais aspectos relacionados ao histórico de uso da área é justamente a ocorrência de fogo. Este distúrbio pode diminuir a densidade e riqueza do banco de sementes do solo, inibir ou dificultar a regeneração de espécies não tolerantes à queima ou que não possuem estratégias reprodutivas por meio de estruturas vegetativas (DALLING *et al.*, 1997; MAROD *et al.*, 2002; MELO *et al.*, 2007). Sendo assim, áreas submetidas a queimadas ou incêndios tendem a apresentar maior resistência ao

desenvolvimento da regeneração natural em florestas plantadas. Cabe ressaltar que as florestas com Araucária são mais susceptíveis à queimas de maior intensidade, uma vez que a presença de resina na casca potencializa incêndios de copa.

Outro aspecto importante são as atividades desenvolvidas na área anteriormente ao plantio. Sítios recentemente desmatados tendem a impulsionar a regeneração natural em florestas plantadas, enquanto sítios utilizados por atividades agropecuárias por um longo período podem apresentar sérias restrições ao desenvolvimento de um sub-bosque, uma vez que o banco de sementes das espécies arbóreas geralmente é de baixa densidade e diversidade e as estruturas vegetativas com potencial de rebrota foram destruídas, seja por capinas manuais, mecânicas, químicas, pisoteio, pastejo, entre outros. Nestas condições, a dependência de áreas externas fontes de sementes torna-se crucial para a reabilitação ecológica.

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ), localizado em Campos do Jordão, São Paulo, Brasil (22°30' a 22°41'S ; 45°27' a 45°31'W). A área está inserida no domínio de Floresta Ombrófila Mista, em um planalto sobre a Serra da Mantiqueira, preservando remanescentes naturais restritos aos fundos de vale, estando os interflúvios predominantemente ocupados por campos naturais (SOUZA, 2008). O PECJ conta com 8341 ha, equivalente a um terço do município de Campos do Jordão, o qual faz divisa com o estado de Minas Gerais (Figura 1). O relevo é fortemente dissecado pela extensa rede de drenagem da Bacia do Alto Sapucaí, com altitudes variando de 1500 a 2000m (ALMEIDA, 1974) . O clima da região é o temperado brando sem estiagem (Cfb), de acordo com o sistema de classificação de Köppen (SEIBERT *et al.*, 1975). A precipitação média anual é de 1804 mm, com temperaturas médias variando de 17,5°C no mês mais quente (fevereiro) a 11,5°C no mês mais frio (junho), não raro com mínimas abaixo de 0°C (Moreira *et al.*, 2006; Barreta *et al.*, 2007; citados por Moreira *et al.*, 2009).

Foram selecionados dois reflorestamentos com *Araucaria angustifolia* , a saber:

1- Reflorestamento introduzido em 1959, sem perturbações antrópicas a partir de então (RI; 22° 39'48''S 45°27'03''W).

2- Reflorestamento introduzido em 1958, submetido à queima acidental em julho de 2001 (RII; 22° 39'32''S 45°26'33''W).

Ambos os solos são de textura argilosa (Tabela 1), dispostos em toposequências, altitudes (cerca de 1700m) e exposição semelhantes. A matriz vegetacional do entorno é composta por remanescentes de Floresta Ombrófila Mista intercalados por campos naturais (MOREIRA *et al.*, 2009).

3.2 - Amostragem e coleta de dados da vegetação

O delineamento amostral foi executado com a finalidade de amostrar indivíduos de árvores e arbustos que dominam a fisionomia da floresta com araucária. A floresta também foi dividida em dois componentes, sendo um adulto e outro regenerante.

Para a amostragem do componente adulto foram alocadas 17 parcelas permanentes de 10x 20m no reflorestamento intacto (RI) e 8 parcelas de mesmas dimensões no reflorestamento submetido ao incêndio (RII), totalizando 0,34 ha e 0,16 ha de área amostral, respectivamente. A pequena área dos reflorestamentos impediu que fossem amostradas áreas maiores e com igual número de repetições. As parcelas foram dispostas de forma contígua, de modo a cobrir ao máximo a área disponível em cada reflorestamento, aproximando-se de um censo.

Foram considerados como adultos todas as árvores e arbustos com perímetro a altura do peito (1,3 m) superior ou igual a 15 cm ($CAP \geq 15\text{cm}$). Para os indivíduos que perfilharam abaixo da altura do peito, foram incluídos somente aqueles que atenderam ao critério de inclusão para pelo menos uma de suas ramificações. Nestes casos, foram anotados os valores de CAP de todas as ramificações para o cálculo da área basal.

Para todos os indivíduos amostrados, foram anotados os valores de CAP, altura total e a identificação da espécie. Nos casos em que não foi possível a identificação em campo, coletou-se material botânico e foram registradas observações pertinentes à posterior identificação (características da casca, cores de flor e fruto, aroma, presença de exudatos, entre outros). Todo o material botânico coletado foi devidamente numerado, organizado em prensas, desidratado e encaminhado para a Seção de Ecologia Florestal do Instituto Florestal do estado de São Paulo, onde foi identificado através de comparações com os materiais do acervo do herbário do Instituto Florestal de São Paulo

(SPSF), consultas a especialistas e à literatura especializada. As coletas férteis foram incorporadas ao acervo do Herbário D.Bento Pickel (SPSF). Foi adotado o sistema de classificação do Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009).

Para amostragem do estrato de regeneração foram instaladas em cada parcela de 10x20m, cinco subparcelas de 1x1m, totalizando 85m² e 40m² de área amostral, para os reflorestamentos RI e RII, respectivamente. O posicionamento das subparcelas foi definido por sorteio das coordenadas do vértice superior esquerdo, tendo como referência as laterais da parcela de 10x20m, tidas como eixos cartesianos. Para medida destas coordenadas no campo, foi utilizado um Vertex.

Foram amostrados todos os indivíduos arbustivo ou arbóreos com altura ≥ 30 cm e CAP < 15 cm. Como a intenção era amostrar somente indivíduos jovens daqueles que futuramente irão ocupar o componente adulto, foram contabilizados como regenerantes apenas os indivíduos das espécies que já tivessem sido registradas no componente adulto. Para as espécies ausentes no componente adulto, estas foram incluídas na amostragem somente caso já tivessem sido registradas em outros levantamentos fitossociológicos que adotaram o mesmo critério de inclusão ou cujo relato de especialistas confirmassem o potencial da espécie em atingir porte elevado. Sendo assim, foram excluídos da análise de regenerantes os subarbustos e arbustos de pequeno porte, as trepadeiras e as ervas.

Para os regenerantes, foram registrados os valores de altura, a identificação da espécie e eventuais observações de campo. O mesmo procedimento citado anteriormente foi tomado para os indivíduos não identificados em campo.

3.3 - Análise dos dados

Para a análise da estrutura horizontal do componente adulto foram calculados os parâmetros fitossociológicos descritos por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974): Densidade Absoluta (DA), Dominância Absoluta (DoA), Frequência Absoluta (FA), Densidade Relativa (DR), Dominância Relativa (DoR), Frequência Relativa (FR), Valor de Cobertura (VC), Valor de Importância (VI). Em relação ao componente regenerante, os mesmos parâmetros foram considerados, exceto Dominância Absoluta e Relativa (DoA e DoR, respectivamente) e Valor de Cobertura (VC), já que não foram tomadas medidas de diâmetro para a classe de regeneração. Neste componente, a importância

ecológica das espécies deve ser interpretada em função da Regeneração Natural Relativa (RNR), a qual é a média entre a Densidade Relativa (DR), Frequência Relativa (FR) e Classe Relativa de Tamanho da Regeneração Natural (CRTRN).

Para o estudo da estrutura vertical do componente adulto foram estimados a Posição Sociológica Absoluta (PSA) e Relativa (PSR), seguindo a estratificação em classes de altura proposta por Souza e Leite (1993):

- Estrato Inferior: $h_j < (\bar{h} - S)$ - Estrato Médio: $(\bar{h} - S) \leq h_j < (\bar{h} + S)$

- Estrato Superior: $h_j \geq (\bar{h} + S)$, onde:

\bar{h} = média das alturas h_j = altura da j-ésima árvore amostrada

S = desvio padrão das alturas

Para os indivíduos perfilhados, considerou-se a altura do fuste mais alto.

Já para a análise da estrutura vertical do componente regenerante foram estimados os parâmetros de Classe Absoluta e Relativa de Tamanho da Regeneração Natural (CATRN e CRTRN, respectivamente), bem como a Regeneração Natural Relativa (RNR), conforme Finol (1971). Para tanto, adotou-se a seguinte estratificação em classes de altura:

- Estrato Inferior: $30\text{cm} \leq h_j \leq 150\text{ cm}$ Estrato Médio: $150\text{cm} < h_j \leq 300\text{cm}$

- Estrato Superior: $h_j > 300\text{cm}$ e $\text{CAP} < 15\text{ cm}$

Todos estes parâmetros fitossociológicos citados anteriormente foram resumidos num único parâmetro, o Valor de Importância Ampliado (VIA), caracterizando melhor a importância ecológica (representatividade) das espécies na comunidade, avaliando conjuntamente os dois estratos, o qual é obtido da seguinte forma:

$$\text{VIA}_i = \text{DR}_i + \text{FR}_i + \text{DoR}_i + \text{PSR}_i + \text{RNR}_i$$

Os valores percentuais de $\text{VIA}_i(\%)$ representam a razão entre o VIA_i e o valor absoluto total do VIA (somatório dos VIA_i , para todas as espécies).

Estimou-se o índice de diversidade de Shannon (H' , com intervalo de confiança de Jackknife a 95%), a equabilidade de Pielou – J' (PIELOU, 1966) em base logarítmica

e o Coeficiente de Mistura de Jentsch –QM (HOSOKAWA, 1981); para ambos os estratos.

Todos os parâmetros fitossociológicos citados acima foram calculados através do software Mata Nativa (CIENTEC, 2004).

Para a análise da similaridade florística entre os componentes adulto e regenerante de um mesmo reflorestamento e entre reflorestamentos, foram utilizados os Índices de Similaridade de Sorensen e Jaccard. Na comparação entre reflorestamentos, considerou-se os dois componentes conjuntamente para compor cada um deles.

Os estudos de Los (2004) e Souza (2008) foram utilizados como referência para avaliação do potencial dos reflorestamentos em catalisar a regeneração de espécies arbustivo-arbóreas, pois foram conduzidos na mesma unidade de conservação, oferecendo informações sobre o ecossistema original da região. O segundo estudo inclusive adotou metodologia de amostragem semelhante, com o mesmo critério de inclusão para ambos os estratos, o que facilitou as comparações.

A significância dos modelos exponenciais ajustados para a distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro foi testada linearizando os modelos, por meio de uma transformação em logaritmo natural. A partir daí, realizou-se a análise de variância das regressões lineares e posteriormente o teste T para averiguar a significância dos parâmetros β_0 e β_1 estimados. Toda esta análise foi realizada através do software MSEXcel 2007, no nível de 5 % de probabilidade.

4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 - Composição florística

No reflorestamento sem queima (RI), foram amostrados 836 indivíduos arbustivo-arbóreos distribuídos em 64 espécies, 44 gêneros e 31 famílias botânicas, sendo sete espécies identificadas no nível de gênero e uma apenas no nível de família. Das 64 espécies observadas, 22 foram exclusivas do componente regenerante, 16 ocorreram somente no componente adulto e 26 estão presentes em ambos (Tabela 2). Dos 836 indivíduos observados, 428 foram considerados adultos e 408 foram amostrados entre

os regenerantes. Entre o total de adultos, 34 estavam mortos em pé (7,9%) e entre os regenerantes foram apenas 4 indivíduos (1,0%).

As famílias com maior destaque em riqueza no componente adulto foram Myrtaceae (9 espécies), Asteraceae (6 espécies), Aquifoliaceae, Solanaceae e Symplocaceae (2 espécies); enquanto no regenerante se distinguiram Myrtaceae (8 espécies), Asteraceae (7 espécies), Melastomataceae (6 espécies) e Solanaceae (4 espécies).

Já em termos de número de indivíduos, Myrtaceae, Podocarpaceae, Araucariaceae e Rhamnaceae (37,85%, 14,95%, 7,48% e 7,01% do total de indivíduos amostrados, respectivamente), se destacaram entre os adultos, ao passo que Melastomataceae, Myrtaceae, Rubiaceae e Myrsinaceae (41,67%, 18,63%, 7,35% e 7,11%, respectivamente) se sobressaíram entre os regenerantes. O destaque das famílias Podocarpaceae, Araucariaceae e Rhamnaceae neste aspecto deve-se à elevada densidade relativa observada para *Podocarpus lambertii*, *Araucaria angustifolia* e *Rhamnus sphaeosperma* no estrato superior (14,95%, 7,48% e 7,01%, respectivamente). Estas mesmas espécies apresentaram densidades relativas mais modestas no estrato inferior (0,49%, 2,45% e 0,25%, respectivamente), o que pode indicar certo comprometimento da regeneração natural e permanência destas espécies na comunidade numa perspectiva de longo prazo. Isso faz sentido já que *P. lambertii* e *A. angustifolia* são pioneiras atípicas, ou seja, embora tenham tempo de vida longo e madeira com densidade média a alta, características típicas de espécies finais da sucessão, comportam-se como pioneiras colonizando áreas abertas.

Em relação ao componente adulto, os gêneros que se destacaram em riqueza foram *Myrcia* (4 espécies), *Myrceugenia* (3 espécies), *Baccharis*, *Ilex*, *Piptocarpha*, *Solanum* e *Symplocos* (2 espécies); enquanto *Baccharis*, *Miconia* (4 espécies) *Myrceugenia*, *Myrcia*, *Solanum* (3 espécies) *Rapanea* e *Symplocos* (2 espécies) se destacaram entre os regenerantes.

Analisando o reflorestamento submetido à queima acidental (RII), foram amostrados 175 indivíduos distribuídos em 24 espécies, 20 gêneros e 16 famílias botânicas, sendo três espécies identificadas no nível de gênero. Das 24 espécies observadas, seis foram exclusivas do componente regenerante, oito ocorreram somente entre os adultos e dez foram comuns a ambos os componentes (TABELA 2).

Considerando o total de indivíduos, 78 foram considerados adultos e 97 regenerantes, dos quais 11 adultos (14,1%) e três regenerantes (3,1%) mortos em pé.

No componente adulto de RII, os gêneros de maior destaque em riqueza foram *Myrcia* e *Symplocos* (2 espécies cada). Já entre os regenerantes sobressaíram os gêneros *Myrcia* e *Rapanea* (2 espécies cada). *Myrcia hartwegiana* e *Myrcia laruotteana* foram comuns aos dois estratos, sendo que suas densidades relativas foram notórias apenas entre os regenerantes (36,08% e 14,43%, respectivamente); contra apenas um único indivíduo adulto de cada espécie, com CAP's próximos ao limite de inclusão. Entre os indivíduos regenerantes, nenhum deles atingiu a Classe de Tamanho da Regeneração Natural "3", sendo que 79,6% destes estão classificados na Classe "1"; sugerindo que a colonização destas espécies deu-se num passado recente, sendo favorecida pela queima.

Nota-se que na área vizinha (Reflorestamento I) estas duas espécies ocorreram em ambos os componentes, sendo *Myrcia hartwegiana* a segunda espécie mais representativa na comunidade (TABELA 2). Nesse caso, possivelmente suas populações contribuíram e contribuem no processo de regeneração natural, bem como os remanescentes naturais do entorno.

As famílias com maior destaque em riqueza entre os adultos em RII foram Myrtaceae (3 espécies), Asteraceae e Symplocaceae (2 espécies cada). Já entre os regenerantes destacaram-se Asteraceae, Myrsinaceae, Myrtaceae e Solanaceae (2 espécies cada).

Considerando o número de indivíduos, Podocarpaceae e Asteraceae foram mais representativas no componente adulto (32% e 11,5% de densidade relativa, respectivamente); ao passo que Myrtaceae e Rhamnaceae representaram 50,5% e 16,5% dos indivíduos regenerantes amostrados, respectivamente.

Constatou-se mais uma vez a dominância de *Myrcia hartwegiana* e *Myrcia laruotteana* na comunidade regenerante pós-fogo, em níveis bem superiores ao observado em I ($\mu_{Ij} < \mu_{IIj}$, pelo teste t a 5% de probabilidade, para ambas as espécies, sendo μ_{ij} a média do número de indivíduos por sub-parcela da j-ésima espécie no i-ésimo reflorestamento; $\mu_I = 0,45$ e $0,13$ Ind./sub-parcela e $\mu_{II} = 0,88$ e $0,35$ Ind./sub-parcela, para *Myrcia hartwegiana* e *Myrcia laruotteana*, respectivamente), bem como *Rhamnus sphaerosperma* (ver também Tabela 3, coluna RNR(%)). Tais espécies podem

ter se beneficiado das modificações bióticas e abióticas advindas da queima, tais como aumento da oferta de recursos (luz, nutrientes), decréscimo da predação e competição, liberação de etileno na fumaça (o qual eleva a permeabilidade dos tegumentos da semente); os quais podem ter estimulado o florescimento, liberação e germinação de sementes, bem como o crescimento de plântulas (DAUBENMIRE, 1968; GRIME, 1979; CHRISTENSEN, 1985).

Por outro lado, a ausência ou baixa densidade no estrato inferior de espécies abundantes no estrato superior, em ambas as áreas, tais como *Podocarpus lambertii* e *Baccharis oreophila*, pode indicar uma certa susceptibilidade da regeneração natural destas espécies à passagem do fogo e/ou ao avanço sucessional em reflorestamentos isolados deste distúrbio. O pequeno número de observações destas duas espécies em ambas as áreas inviabilizou a elaboração de testes de hipóteses para investigação destes questionamentos. Para tanto, é necessário um estudo com uma maior amostragem para averiguar a significância destes efeitos.

4.2 - Similaridade florística

Os adultos dos reflorestamentos RI e RII mostraram-se muito semelhantes floristicamente (0,40 e 0,57 pelo índice de Jaccard e Sorensen, respectivamente), com 17 espécies em comum. De todas as espécies amostradas em RII, apenas *Solanum* sp. não ocorreu em RI (TABELA 2). Estes resultados demonstram que o fogo parece não ter gerado uma substituição significativa de espécies deste componente, embora não saibamos de fato o nível de similaridade entre as áreas antes do distúrbio.

Já os regenerantes dos reflorestamentos RI e RII não podem, a rigor, serem considerados semelhantes floristicamente (0,21 e 0,35 para os Índices de Jaccard e Sorensen, respectivamente). No entanto, numa observação mais cuidadosa, nota-se que apenas quatro espécies das 15 amostradas no estrato inferior em RII não foram amostradas em RI (*Brunfelsia brasiliensis*, *Daphnopsis sellowiana*, *Eupatorium* sp., *Ilex microdonta*), ou seja, a área II compartilha mais de dois terços de suas espécies com a área I, considerando apenas os indivíduos regenerantes (TABELA 2). A superioridade da área I em riqueza de espécies (48 contra 15 espécies da área II) faz com que os dois trechos sejam considerados distintos floristicamente através dos Índices utilizados, embora RII comungue a maior parte de suas espécies com RI.

Confrontando agora os componentes adulto e regenerante de RI, percebe-se grande afinidade florística entre eles (0,41 e 0,58 para os Índices de Jaccard e Sorensen, respectivamente), compartilhando 26 espécies. O mesmo pode-se dizer para RII (0,38 e 0,55 para os Índices de Jaccard e Sorensen, respectivamente), tendo em comum nove espécies (TABELA 2). Numa mesma comparação, Souza (2008) também encontrou valores elevados em um remanescente florestal em bom estado de conservação do mesmo parque (acima de 0,28 e 0,40 para os Índices de Jaccard e Sorensen, respectivamente).

4.3 - Diversidade

Tomando o reflorestamento intacto (I), o Índice de Diversidade de Shannon (H') estimado para o estrato superior foi de 2,68 ($2,66 < H' < 2,87$; pelo teste JackKnife, a 95% de probabilidade), com 1:9,95 para o valor do Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM) e 0,71 para o Índice de Equabilidade de Pielou (J). O estrato inferior apresentou o mesmo valor de H' (2,68), porém com um intervalo de confiança mais elástico ($2,57 < H' < 2,99$), sendo $QM = 1:8,33$ e $J' = 0,69$.

Considerando o reflorestamento submetido à queima acidental (II), os valores obtidos para o componente adulto e regenerante foram, respectivamente:

- $H' = 2,39$ ($2,15 < H' < 3,12$) e $2,07$ ($1,9 < H' < 2,54$)

- $QM = 1: 4,11$ e $1: 6,06$ e

$J = 0,81$ e $0,75$

A diferença de área amostral entre RI e RII pode ter exercido uma influência decisiva no menor número médio de árvores por espécie (traduzido por QM), o que implica em valores mais elevados de J' em ambos os estratos de RII em relação a RI, bem como nos intervalos de confiança para H' mais amplos.

Analisando os valores de H' , nota-se que houve diferença significativa apenas entre os regenerantes de RI e RII, sendo RI estatisticamente superior a RII. Isto pode indicar que o fogo causou uma redução considerável e significativa na diversidade das formas de vida estudadas apenas neste componente, o qual já se espera ser mais susceptível à este distúrbio, dado à menor espessura da casca, altura dos indivíduos, reservas energéticas, área foliar, entre outros.

No entanto, considerando a diversidade de espécies por parcela e executando um teste t para duas médias independentes, com um teste F preliminar (ambos a 5% de probabilidade), os adultos em RI e RII foram estatisticamente diferentes. Adotando a mesma metodologia para o componente regenerante, a diferença entre \bar{H}'_I e \bar{H}'_{II} foi ainda mais significativa ($\bar{H}'_I > \bar{H}'_{II}$ a 1% de probabilidade). Logo, seguindo uma avaliação de H' em cada unidade experimental, percebe-se o efeito do fogo nesta variável em ambos os estratos e novamente um efeito mais pronunciado no estrato inferior.

Tomando agora as observações de riqueza por parcela, as médias para esta variável entre os adultos de RI e RII são estatisticamente distintas (pelo teste t, ao nível de 1% de probabilidade), idem para a comparação entre os regenerantes. Desta forma, fica evidente o efeito do fogo reduzindo a riqueza e diversidade da vegetação arbustivo-arbórea, provavelmente pelo menor número de espécies que são favorecidas ou que possuem um maior grau de tolerância a este distúrbio no ecossistema impactado. Logo o fogo pode não ter exercido seletividade apenas entre os indivíduos já estabelecidos na comunidade, mas também no padrão de recrutamento das espécies a partir do banco de sementes, favorecendo determinadas espécies cujas sementes são estimuladas a germinar após a queima da vegetação, bem como inviabilizando a germinação de outras espécies sensíveis a este impacto (WHELAN, 1995; MUCUNGUZI e ORYEM-ORIGA, 1996).

Não foram constatadas diferenças significativas entre as médias de J' (observações da variável por parcela, pelo teste t, a 5% de probabilidade) para o componente adulto. Realizando a mesma comparação para o componente regenerante, notou-se diferença significativa a 1% de probabilidade, pelo mesmo teste. Logo, o fogo promoveu um aumento considerável da dominância entre as plantas regenerantes, refletindo seu efeito seletivo sobre um menor número de espécies.

Os valores encontrados para H' , em ambas as áreas, são tidos como baixos quando comparados com estudos realizados em trechos de floresta natural em bom estado de conservação no mesmo parque, utilizando o mesmo critério de inclusão. Souza (2008) encontrou valores de H' de 3,08 e 3,41, amostrando 58 e 55 espécies, para os componentes adulto e regenerante, respectivamente, em um trecho de 1ha de floresta. Já Los (2004) cita um valor para H' de 3,43 para o estrato superior, utilizando seis blocos

descontínuos de 0,25ha cada. Em uma floresta secundária em avançado estágio de regeneração (120 anos) em Barra do Chapéu-SP, Souza (2008) relata valores de H' de 3,81 e 3,44 , amostrando 123 e 74 espécies, para os estratos superior e inferior respectivamente. Contudo estas comparações devem ser feitas com cautela, uma vez que as áreas amostrais destes levantamentos são muito maiores que as do presente estudo .

No entanto, espera-se que com o avanço sucessional das áreas, através da colonização do sub-bosque por novas espécies dispersas a partir das florestas do entorno, sobretudo aquelas de estágios sucessionais mais avançados, a diversidade de espécies se aproxime dos valores encontrados nos remanescentes da região, desde que os reflorestamentos sejam protegidos de distúrbios mais severos, como incêndios de maiores proporções. Portanto, pode-se considerar que os valores de riqueza e diversidade estimados já indicam que a restauração com Araucária está cumprindo sua função como floresta catalisadora. Em um estudo conduzido no sub-bosque de reflorestamentos com *Araucaria angustifolia* em diferentes idades no estado do Paraná, Barbosa *et al.*, (2009) encontraram diferença significativa a 5% de probabilidade entre os índices de diversidade de Shannon estimados para reflorestamentos de 12, 34 e 43 anos, sendo o primeiro ($H'=2,0$) diferente dos dois últimos ($H'=2,47$ e $2,44$; respectivamente). Infelizmente, as diferenças na metodologia de amostragem (critério de inclusão, delineamento, tamanho das parcelas, entre outros), bem como no regime de distúrbio (sub-bosque em plantio comercial x sub-bosque em reflorestamento) dificulta a comparação dos resultados apresentados.

4.4 - Estrutura horizontal

Confrontando em termos gerais (totais) os parâmetros fitossociológicos estimados para o componente adulto de RI e RII, percebem-se diferenças estruturais conspícuas entre eles. A Densidade Total Absoluta foi de 1259 e 488 Ind./ha para RI e RII, respectivamente. A diferença entre as médias do número de indivíduos por parcela entre as áreas foi significativa (pelo teste t, ao nível de 1% de probabilidade; sendo $\mu_I = 25,2$ Ind/parcela e $\mu_{II} = 9,8$ Ind./parcela). Estas diferenças refletem claramente o efeito do fogo na densidade da vegetação, “raleando” a cobertura florestal através da alta mortalidade, sobretudo dos indivíduos de menor porte, provocada pela incineração ou

contato prolongado com ondas de calor letais, em tempo suficiente para danificar irreversivelmente os tecidos vitais da planta.

O mesmo efeito pode ser observado em termos de Dominância Total Absoluta para o componente adulto (28,13 e 4,93 m²/ha, para RI e RII respectivamente). A diferença entre as médias (Área basal/parcela) foi significativa, pelo teste t a 1% de probabilidade; sendo $\mu_I = 0,56\text{m}^2/\text{parcela}$ e $\mu_{II} = 0,10\text{ m}^2/\text{parcela}$. Logo, o fogo levou à menor ocupação do espaço pelas espécies lenhosas autóctones e aumentou a vulnerabilidade da área à invasão por espécies heliófitas alóctones. No entanto, a localização favorável do reflorestamento, imerso numa paisagem ainda bem conservada, com remanescentes florestais interrompidos por campos naturais, minimiza este efeito deletério.

Estas diferenças observadas no componente adulto foram constatadas também no regenerante, o que já era esperado, dada a maior vulnerabilidade deste componente ao fogo. Nota-se uma diferença pronunciada em termos de Densidade Total Absoluta entre as áreas (48.000 e 24.250 Ind./ha, para RI e RII respectivamente). A diferença entre médias para o número de indivíduos por parcela foi bastante significativa ($p < 0,01$, pelo teste t a 1% de probabilidade), sugerindo que os indivíduos regenerantes em RII sofreram drástica redução pela queima, pois mesmo decorrido 9 anos do impacto, persiste uma diferença muito significativa entre as áreas impactada e não impactada.

Além do efeito na vegetação propriamente estabelecida, o fogo pode comprometer a densidade e riqueza do banco de sementes de espécies arbóreas (DALLING *et al.*, 1997; MAROD *et al.*, 2002; MELO *et al.*, 2007). Logo, acredita-se que o fogo pode ter perturbado também a dinâmica do banco de sementes do solo, incinerando as sementes dispostas sobre a superfície ou imediatamente sob ela, enquanto aquelas localizadas em maiores profundidades podem não ter sentido efeito algum, permanecendo em estado de dormência (WHELAN, 1995). Uma suposta redução na densidade do banco de sementes certamente dificultaria a dinâmica da regeneração natural na área impactada. No entanto, as condições favoráveis do entorno contribuem para reabilitação deste mecanismo de regeneração natural. Futuros monitoramentos do banco de sementes em períodos pré e pós-queima nestes ecossistemas poderão contribuir para elucidar de maneira mais objetiva estas hipóteses.

Considerando o estudo de Souza (2008), em trecho sem indícios de perturbação antrópica (floresta primária), a densidade e dominância total absoluta do estrato superior foram estimadas em 1921 Ind./ha e 53,60m²/ha, respectivamente. Após cerca de 50 anos do plantio inicial, o reflorestamento intacto supera em 60% e 50% do valor de densidade e dominância total observado nesta comunidade clímax do entorno. Ainda no mesmo estudo, a autora avaliou um trecho de Floresta de Araucária bosqueada para criação de gado, mas que fora abandonada há 120 anos, em Barra do Chapéu-SP. Nesta área, estimou em 2062 Ind./ha e 40,5 m²/ha a densidade e dominância absoluta, respectivamente.

No entanto, para melhor avaliação do potencial catalítico de plantios puros com *Araucaria angustifolia* na regeneração natural, deve-se considerar levantamentos em trechos de mata secundária com idades e metodologias de amostragem semelhantes aos reflorestamentos estudados, inserido num mesmo contexto de paisagem e histórico de uso do solo, uniformizando as condições ambientais entre as áreas. Seguindo esta abordagem, a melhor alternativa seria adotar como referência uma área abandonada concomitantemente ao plantio de mudas de Araucária, incluída no mesmo trecho desmatado e submetido às mesmas atividades antrópicas no passado. Desta forma poder-se-ia comparar de forma mais consistente o simples abandono da área com o plantio de mudas de *Araucaria angustifolia*; possibilitando interpretações mais confiáveis.

Estimativas semelhantes aos do reflorestamento I para densidade absoluta e diversidade de Shannon foram encontradas por Mochiutti *et al.*, (2008), ao utilizarem o mesmo critério de inclusão na avaliação do sub-bosque em um plantio puro de *Acacia mearnsii* De Wild. de apenas 16 anos estabelecido em zona ripária no município de Cristais-RS. Os valores estimados para densidade absoluta (1408 e 49.167 Ind/ha, para o estrato superior e inferior respectivamente) e diversidade de Shannon (2,6 e 3,03; *idem* ao anterior); foram considerados elevados, com base em inventários já realizados na Floresta Estacional Semidecidual gaúcha. Além disso, *Acacia mearnsii* não demonstrou potencial invasor, pois não foi amostrada no sub-dossel, sub-bosque nem tão pouco no estrato de regeneração natural da área avaliada. Os autores argumentam que os elevados valores de densidade e diversidade encontrados neste plantio podem ser atribuídas, ao menos em parte, pela melhoria das condições do sub-bosque através do depósito de grande quantidade de serapilheira rica em nutrientes, sobretudo nitrogênio

(SCHUMACHER *et al.*, 2003), abertura de clareiras pela morte e queda das árvores de Acácia-negra, bem como boa disponibilidade de propágulos e de agentes dispersores (a maioria das espécies amostradas são zoocóricas). Os mesmos concluem que o povoamento abandonado de Acácia-negra apresenta um bom potencial para repor boa parte da riqueza florística inicial, podendo ser indicada para facilitar a regeneração natural em áreas degradadas, seguindo o modelo de facilitação da sucessão secundária proposto por Connel e Slatyer (1977); desde que a chuva de sementes a partir de remanescentes florestais do entorno possa garantir a colonização do sub-bosque por espécies nativas.

Andrae *et al.*, (2005) apontam o potencial de pequenos povoamentos de *Pinus* sp. e de *Araucaria angustifolia*, estabelecidos em sítios degradados em região de Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul em catalisar a regeneração natural em seus sub-bosques. Os autores avaliaram 12 pequenos povoamentos de *Pinus* sp., com idades entre 25 a 30 anos e um de Araucária, com 28 anos, cujas áreas variaram de 0,2 a 1 ha. Ambas as espécies são consideradas exóticas na região. A riqueza amostrada no povoamento de Araucária (13 espécies por parcela de 5x5m, em média) foi superior ao observado nos povoamentos de Pinus (2 a 10 espécies por parcela de 5x5m, em média). Esta supremacia deu-se inclusive para as chamadas “espécies valiosas”, sendo as mais freqüentes: *Cupania vernalis* (Camboatá-vermelho), *Parapiptadenia rigida* (Angico-vermelho), *Nectandra megapotamica* (Canela-preta) e *Cabralea canjerana* (Canjerana). A regeneração de Pinus foi observada em apenas 45% das parcelas sob os talhões desta espécie, sendo esta negativamente relacionada à espessura da serapilheira. Considerando todos os povoamentos (área amostral equivalente a 1,43 ha), foram amostradas um total de 121 espécies lenhosas com altura superior a 0,3 metros, sendo 96 autóctones e 25 alóctones. Entre as exóticas destacaram-se o *Pinus* sp., *Araucaria angustifolia* e *Melia azedarach* (Cinamomo), estas duas últimas em baixa densidade. O índice de Diversidade de Shannon alcançou o surpreendente valor de 3,4 para um dos povoamentos, semelhante a valores observados em florestas naturais do sul do Brasil. Os autores concluíram que, de forma geral, desenvolveu-se um sub-bosque bem diversificado em termos de distribuição horizontal e composição florística. Todavia ressaltaram que a pequena dimensão dos povoamentos e as condições favoráveis do entorno, dominado por capoeiras desenvolvidas em áreas de pousio, certamente potencializaram a chuva de sementes no interior dos talhões.

Cabe ressaltar, no entanto, que as intervenções pré e pós-plantio utilizadas em ambos os reflorestamentos do presente estudo são desconhecidas; tais como histórico de uso da área, preparo de solo, densidade de plantio, controle de competidores, entre outros; o que torna as comparações com outros reflorestamentos limitada, pois estes fatores exercem influência decisiva no sucesso catalítico da regeneração natural no sub-bosque de florestas plantadas (VIANI *et al.*, 2010).

Ainda que exista uma tendência dos órgãos públicos em se cobrar uma elevada diversidade em projetos de restauração, resultados como os apresentados aqui e em outros estudos (MOCHIUTTI *et al.*, 2008; ANDRAE *et al.*, 2005) apontam que quando o entorno é formado por uma matriz florestal em bom estado de conservação, como acontece no Parque Estadual de Campos do Jordão e boa parte da Serra da Mantiqueira, ou ainda por uma paisagem com boa conectividade entre fragmentos fontes de sementes e dispersores, a introdução de mudas e/ou sementes de um número restrito de espécies, ou até mesmo reflorestamentos puros, pode constituir-se numa estratégia eficiente para a restauração florestal. Resultado semelhante foi observado por Zanini e Ganade (2005), citado anteriormente, se considerarmos os indivíduos plantados de *Araucaria angustifolia* como poleiros naturais. Há ainda alguns estudos apontando a superioridade de plantios puros em relação à plantios mistos ou mesmo à florestas secundárias em termos de densidade e diversidade de espécies no sub-bosque (CHADA *et al.*, 2004; LEE *et al.*, 2005; SANTOS *et al.*, 2007; COSTA, 2008).

A resolução nº08/2007 da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo impõe, entre outras exigências, um número mínimo de 80 espécies arbóreas até o final do período estabelecido em projeto, salvo algumas formações com baixa diversidade intrínseca. No entanto, Durigan *et al.*, (2010) argumentam que plantios de alta diversidade não garantem, por si só, o sucesso das iniciativas de restauração; uma vez que na quase totalidade dos casos as condições bióticas e abióticas iniciais são desfavoráveis à sobrevivência, crescimento e regeneração da maioria das espécies, sobretudo aquelas mais exigentes, de estágios sucessionais mais avançados; além de aumentar o risco de contaminações biológicas e genéticas, através da introdução de espécies invasoras devido à erros de identificação taxonômica e de ecótipos distintos, com genes previamente inexistentes ou que já teriam sido eliminados via seleção natural (BROADHURST *et al.*, 2006; LESICA e ALLENDORF, 1999). Além disso, os autores consideraram que não existe um modelo único aplicável a todas as situações de

restauração florestal; paradigma este acatado internacionalmente (*no one size fits all*). Por fim, concluem que a Resolução SMA-SP nº08/2007 não tem contribuído para ampliar as áreas restauradas no estado nem tampouco aumentar o êxito das iniciativas.

As 10 espécies de maior destaque na comunidade em termos de VI são apresentadas na Figura 2, para RI e RII . Em RI, estas espécies somam 82,95% e 92,62% da densidade e dominância relativa, respectivamente. Destas, três possuem algum grau de ameaça quanto à sua conservação: *Podocarpus lambertii* (quase ameaçada, IUCN 2001), *Araucaria angustifolia* (já descrito), *Myrceugenia miersiana* (dependente de medidas de conservação, IUCN 1994). Já em RII somente as duas primeiras espécies citadas acima apresentam riscos quanto à sua conservação, sendo que as 10 espécies de maior VI concentram 85,9% e 91,76% da densidade e dominância relativa, respectivamente. Considerando as demais espécies dos reflorestamentos, observa-se mais duas ameaçadas, quais sejam: *Dicksonia sellowiana* (vulnerável, SMA 2004; ameaçada, IBAMA 1993) e *Cedrela fissilis* (em perigo, IUCN 1994). A ocorrência destas espécies nos reflorestamentos destaca sua relevância ecológica, contribuindo para a expansão das populações destas espécies ameaçadas a partir das florestas do entorno.

Das 10 espécies de maior VI no componente adulto de RI, quatro apresentaram o mesmo destaque no componente regenerante (*Myrcia hartwegiana*, *Araucaria angustifolia*, *Rapanea umbellata* e *Picramnia parvifolia*). A mesma comparação feita para RII apontam outras três espécies (*Drymis winterii*, *Daphnopsis sellowianna*, *Rhamnus sphaerosperma*). Estas espécies estão apresentando bom desempenho regenerativo em suas respectivas áreas e tendem a imprimir um caráter fisionômico, mantendo-se bem representadas na comunidade. No entanto, algumas espécies de destaque no estrato superior apresentam índices baixíssimos ou nulos de regeneração natural em RI (*Rhamnus sphaerosperma*, *Myrceugenia* sp.), em II (*Baccharis oreophilla*, *Araucaria angustifolia*, *Solanum* sp., *Symplocos falcata*, *Schinus polygamus*) e em ambos (*Podocarpus lambertii*), o que compromete a permanência destas populações na comunidade (TABELA 3).

Novamente, considerando as 10 espécies de maior VI no componente adulto de RI (excetuando os indivíduos mortos), 7 possuem o mesmo destaque no mesmo estrato do levantamento realizado por Souza (2008) (*Podocarpus lambertii*, *Myrceugenia*

miersiana, *Araucaria angustifolia*, *Myrcia hartwegiana*, *Rapanea umbellata*, *Prunus myrtifolia* e *Symplocos falcata*). Comparação análoga realizada para o estrato inferior evidencia 4 espécies (*Miconia cinerascens*, *Rapanea umbellata*, *Myrcia hartwegiana* e *Symplocos celastrinea*). Realizando a mesma comparação para RII, observa-se 3 espécies no estrato superior (*Podocarpus lambertii*, *Araucaria angustifolia* e *Symplocos falcata*) e apenas uma no inferior (*Myrcia hartwegiana*).

Logo, a dominância das espécies dos remanescentes do entorno está sendo reproduzida, ao menos em parte, em ambos os reflorestamentos, sendo em maior grau em RI. Estas evidências refletem a influência das florestas maduras da região na dinâmica sucessional de plantios puros com *Araucaria angustifolia*; bem como a importância da conservação destes remanescentes florestais, colaborando como fontes de sementes e com agentes dispersores na restauração florestal de áreas próximas alteradas, com a vantagem de reintroduzir genótipos adaptados às condições ecológicas locais. Podemos notar também a importância do regime de distúrbio, determinando ainda que parcialmente, as regras de montagem da comunidade em regeneração, diminuindo a influência da flora do entorno e selecionando espécies mais bem adaptadas aos distúrbios mais frequentes e/ou de maior intensidade na região.

Os baixíssimos índices de regeneração natural apresentados por *Podocarpus lambertii* em ambas as áreas (dois indivíduos em RI e nenhum em RII), apesar da abundância de indivíduos no estrato superior e da atratividade de seus pequenos frutos à fauna silvestre (LORENZI, 2002), parecem demonstrar o caráter pioneiro da espécie, dificultando sua regeneração natural na área não impactada (dossel mais contínuo, estrutura vertical mais complexa); bem como uma certa fragilidade competitiva em regenerar após distúrbios mais severos, como o fogo.

Já *Araucaria angustifolia* demonstra redução de 61% em RNR (%) ao confrontarmos as duas áreas (10 indivíduos regenerantes em I e um único em II; $p < 0,01$ pelo teste t, a 5% de probabilidade), embora os adultos tenham valores bem semelhantes. O fato dos indivíduos desta espécie resistirem às queimas naturais que ocorrem na Floresta Ombrófila Mista e nos campos naturais do entorno, desde que apresente alturas superiores a dois metros (5 a 6 anos) ou espessura de casca superior a 10 milímetros, pode explicar este fenômeno (FERREIRA e IRGANG, 1979). Um estudo conduzido por Weber *et al.*, (2007) demonstrou que a mortalidade de indivíduos

de *Araucaria angustifolia* por incêndios florestais é reduzida na medida em que são maiores os diâmetros de seus fustes, ou seja, o porte é fator decisivo para a sobrevivência. Essa tendência pode estar associada ao aumento da espessura da casca em função do incremento em diâmetro do fuste, protegendo o câmbio da ação nociva do fogo.

Rhamnus sphaerosperma demonstrou dinâmica populacional inversa à da *Araucaria angustifolia*, ou seja, teve sua regeneração natural impulsionada pela queima. Em RI foi observado um único indivíduo, contra 16 indivíduos em RII ($p < 0,001$; pelo teste t a 1% de probabilidade). Este comportamento parece demonstrar a necessidade de distúrbios regulares para a manutenção da espécie na comunidade, pois é evidente a tendência de não renovação da população em ambientes protegidos de desequilíbrios mais severos.

Cabe destacar aqui a dominância de *Podocarpus lambertii* no componente adulto de ambos os reflorestamentos e de *Miconia cinerascens* e *Myrcia hartwegiana*, respectivamente, entre os regenerantes dos reflorestamentos RI e RII; todos acumulando mais de 30% do VI total em cada partição das comunidades (TABELA 3).

Entre as 10 espécies de maior destaque (VI) no componente adulto em RI, apenas três manifestam a mesma notoriedade em RII (*Podocarpus lambertii*, *Araucaria angustifolia*, *Rhamnus sphaerosperma*) (FIGURA 2). A mesma comparação para o componente regenerante evidencia duas espécies (*Myrcia hartwegiana* e *Myrcia laruotteana*). Este resultado parece apontar para um grupo de espécies com grande habilidade em colonizar áreas alteradas do entorno, uma vez que são abundantes em ambos os reflorestamentos analisados, embora alguns indivíduos de *Araucaria angustifolia* tenham sido introduzidos artificialmente via plantio de mudas. O segundo grupo demonstra inclusive certa plasticidade morfofisiológica capaz de conferir resistência ou até mesmo ter seu crescimento e reprodução estimulado pelo fogo.

4.5 - Estrutura vertical

Seguindo a metodologia proposta por Souza e Leite (1993), o componente adulto de RI e RII foi dividido nas seguintes classes de altura, respectivamente:

- Estrato Inferior (1) : $H_I < 2,78 \text{ m}$; $H_{II} < 4,12 \text{ m}$ (Sub-bosque)

- Estrato Médio (2): $2,78 \text{ m} \leq H_I < 9,63 \text{ m}$; $4,12 \text{ m} \leq H_{II} < 8,13 \text{ m}$ (Sub-dossel)

- Estrato Superior (3): $H_I > 9,63 \text{ m}$; $H_{II} > 8,13 \text{ m}$ (Dossel)

Desta classificação, constata-se que RI apresentou maior variabilidade em altura do que em RII. Logo, esta estratificação é mais perceptível em RII do que em RI (Tabela 4).

Em termos de distribuição dos indivíduos em classes de altura, em números absolutos, nota-se clara diferença entre as áreas, obviamente devido ao contraste na densidade da vegetação, descrita anteriormente ($p < 0,05$; pelo teste t, a 5% de probabilidade; exceto para a classe de altura 3). Embora não tenha ocorrido diferença significativa para a classe 3, é válido apontar que o grande percentual de parcelas sem nenhum indivíduo desta classe em RII (50%), bem como a alta densidade de *Podocarpus lambertii* em algumas poucas parcelas, promoveu a alta variância amostral observada em RII. Esta medida de dispersão dos dados contribuiu para diminuir o valor de $t_{\text{calculado}}$, aumentando a probabilidade de aceitarmos H_0 ($\mu_{I3} = \mu_{II3}$), o que de fato ocorreu bem próximo da região crítica ($p=0,0515$).

Além disso, a distribuição da densidade e dominância apresenta padrões distintos entre os reflorestamentos, em termos proporcionais, ou seja, considerando a Densidade e Dominância Relativa de cada estrato (TABELA 4). Para a densidade, a diferença entre as médias μ_{Ij} e μ_{IIj} foram significativas, exceto para a Classe 3, pelo teste t, a 5% de probabilidade; sendo μ_{Ij} e μ_{IIj} as médias da razão entre o número de indivíduos da j -ésima classe de altura pelo número total de indivíduos amostrados (n_j/N), nas áreas I e II respectivamente. A mesma observação anterior referente à classe 3 se aplica nesta comparação.

Para a dominância, não houve diferença significativa na Classe I em termos absolutos (analisando Área Basal/parcela) (TABELA 4). Isto demonstra que apesar de RII possuir um sub-bosque sensivelmente mais denso, este não ocupa uma maior área basal que em RI, ou seja, em RI há o predomínio de pequenos arbustos e arvoretas de maiores diâmetros e em RII o inverso. O fogo pode ter selecionado os indivíduos da última classe de altura da regeneração natural, levando ao aumento do ingresso de indivíduos no sub-bosque. No entanto, espera-se que com a competição intra e inter-específica crescente, a densidade do sub-bosque em RII diminua, resistindo apenas os

indivíduos mais adaptados, os quais poderão completar seu ciclo de vida no sub-bosque ou ingressar em classes de altura superiores.

Já em termos relativos (Área Basal/ Área Basal Total), não houve diferença significativa entre as médias da Classe 3. O agrupamento de indivíduos de *Podocarpus lambertii* de maiores diâmetros em um número restrito de parcelas, somado a ausência de indivíduos desta classe na metade das parcelas em RII, causou o mesmo efeito observado na comparação para densidade, fazendo com que o teste de hipótese não discriminasse as duas populações.

Entre as espécies emergentes em RI, destacam-se *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii*, com árvores de até 18m de altura e diâmetro a altura do peito superior a 40cm. Este padrão já era esperado, pois estas espécies caracterizam a fitofisionomia da Floresta Ombrófila Mista, detendo os maiores indivíduos da comunidade. Estas duas espécies predominam também entre as árvores dominantes, acompanhadas por escassos indivíduos de *Piptocarpha regnelli*, *Piptocarpha axilaris*, *Ilex theezans*, *Picramnia parvifolia* e *Dasyphyllum spinescens*, totalizando 74 indivíduos no dossel. Já no sub-dossel, o qual comporta 344 indivíduos, *Myrcia hartwegiana* apresenta larga dominância, com 32,8% das árvores desta classe, muitos com diâmetros inferiores a 10cm. Já o sub-bosque apresentou-se bastante esparsa, com apenas 10 indivíduos, dos quais 7 são mortos.

Em RII, as árvores do dossel apresentam-se com alturas bem semelhantes (entre 9 e 10m) e em pequeno número (9 indivíduos, dos quais 5 são espécimes de *Podocarpus lambertii*). O sub-dossel, também com números mais modestos, apresentou dominância de *Podocarpus lambertii* (18 dos 49 indivíduos amostrados). O sub-bosque apresentou 20 indivíduos, dos quais 4 são mortos; equivalente a uma densidade de 125 Ind./ha, contra 29,4 Ind./ha em RI.

Desta forma, podemos inferir que o reflorestamento submetido à queima apresenta um sub-bosque mais denso e um dossel mais aberto, com árvores dominantes mais espaçadas, as quais contribuem com menos de um terço da área basal total. Já o reflorestamento intacto expõe um sub-bosque bem mais aberto, com dossel mais contínuo, cujas árvores contribuem com mais de dois terços da área basal total (TABELA 4).

Considerando o estrato regenerante, a passagem do fogo pode ter selecionado os indivíduos mais altos e com maior espessura de casca, eliminando os mais jovens (mais sensíveis a este distúrbio) e conseqüentemente diminuindo a competição intra e inter-específica neste compartimento. Logo, um maior número de indivíduos conseguiu ingressar na Classe de Altura 1 do estrato superior (sub-bosque), adensando-o. Esta hipótese é reforçada ao analisarmos a estrutura vertical do estrato inferior. Percebe-se que a diferença na densidade absoluta por classe de tamanho da regeneração natural entre os reflorestamentos decresce substancialmente no sentido da classe de tamanho imediatamente superior (FIGURA 4). A diferença entre as médias μ_{ij} e μ_{IIj} (sendo μ_{ij} a média do número de indivíduos no i-ésimo reflorestamento na j-ésima classe de tamanho da regeneração natural) foi significativa apenas na Classe 1, pelo teste t, a 5% de probabilidade.

Acredita-se que a intensidade do incêndio variou bastante ao longo da área, em função das diferenças na composição e na distribuição horizontal e vertical do combustível fino (maior inflamabilidade), no seu teor de umidade e sobretudo das condições micro-climáticas no momento da queima; variação esta normalmente observada em incêndios que acometem ecossistemas biodiversos (MIRANDA *et al.*, 1993, 1996; NARDOTO, 2000). Deste modo, em alguns pontos a queima pode ter sido tão intensa que eliminou até os indivíduos de maior porte da comunidade; enquanto em outros pontos pode ter suprimido apenas os indivíduos regenerantes mais jovens, descaracterizando sua estrutura ao menos temporariamente. Os maiores valores relativos estimados para as árvores mortas do componente adulto de RII em relação à RI, sobretudo em termos de Densidade e Dominância, ilustra a severidade do impacto (FIGURA 2).

4.6 - Valor de Importância Ampliado (VIA)

A consideração deste índice é importante para avaliar de forma mais abrangente a importância ecológica das espécies na comunidade, pois sintetiza em si os parâmetros da estrutura horizontal e vertical dos componentes adulto e regenerante.

Entre as dez espécies de maior VI no componente adulto, 9 e 8 possuem o mesmo destaque em termos de VIA em RI e RII, respectivamente; devido à notoriedade exclusiva no componente regenerante de *Miconia cinerascens* em RI, *Myrcia hartwegiana* e *Myrcia laroutteana* em RII (TABELA 3).

4.7 - Estrutura diamétrica

A estrutura diamétrica em RI é descontínua ou errática, ou seja, há classes de diâmetro com ausência de indivíduos (FIGURA 3). Os indivíduos amostrados nas maiores classes de diâmetro (107,5cm ; 77,5cm) são espécimes de *Podocarpus lambertii* provavelmente remanescentes da floresta original, já que um intervalo de apenas 50 anos é considerado curto para que a espécie alcance estes portes. Tais indivíduos foram desconsiderados na análise de regressão exponencial, tornando a distribuição dos indivíduos em classe de diâmetro contínua, permitindo desta forma o ajuste por este modelo. Os parâmetros β_0 e β_1 da equação linearizada a partir de $Y_1 = 407,63e^{-0,424x}$ são significativos ($p < 0,01$; pelo teste t a 5% de probabilidade). Logo, podemos afirmar que a distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro segue o padrão J-invertido, com um nível razoável de ajuste ($R^2 = 0,81$).

A partir do centro de classe 27,5cm, foram amostrados apenas indivíduos de *Podocarpus lambertii* e *Myrcia hartwegiana*, o que demonstra o rápido crescimento em diâmetro destas espécies. No entanto, esta característica é mais evidente em *Podocarpus lambertii*, o qual concentra 67,91% da dominância relativa, embora grande parte deste acúmulo seja em virtude dos prováveis exemplares da floresta original. Já a segunda espécie reúne 8,68% da dominância relativa, devido sobretudo à elevada densidade na área, já que 110 dos 114 indivíduos amostrados desta espécie possuem diâmetro inferior à 15cm.

Araucaria angustifolia apresentou crescimento em diâmetro aquém do esperado, ou seja, inferior ao comumente relatado na literatura. A espécie acumula 5,91% da área basal relativa em I, sendo que apenas 2 dos 34 indivíduos amostrados apresentaram diâmetro superior a 20cm. Hess *et al.*, (2009) estimaram o diâmetro de árvores de *Araucaria angustifolia* em função da idade, via análise de tronco, para três regiões fitogeográficas no Rio Grande do Sul. Neste estudo, o diâmetro esperado para indivíduos com idades próximas a 50 anos, correspondente às Araucárias plantadas nos reflorestamentos RI e RII, variou de 31,16 cm a 43,08 cm. A ausência de indivíduos destes portes tanto em RI como em RII ($q = 14,8$ e $9,9$ cm, para RI e RII respectivamente, sendo q o diâmetro médio) pode ser explicada pela alta mortalidade das Araucárias plantadas, pois embora não se conheça a densidade do plantio, em ambos a maioria dos indivíduos mortos em pé amostrados pertencem a esta espécie.

Este fato reflete as condições adversas, ou seja, a resistência da área alterada ao estabelecimento da espécie, dificultando a expressão do seu potencial de crescimento em diâmetro. Cabe ressaltar ainda que Hess *et al* (2009) estudaram somente povoamentos naturais em condições ambientais bem mais favoráveis ao crescimento da espécie. Sendo assim, a alteração de uso do solo em RI e RII reduziu a qualidade do sítio em termos de crescimento diamétrico para *Araucaria angustifolia*, impedindo que esta alcançasse valores próximos aos observados em florestas naturais.

O reflorestamento RII possui uma distribuição diamétrica contínua, porém mais estreita, ou seja, indivíduos distribuídos em um número menor de classes de diâmetro, revelando menor complexidade estrutural (FIGURA 3). O modelo exponencial negativo ajustado ao conjunto de dados também foi significativo ($p < 0,01$, pelo teste t a 5% de probabilidade, para ambos os parâmetros β_0 e β_1 da equação linearizada a partir de $Y_{II} = 720,51e^{-0,911x}$), com um coeficiente de determinação ainda maior ($R^2 = 0,99$), o que demonstra a adaptabilidade dos dados ao modelo, ou seja, sua consistência, sua veracidade.

Os indivíduos de maior porte são espécimes de *Podocarpus lambertii* e *Baccharis oreophila* (centros de classe 27,5cm e 22,5cm), refletindo novamente o caráter pioneiro destas espécies. Estas acumulam 50,48% e 16,49% da dominância relativa, respectivamente; sendo a diferença atribuída sobretudo à maior densidade relativa de *Podocarpus lambertii* (32,05% , contra 8,97% de *Baccharis oreophila*).

Desconsiderando as maiores classes de diâmetro amostradas em RI, observa-se uma tendência em que, com o incremento em diâmetro, os reflorestamentos vão se assemelhando cada vez mais, diminuindo a diferença de indivíduos por classe de diâmetro entre as áreas ($p < 0,01$ para os centros de classe 7,5cm e 12,5cm; $p < 0,05$ para o centro de classe 17,5cm; $p > 0,05$ para os centros de classe 22,5cm e 27,5cm; pelo teste t). Este fato reforça a hipótese de que o incêndio foi mais severo para os indivíduos das menores classes de diâmetro, com menor espessura de casca e tolerância ao fogo. Resultado semelhante foi encontrado em um estudo conduzido em Floresta Estacional Perenifólia no norte do Mato Grosso (IVANAUSKAS *et al.*, 2003), em que mais de 90% da mortalidade registrada 10 meses após uma queima acidental correspondia aos indivíduos das menores classes de diâmetro.

Logo, sugere-se que o fogo não alterou drasticamente o padrão de distribuição diamétrica de RII, pois embora tenha ocorrido uma redução significativa do número de indivíduos nas primeiras classes de diâmetro, a distribuição manteve e até reforçou seu caráter em J-invertido.

5 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados apresentados apontam para o potencial dos reflorestamentos puros com *Araucaria angustifolia*, estabelecidos em áreas alteradas de ocorrência natural da espécie, em catalisar a regeneração natural, desde que imersos numa matriz florestal em bom estado de conservação e isolados de distúrbios mais severos, como o fogo. O caráter heliófilo da espécie, a capacidade de estabelecimento de associações micorrízicas e sua atratividade à fauna dispersora, provavelmente contribuem para o seu comportamento como “espécie nucleadora”, à semelhança do que ocorre naturalmente na irradiação de indivíduos de Araucária a partir das bordas dos capões sobre os campos naturais no Planalto Meridional (DUARTE *et al.*, 2009).

Após 9 anos da passagem do fogo, RII ainda expressa claramente o efeito da queima, com redução substancial da riqueza, densidade, do porte da vegetação como um todo e da diversidade do estrato inferior; retardando o avanço sucessional na área afetada. Contudo, lamenta-se o fato de não haver levantamentos fitossociológicos na área em períodos pretéritos, o que permitiria uma série de avaliações mais consistentes sobre a dinâmica da comunidade e do efeito de eventuais distúrbios naturais ou antrópicos, como a queima acidental ocorrida em 2001.

Estas diferenças estruturais sugerem que o fogo pode ter sido de intensidade considerável, refletindo em impactos negativos não apenas para o estrato inferior, como também para o estrato superior, descaracterizando momentaneamente a estrutura e composição florística da área impactada. No entanto, devido às condições favoráveis do entorno, espera-se que RII siga sua trajetória sucessional, assemelhando-se à matriz florestal das cercanias a longo prazo. Para averiguar esta hipótese, sugere-se o inventário contínuo das áreas estudadas na presente ocasião, fornecendo informações úteis para o avanço do conhecimento sobre sucessão secundária em reflorestamentos com *Araucaria angustifolia*.

Por último, cabe destacar que outros fatores ambientais não controlados provavelmente estão atuando em ambos os ecossistemas, contribuindo para a variabilidade dos dados, tais como: incidência de pragas, doenças, espécies invasoras de formas de vida não contempladas neste estudo, entre outros. No entanto, tem-se a queima ocorrida em 2001 como principal fator responsável pelas alterações florísticas e estruturais observadas entre as áreas, dado o potencial impactante do fogo sobretudo em comunidades sob sucessão secundária.

TABELA 1 – Características físicas e químicas dos solos dos Reflorestamentos RI e RII, camada 0-20cm, no Parque Estadual de Campos do Jordão, Campos do Jordão, SP, Brasil. Fonte: Moreira *et al.*, 2006.

TABLE 1 – Physical and chemical soil characteristics of Reforestations RI and RII, layer 0-20cm, on Campos do Jordão State Park, Campos do Jordão, SP, Brazil. Source: Moreira *et al.*, 2006.

	Características Químicas						Características Físicas		
	M.O	P (resina)	K	Ca	Mg	H + Al	Areia	Silte	Argila
	g/dm ³	mg/dm ³	mmolc/dm ³			g/kg			
Reflorestamento I	88	10	2,3	2	4	347	510	180	310
Reflorestamento II	65	8	2,8	1	2	281	570	60	370

TABELA 2 – Densidade Relativa (DR;%) das espécies amostradas por área (Reflorestamentos RI e RII) e por estrato (Superior e Inferior), no Parque Estadual de Campos do Jordão, Campos do Jordão, São Paulo, Brasil. * O percentual total considera a densidade relativa dos indivíduos mortos, os quais não são listados.

TABLE 2- Relative Density (DR; %) for species sampled by area (Reforestations RI and RII) and by strata (upper and under), on Campos do Jordão State Park, Campos do Jordão, São Paulo, Brasil. * The total percentage consider the relative density of died individuals, which aren't listed.

ESPÉCIE	FAMÍLIA	Reflorestamento RI		Reflorestamento RII	
		DR (%) - A	DR (%) - R	DR (%) - A	DR (%) - R
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	ANACARDIACEAE	0,70	0,49	2,56	-
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	ANNONACEAE	0,93	0,49	-	-
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	AQUIFOLIACEAE	0,23	-	1,28	5,15
<i>Ilex pseudobuxus</i> Reissek	AQUIFOLIACEAE	-	0,25	-	-
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	AQUIFOLIACEAE	0,47	-	-	-

ESPÉCIE	FAMÍLIA	Reflorestamento RI		Reflorestamento RII	
		DR (%) - A	DR (%) - R	DR (%) - A	DR (%) - R
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	ARALIACEAE	-	0,25	-	-
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	ARAUCARIACEAE	7,48	2,45	6,41	1,03
<i>Baccharis cf. semiserrata</i> DC.	ASTERACEAE	1,17	0,49	-	-
<i>Baccharis oreophila</i> Malme	ASTERACEAE	0,47	1,23	8,97	1,03
<i>Baccharis</i> sp2.	ASTERACEAE	-	0,49	-	-
<i>Baccharis</i> sp3.	ASTERACEAE	-	0,25	-	-
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	ASTERACEAE	0,47	-	-	-
<i>Eupatorium</i> sp.	ASTERACEAE	-	-	-	1,03
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	ASTERACEAE	1,17	0,25	-	-
<i>Piptocarpha axilaris</i> (Less.) Baker	ASTERACEAE	0,47	0,25	-	-
<i>Piptocarpha regnelli</i> (Sch.Bip.) Cabrera	ASTERACEAE	0,47	-	2,56	-
<i>Vernonia cf. puberula</i> Less.	ASTERACEAE	-	0,25	-	-
<i>Berberis laurina</i> Billb.	BERBERIDACEAE	-	0,25	-	-
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	BIGNONIACEAE	-	0,25	-	-
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	BORAGINACEAE	0,23	-	-	-
<i>Citronela paniculata</i>	CARDIOPTERIDACEAE	-	1,72	-	-
<i>Maytenus glaucescens</i> Reissek	CELASTRACEAE	0,23	-	-	-
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	DICKSONIACEAE	0,7	-	-	-
<i>Escallonia farinacea</i> A. St.-Hil.	ESCALLONIACEAE	0,23	0,49	2,56	-
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	EUPHORBIACEAE	0,23	-	-	-
<i>Salvia arenaria</i> A.St.-Hil. ex Benth.	LAMIACEAE	-	0,25	-	-
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	LAURACEAE	0,93	1,96	1,28	-
<i>Persea alba</i> Nees & Mart.	LAURACEAE	0,23	-	-	-
<i>Leandra</i> sp.	MELASTOMATACEAE	-	0,49	-	-
<i>Meriania</i> sp.	MELASTOMATACEAE	-	0,98	-	-
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	MELASTOMATACEAE	0,23	38,48	-	-
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	MELASTOMATACEAE	-	0,25	-	-
<i>Miconia</i> sp.	MELASTOMATACEAE	-	0,25	-	-
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn.	MELASTOMATACEAE	-	1,23	-	-
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	MELIACEAE	0,47	-	-	-
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	MYRSINACEAE	-	0,25	-	1,03
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	MYRSINACEAE	5,14	6,86	-	1,03
<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	MYRTACEAE	0,23	-	-	-
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	MYRTACEAE	-	0,25	-	-
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand Kausel	MYRTACEAE	3,04	1,72	-	-
<i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. & Arn.) O.Berg	MYRTACEAE	0,23	1,96	-	-
<i>Myrceugenia</i> sp.	MYRTACEAE	5,84	0,49	1,28	-

ESPÉCIE	FAMÍLIA	Reflorestamento RI		Reflorestamento RII	
		DR (%) - A	DR (%) - R	DR (%) - A	DR (%) - R
<i>Myrcia cf. tomentosa</i> (Aubl.) DC.	MYRTACEAE	0,23	-	-	-
<i>Myrcia hartwegiana</i> (O.Berg) Kiaersk.	MYRTACEAE	26,64	9,31	1,28	36,08
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	MYRTACEAE	0,93	2,7	1,28	14,43
<i>Myrcia oligantha</i> O.Berg	MYRTACEAE	-	0,25	-	-
<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	MYRTACEAE	0,23	-	-	-
<i>Myrciaria ciliolata</i> (Cambess.) O.Berg	MYRTACEAE	0,47	1,96	-	-
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	PICRAMNIACEAE	3,04	2,94	1,28	1,03
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	PODOCARPACEAE	14,95	0,49	32,05	-
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	PROTEACEAE	0,23	-	-	-
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	RHAMNACEAE	7,01	0,25	5,13	16,49
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	ROSACEAE	1,87	1,96	-	-
<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K.Schum.	RUBIACEAE	-	3,43	-	-
<i>Diodia polymorpha</i> Cham. & Schltld.	RUBIACEAE	-	0,74	-	2,06
<i>Psychotria stachioides</i> Benth.	RUBIACEAE	-	3,19	-	-
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	RUTACEAE	0,47	-	-	-
<i>Brunfelsia brasiliensis</i> (Spreng.) L.B.Sm. & Downs	SOLANACEAE	-	-	-	3,09
<i>Solanaceae</i> sp.1	SOLANACEAE	-	0,25	-	-
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	SOLANACEAE	0,47	0,49	-	-
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	SOLANACEAE	0,23	0,25	-	1,03
<i>Solanum</i> sp.	SOLANACEAE	-	-	3,85	-
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	SOLANACEAE	-	0,25	-	-
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart.	SYMPLOCACEAE	0,23	2,94	1,28	-
<i>Symplocos falcata</i> Brand	SYMPLOCACEAE	1,64	1,47	3,85	-
<i>Daphnopsis sellowiana</i> Taub.	THYMELAEACEAE	0,23	-	5,13	6,19
<i>Drymis winterii</i> J.R.Forst. & G.Forst.	WINTERACEAE	1,17	0,98	3,85	6,19
TOTAL DE ESPÉCIES : 67		100*	100*	100*	100*

DR (%) – Densidade Relativa A – Componente adulto R – Componente regenerante

DR (%) – Relative Density A – Upper strata R – Under strata

TABELA 3- Lista das espécies amostradas nos reflorestamentos RI e RII, com os respectivos valores estimados de Valor de Importância (VI, para o estrato superior), Posição Sociológica Relativa (PSR), Regeneração Natural Relativa (RNR) e Valor de Importância Ampliado (%), no Parque Estadual de Campos do Jordão, Campos do Jordão, São Paulo, Brasil. As espécies encontram-se ordenadas em ordem decrescente de VI para o Reflorestamento I.

TABLE 3- Estimates of Importance Value (VI, for upper strata), Relative Sociologic Position (PSR), Relative Natural Regeneration (RNR) and Amplified Importance Value (%) for species sampled on Reforestations RI and RII, on Campos do Jordão State Park, Campos do Jordão, São Paulo, Brasil. The species are listed in a decrescent order of VI related to Reforestation I.

ESPÉCIE	Reflorestamento sem queima accidental (RI)				Reflorestamento com queima accidental (RII)			
	VI (%)	PSR(%)	RNR (%)	VIA (%)	VI (%)	PSR (%)	RNR (%)	VIA (%)
<i>Podocarpus lambertii</i>	30,49	7,74	0,50	19,94	33,71	33,55	0	26,94
<i>Myrcia hartwegiana</i>	14,28	31,38	9,42	16,73	1,30	1,70	36,35	8,39
<i>Araucaria angustifolia</i>	7,33	4,09	2,72	5,76	7,51	5,73	1,06	5,86
Morta	6,57	7,33	1,11	5,63	10,30	14,68	2,73	9,66
<i>Myrceugenia</i> sp.	4,88	6,94	0,51	4,42	1,42	0,69	0	0,99
<i>Rhamnus sphaerosperma</i>	4,62	8,33	0,30	4,50	3,75	5,79	14,55	6,32
<i>Rapanea umbellata</i>	4,49	6,11	6,76	5,27	0	0	1,31	0,26
<i>Picramnia parvifolia</i>	2,6	3,39	3,12	2,86	1,30	0,69	1,06	1,13
<i>Myrceugenia miersiana</i>	2,41	3,61	2,00	2,57	0	0	0	0
<i>Prunus myrtifolia</i>	2,00	2,22	1,94	2,03	0	0	0	0
<i>Symplocos falcata</i>	1,97	1,94	1,57	1,88	3,24	4,09	0	2,76
<i>Baccharis</i> cf. <i>semiserrata</i>	1,40	1,39	0,59	1,24	0	0	0	0
<i>Gochnatia polymorpha</i>	1,40	1,39	0,30	1,18	0	0	0	0
<i>Annona rugulosa</i>	1,28	1,11	0,51	1,09	0	0	0	0
<i>Schinus polygamus</i>	1,24	0,83	0,59	1,03	2,75	2,39	0	2,13
<i>Drymis winterii</i>	1,16	1,39	1,06	1,18	4,04	3,09	5,75	4,20
<i>Myrcia laruotteana</i>	1,08	1,11	2,83	1,44	1,54	0,69	15,63	4,19
<i>Endlicheria paniculata</i>	1,08	1,11	2,17	1,30	1,38	1,70	0	1,17
<i>Dicksonia sellowiana</i>	0,64	0,29	0	0,44	0	0	0	0
<i>Ilex theezans</i>	0,61	0,34	0	0,44	0	0	0	0
<i>Cedrela fissilis</i>	0,61	0,56	0	0,48	0	0	0	0
<i>Piptocarpha axilaris</i>	0,59	0,34	0,30	0,48	0	0	0	0
<i>Piptocarpha regnelli</i>	0,58	0,34	0	0,41	2,6	2,01	0	1,96
<i>Solanum argenteum</i>	0,58	0,56	0,59	0,58	0	0	0	0
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,56	0,56	0	0,45	0	0	0	0
<i>Myrciaria ciliolata</i>	0,53	0,56	2,14	0,86	0	0	0	0
<i>Dasyphyllum spinescens</i>	0,43	0,34	0	0,33	0	0	0	0
<i>Baccharis oreophila</i>	0,38	0,56	1,41	0,62	12,36	10,51	1,06	9,73
<i>Escallonia farinacea</i>	0,35	0,28	0,59	0,38	2,75	2,39	0	2,13
<i>Maytenus glaucescens</i>	0,30	0,28	0	0,24	0	0	0	0
<i>Roupala brasiliensis</i>	0,30	0,28	0	0,23	0	0	0	0
<i>Cordia trichotoma</i>	0,30	0,28	0	0,23	0	0	0	0
<i>Daphnopsis sellowiana</i>	0,29	0,28	0	0,23	3,81	3,78	5,75	4,19
<i>Sapium glandulosum</i>	0,28	0,28	0	0,22	0	0	0	0
<i>Calyptanthus lucida</i>	0,28	0,28	0	0,22	0	0	0	0
<i>Myrcia retorta</i>	0,27	0,28	0	0,22	0	0	0	0
<i>Solanum pseudoquina</i>	0,27	0,28	0,30	0,28	0	0	1,31	0,26
<i>Myrcia</i> cf. <i>tomentosa</i>	0,27	0,28	0	0,22	0	0	0	0
<i>Persea alba</i>	0,27	0,28	0	0,22	0	0	0	0
<i>Miconia cinerascens</i>	0,27	0,28	33,79	6,97	0	0	0	0
<i>Myrceugenia ovata</i>	0,26	0,28	1,85	0,58	0	0	0	0

ESPÉCIE	Reflorestamento sem queima accidental (RI)				Reflorestamento com queima accidental (RII)			
	VI (%)	PSR(%)	RNR (%)	VIA (%)	VI (%)	PSR (%)	RNR (%)	VIA (%)
<i>Symplocos celastrinea</i>	0,26	0,28	3,43	0,90	1,46	0,69	0	1,02
<i>Ilex microdonta</i>	0,26	0,28	0	0,21	1,45	1,70	4,28	2,06
<i>Alibertia concolor</i>	0	0	3,91	0,78	0	0	0	0
<i>Psychotria stachioides</i>	0	0	3,25	0,65	0	0	0	0
<i>Citronela</i> sp	0	0	1,76	0,35	0	0	0	0
<i>Miconia theaezans</i>	0	0	1,48	0,30	0	0	0	0
<i>Meriania</i> sp	0	0	1,06	0,21	0	0	0	0
<i>Diodia polymorpha</i>	0	0	0,89	0,18	0	0	2,62	0,52
<i>Leandra</i> sp.	0	0	0,59	0,12	0	0	0	0
<i>Baccharis</i> sp2	0	0	0,51	0,10	0	0	0	0
<i>Dendropanax cuneatus</i>	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Myrcia oligantha</i>	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Solanum swartzianum</i>	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Miconia</i> sp.	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Eugenia ligustrina</i>	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Baccharis</i> sp3.	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Rapanea ferruginea</i>	0	0	0,30	0,06	0	0	1,31	0,26
<i>Solanaceae</i> sp.	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Jacaranda puberula</i>	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Salvia arenaria</i>	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Berberis laurina</i>	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Miconia latecrenata</i>	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Ilex pseudobuxus</i>	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Vernonia</i> cf. <i>puberula</i>	0	0	0,30	0,06	0	0	0	0
<i>Solanum</i> sp	0	0	0	0	3,32	4,09	0	2,81
<i>Brunfelsia brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	3,92	0,78
<i>Eupatorium</i> sp	0	0	0	0	0	0	1,31	0,26
TOTAL	100	100	100	100	100	100	100	100

TABELA 4 – Distribuição da Densidade Absoluta (N°.Ind./ha), Densidade Relativa (%), Dominância Absoluta (m²/ha) e Dominância Relativa (%) por reflorestamento e por classe de altura do estrato superior, no Parque Estadual de Campos do Jordão, Campos do Jordão, São Paulo, Brasil.

* estrato inferior (sub-bosque) = 1 estrato médio (sub-dossel) = 2

estrato superior (dossel) = 3 Reflorestamento I = I Reflorestamento II = II

** Valores seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste t a 5% de probabilidade, para comparações feitas dentro de cada classe de altura.

TABLE 4 – Absolute Density (N°.Ind./ha), Relative Density (%), Absolute Dominance (m²/ha) and Relative Dominance (%) distributions, for each reforestation and upper's strata height class, on Campos do Jordão State Park, Campos do Jordão, São Paulo, Brasil.

* understorey = 1 sub-canopy = 2 overstorey (canopy) = 3 Reforestation I = I
 Reforestation II = II

** Values followed by same letters are not statistically different, by t test at 5% of probability, for comparison inside each height class.

Reflorestamento / Classe de altura	Densidade Absoluta (N°.Ind/ha)	Densidade Relativa (%)	Dominância Absoluta (m ² /ha)	Dominância Relativa (%)
I ₁	29,4 ^a	2,3 ^a	0,36 ^a	1,3 ^a
II ₁	125 ^b	25,6 ^b	0,41 ^a	8,3 ^b
I ₂	1011,8 ^a	80,4 ^a	8,08 ^a	28,7 ^a
II ₂	306,2 ^b	62,8 ^b	3,06 ^b	62,2 ^b
I ₃	217,7 ^a	17,3 ^a	19,7 ^a	70 ^a
II ₃	56,2 ^a	11,5 ^a	1,46 ^b	29,6 ^a



FIGURA 1- Localização geográfica do município de Campos do Jordão, SP.
 Fonte: http://pt.wikipedia.org/wiki/Ficheiro:SaoPaulo_Municip_CamposdoJordao.svg .
 Acesso em 25/09/2010.

FIGURE 1 – Geographic localization of Campos do Jordão county, São Paulo, Brasil. Source: < http://pt.wikipedia.org/wiki/Ficheiro:SaoPaulo_Municip_CamposdoJordao.svg > . Accessed on 25/09/2010.

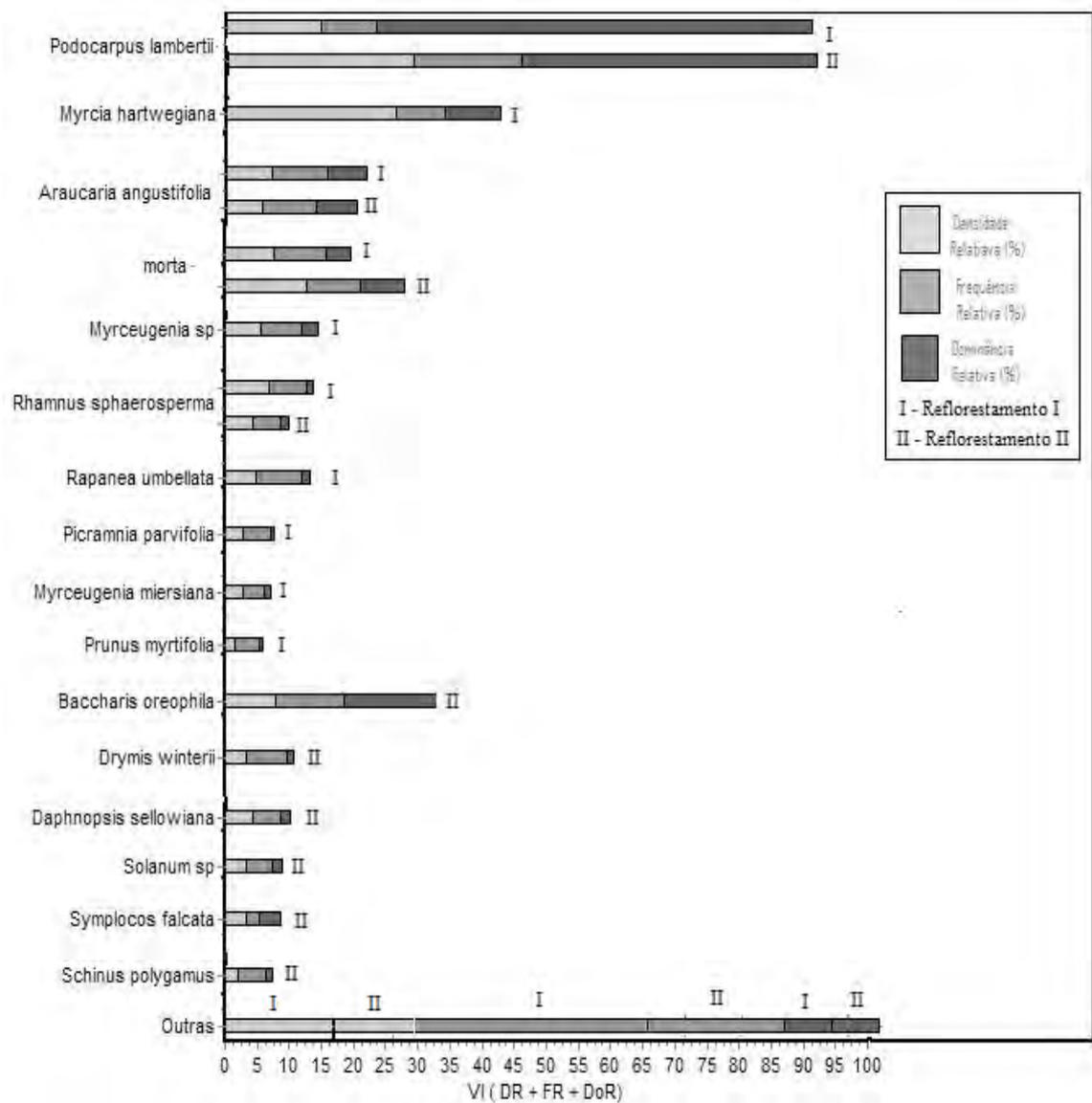


FIGURA 2- Partição do Valor de Importância (VI) entre as espécies do componente adulto dos Reflorestamentos RI e RII, no Parque Estadual de Campos do Jordão, Campos do Jordão-SP, Brasil.

FIGURE 2 – VI's distribution between upper's strata species of Reforestation RI and RII, on Campos do Jordão State Park, Campos do Jordão, SP, Brazil.

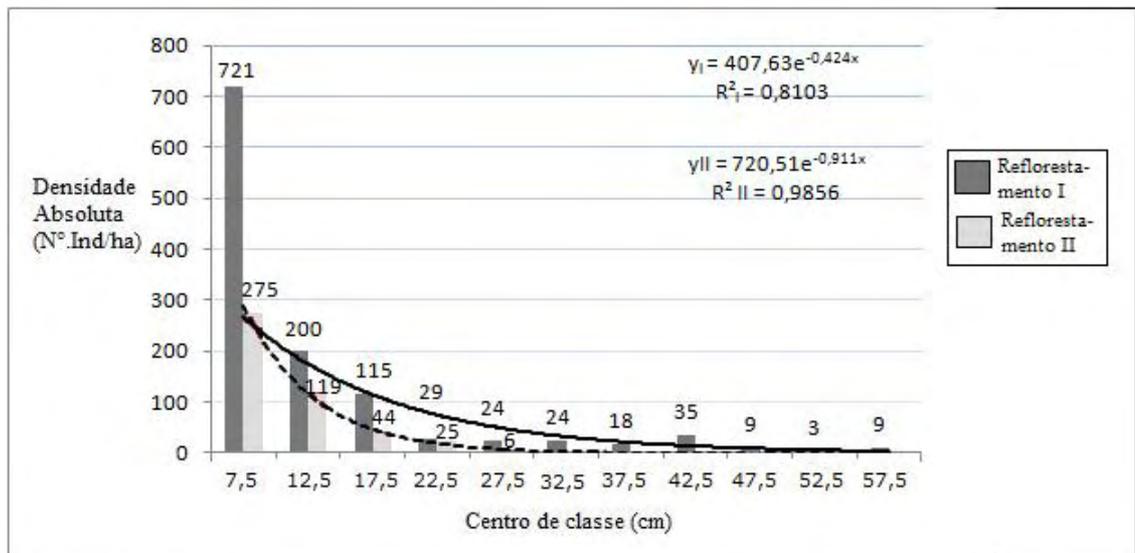


FIGURA 3 - Distribuição da Densidade Total Absoluta (Nº.Ind./ha) no componente adulto dos Reflorestamentos RI e RII em classes de diâmetro, no Parque Estadual de Campos do Jordão, Campos do Jordão, São Paulo, Brasil. As linhas contínua e tracejada representam a distribuição esperada no modelo exponencial negativo para os reflorestamentos RI e RII, respectivamente. Os parâmetros β_0 e β_1 são significativos em ambas as regressões ($p < 0,01$; pelo teste t a 5% de probabilidade).

FIGURE 3 – Total Absolute Density (Nº.Ind./ha) distribution for upper strata on Reforestations RI and RII on diameter classes, on Campos do Jordão State Park, Campos do Jordão, São Paulo, Brazil. The continual and uncontinual lines represents the predicted distribution for negative exponential model for reforestations RI and RII, respectively. The parameters β_0 and β_1 are significant on both regressions ($p < 0,01$; by t test at 5% of probability).

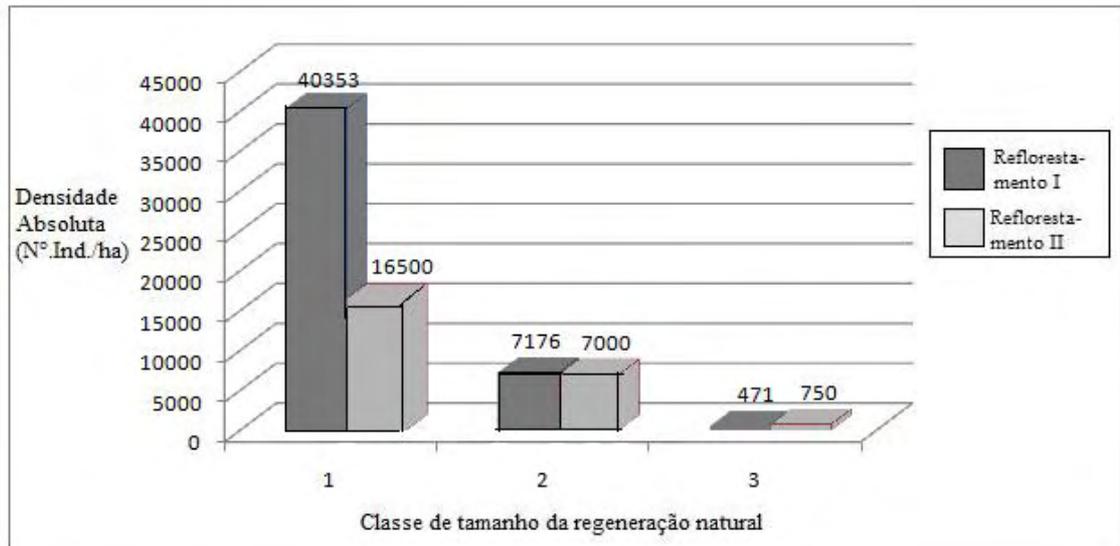


FIGURA 4 – Distribuição da Densidade Absoluta (Nº.Ind./ha) em classes de tamanho da regeneração natural dos reflorestamentos RI e RII, no Parque Estadual de Campos do Jordão, Campos do Jordão, São Paulo, Brasil.

* Classe 1 : $30\text{cm} < H < 150\text{cm}$; Classe 2: $150\text{ cm} < H \leq 300\text{cm}$; Classe 3: $H > 300\text{cm}$ e $\text{CAP} < 15\text{cm}$, sendo H = altura do indivíduo.

FIGURE 4 – Absolute Density (Nº.Ind./ha) per natural regeneration size class on Reforestations RI and RII, on Campos do Jordão State Park, Campos do Jordão, São Paulo, Brasil.

* Class 1 : $30\text{cm} < H < 150\text{cm}$; Class 2: $150\text{ cm} < H < 300\text{cm}$; Class 3: $H > 300\text{cm}$ e $\text{CAP} < 15\text{cm}$, H = total height.

6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, F.F.M. **Fundamentos Geológicos do Relevo Paulista**. São Paulo (SP), IG/USP. Série Teses e Monografias (14), 102p. 1974.

ANDRAE, F.H.; PALUMBO, R.; MARCHIORI, J.N.C.; DURLO, M.A. O sub-bosque de reflorestamentos de Pinus em sítios degradados da região da Floresta Estacional Decidual do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, v.15, n.1, p.43-63, 2005.

ANDRADE, L.A.Z.; NETO, W.N.; MIRANDA, H.S. Forest fire research and wildland fire safety. **Proceedings of IV International Conference on Forest Fire Research**. Wildland Fire Safety Summit, Luso, Coimbra, Portugal, 18-23 November 2002.

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, n.161, p.105-121. 2009.

BARBOSA, C.E.A.; BENATO, T.; CAVALHEIRO, A.L.; TOREZAN, J.M. Diversity of regenerating plants in reforestation with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22,35, and 43 years of age in Paraná State, Brazil. **Restoration Ecology**,v.17, n.1, pp.60-67. 2009.

BARETTA, D.; BRESCOVIT, A.D.; KNYSAK, I.; CARDOSO, E.J.B.N. Trap and soil monolith sampled edaphic spiders (*Arachnida: Araneae*) in *Araucaria angustifolia* forest. **Scientia Agricola**, Piracicaba-SP, v.64, p.375-383, 2007.

BOND, W.J., WILGEN, B.W. van. **Fire and plants**. London: Chapman & Hall, 263p.1996.

BRANCALION, P.H.S. *et al.* Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.455-470, 2010.

BROADHURST, L.M.; NORTH, T.; YOUNG, A.G. Should we be more critical of remnant seed sources being used for revegetation? **Ecological Management and Restoration**, v.7, n.3, p.211-217, 2006.

BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field and laboratory methods for general ecology**. M.C. Brow, Dubuque. 1984.

CAIAFA, A.N.; MARTINS, S.V.; NUNES, J.A.; EISENLOHR, P.V. Espécies arbóreas raras. In: S.V. MARTINS . (Ed.) **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, p. 245-261, 2009.

CALLAWAY, R.M.; WALKER, L.R. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. **Ecology** 78, p.1958-1965. 1997.

CARNEIRO, P.H.M.; RODRIGUES, R.R. Management of monospecific commercial reforestations for the forest restoration of native species with high diversity. In: R.R. RODRIGUES; S.V. MARTINS; S. GANDOLFI (Eds.). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. Nova Science Publishers, New York, USA. p.129-144. 2007.

CHADA, S.S.; CAMPELLO, E.F.C.; FARIA, S.M. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, v.28, n.6, p.801-809, 2004.

CHAPIN, F.S. The mineral nutrition of wild plants. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 11, p.233-260. 1980.

CHRISTENSEN, N.L. Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. In: S.T.A. PICKETT, P.S. WHITE, (Eds.) **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. London : Academic, 1985. Cap.6. p.85-100.

CIENTEC. **Mata Nativa: Sistema para análise fitossociológica e elaboração de planos de manejo de florestas nativas**. Manual do usuário. Viçosa –MG. 126 p. 2004.

CONNEL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, v. 111, p. 1119-1144, 1977.

COSTA, J.N.M.N. **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**. 2008, 100p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP. 2008.

DALLING, J.W.; SWAINE, M.D.; GARWOOD, N.C. Soil seed bank community in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.13, n.5, p.659-680, 1997.

DAUBENMIRE, R. Ecology of fire in grasslands. **Advances in Ecological Research**, London, v.5, p.209-266, 1968.

DE STEVEN, D. Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: seedling emergence. **Ecology** 72, p. 1066-1075. 1991.

DE WALT, S.J.; MALIAKAL, S.K.; DENSLOW, J.L. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, 182, p.139-151. 2003.

DUARTE, L.S.; DOS SANTOS, M.G.; HARTZ, S.M., PILLAR, V.D. Role of nurse plants on Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. **Austral Ecology**, 31, p.520-528. 2006.

DUARTE, L.S.; HARTZ, S.M.; PILLAR, V.P. A dinâmica de nucleação dos pinhais sobre os campos no planalto sul-riograndense. p.75-84. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

DURIGAN, G.; ENGEL, V.L.; TOREZAN, J.M.; MELO, A.C.G.; MARQUES, C.M.; MARTINS, S.V.; REIS, A.; SCARANO, F.R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.34, n.3, p.471-485, 2010.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Global forest resources assessment progress towards sustainable forest management**. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 320p. , 2005.

FERREIRA, A.G., IRGANG, B.E. Regeneração natural de *Araucaria angustifolia* nos Aparados da Serra-RS. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 30, Rio de Janeiro, 1979. **Anais...** Rio de Janeiro : UFRRJ, 1979. p.225-230.

FINOL, U.H. Nuevos parametros a considerarse en el analisis estrutural de las selvas virgenes tropicales. **R.For.Venez.**, 14 (21), p.29-42, 1971.

FONSECA, C.R.; GANADE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C.G.; BOELTER, C.R.; BRESCOVIT, A.D.; CAMPOS, L.M.; FLECK, T.; FONSECA, V.S.; HARTZ, S.M.; JONER, F.; KAFFER, M.I.; LEAL-ZANCHET, A.M.; MARCELLI, M.P.; MONDIN, C.A.; PAZ, C.P.; PETRY, M.V.; PUTZKE, J.; VERGARA, M.; MESQUITA, A.S.; VIEIRA, E.M. Princípios modernos de manejo florestal e a conservação da biodiversidade associada à Floresta com Araucária. p.287-302. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

FORNECK, E.D.; MULLER, S.C.; PORTO, M.L.; PFADENHAUER, J. **Composição, distribuição e estratégias de dispersão das espécies lenhosas em manchas insulares florestais nos campos do morro Santana, Porto Alegre, RS, Brasil**. UFC, Fortaleza-CE. 2003.

GANADE, G. **Seedling establishment in Amazon rainforest and old fields**. 1996. Ph.D.thesis. University of London, London, United Kingdom. 1996.

GANADE, G.; BROWN, V.K. Succession in old pastures of central Amazonia: role of soil fertility and plant litter. **Ecology** 83, p.743-754. 2002.

GILL, D.S.; MARKS, P.L. Tree and shrub seedling colonization of old fields in central New York. **Ecological Monographs** 61, p.183-205. 1991.

GISP. **South America invaded: the growing danger of invasive alien species**. Nairobi: The global invasive species program. 80p. 2005.

GRANT, C.D.; LONERAGAN, W.A. The effects of burning on the understory composition of rehabilitated bauxite mines in Western Australia: community changes and vegetation succession. **Forest Ecology and Management**, n.145, p.255-279. 2001.

GRIME, J.P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **The American Naturalist** 111, p.1169-1194. 1977.

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

HAMMOND, D.S. Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forest trees after shifting agriculture, Chiapas, México. **Journal of Tropical Ecology** 11, p. 295-313. 1995.

HERINGER, I.; JACQUES, A.V.A. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta-campo. **Ciência Rural**, v.31, n.6, Santa Maria-RS. Dezembro de 2001.

HESS, A.F.; SCHNEIDER, P.R.; FINGER, C.A.G. Crescimento em diâmetro de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em função da idade, em três regiões do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, v.19, n.1, p.7-22. 2009.

HOSOKAWA, R.T. **Manejo de florestas tropicais úmidas em regime de rendimento sustentado**. UFPR. Curitiba. Relatório. 125p. 1981.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Listagem oficial das espécies vegetais brasileiras ameaçadas de extinção**. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br>. 1993.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species. Version 3.1 (2001) and 2.3 (1994)**. Disponível em <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 30/09/2010.

IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R.R. Alterations following a fire in a Forest community of Alto Rio Xingu (Mato Grosso, Brazil). **Forest Ecology and Management**. n°184. p.239-250. 2003

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; SOUZA, V.C. The importance of the regional floristic diversity for the forest restoration successfulness. p.63-76. In: R.R. RODRIGUES, S.V. MARTINS; S. GANDOLFI (Eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. Nova Science Publishers, New York, USA. p. 145-170. 2007.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Lista de espécies da flora do Brasil. Ano 2010**. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010> >. Acesso entre Setembro de 2010 a Fevereiro de 2011.

- KAUFFMAN, J.B.; CUMMINGS, D.L.; WARD, D.E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. **Journal of Ecology**, Oxford. v.82. p. 356-359. 1994.
- KEENAN, R., *et al.* Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in northern Australia. **Forest Ecology and Management**, v.99, p. 117-131, 1997.
- LEE, E.; HAU, B.C.H.; CORLETT, R.T. Natural regeneration in exotic tree plantations in Hong Kong, China. **Forest Ecology and Management**, v.212, p.358-366, 2005.
- LESICA, P.; ALLENDORF, F.W. Ecological genetics and the restoration of plant communities: mix or match? **Restoration Ecology**, v.13, n.3, p.432-440, 1999.
- LOMBARDI, J.A.; MOTTA JUNIOR, J.C. Levantamento do sub-bosque de um reflorestamento monoespecífico de *Pinus elliotti* em relação às síndromes de dispersão. **Turrialba**, San José, v.42, n.4, p.438-442, 1992.
- LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Instituto Plantarum, Nova Odessa –SP. v.1, 2002.
- LOS, M.M. **Florística, estrutura e diversidade de floresta com Araucária em áreas de diferentes tamanhos**. 2004, 79p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP. 2004.
- MAROD, D.; KUTINTARA, U.; TANAKA, H.; NAKASHIKUZA, T. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology**, Dordrecht, v.161, n.1, p.41-57, 2002.
- McCLANAHAN, T.R.; WOLFE, R.W. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology** 7, p. 279-287. 1993.
- McDONNELL, M.J. Old field vegetation height and the dispersal pattern of bird-disseminated woody plants. **Bulletin Torrey Botanic Club** 113, p. 6-11. 1986.
- McDONNELL, M.J.; STILES, E.W. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. **Oecologia** 56, p.109-116. 1983.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G.; GORENSTEIN, M.R. Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v.21, n.4, p.927-934, 2007.

MIRANDA, A.C.; MIRANDA, H.S.; DIAS, I.F.O.; DIAS, B.F.S. Soil and air temperatures during prescribed cerrados fires in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, New York.v.9, p. 313-320. 1993.

MIRANDA, H.S.; ROCHA E SILVA, E.P.; MIRANDA, A.C. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In: H.S. MIRANDA; C.H. SAITO; B.F.S. DIAS. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga**. Brasília: ECL: UNB. 1996.

MIRITI, M. Regeneração florestal em pastagens abandonadas na Amazônia Central: competição, predação e dispersão de sementes. p. 179-191. In: C. GASCON, P. MOUTINHO (Eds.). **Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus-AM, Brasil.

MOCHIUTTI, S.; HIGA, A.R.; SIMON, A.A. Fitosociologia dos estratos arbóreo e de regeneração natural em um povoamento de Acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) na região da Floresta Estacional Semidecidual no Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, v.18, n.2, p.207-222, 2008.

MOREIRA, M.; BARETTA, D.; TSAI, S.M.; CARDOSO, E.J.B.N. Spore density and root colonization by arbuscular mycorrhizal fungi in preserved or disturbed *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. ecosystems. **Scientia Agrícola**, Piracicaba-SP, v.63, p.380-385, 2006.

MOREIRA, M. ; BARETTA, D. ; TSAI, S. M. ; CARDOSO, E. J. B. N. . Arbuscular Mycorrhizal fungal communities in native and in replanted Araucaria Forest. **Scientia Agrícola** (USP. Impresso), v. 66, p. 677-684, 2009.

MUCUNGUZI, P.; ORYEM-ORIGA, H. Effects of heat and fire on the germination of *Acacia sieberiana* D.C. and *Acacia gerrardii* Benth. in Uganda. **Journal of Tropical Ecology**, v. 12, p.1-10. 1996.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of Vegetation Ecology**. New York: John Wiley & Sons. 547 p. 1974.

MULLER, S.C.; FORNECK, E.D. **Forest-grassland mosaics in the hills of Porto Alegre city: a study case of forest expansion patterns in Santana hill, Rio Grande do Sul, Brazil.** Porto Alegre -RS. 2004.

MULLER, S.C. **Padrões de espécies e tipos funcionais de plantas lenhosas em bordas de floresta e campo sob influência do fogo.** 2005. Tese de Doutorado, UFRGS, Porto Alegre-RS. 2005.

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

NAPPO, M. E.; GRIFFITH, J.J.; MARTINS, S.V.; DE MARCO JÚNIOR, P.; SOUZA, A.L.; OLIVEIRA FILHO, A.T. Dinâmica da estrutura diamétrica da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no subosque de povoamento puro de *Mimosa scabrella* Bentham, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 1, p. 35-46, 2005.

NARDOTO, G.B. **Efeito de queimadas na mineralização de nitrogênio e em processos de ciclagem de nutrientes em uma área de cerrado *sensu stricto*.** 2000. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Brasília. 2000.

PARROTA, J.A. 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, p.45-77, 1999.

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

PIELOU, E.C. **Introduction to mathematical ecology.** New York: Wiley-Interscience. 294p. 1966.

PILLAR, V.D.P. Dinâmica da expansão florestal em mosaicos de floresta e campos no sul do Brasil. In: C. SALES. (Org.) **Ecosistemas Brasileiros: Manejo e conservação**. Expressão Gráfica e Editora. Fortaleza-CE. p. 209-216. 2003.

PILLAR, V.D.P.; MULLER, S.C.; OLIVEIRA, J.M.; MACHADO, R.E. Mosaicos de campos e Floresta com Araucária: dilemas para a conservação. p.273-283. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

PINTO, A.S. **A relação entre fenologia de espécies lenhosas e a disponibilidade hídrica em um Cerrado**. 1999, 44p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Brasília –DF. 1999.

RIBEIRO JÚNIOR, J.I. **Análises estatísticas no Excel : guia prático**. Editora UFV, Viçosa-MG. 251p. 2004.

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

SÃO PAULO – Resolução SMA 48 de setembro de 2004. Lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. Disponível em: <www.ibot.sp.gov.br>.

SARTORI, M. A.; POGGIANI, F.; ENGEL, V. L. Regeneração da vegetação arbórea nativa no subosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. localizado no Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 62, p. 86-103, 2002.

SCHUMACHER, M.V.; BRUN, E.J.; RODRIGUES, L.M.; SANTOS, E.M. Retorno de nutrientes via deposição de serapilheira em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) no estado do Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.27, n.6, p.791-798, 2003.

SEIBERT, C.L.; NEGREIROS, O.C.; BUENO, R.A.; EMERICH, W.; MOURA-NETTO, B.V.; MARCONDES, M.A.P; CESAR, S.F.; GUILLANIMON, J.R.; MONTAGNA, R.A.A.;BARRETO, J.R.; OLIVEIRA, M.C.; GODOI, A.. Plano de manejo no Parque Estadual de Campos de Jordão. **Boletim Técnico do Instituto Florestal de São Paulo**, São Paulo,v. 19, p. 1-153, 1975.

SENBETA, F.; TEKETAY, D.; NASLUND, B.A. Native woody species regeneration in exotic tree plantations at Munessa-Shashemene forest, southern Ethiopia. **New Forests**, Dordrecht, v.24, p.131-145, 2002.

SILVA JÚNIOR, M. C.; SCARANO, F. R.; CARDEL, F. S. Regeneration of an Atlantic Forest in the understory of an *Eucalyptus grandis* stand in southern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, p. 148-152, 1995.

SOUZA, A.L.; LEITE, H.G. **Regulação da produção em florestas inequidâneas**. Viçosa, UFV, 1993. 147p.

SOUZA, P.B.; MARTINS, S.V.; COSTALONGA, S.R; Costa, G.O. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea do sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden em Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, v.31, n.3, p.533-543, 2007.

SOUZA, R.P.M. **Estrutura da comunidade arbórea de trechos de florestas de Araucaria no estado de São Paulo, Brasil**. 2008, 101p. Dissertação de Mestrado em Recursos Florestais. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ/USP. Piracicaba-SP. 2008.

SOUZA, V.C.; LORENZI,H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II**. Nova Odessa-SP. Instituto Plantarum, 704p. 2008.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. A recuperação da floresta atlântica sob plantios de Eucalyptus no núcleo Santa Virgínia, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, SP, v.5,n.2, p.187-201, 1993.

TILMAN, D. The resource-ratio hypothesis of plant succession. **American Naturalist** 125, p.827-852. 1985.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R. A disturb synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. **Biotropica**, v.17, n.4, p.265-268. 1985.

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

UHL, C.; KAUFFMAN, J.B.; SILVA, E.D. Os caminhos do fogo na amazônia. **Ciência hoje** 11 (1990), pp. 25–32.

VIANI, R.A.G.; DURIGAN, G.; MELO, A.C.G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, v.20, n.3, p.533-552, 2010.

VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Transference of seedlings and alóctone young individuals as ecological restoration methodology. In: R.R. RODRIGUES; S.V. MARTINS; S. GANDOLFI. (Eds.) . **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. Nova Science Publishers, New York, USA. p. 145-170. 2007.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.2, Instituto de Botânica, São Paulo-SP, 2002.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.3, Instituto de Botânica, São Paulo-SP, 2003.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.4, Instituto de Botânica, São Paulo-SP. 2005.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.5, Instituto de Botânica, São Paulo-SP. 2007.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.6, Instituto de Botânica, São Paulo-SP. 2009.

WEBER, K.S; MIRANDA, D.L.C; SANQUETTA, S.R. Mortalidade de *Araucaria angustifolia* (BERT.) O. KUNTZE em consequência de incêndio florestal na região de Palmas-PR. In: **Anais do VIII Congresso de Ecologia no Brasil**. 2007. Caxambu-MG.

WHELAN, R.J. **The ecology of fire**. Cambridge University Press. 346p. 1995.

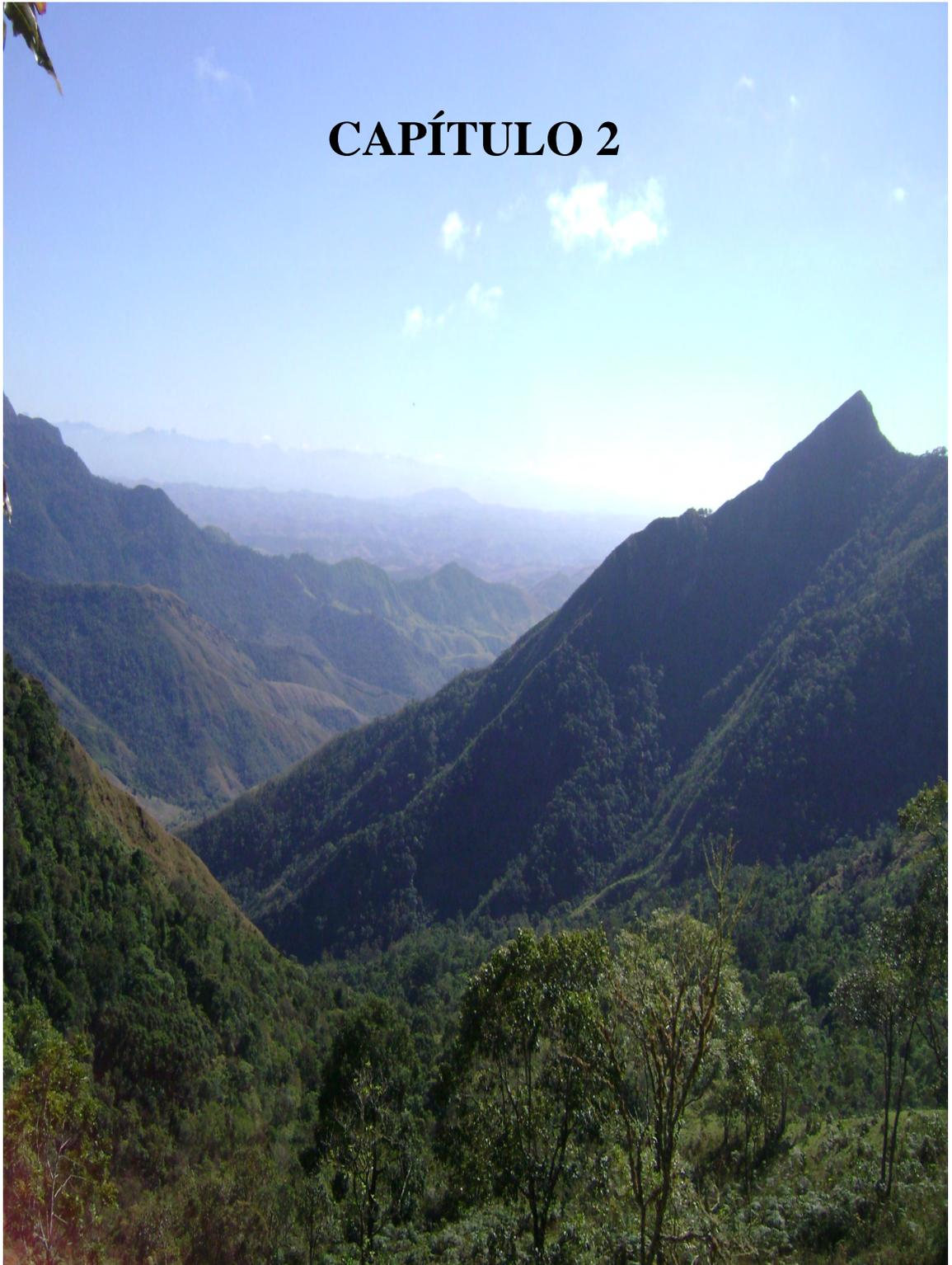
WILSON, S.D. Plant interactions during secondary succession. p.611-632. In: L.WALKER (Editor). **Ecosystems of disturbed ground**. Elsevier, New York, USA. 1999.

WILSON, S.D.; TILMAN, D. Plant competition in relation to disturbance, fertility and resource availability. **Ecology** 74, p. 599-611. 1993.

WILSON, S.D.; TILMAN, D. Competitive responses of eight old-field plant species in four environments. **Ecology** 76, p.1169-1180. 1995.

YIRDAW, E.; LUUKKANEN, O. Indigenous woody species diversity in *Eucalyptus globules* Labill. plantations in the Ethiopian highlands. **Biodiversity and Conservation**, London, United Kingdom, v.12, p.567- 582, 2003.

CAPÍTULO 2



Vista parcial da Serra da Bocaina, SP, a partir da estrada que dá acesso à Estação Ecológica Estadual de Bananal, em trecho escarpado. Foto: Tiago Maciel Ribeiro, Junho/2010.

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DE UM TRECHO DE FLORESTA SECUNDÁRIA SOB *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE BANANAL, BANANAL, SP, BRASIL.

RESUMO

O presente estudo teve por objetivos caracterizar a composição florística, diversidade e estrutura do componente adulto e regenerante em um trecho de floresta secundária sob *Araucaria angustifolia*, na Estação Ecológica de Bananal, SP, Brasil; bem como avaliar o potencial catalítico da espécie na colonização de áreas antropizadas inseridas numa matriz florestal em bom estado de conservação. Para amostragem do componente adulto ($CAP \geq 15\text{cm}$), foram alocadas 43 parcelas permanentes de 10x20m. Em cada uma destas parcelas foram lançadas aleatoriamente cinco sub-parcelas de 1x1m, para amostragem do componente regenerante (altura $\geq 30\text{ cm}$ e $CAP < 15\text{ cm}$). Foram amostrados no componente adulto 1856 indivíduos arbustivo-arbóreos distribuídos em 129 espécies, 79 gêneros e 45 famílias botânicas. Já entre os regenerantes foram contabilizados 1024 indivíduos arbustivo-arbóreos, distribuídos em 95 espécies, 58 gêneros e 33 famílias botânicas. Considerando os levantamentos florísticos e fitossociológicos, foram registradas 200 espécies, distribuídas em 105 gêneros e 53 famílias botânicas. O Índice de Diversidade de Shannon (H') estimado foi de 3,65 e 3,55 para os componentes adulto e regenerante, respectivamente. Estes mostraram-se semelhantes floristicamente (0,29 e 0,57 pelos Índices de Jaccard e Sorensen, respectivamente), com 64 espécies em comum. A estrutura diamétrica da comunidade segue o padrão J-invertido; o que não ocorre na população de *A.angustifolia*, indicando o comprometimento de sua manutenção na comunidade. A espécie possui potencial para aplicação em projetos de restauração de áreas alteradas próximas a remanescentes naturais de Floresta Ombrófila Densa Montana, dado os elevados valores de diversidade, riqueza, densidade, dominância (área basal) e complexidade vertical observados em uma área fortemente antropizada no passado e tendo indivíduos de Araucária como pioneiros em sua colonização. A auto-ecologia da espécie favorece a catalisação da sucessão secundária sob suas copas. A área constitui-

se atualmente em uma Floresta Ombrófila Densa que se expandiu sob indivíduos de *Araucaria angustifolia*.

Palavras-chave: *Araucaria angustifolia*, fitossociologia, Serra da Bocaina, sucessão secundária.

ABSTRACT

The present work aimed to evaluate the floristic composition, diversity and structure of the upper and under stratas on a secondary forest stretch under *Araucaria angustifolia*, in Bananal Ecological Station, São Paulo, Brazil; and also evaluate the catalytic potential of this species on colonization of human disturbed areas located in a well conserved forest matrix. During upper strata survey (circumference at breast height (CBH) ≥ 15 cm), 43 permanent plots of 10x20m were established. In each one of these plots five sub-plots of 1x1m was randomly placed, in order to survey the under strata (total height ≥ 30 cm and CBH < 15 cm). On upper strata were surveyed 1856 trees and shrubs, belonging to 129 species, 79 genera and 45 families. On under strata were sampled 1024 trees and shrubs, belonging to 95 species, 58 genera and 33 families. Regarding the floristic and phytosociologic surveys, 200 species, belonging to 105 genera and 53 families was recorded. The Shannon Diversity Index (H') was 3,65 and 3,55 ; estimated for upper and under stratas, respectively. They presented floristic similarity themselves (0,29 e 0,57 for Jaccard and Sorensen indices, respectively), sharing 64 species. The diametric structure of the community follows J-invert pattern, which was not observed for Brazilian Pine population, pointing out the threatness of its maintenance on the community. *Araucaria angustifolia* presents potential to be applied on restoration projects on disturbed areas close to natural remnants of Montane Ombrophyllous Dense Forest, due to the high values of density, dominance, richness, diversity and the vertical complexity observed on an area intensively disturbed by humans during a preterit period, and considering that it had been first colonized by Brazilian Pine. The auto-ecology of the species support the catalization of the secondary succession under its crown. The area was classified as Secondary Ombrophyllous Dense Forest expanded under individuals of *Araucaria angustifolia*.

Key-words: *Araucaria angustifolia*, phytosociology, Bocaina Mountain range, secondary succession.

1-INTRODUÇÃO

O bioma Mata Atlântica cobria originalmente uma área aproximada de 1.300.000 km², equivalente a 15% do território brasileiro, estendendo-se por mais de 3.300 km ao longo da costa atlântica, entre as latitudes 6°S e 30°S, em uma faixa de largura variável, alcançado a Argentina e o Paraguai nas porções sudeste e sul (SOS Mata Atlântica e INPE, 1993). Constituía-se na segunda maior área contínua de floresta tropical úmida da América do Sul, sendo superado apenas pelo vasto domínio Amazônico. Atualmente, encontra-se reduzida a aproximadamente 5% da sua cobertura original, representado sobretudo por fragmentos pequenos e perturbados em propriedades particulares, localizados em áreas marginais, como escarpas íngremes, terrenos encharcados, pedregosos, topos de morros, entre outros. Em sua área de distribuição vivem atualmente cerca de 120 milhões de habitantes (mais de 60% da população nacional, concentrando mais de 70% do PIB do país), o que demonstra a pressão antrópica a que este bioma foi e vem sendo submetido ao longo de cinco séculos de ocupação e exploração (VIANA e TABANEZ, 1996; citado por OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000).

A Mata Atlântica inclui um variado mosaico de formações florestais e ecossistemas associados, quais sejam : Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Floresta Ombrófila Mista, restinga, campos de altitude, manguezais, brejos interioranos e encaves florestais da região Nordeste. A amplitude latitudinal, longitudinal e altimétrica, bem como a variabilidade de formas de relevo e tipos de solo observados ao longo de toda sua área de distribuição, promovem uma rica e heterogênea oferta de habitats, favorecendo o desenvolvimento de ecossistemas biodiversos e peculiares. É considerado um dos cinco “hotspots” mais importantes em nível mundial, devido aos seus elevados índices de diversidade (detêm cerca de 20 mil espécies vegetais), endemismos (8 mil espécies de plantas, aproximadamente) e redução territorial (SOS Mata Atlântica, 2009).

Até 1850 o estado de São Paulo resguardava uma natureza pouco alterada, com cerca de 81,8% do seu território coberto por florestas, sendo 80% deste total composto por formações da Mata Atlântica. A partir da segunda metade do século XIX, com a rápida expansão da cafeicultura no estado e posteriormente outras culturas e atividades

pecuárias, a vegetação primitiva foi gradualmente suprimida, cedendo espaço ao “progresso” desordenado. A partir de 1930, na “Era Vargas”, intensificou-se a industrialização no estado, gerando novas fontes altamente poluidoras e impactantes na paisagem, como a Refinaria de Cubatão, no sopé da Serra do Mar; a qual por sua vez impulsionou o estabelecimento de um pólo industrial químico na região (SÃO PAULO, 1999).

Já em 1977, de acordo com um levantamento realizado pelo Instituto Florestal de São Paulo (IF-SP), restavam apenas 18% da cobertura vegetal original. Atualmente, cerca de 13,94% do território paulista é ocupado por vegetação natural (3.457.301 ha), em concentrações a sul, sudoeste e leste do estado; em refúgios florísticos nas elevadas altitudes da Serra do Mar, Mantiqueira e Paranapiacaba (KRONKA *et al.*, 2005).

Ainda assim o estado de São Paulo detêm a maior área contínua de Mata Atlântica remanescente do país, apresentando um dos melhores índices de áreas protegidas. O Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) é a maior Unidade de Conservação de proteção integral do estado de São Paulo, abrigando uma área representativa da Floresta Ombrófila Densa e ecossistemas associados. Possui oito núcleos, abrangendo 315.000 ha em 23 municípios, e constitui-se em um corredor que liga os remanescentes da Mata Atlântica do sul do Rio de Janeiro ao contínuo ecológico do Vale do Ribeira, alcançando o Estado do Paraná.

Em São Paulo, a nível estadual, as Unidades de Proteção Integral totalizam atualmente 845.373,94 ha, distribuídos em 56 áreas distintas. Já as 36 Unidades de Uso Sustentável somam 2.382.569,8 ha. Há ainda 41 Espaços Territoriais Especialmente Protegidos (Horto, Viveiro, Estação Experimental, entre outros), num total de 283.810,93 ha. Todas estas áreas encontram-se sob administração do Instituto Florestal e da Fundação Florestal do Estado de São Paulo. No nível federal, existem três UC's de Proteção Integral, as quais acumulam 108.225,2 ha; e oito UC's de Uso Sustentável, representando 240.000 ha (SÃO PAULO, 2004; citados por INDRUSIAK E MONTEIRO, 2009).

Na revisão das Unidades de Conservação existentes no Brasil localizadas na formação Floresta Ombrófila Mista, conduzida por Indrusiak e Monteiro (2009), foram contabilizadas 72 UC's federais e estaduais de domínio público, abrangendo 885.858,23 ha. Deste total, 23 estão sob tutela do governo federal (525.274,63ha) e 49 sob

responsabilidade dos governos estaduais (360.583,6 ha). Os autores consideraram nesta revisão apenas as unidades de Proteção Integral e as Florestas Nacionais e Estaduais; ressaltando que estas representam em suas áreas não apenas a Floresta com Araucária, mas também outras formações e até áreas degradadas, urbanizadas e cultivadas. Considerando apenas as áreas integralmente protegidas, Indrusiak e Monteiro (2009) encontraram um total de 3.586,44 km², equivalente a um pouco mais de 40% dos 885.858,23 ha considerados anteriormente. Os mesmos autores concluíram que a proteção desta formação sob a forma de UC's é aquém do necessário, pois as iniciativas foram tardias, quando já não havia grandes extensões contínuas e bem conservadas a preservar.

Abordando agora especificamente as UC's localizadas na formação da Floresta com Araucária em São Paulo, o estado possui seis UC's estaduais, totalizando 203.402,37 ha; e uma federal, o Parque Nacional da Serra da Bocaina, que se estende para o estado do Rio de Janeiro (INDRUSIAK e MONTEIRO, 2009).

A região da Serra da Bocaina apresenta, em particular, uma vegetação luxuriante e ainda pouco investigada. A escassez de estudos realizados até o momento pode estar associada, provavelmente, ao acesso precário, ao relevo acentuado, às intempéries e à distância até os núcleos de apoio à pesquisa da região, como a Estação Ecológica de Bananal e o Parque Nacional da Serra da Bocaina. A oferta de área protegida contínua não parece ser um fator limitante para a pesquisa neste caso, já que a região conta com a segunda maior área de Mata Atlântica protegida do país (104.000ha) e o maior Parque Nacional da região sudeste (MMA/IBAMA, 2004). Dentre os estudos já conduzidos, pode-se citar o de Castro (2001), o qual efetuou um levantamento florístico da vegetação arbórea em trecho de Floresta Ombrófila Densa na Estação Ecológica de Bananal. Baitello *et al.*, (1998) realizaram uma visita técnica ao mesmo local e descreveram de forma sucinta as fisionomias que lá encontraram e seus respectivos estádios serais.

A Serra da Bocaina possui uma vegetação complexa em termos florísticos e estruturais, típica das formações mais bem preservadas da Mata Atlântica (SANTOS *et al.*, 2010). Veloso *et al.*, (1991) classificam as fitofisionomias ocorrentes na região como Floresta Ombrófila Densa Montana e Alto-Montana, apresentando cotas desde 900m no sopé da serra até os 1900m no Pico do Caracol. Nas maiores altitudes associadas a solos mais incipientes, encontram-se campos com vegetação

predominantemente herbácea e sub-arbustiva. Atualmente, a vegetação da região apresenta-se em forma de mosaico, com trechos cobertos por florestas naturais, pastagens, culturas agrícolas e plantios de *Pinus* e *Eucalyptus*.

Esta unidade geomorfológica representa um importante divisor de águas, com sua vertente norte drenando na bacia do Paraíba do Sul e sua vertente sul escoando em direção ao mar, na baía da Ilha Grande, litoral sul fluminense (SILVA, 1987).

A ocorrência de Araucária na Serra da Bocaina foi referida por Brade (1951) e Eiten (1970), sendo mapeada uma área considerável de Floresta Ombrófila Mista no município de Bananal de acordo com o Inventário Florestal do Estado de São Paulo, inclusive trechos contidos na Estação Ecológica de Bananal (KRONKA *et al.*, 2005; FIGURA 1). No interior da Estação, é possível observar ainda alguns elementos típicos da flora com Araucária do sul do Brasil, tais como *Ocotea porosa* (Imbuia), *Ilex paraguariensis* (erva-mate) e *Podocarpus lambertii* (Pinheiro-bravo) (CASTRO, 2001). A presença destas espécies sugere o caráter relictual desta porção montanhosa da Serra da Bocaina, tida como uma zona de contato entre Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista (BRADE, 1951).

Contudo, através de vistorias em campo *a posteriori*, constatou-se que trechos mapeados como Floresta Ombrófila Mista no interior da Estação Ecológica de Bananal (KRONKA *et al.*, 2005) tratavam-se exclusivamente de formações secundárias, encravadas numa matriz de Floresta Ombrófila Densa, a qual é a vegetação predominante na unidade. Este fato é corroborado por Castro (2001), o qual classifica as áreas com Araucárias como antropizadas e em vias de regeneração. A partir de entrevistas com antigos moradores locais, a fim de auferir informações sobre a origem das Araucárias presentes no interior da Estação, verificou-se que estas foram introduzidas em área de lavoura abandonada, a partir de mudas trazidas do Paraná.

Sendo assim, este capítulo têm por objetivos caracterizar a composição florística, diversidade e estrutura do componente adulto e regenerante em um trecho de floresta secundária sob *Araucaria angustifolia*, bem como avaliar seu estágio sucessional. Além da descrição da comunidade, objetiva-se comparar o trecho estudado com demais levantamentos florísticos realizados no entorno da unidade, buscando uma classificação vegetacional mais acurada à área, levando em conta sua composição florística e não apenas seu caráter fisionômico (sobretudo do dossel). Em síntese, pretende-se verificar se a área pode ser considerada um trecho de Floresta Ombrófila Mista secundária (fortemente impactada no passado) encravada numa matriz de Floresta Ombrófila Densa

ou como uma expansão da Floresta Ombrófila Densa do entorno sob indivíduos de *Araucaria angustifolia*. A origem das Araucárias será investigada em futuros projetos de pesquisa, avaliando a estrutura genética da população remanescente.

2- REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - Sucessão Ecológica

Sucessão primária é aquela que ocorre em locais anteriormente desprovidos de vida, ou seja, representa a frente inicial de ocupação do meio físico por organismos, primeiramente os mais simples e posteriormente os mais complexos. A colonização de dunas de areia ou de solos originados do derramamento de lavas constituem-se em exemplos deste processo. Ao longo da sucessão, observa-se o contínuo aumento da biomassa, do teor de matéria orgânica do solo, da ciclagem de nutrientes e numa rede de interações mais complexa entre os componentes do sistema; refletindo numa maior diversidade, estrutura, complexidade e resiliência (ALMEIDA-JÚNIOR, 1999).

Já a sucessão secundária representa o mecanismo no qual os ecossistemas se renovam, reabilitando locais perturbados. É o restabelecimento de uma vegetação preexistente após um distúrbio. Segundo a resolução nº10 do CONAMA, de 1/10/1993, sucessão secundária é a vegetação resultante dos processos naturais de sucessão, após supressão total ou parcial da vegetação primária por meios antrópicos ou naturais, podendo resistir árvores da vegetação primária (ALMEIDA-JÚNIOR, 1999).

Clements (1916) formulou a base do paradigma clássico da sucessão, adotando uma visão holística da comunidade, enxergando-a como um super-organismo autorregulável, em que a sucessão seria determinística, previsível e unidirecional. A comunidade clímax seria complexa e única, indissociável ao clima da região (clímax climático), refletindo a unidade principal da vegetação em equilíbrio com o ambiente.

Dominante no meio científico até a década de 60 e ainda com grande expressão até meados de década de 90, este paradigma teve grande influência na definição de estratégias científicas e políticas de classificação, conservação e restauração de ecossistemas naturais. A restauração florestal era tomada no seu sentido restrito, ou seja, o retorno do ecossistema ao seu estado original anterior à degradação.

Nesse sentido, dois aspectos podem explicar, ao menos em parte, o insucesso desta abordagem. O primeiro é que a restauração florestal em seu sentido restrito raramente é possível, pois as condições ambientais após a degradação raramente permitem o retorno do ecossistema às condições originais. O segundo aspecto a ser considerado é que os ecossistemas eram tidos como unidades fechadas e isoladas, livre da interferência de fatores externos, autorregulável. Sendo assim, desconsideravam os efeitos da vegetação circundante (efeito de borda). Como na maioria dos casos a restauração florestal cria ilhas de vegetação isoladas em paisagens altamente antropizadas, o intenso efeito de borda a que eram submetidas causava, não raras vezes, alta mortalidade de mudas e invasão de espécies herbáceas e lianas. Então, a área era simplesmente abandonada e retornava ao estado anterior de degradação ou a vegetação plantada era mantida a elevados custos financeiros, com combate à pragas, plantas competidoras, etc. (MARTINS *et al.*, 2009).

Contestando a postura holística de Clements, Gleason (1917,1926) argumentou que o desenvolvimento e a manutenção de uma comunidade vegetal é reflexo das respostas próprias, particulares de suas espécies, propondo uma visão individualista para a associação de plantas. Para Whitaker (1953) o conceito de monoclímax é insustentável, pois uma comunidade clímax seria um padrão de populações definidas por gradientes ambientais, variando de acordo com a diversidade de ambientes.

Três modelos alternativos de sucessão foram propostos por Connell & Slatyer (1977) : facilitação, inibição e tolerância. A diferença fundamental entre eles concentra-se no papel ecológico das espécies pioneiras no decorrer da sucessão. Na facilitação, elas melhorariam as condições ecológicas da área perturbada, facilitando o estabelecimento das espécies tardias. Na inibição, elas monopolizariam os recursos, retardando ou impedindo o avanço da sucessão; e finalmente na tolerância elas não interfeririam no recrutamento e crescimento das espécies de estágios mais avançados da sucessão. Estes três modelos podem atuar simultaneamente ou consecutivamente (MARTINS *et al.*, 2009).

O modelo de inibição tem sido o mais frequentemente evidenciado, sobretudo em áreas de forte degradação antrópica. Em pastagens degradadas e abandonadas da Amazônia Central, a sucessão florestal pode ser inibida pela regeneração agressiva de espécies do gênero *Vismia* (Mesquita *et al.*, 2001; citado por Martins *et al.*, 2009).

Contudo esta inibição é temporária, pois a dominância de *Vismia* tende a persistir somente nos primeiros 10 a 20 anos. Após esse período, a redução da sua regeneração no sub-bosque sombreado favorece a entrada de novas espécies tolerantes à sombra.

Já o modelo de sucessão do potencial florístico inicial (Egler, 1954) valoriza a função da vegetação local como fonte de propágulos para colonizar áreas perturbadas ou degradadas assim que condições favoráveis são oferecidas. Este modelo também nega o paradigma clássico da sucessão, pois diferentes composições florísticas iniciais podem ocorrer em função das variações na composição e densidade do banco de sementes, na composição da vegetação do entorno e nos padrões climáticos anuais, podendo conduzir a vegetação à múltiplos pontos finais e à falta de um estágio estável.

Diante desta evolução da teoria sucessional, consolidou-se o paradigma contemporâneo, o qual defende os aspectos multidirecional e imprevisível da sucessão. A abordagem atual da sucessão, referência para os projetos de restauração ecológica, considera os ecossistemas como unidades abertas, sujeito à entradas e saídas de luz, água, nutrientes, poluentes e migração de genótipos e espécies. Além disso a sucessão raramente é determinística, podendo seguir múltiplas trajetórias, direcionada entre outros fatores, pelo histórico de uso do solo, perturbações ao longo do processo, oferta de propágulos, herbivoria e doenças. Desta forma, a restauração ecológica contemporânea não exige o retorno do ecossistema ao seu estado original nem tampouco define um estado clímax a ser atingido. Os objetivos concentram-se na recuperação da resiliência e sustentabilidade do ecossistema, integrando-o aos fluxos bióticos e abióticos do entorno (MARTINS *et al.*, 2009).

2.2 - As florestas plantadas como ferramenta na Restauração Florestal de áreas degradadas

Historicamente, a atitude mais comum frente à degradação do solo tem sido o simples abandono da área, confiando unicamente na natureza para repor a biodiversidade, fertilidade do solo e produtividade de biomassa através de mecanismos que regem a dinâmica da sucessão secundária. O abandono periódico de áreas (rotação) tem sido o principal fundamento de sistemas produtivos aparentemente sustentáveis. No entanto, em diversas áreas tropicais, o período de pousio tem sido drasticamente reduzido ou eliminado devido ao incremento populacional e conseqüente aumento da pressão por alimentos e produtos madeireiros. Sem a adequada reposição de nutrientes

no solo, estes sistemas produtivos são direcionados à exaustão, com enormes perdas de produtividade, sobretudo em solos naturalmente mais frágeis quimicamente e/ou fisicamente, como em grandes porções da Bacia Amazônica (UHL *et al.*, 1988 a,b; NEPSTAD *et al.*, 1991).

Em casos mais severos de degradação, o processo sucessional pode não ocorrer numa escala de tempo compatível com as necessidades humanas, dada a imposição de condições ambientais severas e adversas ao estabelecimento de populações de espécies vegetais autóctones e posterior atração da fauna silvestre. Diversos fatores de natureza física, biótica e/ou antrópica podem barrar ou retardar o avanço sucessional, tais como: indisponibilidade de banco de sementes no solo, ausência de raízes ou cepas com capacidade de rebrota; predação de sementes e plântulas; limitações físicas, químicas e biológicas do solo; seca sazonal, competição com espécies invasoras, queimadas periódicas, entre outros (UHL e JORDAN, 1984; UHL *et al.*, 1988a; LUGO 1988; NEPSTAD *et al.*, 1991; PARROTA, 1992,1993). Nestas situações são necessárias intervenções humanas no sentido de acelerar a recomposição da cobertura florestal e da biodiversidade associada, bem como a reabilitação dos recursos hídricos e do solo.

O desafio dos profissionais envolvidos na restauração ecológica é iniciar a sucessão secundária onde esta estiver sendo inibida e acelerá-la quando esta já estiver em curso. Isto implica em promover o processo de facilitação e prevenir a inibição do avanço sucessional em estágios intermediários. Várias técnicas têm sido desenvolvidas para reabilitação de sítios degradados, como o plantio de mudas autóctones em alta diversidade, semeadura direta de espécies florestais, transposição do banco de sementes, utilização de poleiros artificiais e naturais, entre outros. A maior limitação destas técnicas, no entanto, é sua limitada aplicabilidade em paisagens extensivamente degradadas, dado os custos elevados em mão-de-obra e insumos. A grande maioria das iniciativas têm se limitado a pequenas áreas (inferior a 10ha). É evidente a importância da reabilitação ecológica de pequenas áreas particulares (Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal), mas o grande desafio na atualidade é como lidar com a restauração de grandes áreas tropicais que vem sendo degradadas a ritmos cada vez maiores (LAMB, 1998).

Uma estratégia que vem sendo explorada para lidar com este desafio é a utilização de plantios florestais como catalisadores da sucessão ecológica. Lamb (1998) revisou as

técnicas de implantação e manejo de plantios florestais em extensas áreas tropicais degradadas, as quais influenciam nos ganhos econômicos e ecológicos destes ecossistemas. Segundo o autor, plantios com ciclo de corte reduzido, como aqueles destinados a fornecer madeira para celulose e carvão vegetal não apresentam potencial para reabilitação ecológica de áreas degradadas. Já os plantios com ciclos de corte maiores, ainda que submetidos a desbastes, como aqueles destinados à fornecer madeira para serraria, lâminas, extração de resina, látex, etc; apresentam maior aplicabilidade como facilitares da sucessão florestal. O período de rotação ou ciclo de corte é um dos principais componentes do regime de manejo que influenciam na dinâmica sucessional do sub-bosque, pois determina o tempo disponível para a evolução deste processo. Generalizando, quanto mais antigo for um dado plantio, maior a afinidade florística e estrutural com as florestas naturais do entorno (PETERKEN *et al.*, 1992; citado por FONSECA *et al.*, 2009).

O primeiro aspecto salientado por Lamb (1998) que possibilita melhorar os ganhos ecológicos através dos plantios florestais é a utilização de espécies nativas, as quais são preferenciais em plantios puros. Tais espécies co-evoluíram com a fauna silvestre regional, o que a torna mais atrativa e permeável, potencializando o fluxo gênico da flora e fauna. No entanto, as espécies exóticas têm sido as mais utilizadas, sobretudo pelo potencial de ganho econômico, devido às maiores taxas de crescimento, facilidade de venda de produtos madeireiros e não-madeireiros no mercado, maior conhecimento silvicultural acumulado, acesso à genótipos melhorados, entre outros. Ao escolher uma espécie exótica “consagrada” ou “tradicional” no mercado florestal, o proprietário ou manejador têm a sua disposição um pacote tecnológico que busca minimizar os riscos econômicos associados ao seu cultivo.

O manejador, ao realizar o corte raso, interrompe todo o processo sucessional em andamento no sub-bosque. Isto significa que toda ou boa parte da biodiversidade alcançada no período é perdida. No entanto, o plantio presta serviços ambientais ao longo do seu crescimento, como por exemplo, diminuindo a pressão sobre os remanescentes florestais; podem atuar como zonas de amortecimento; fornecer abrigo e alimento para a fauna silvestre do entorno, bem como possibilitar a migração de espécies animais de um fragmento para o outro, incrementando a permeabilidade da paisagem, permitindo desta forma a exploração de novos habitats e a expansão das populações silvestres. A reforma ou condução das brotações das espécies de interesse

comercial possibilita o retorno destes serviços ambientais após um período de transição necessário para aferir os ganhos econômicos, desde que se conserve os remanescentes do entorno. A magnitude dos benefícios ecológicos está intimamente relacionado à duração do ciclo de corte (LAMB, 1998).

Outra alternativa é o manejador não realizar o corte raso, ou seja, mudar o objetivo do plantio. Nesta decisão está implícita as perdas econômicas, pois os custos não são abatidos. Isto acontece muitas vezes em plantios de ciclo longo (30, 50 anos), em que o preço da madeira pode diminuir substancialmente, inviabilizando sua colheita e transporte (LAMB, 1998).

Um terceiro cenário seria o desbaste seletivo, em número de árvores suficiente para cobrir os custos do plantio. Daí em diante, a área seria manejada como um reflorestamento, e não mais atenderia à objetivos econômicos. Cabe ressaltar a importância dos remanescentes do entorno como fonte de propágulos e de dispersores, diminuindo a necessidade de plantios de adensamento e enriquecimento no sub-bosque. Além disso, no caso de plantios com espécies exóticas, deve-se eliminar a regeneração da espécie plantada e de outras espécies invasoras (LAMB, 1998).

Por fim, uma quarta alternativa seria conduzir o plantio de uma ou mais espécies nativas e manejá-la como sendo uma “floresta natural”; ou seja, um reflorestamento com fins produtivos, conservacionistas, e não puramente preservacionistas. Esta abordagem implica em colheitas seletivas, regulares, ao invés do corte raso ao final da rotação. Geralmente, se aplica em plantios antigos com sub-bosque já bem desenvolvido, contendo espécies comerciais, de valor madeireiro e/ou não madeireiro. A biodiversidade destes ecossistemas tende a aumentar, apesar das sucessivas colheitas, pois o processo sucessional não é interrompido em área total, como acontece ao se adotar o corte raso (LAMB, 1998).

Estudos recentes têm apontado que sob certas condições, o efeito catalítico ou facilitador das plantações florestais é devido às mudanças no microclima, ao desenvolvimento da serapilheira e de uma camada de húmus superficial no solo (incremento de matéria orgânica) que ocorre ainda nos primeiros anos de desenvolvimento da floresta plantada, criando sítios de regeneração com características ambientais mais favoráveis ao recrutamento das espécies autóctones. Estas mudanças tendem a atrair a fauna dispersora de fragmentos florestais vizinhos, aumentando a

chuva de sementes; além de inibir o crescimento de gramíneas e outras espécies heliófitas que normalmente dificultam a germinação e emergência das plântulas das espécies nativas (PARROTA *et al.*, 1997).

Sob certas condições ambientais e de manejo, como a condução do sub-bosque, o plantio florestal (geralmente puro) pode ser substituído por uma floresta biodiversa, composta pela (s) espécie (s) plantada e pelas espécies espontâneas, recrutadas *in loco* ou via processos de dispersão da vegetação circundante. Cabe ressaltar ainda que, como a maioria das espécies florestais plantadas para fins comerciais são pioneiras, de rápido crescimento e dependentes de luz, elas tendem a desaparecer do ecossistema, sobretudo se não formarem banco de sementes persistente no solo e possuem baixa ou nenhuma capacidade de rebrota; dando espaço à uma floresta secundária em estágio sucessional mais avançado do que em áreas testemunhas simplesmente isoladas dos fatores de degradação. Da mesma forma, desbastes periódicos de baixo impacto na regeneração natural podem acelerar a dinâmica da regeneração natural em áreas degradadas (PARROTA *et al.*, 1997).

Após o workshop internacional sobre Restauração de Florestas Tropicais promovido pela IUFRO (International Union of Forestry Research Organizations), Banco Mundial e pelo Serviço Florestal norte-americano (USDA Forest Service) em Washington, D.C, em 1996; o qual reuniu diversos pesquisadores, produtores rurais, ONG's e empresas privadas envolvidas nesta temática, evidenciou-se inúmeras conclusões e sugestões para o avanço do conhecimento na área, tais como (PARROTA *et al.*, 1997):

1- Em comparação com áreas abandonadas (controle), os plantios florestais expressaram um conspícuo efeito catalítico na reabilitação da biodiversidade, em inúmeras condições de degradação (como áreas mineradas e áreas dominadas por densa cobertura graminóide, a qual inibe a colonização por espécies florestais autóctones).

2- O efeito catalítico das plantações florestais torna-se cada vez mais pronunciado a medida que se aumenta a degradação e a umidade do sítio, e de forma geral, diminui gradualmente com o aumento da distância à fragmentos florestais remanescentes, os quais são estoques e fontes de diásporos. Em ambientes mais secos, as dificuldades em se reabilitar tais sítios são ainda maiores, havendo uma atual carência de estudos aplicados capazes de formular estratégias e técnicas específicas para tais condições.

3- A complexidade estrutural das florestas plantadas é um fator determinante no posterior enriquecimento de espécies no sub-bosque, devido a importância da heterogeneidade de habitats para a fauna dispersora e de diferentes condições microclimáticas para a germinação de sementes. Isto sugere que plantios mistos oferecem melhor suporte ao restabelecimento da biodiversidade do que plantios puros. No entanto, pouco se sabe ainda sobre a influência da arquitetura e fenologia das espécies plantadas na constituição das condições microclimáticas do sub-bosque, bem como as relações entre a evolução das características edáficas ao longo do crescimento do plantio florestal e o recrutamento de indivíduos de espécies nativas, considerando a variedade de ecossistemas e estados de conservação possíveis.

4- A fauna silvestre, com destaque para pássaros e morcegos, é fundamental para a dispersão da grande maioria das espécies tropicais. A colaboração deste componente na reabilitação de sítios degradados a partir de plantios florestais depende da distância destes sítios aos remanescentes florestais mais próximos, da atratividade destes plantios à fauna silvestre (potencial em promover abrigo e alimento) e das condições de conservação das áreas doadoras de sementes. A dinâmica da zoocoria em paisagens degradadas ainda necessita ser melhor compreendida, sobretudo visando estimar as distâncias máximas entre as áreas degradada e fonte de sementes em que a dispersão por animais ainda é satisfatória, nas mais variadas condições ambientais.

5- Espécies florestais com sementes grandes apresentam dificuldades intrínsecas de dispersão muito maiores do que as espécies com sementes pequenas. Logo, aquelas são mais dependentes de intervenções (como plantios de enriquecimento, por exemplo) para se estabelecerem em sítios degradados. Pesquisas em restauração florestal têm buscado desenvolver técnicas de introdução destas espécies com menor custo e que resultem no pleno estabelecimento destas, seja na fase do plantio inicial ou em plantios de enriquecimento.

6- As florestas catalisadoras vêm sendo reconhecidas como uma ferramenta promissora na reabilitação de sítios degradados, nas mais variadas condições sócio-ambientais. Neste contexto e de forma geral, as angiospermas têm apresentado melhores resultados do que as Gimnospermas. No entanto, ressalva-se o maior número de espécies disponíveis e já testadas de Angiospermas em relação às Gimnospermas, bem como a atual concentração destes estudos em áreas tropicais desmatadas, onde as

primeiras geralmente apresentam maior habilidade adaptativa a estes sítios. Em relação à escolha de espécies catalisadoras na Restauração Florestal, as pioneiras de rápido crescimento são preferenciais, sobretudo aquelas de bom desenvolvimento em sítios degradados, como *Acacia mangium* em pastagens dos trópicos. Entretanto, algumas espécies podem representar um potencial risco (como *Leucena leucocephala*), pois devido à sua agressividade e rusticidade, acabam formando povoamentos homogêneos na área designada ao reflorestamento, inibindo a regeneração das demais espécies, algumas até irradiando para ecossistemas vizinhos, ameaçando a flora local e regional. Sendo assim, deve-se sempre que possível optar por espécies nativas na implantação da floresta catalisadora, minimizando este risco. No entanto, devido ao incipiente conhecimento silvicultural e da auto-ecologia da grande maioria destas, as espécies exóticas têm sido preferidas em projetos de RAD. Na prática, os planejadores optam pelas espécies capazes de realizar uma (s) determinada função (s) pelo menor custo e esforço. Pesquisas são necessárias para otimizar o ganho ecológico destas decisões (LUGO, 1997).

7- A aplicação desta ferramenta na Restauração Florestal gera benefícios locais, tanto econômicos (eventuais colheitas de produtos madeireiros e não-madeireiros), sociais (geração de emprego e renda no plantio, manutenção e colheita das florestas) e ambientais (desenvolvimento de um ecossistema florestal em uma área outrora degradada).

Pesquisas estratégicas e aplicadas precisam ser desenvolvidas a fim de propor técnicas (preparo do solo, manejo do sub-bosque, regimes de colheitas, entre outras) que favoreçam a regeneração natural no sub-bosque das florestas plantadas. Estas técnicas devem estar alinhadas com a realidade sócio-econômica da região a que se propõem, ou seja, devem considerar as prioridades de desenvolvimento e conservação da biodiversidade das comunidades envolvidas (Parrota *et al.*,1997).

Atualmente, sabemos que espécies nativas podem se desenvolver no sub-bosque de florestas plantadas planejadas para fins comerciais, mas não sabemos quais técnicas silviculturais podem favorecer o estabelecimento destas espécies, incluindo seleção de espécies, preparo de solo, plantio, adubação, etc. Em síntese, a grande maioria das pesquisas desenvolvidas neste sentido têm sido conduzidas em plantios florestais planejados para produção de madeira e outros produtos florestais, e não especificamente

para reabilitação da biodiversidade local. O desafio atual é formular estratégias para diferentes condições ambientais que possam utilizar plantios florestais aplicados diretamente na reabilitação da biodiversidade, capazes de acelerar ainda mais a sucessão em áreas degradadas (LUGO, 1997).

O custo sempre limita a dimensão das áreas que são recuperadas através de manejo intensivo da sucessão, em parte porque a medida que o ecossistema vai se tornando mais artificial, o avanço ou até mesmo a simples manutenção de um estágio sucessional requer intervenções antrópicas frequentes (CAIRNS, 1993, citado por LUGO, 1997). Logo, para diminuir os custos e aumentar a área potencial a ser recuperada, os planejadores devem sempre tentar “imitar a natureza”, de modo que o próprio ecossistema se encarregue de conduzir e manter a sucessão em direção à comunidade madura, estruturada e resiliente aos distúrbios mais frequentes na região. Em contrapartida, ao adotarmos um manejo menos intensivo da sucessão, esta pode tomar um sentido indesejável ou no mínimo inesperado. Logo, o monitoramento da área é fundamental para detectar possíveis desvios ou obstáculos à sucessão que possam ameaçar o cumprimento dos objetivos propostos, e corrigi-los através de intervenções com o mínimo custo e a máxima eficiência ecológica (LUGO, 1997).

Lugo (1997) salienta alguns fatores que podem contribuir para que a sucessão se arraste em plantios florestais em áreas degradadas, tais como: baixa intensidade luminosa no sub-bosque; distâncias muito grandes à fontes de propágulos; baixa atratividade à fauna silvestre (pouco oferta de alimento e abrigo); baixa fertilidade do solo; serrapilheira muito espessa dificultando a germinação e emergência de plântulas; forte competição com as espécies plantadas; alelopatia; distúrbios como fogo, pastoreio; invasão por espécies exóticas agressivas, etc. Tais aspectos necessitam de mais estudos para uma melhor compreensão dos seus efeitos na colonização de espécies nativas no sub-bosque de florestas plantadas.

3-MATERIAL E MÉTODOS

3.1- Caracterização da área de estudo

A Estação Ecológica Estadual de Bananal localiza-se no município de mesmo nome, o qual ocupa a porção mais oriental do Estado de São Paulo, já na divisa com o

Estado do Rio de Janeiro, na região da Serra da Bocaina, considerada uma extensão da Serra do Mar. A unidade é delimitada pelos paralelos 22°15'S e 22°37'S; e pelos meridianos 44°07'W e 44°22'W. Distante 25 km do centro histórico, a unidade preserva 884ha de vegetação remanescente do domínio da Mata Atlântica, predominantemente composta por Floresta Ombrófila Densa Montana e Alto-montana; além de mais de 200 espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção, tais como o Sagui-da-serra-escuro (*Callithrix aurita*), o Bugio (*Alouatta fusca*), a Onça-parda (*Puma concolor*), o Cateto (*Tayassu tajacu*), o Cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) o Gavião-pega-macaco (*Spizaetus tyrannus*), o Jacu (*Penelope obscura*), Beija-flor-de-topete (*Stephanoxis lalandi*), entre outros. A altitude da Estação varia desde 1100 até 1900 metros (Pico do Caracol), com vários trechos escarpados (SÃO PAULO, 1998).

O clima da região, pelo sistema de classificação de Koppen, é do tipo mesotérmico, com precipitação média anual entre 1500 a 2000mm, com verões brandos e sem estação seca (Cfb). A temperatura média anual varia de 20° a 23°C, com mínimas absolutas desde 0° a 4°C, possibilitando a ocorrência de geadas (SÃO PAULO, 2010).

O solo é classificado como latossolo vermelho-amarelo-fase rasa interface com litossolo fase granito, gnaisse e fase filito-xisto (CODIVAP, 1971; citado por CASTRO, 2001). A área de estudo está inserida na bacia do Rio Bananal, a qual por sua vez está contida na Bacia do médio Paraíba do Sul (CASTRO, 2001).

Grosso modo, a estação dispõe em torno de 75% de sua área total preservada na forma de floresta primária, estando o restante sob leve ou intensa ação antrópica (BAITELLO, 1998). Nas formações bem preservadas, o dossel pode atingir até 30m de altura, sendo composto sobretudo por espécies de Lauraceae e Sapotaceae, tais como: *Cryptocaria moschata* Ness & Mart., *Micropholis gardneriana* (A.DC.) Pierre, *Ocotea catharinensis* Mez, *Ocotea elegans* Mez e *Ocotea acyphilla* (Ness) Mez (CASTRO, 2001). Em relação à flora não arbórea, segundo especialistas, a estação é a única unidade de conservação que abriga populações de duas espécies de Bromeliaceae: *Neoregelia pontuallii* e *Witrockia corallina*. Além disso, contém outras espécies de bromélias raras e ameaçadas de extinção, como *Vriesea hieroglyphica* e *Fernseea bocainensis*. Estes indícios apontam o potencial de endemismos nestas formações ainda pouco conhecidas da Serra da Bocaina (SANTOS *et al.*, 2010).

Existem poucos registros de uso e ocupação do solo na área da unidade em períodos anteriores à 1964, ano de sua criação como Reserva Florestal do Estado de São Paulo, sendo classificada posteriormente como Estação Ecológica pelo Decreto

Estadual número 43.193/1987. No entanto, sabe-se que o Vale do Paraíba do Sul integrou diversas rotas comerciais e exploratórias no período Colonial. A ocupação da região da Serra da Bocaina remonta ao final do século XVII e início do século XVIII, impulsionada pela intensa circulação de “tropeiros” que transportavam o ouro extraído em Minas Gerais em direção ao porto de Paraty, para então ser embarcado rumo à Europa. Neste contexto, destaca-se uma das estradas limítrofes à estação, a histórica “Trilha do Ouro”, ou “Estrada do Ariró”, construída com mão-de-obra escrava. Com a inauguração da rodovia Presidente Dutra na década de 1950, que liga São Paulo ao Rio de Janeiro, a importância da “Trilha do Ouro” em termos de circulação de mercadorias e passageiros foi sendo paulatinamente diminuída, permanecendo atualmente de forma mais evidente apenas seu caráter histórico-cultural (SÃO PAULO, 2009). Este testemunho histórico do Ciclo do Ouro, aliado às riquezas naturais da região, fornece um potencial turístico ímpar ao município, o qual é classificado como Estância Turística pelo Governo do Estado de São Paulo, o que lhe garante uma verba adicional para promoção do turismo regional, o qual pode ser integrado com atividades de educação e interpretação ambiental.

3.2- Amostragem e coleta de dados da vegetação

Selecionou-se um trecho de vegetação secundária com *Araucaria angustifolia* para análise florística e fitossociológica, adjacente à Floresta Ombrófila Densa Montana, próximo à sede da Estação (22°48'24''S 44°21'58''W, 1174 metros de altitude; valores para o vértice inferior esquerdo da parcela A1, FIGURAS 2 e 4). A espécie foi introduzida provavelmente no início da década de 1960 (informação extra-oficial), em área de lavoura e pastagem abandonada, inserida numa encosta com declividade crescente no sentido base-topo (FIGURA 3).

Para a amostragem do componente adulto, foram alocadas 43 parcelas permanentes de 10x 20m, totalizando 0,86 ha de área amostral. As parcelas foram dispostas de forma contígua, de modo a cobrir ao máximo a área disponível com Araucárias, aproximando-se de um censo.

Foram considerados como adultos todas as árvores e arbustos com perímetro a altura do peito (1,3 m) superior ou igual a 15 cm ($CAP \geq 15\text{cm}$). Para os indivíduos que perfilharam abaixo da altura do peito, foram incluídos somente aqueles que atenderam

ao critério de inclusão para pelo menos uma de suas ramificações. Nestes casos, foram anotados os valores de CAP de todas as ramificações para o cálculo da área basal.

Para todos os indivíduos amostrados, foram anotados os valores de CAP, altura total (estimada visualmente) e identificado a espécie. Nos casos em que não foi possível a identificação em campo, coletou-se material botânico e foram registradas observações pertinentes à posterior identificação (características da casca, cores de flor e fruto, aroma, presença de exudatos, entre outros). Todo o material botânico foi devidamente numerado, organizado em prensas, desidratado e encaminhado para a Seção de Ecologia Florestal do Instituto Florestal do estado de São Paulo, onde foi identificado através de comparações com os materiais do acervo do Herbário D.Bento Pickel (SPSF), consultas a especialistas de reconhecida competência e à literatura especializada. As coletas férteis foram incorporadas ao acervo do mesmo herbário. Foi adotado o sistema de classificação proposto por Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009).

Para amostragem do componente regenerante, foram instaladas em cada parcela de 10x20m, cinco subparcelas de 1x1m, totalizando 215m² de área amostral. O posicionamento das subparcelas foi definido por sorteio das coordenadas do vértice superior esquerdo, tendo como referência as laterais da parcela de 10x20m, tidas como eixos cartesianos. Para medida destas coordenadas no campo, foi utilizado um Vertex.

Foram amostrados todos os indivíduos arbustivos ou arbóreos com altura ≥ 30 cm e CAP < 15 cm. Como a intenção era amostrar somente indivíduos jovens daqueles que futuramente irão ocupar o componente adulto, foram contabilizados como regenerantes apenas os indivíduos das espécies que já tivessem sido registradas no componente adulto. Para as espécies ausentes no componente adulto, estas foram incluídas na amostragem somente caso já tivessem sido registradas em outros levantamentos fitossociológicos que adotaram o mesmo critério de inclusão ou cujo relato de especialistas confirmassem o potencial da espécie em atingir porte elevado. Sendo assim, foram excluídos da análise de regenerantes os subarbustos e arbustos de pequeno porte, as trepadeiras e as ervas. Para estas formas de vida está sendo desenvolvido, na mesma área amostral, a dissertação de mestrado de Polisel, R.T; a ser publicada em breve.

Para os regenerantes, foram registrados os valores de altura, a identificação da espécie e eventuais observações de campo. Quando não foi possível a identificação em campo, realizou-se o mesmo procedimento já citado para o componente adulto.

Visando incrementar o levantamento florístico do presente estudo, foram feitas incursões a pé e sob veículo motorizado nas principais trilhas da Estação, a fim de coletar material reprodutivo de espécies observadas no entorno, presentes ou não nas parcelas do inventário fitossociológico; bem como identificar espécies raras e/ou não amostradas nestas parcelas a partir da coleta de material vegetativo, quando da ausência de estruturas (órgãos) reprodutivas.

3.3- Análise dos dados

Para a análise da estrutura horizontal do componente adulto foram calculados os parâmetros fitossociológicos descritos por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974): Densidade Absoluta (DA), Dominância Absoluta (DoA), Frequência Absoluta (FA), Densidade Relativa (DR), Dominância Relativa (DoR), Frequência Relativa (FR), Valor de Cobertura (VC), Valor de Importância (VI). Em relação ao componente regenerante, os mesmos parâmetros foram considerados, exceto Dominância Absoluta e Relativa (DoA e DoR, respectivamente) e Valor de Cobertura (VC), já que não foram tomadas medidas de diâmetro para a classe de regeneração. Neste componente, a importância ecológica das espécies deve ser interpretada em função da Regeneração Natural Relativa (RNR), a qual é a média entre a Densidade Relativa (DR), Frequência Relativa (FR) e Classe Relativa de Tamanho da Regeneração Natural (CRTRN).

Para o estudo da estrutura vertical do componente adulto, foram estimados a Posição Sociológica Absoluta (PSA) e Relativa (PSR), seguindo a estratificação em classes de altura proposta por Souza e Leite (1993):

- Estrato Inferior: $h_j < (\bar{h} - S)$ - Estrato Médio: $(\bar{h} - S) < h_j < (\bar{h} + S)$

- Estrato Superior: $h_j > (\bar{h} + S)$, onde:

\bar{h} = média das alturas

h_j = altura da j-ésima árvore amostrada

S = desvio padrão das alturas

Para os indivíduos perfilhados, considerou-se a altura do fuste mais alto.

Já para a análise da estrutura vertical do componente regenerante, foram estimados os parâmetros de Classe Absoluta e Relativa de Tamanho da Regeneração Natural (CATRN e CRTRN, respectivamente), bem como a Regeneração Natural

Relativa (RNR), conforme Finol (1971). Para tanto, adotou-se a seguinte estratificação em classes de altura:

- Estrato Inferior: $30\text{cm} < h_j < 150\text{ cm}$ Estrato Médio: $150\text{cm} < h_j \leq 300\text{cm}$

- Estrato Superior: $h_j > 300$ e $\text{CAP} < 15\text{ cm}$

Todos estes parâmetros fitossociológicos citados anteriormente podem ser resumidos num único parâmetro, o Valor de Importância Ampliado (VIA), caracterizando melhor a importância ecológica (representatividade) das espécies na comunidade, avaliando conjuntamente os dois estratos, o qual é obtido da seguinte forma:

$$\text{VIA}_i = \text{DR}_i + \text{FR}_i + \text{DoR}_i + \text{PSR}_i + \text{RNR}_i$$

Os valores percentuais de $\text{VIA}_i(\%)$ representam a razão entre o VIA_i e o valor absoluto total do VIA (somatório dos VIA_i , para todas as espécies).

Estimou-se o índice de diversidade de Shannon (H' , com intervalo de confiança de Jackknife a 95%), a equabilidade de Pielou – J' (PIELOU, 1966) em base logarítmica e o Coeficiente de Mistura de Jentsch –QM (HOSOKAWA, 1981); para ambos os estratos.

Todos os parâmetros fitossociológicos citados acima foram calculados através do software Mata Nativa (CIENTEC, 2004).

Para a análise da similaridade florística entre os componentes adulto e regenerante, foram utilizados os Índices de Similaridade de Sorensen e Jaccard. Foram realizadas consultas ao moderno site do Jardim Botânico do Rio de Janeiro para atualização dos nomes científicos das espécies. O estudo de Castro (2001) desenvolvido em um trecho de Floresta Ombrófila Densa primária da Estação, num gradiente altitudinal desde 1200 a 1500m, foi utilizado para avaliar a influência da flora do entorno na composição florística da floresta secundária sob Araucária estudada. A autora conduziu um levantamento florístico do estrato arbóreo ($\text{CAP} > 15\text{cm}$) pelo método dos pontos quadrantes, com 100 pontos de amostragem.

A significância do modelo exponencial ajustado para a distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro foi testada linearizando o modelo, por meio de uma

transformação em logaritmo natural. A partir daí, realizou-se a análise de variância das regressões lineares e posteriormente o teste T para averiguar a significância dos parâmetros β_0 e β_1 estimados. Toda esta análise foi realizada através do software MSEXcel 2007, no nível de 5 % de probabilidade.

Para verificar a ocorrência de espécies ameaçadas nos levantamentos florístico e fitossociológico, foram consultadas a Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo (Resolução SMA 48), a Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção no Brasil (Portaria N°37, IBAMA) e a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção Globalmente (IUCN, 2007).

Para avaliação do estágio sucessional do trecho de floresta secundária sob Araucária, as espécies foram classificadas em quatro grupos sucessionais, com base nos critérios adotados por Gandolfi (1991):

- Pioneiras: espécies adaptadas à clareiras, bordas da floresta ou fisionomias abertas, dependentes de condições de maior luminosidade, de crescimento rápido. Em geral, são raras ou não ocorrem no sub-bosque de florestas maduras.

- Secundárias Iniciais: espécies que se desenvolvem em clareiras pequenas (inferiores a 100m²) e no sub-bosque pouco sombreado. Podem também ocorrer em clareiras maiores, porém mais antigas, já com um certo grau de colonização pelas pioneiras.

- Secundárias Tardias: espécies adaptadas ao sub-bosque densamente sombreado, de crescimento lento, completando seu ciclo de vida nestes ambientes ou atingindo o dossel.

- Sem classificação: espécies ainda pouco investigadas pela ciência, cujas características ecofisiológicas são desconhecidas ou insuficientes para enquadrá-las nesta classificação.

Foram realizadas consultas à literatura, tais como Gandolfi (1991, 2000), Almeida Júnior (1999), Ivanauskas *et al.* (1999), Martins *et al.*, (2002, 2004), Silva (2003), Higuchi (2003), Paula *et al.*, (2004), visando classificar o maior número de espécies possível.

4-RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 – Composição florística

Considerando o componente adulto, foram amostrados 1856 indivíduos arbustivo-arbóreos distribuídos em 129 espécies, 79 gêneros e 45 famílias botânicas, sendo quatro espécies identificadas no nível de gênero e duas espécies indeterminadas (a aparente ausência de folhas e a altíssima infestação por cipó na copa impossibilitaram a identificação segura destas espécies). Já no componente regenerante, foram amostrados 1024 indivíduos arbustivo-arbóreos, distribuídos em 95 espécies, 58 gêneros e 33 famílias botânicas, sendo duas espécies identificadas apenas no nível de família e uma em nível de gênero. Foram observados 142 e 38 indivíduos mortos em pé (7,6% e 3,71% do total), para o componente adulto e regenerante, respectivamente. No conjunto, foram amostradas 161 espécies, pertencentes a 89 gêneros e 52 famílias botânicas no levantamento fitossociológico.

Lauraceae, Myrtaceae e Melastomataceae foram observadas com notória riqueza específica no componente adulto (13, 12 e 11 espécies, respectivamente). Também se destacaram as famílias Euphorbiaceae, Monimiaceae e Sapindaceae (5 espécies cada); Annonaceae, Asteraceae e Meliaceae (4 espécies cada); Araliaceae, Arecaceae, Celastraceae, Cyatheaceae, Myrsinaceae e Solanaceae (3 espécies cada). Por sua vez, entre os regenerantes se destacaram Melastomataceae e Myrtaceae (11 espécies cada); Rubiaceae (9 espécies); Lauraceae (8 espécies); Asteraceae (5 espécies), Monimiaceae, Myrsinaceae e Sapindaceae (4 espécies cada); Annonaceae e Euphorbiaceae (3 espécies cada). No estudo de Castro (2001), Lauraceae, Myrtaceae, Melastomataceae e Monimiaceae também se destacaram em riqueza (24, 23, 13 e 10 espécies respectivamente, contidas num conjunto de 137 espécies, 73 gêneros e 40 famílias, exclusivamente de angiospermas).

A riqueza de Asteraceae e Solanaceae provavelmente é reflexo do histórico de perturbação da área, já que são famílias comuns de áreas mais abertas, em estágios sucessionais mais incipientes. Oliveira-Filho e Fontes (2000) apontam que Melastomataceae, Myrsinaceae e Solanaceae apresentam destaque crescente com o aumento da altitude nas formações da Mata Atlântica. O pequeno número de espécies de

Leguminosas (*sensu* amplo) amostradas também é relacionado à altitude segundo os mesmos autores.

Já em termos de número de indivíduos, destacaram-se entre os adultos Myrtaceae, Lauraceae e Euphorbiaceae (19,76%, 18,41%, 10,53% do total de indivíduos amostrados, respectivamente). Com representações um tanto inferiores, mas também de destaque neste componente, podemos citar Araucariaceae, Melastomataceae, Monimiaceae, Myrsinaceae e Chloranthaceae (4,65%, 4,65%, 4,53%, 4,24% e 3,94%, respectivamente). A relevância de Myrtaceae, Lauraceae e Euphorbiaceae segundo este critério é devido sobretudo às elevadas densidades relativas observadas para *Myrcia fallax* (10,86%), *Nectandra nitidula* (13,52%) e *Alchornea triplinervea* (7,17%), respectivamente.

Entre os regenerantes, as famílias com maior acúmulo em número de indivíduos foram Myrtaceae, Lauraceae, Myrsinaceae, Rubiaceae e Monimiaceae (22,52%, 17,55%, 11,05%, 10,34%, 8,42% do total de indivíduos amostrados, respectivamente). Podemos citar ainda, num patamar inferior de destaque, Melastomataceae, Celastraceae e Faboideae (4,67%, 4,46%, 3,85% , respectivamente). A importância de Myrtaceae, deve-se, ao menos em sua maior parte, às elevadas densidades relativas de *Myrcia fallax* (8,5%) e *Myrceugenia campestris* (7,91%). O mesmo pode-se dizer para *Nectandra nitidula* (13,57%) em relação à Lauraceae; *Rapanea lineata* (5,08%) e *Rapanea umbellata* (4,1%) para Myrsinaceae; *Psychotria* cf. *longipes* (6,25%) para Rubiaceae e *Mollinedia triflora* (7,03%) para Monimiaceae.

Os gêneros de destaque em riqueza no componente adulto foram *Miconia* (8 espécies, 72,7% da riqueza de Melastomataceae); *Ocotea* (7 espécies, 53,8% das Lauraceae); *Mollinedia* (5 espécies, 100% das Monimiaceae); *Cupania*, *Eugenia*, *Rapanea* e *Solanum* (3 espécies cada; 60% , 25% , 100% e 100% da riqueza de suas famílias, respectivamente). Castro (2001) também salientou a riqueza de *Ocotea* (13), *Eugenia* (9), *Miconia* (9) e *Mollinedia* (7) na floresta ombrófila densa do entorno; enquanto Oliveira-Filho e Fontes (2000) destacaram a tendência de riqueza dos gêneros *Miconia*, *Mollinedia*, *Solanum* e *Tibouchina* com o aumento da altitude nas formações da Mata Atlântica.

Entre os regenerantes, *Miconia* (8 espécies); *Mollinedia* , *Ocotea* e *Rapanea* (4 espécies cada); *Cupania*, *Psychotria*, *Tibouchina* e *Vernonia* (3 espécies cada)

destacaram-se em número de espécies. Logo, nota-se que cinco dos sete gêneros citados para os adultos também se destacaram no componente regenerante.

Considerando as espécies amostradas em ambos os componentes, 16 encontram-se com algum grau de ameaça quanto a sua conservação, quais sejam: *Buchenavia kleinii* (Garajuva), *Solanum bullatum* (Juá-açu), *Solanum cinnamomeum* (dependentes de medidas de conservação; IUCN, 1994); *Araucaria angustifolia* (Pinheiro-brasileiro) (vulnerável, SMA 2004; em perigo, IBAMA 1993; em perigo crítico, IUCN 2001); *Cordia silvestris* (Louro-branco), *Cupania concolor*, *Mollinedia pachysandra*, (vulneráveis; SMA, 2004); *Cedrela odorata* (Cedro-do-brejo), *Myrceugenia campestris* (Guamirim-de-folha-miúda), *Myrceugenia pilotantha* (vulneráveis; IUCN, 1994); *Cupania cf. furfuracea*, *Ocotea vaccinioides* (em perigo; SMA, 2004); *Rudgea cf. sessilis* (presumivelmente extinta; SMA, 2004); *Euterpe edulis* (Palmito-juçara) (vulnerável, SMA 2004; em perigo, IBAMA 1993), *Ocotea odorifera* (Canela-sassafrás), *Mollinedia boracensis* (em perigo; IBAMA, 1993). A ocorrência destas espécies no trecho de floresta secundária sob Araucária destaca sua relevância ecológica, contribuindo para a expansão das populações destas espécies ameaçadas a partir das florestas do entorno. Embora exista a possibilidade da introdução deliberada dos indivíduos mais velhos de *Araucaria angustifolia* na área, conforme relatam antigos moradores locais, uma hipótese alternativa seria a de que os indivíduos velhos representariam vestígios de uma floresta Ombrófila Mista relictual submetida à forte perturbação antrópica no passado (desbastes freqüentes de grande intensidade, queimas, etc), a qual estaria sendo invadida já há algum tempo pelas espécies típicas da Floresta Ombrófila Densa do entorno; uma vez que são encontrados elementos típicos da Floresta com Araucária no interior da Estação, como a Imbuia, a Erva-mate e o Pinheiro-bravo (CASTRO, 2001).

As espécies raras, tidas aqui como aquelas amostradas com um único indivíduo, totalizaram 45 espécies (34,9% e 2,4% da riqueza e densidade relativa, respectivamente) no componente adulto, sendo três ameaçadas (*Buchenavia kleinii*, *Solanum bullatum* e *Ocotea vaccinioides*). Já no componente regenerante, estas reuniram 28 espécies (29,5% e 2,7%, idem ao anterior), sendo uma ameaçada (*Mollinedia boracensis*).

Através do levantamento florístico realizado em diversas trilhas da estação, foram coletadas mais 39 espécies distintas daquelas amostradas no levantamento

fitossociológico, pertencentes a 30 gêneros e 19 famílias botânicas, todas em fase reprodutiva. Com isso, o número total de espécies registradas na Estação Ecológica de Bananal por este estudo subiu para 200, distribuídas em 105 gêneros e 53 famílias botânicas. Logo, as espécies exclusivas do levantamento florístico somaram 19,5% do total de espécies observadas na estação, validando este esforço complementar. Além disso, 33 das 41 espécies amostradas durante o levantamento florístico não foram listadas no estudo de Castro (2001). Sendo assim, o número considerável de espécies adicionais detectadas no entorno pelo levantamento florístico demonstra a contribuição deste procedimento para o conhecimento da flora da Serra da Bocaina e, em particular, da Estação Ecológica de Bananal; provendo informações úteis à elaboração de planos de manejo da unidade e à projetos de restauração florestal de áreas do entorno (TABELA 1).

4.2 – Diversidade

O Índice de Diversidade de Shannon (H') estimado para o estrato superior foi de 3,65 ($3,62 < H' < 3,82$; pelo teste JackKnife, a 95% de probabilidade), valor este considerado alto, próximo a valores encontrados em trechos de Floresta Ombrófila Densa em estágio avançado de sucessão. Os valores estimados para o Índice de Equabilidade de Pielou (J) e para o Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM) foram de 0,75 e 1:14,06 ; respectivamente. O componente regenerante apresentou valores próximos aos observados no estrato superior, quais sejam: $H' = 3,55$ ($3,53 < H' < 3,72$; pelo mesmo teste) ; $J = 0,78$ e $QM = 1:10,67$.

Os intervalos de confiança estimados para H' apontam que os dois componentes parecem suportar um mesmo nível de diversidade de espécies (alfa), embora este índice sofra influência do número de indivíduos amostrados (DURIGAN, 2009). Infelizmente o estudo de Castro (2001), único conduzido na estação que tivemos acesso, não quantificou a diversidade de espécies.

Já Del Bel (2008), conduzindo um levantamento ($CAP \geq 15\text{cm}$) em sub-bosque de reflorestamento puro com Araucária de aproximadamente 90 anos, em matriz de Floresta Ombrófila Densa Montana no Parque Estadual da Cantareira, estimou em 3,39 para o H' e 0,757 para J' . Estes valores encontram-se próximos aos observados para o componente adulto, o que demonstra o alto nível de diversidade alcançado na floresta

secundária de Bananal, a qual segundo informações extra-oficiais, encontra-se isolada de intervenções antrópicas há cerca de 50 anos.

4.3 – Similaridade florística

Os componentes adulto e regenerante mostraram-se semelhantes floristicamente (0,29 e 0,57 pelos Índices de Jaccard e Sorensen, respectivamente), com 64 espécies em comum. Praticamente um terço das espécies regenerantes não ocorreram no componente adulto.

Adotando o estudo de Castro (2001) como representativo da flora predominante da unidade (Floresta Ombrófila Densa Montana), nota-se que 34 espécies observadas pela autora também ocorreram no trecho de floresta secundária sob Araucária. Contudo, considerando as 161 espécies amostradas nos dois componentes da área de estudo, não podemos classificar as duas áreas como sendo semelhantes floristicamente através dos índices de similaridade de Sorensen (0,23) e de Jaccard (0,11) , ainda que tomemos somente as espécies identificadas no nível específico em ambos os estudos (0,26 e 0,13 , respectivamente). O mesmo ocorre ao considerarmos apenas as espécies do componente adulto (0,20 e 0,10 , idem ao anterior), inclusive excluindo as espécies não identificadas no nível específico (0,23 e 0,12 , idem ao anterior). Ao analisar somente as espécies do componente regenerante, os índices também apontam para a mesma conclusão (0,21 e 0,10, idem ao anterior), mesmo omitindo as espécies não identificadas no nível específico (0,24 e 0,12 , idem ao anterior).

Cabe destacar que as duas áreas situam-se em diferentes cotas altimétricas e distantes cerca de 6 km entre si. Além disso, deve-se considerar que as diferenças na metodologia de amostragem podem ter contribuído para os baixos valores de similaridade observados. Na floresta secundária utilizaram-se parcelas locadas em menos de um hectare, enquanto que na floresta primária foi adotado o método de quadrantes, percorrendo uma maior extensão horizontal e vertical na floresta (100 pontos, distanciados 12m entre si, com aproximadamente 300m de amplitude altimétrica). O gradiente sucessional entre as áreas também certamente contribuiu para diferenciação florística constatada. Devido à indisponibilidade de outros levantamentos florísticos e fitossociológicos na Estação, bem como na Serra da Bocaina, a comparação do trecho estudado com a vegetação do entorno limitou-se ao estudo supracitado.

No entanto, é razoável considerar que boa parte das espécies amostradas no entorno colonizaram o trecho de floresta secundária sob Araucária, dado os diferentes históricos de perturbação entre elas. Na floresta primária amostrada por Castro (2001), houve larga dominância de espécies secundárias tardias e clímax, como *Euterpe edulis*, *Micropholis gardneriana*, *Ocotea aciphylla*, entre outras. A probabilidade de se amostrar tais espécies em uma floresta secundária tal como a do presente estudo é bem inferior do que numa floresta intacta ou levemente perturbada. Devemos considerar ainda que as 34 espécies em comum acumulam na área de estudo 31,96%, 33,3%, 30,89% e 32,41% da Densidade relativa entre os adultos, do RNR, do VI e do VIA, respectivamente, demonstrando a influência da vegetação primária do entorno na recomposição e reestruturação de comunidades alteradas. Sendo assim, podemos inferir que as espécies típicas da Floresta Ombrófila Densa estão se estabelecendo sob a copa das Araucárias, e estas, por sua vez, não foram observadas invadindo áreas bem conservadas do entorno, como assegura Castro (2001).

No entanto, ao se implantar reflorestamentos com Araucária nestes ambientes, deve-se levar em conta o risco de promover a invasão da espécie em habitats perturbados da Floresta Ombrófila Densa do entorno, uma vez que a Araucária pode estabelecer meios eficazes de dispersão, já que suas sementes são atrativas à fauna, podendo ser enterradas ou depositadas em pontos com aberturas de clareiras. No entanto, as características eco-fisiológicas de suas sementes (baixa longevidade, ausência de banco de sementes persistente no solo) diminuem substancialmente este risco, embora necessite ser melhor avaliado futuramente, investigando a habilidade competitiva desta espécie frente as espécies pioneiras nativas em ambientes perturbados da Floresta Ombrófila Densa. Obviamente, este risco diminui com o decréscimo da escala do reflorestamento.

Curiosamente a área de estudo apresentou maior semelhança em termos florísticos ao reflorestamento avaliado por Del Bel (2008) (distante cerca de 240km em linha reta) (0,33 e 0,16, para os Índices de Sorensen e de Jaccard, respectivamente; considerando as espécies amostradas em ambos os componentes), com 41 espécies em comum, típicas da Floresta Ombrófila Densa. No entanto, estes índices ainda são considerados insuficientes para que as duas áreas sejam consideradas semelhantes. O menor gradiente sucessional entre as áreas pode ter contribuído para amenizar a diferença florística.

4.4- Estrutura horizontal

Analisando o componente adulto, a Densidade Total absoluta foi estimada em 2.142 Ind./ha; a área basal em 27,94 m², equivalente à uma Dominância Total absoluta de 32,49 m²/ha. Para o componente regenerante, o valor estimado para a Densidade Total absoluta foi de 48.302 Ind/ha. Del Bel (2008) encontrou valores semelhantes para densidade (2.156 Ind./ha) e área basal total (35,56m²/ha) em um reflorestamento desenvolvido num intervalo que supera em cerca de 40 anos o período de desenvolvimento da floresta secundária em Bananal. Este fato reflete a velocidade de ocupação do espaço pelas espécies arbóreas na área de estudo, tanto em número como em porte dos indivíduos.

As 10 espécies de maior destaque na comunidade em termos de VI, incluindo a categoria “mortas”, são apresentadas na Figura 5, para ambos os componentes. Entre estas, duas apresentam algum grau de ameaça quanto à sua conservação (já descrito): *Araucaria angustifolia* e *Myrceugenia campestris*. Para o estrato superior, estas espécies acumulam 57,18% e 68,78% da densidade e dominância relativa, respectivamente; bem como 54,13% do Valor de Importância total. Já entre os regenerantes, estas concentram 62,21% e 60,32% da densidade relativa e do Valor de Importância total, respectivamente.

Das 10 espécies de maior VI no componente adulto, excetuando a categoria “mortas”, três também se destacam entre os regenerantes: *Nectandra nitidula*, *Myrcia fallax* e *Rapanea umbellata*. As duas primeiras apresentaram distribuição ampla no trecho de floresta estudado: *Nectandra nitidula* ocorreu em todas as parcelas, enquanto *Myrcia fallax* se ausentou em apenas três (100% e 92,02% de Frequência Absoluta, respectivamente). Além disso, estas espécies exibiram os maiores valores relativos para densidade e frequência no componente regenerante. *Rapanea umbellata* apresentou valores relativos mais modestos em ambos os componentes, ligeiramente superiores no estrato inferior. Estas espécies estão apresentando bom desempenho regenerativo na área e tendem a imprimir um caráter fisionômico, mantendo-se bem representadas na comunidade.

Por outro lado, as demais espécies de destaque no componente adulto exibiram, curiosamente, índices baixíssimos ou nulos de regeneração natural, todas com menos de nove indivíduos amostrados. Enquanto estas espécies acumularam 29,3% do VI total do

componente adulto, as mesmas não reuniram mais que 2,57% do VI total entre os regenerantes. Foram observados apenas quatro indivíduos de *Araucaria angustifolia* em quatro sub-parcelas distintas. *Alsophila sternbergii* (Samambaiçu), por sua vez, não foi amostrada entre os regenerantes. Comportamento semelhante pode ser observado aplicando o mesmo raciocínio de forma inversa. Sete das dez espécies de maior VI entre os regenerantes, excetuando a categoria “mortas”, obtiveram índices ínfimos ou nulos no componente adulto. Estas acumularam 33,47% do VI total do estrato inferior e apenas 0,93% entre os adultos. Somente *Myrceugenia campestris* e *Maytenus evonymoides* foram amostradas em ambos os estratos. A baixa similaridade florística entre os estratos, considerando apenas suas respectivas 10 espécies de maior VI, sugere uma alteração florística pronunciada e significativa na área com o decorrer da sucessão secundária, a longo prazo; com prováveis alterações na fisionomia, estrutura e dinâmica da comunidade; embora a ampla dominância de *Nectandra nitidula* e *Myrcia fallax* esteja sendo reproduzida em ambos os estratos (10,42% e 9,03% do VIA total acumulado, respectivamente). Estas duas espécies, somadas a *Araucaria angustifolia*, *Alchornea triplinervia*, *Tabernaemontana laeta* e *Rapanea umbellata*, também de destaque no componente adulto, são todas heliófitas, indicando que as árvores que atualmente ocupam o dossel provavelmente se estabeleceram numa área aberta, perturbada, ocupada ou não por uma Floresta Ombrófila Densa no passado.

O destaque de *Araucaria angustifolia* entre os adultos deve-se sobretudo ao elevado porte de seus 79 indivíduos, chegando a alcançar 71,3 cm de diâmetro à altura do peito (DAP) e obtendo a maior média da comunidade para esta variável (31,3cm). A espécie foi responsável por quase um terço da área basal total (8,72m²), acumulado em apenas 4,29% do total de indivíduos da fitocenose. Contudo, *Araucaria angustifolia* não vem se regenerando na área de forma satisfatória (0,39% e 0,43% , para Densidade Relativa e RNR(%), respectivamente). A permanência de sua população na comunidade está seriamente comprometida não apenas pela forte competição com as espécies latifoliadas no sub-bosque e pela dependência de distúrbios regulares, como abertura de clareiras pela queda de galhos ou árvores inteiras, mas também pelas condições limitantes do entorno, caracterizado pelo predomínio de Floresta Ombrófila Densa com esparsos trechos de floresta secundária sob Araucária. Este cenário potencializa problemas de depressão endogâmica, pois as populações da espécie na Unidade encontram-se esparsas e em pequenos agrupamentos, aumentando a probabilidade da

expressão de genes deletérios, por meio de cruzamentos sucessivos entre indivíduos aparentados.

4.5- Estrutura vertical

- Componente adulto

Seguindo a metodologia proposta por Souza e Leite (1993), o componente adulto foi dividido nas seguintes classes de altura:

- Estrato Inferior (1) : $H < 5,30$ m (Sub-bosque)

- Estrato Médio (2) : $5,30 \text{ m} \leq H < 14,06$ m (Sub-dossel)

- Estrato Superior (3): $H \geq 14,06$ m (Dossel)

O sub-bosque abrangeu 297 indivíduos (16,02% da densidade total da comunidade), destacando-se a categoria “mortas”, *Nectandra nitidula* e *Hedyosmum brasiliense* entre as árvores dominadas (25,09%, 14,49% e 11,66% da densidade total do sub-bosque, respectivamente). Estas também se destacaram em termos de dominância relativa (32,61%, 11,37% e 10,67% da dominância total do sub-bosque, respectivamente), bem como *Alsophila sternbergii* e *Cyathea atrovirens* (7,47% e 7,36%, respectivamente)

O sub-dossel acumulou a maior porção dos indivíduos do componente adulto (1333 espécimes, equivalente a 71,8% da densidade total da comunidade). *Nectandra nitidula*, *Myrcia fallax* e *Alchornea triplinervia* foram as espécies mais comuns neste estrato (14,85% , 12,23% e 7,5% da densidade total do sub-dossel, respectivamente). O destaque em abundância se refletiu em termos de dominância relativa (10,59% , 13,95% e 10,71% da dominância total do sub-dossel, respectivamente).

Por sua vez, o dossel reuniu 226 indivíduos (12,18% da densidade total da comunidade), com destaque para *Araucaria angustifolia*, *Myrcia fallax* e *Alchornea triplinervia* (21,68% , 12,83% e 10,18% da densidade total do dossel, respectivamente). A primeira espécie predominou quase que exclusivamente entre os indivíduos emergentes, com alturas de até 27m ; acompanhada excepcionalmente por exemplares únicos de *Cecropia glaziovii* (25m), *Cupania ludowigii* (23m) e *Symplocos falcata* (22m). *A. angustifolia* foi abundante também entre as árvores dominantes, assim como

M. fallax e *A. triplinervia*, com *Nectandra nitidula*, *Psidium cattleyanum* e *Sapium glandulatum* como espécies acompanhantes mais frequentes (acima de 4% da densidade total do dossel). Em termos de dominância relativa, a predominância de *A.angustifolia* no dossel é conspícua, pois acumula 61,46% da dominância total do dossel. *M.fallax* e *A.triplinervia* não detêm, juntas, mais que 8,53% do mesmo total. Neste ponto, nota-se mais uma vez o destaque de *Araucaria angustifolia* em relação ao porte avantajado de seus indivíduos dominantes, cujas copas umbeliformes imprimem um caráter fisionômico típico à este trecho, sobretudo quando visto de cima (FIGURA 3).

Considerando a participação das espécies nos estratos verticais como um todo, *Nectandra nitidula*, *Myrcia fallax* e *Alchornea triplinervia* apresentaram os maiores valores de importância ecológica deste componente, traduzido pela Posição Sociológica Relativa (PSR%; TABELA 2). A abundância destacada anteriormente destas espécies em pelos menos dois dos estratos, bem como no sub-dossel (estrato mais denso, de maior peso no cálculo da PSR), assegurou suas notoriedades em termos da distribuição vertical na floresta. *Araucaria angustifolia* foi apenas a nona espécie em termos de PSR(%), devido à sua ausência no sub-bosque e à baixa representatividade no sub-dossel (2,25% da densidade total deste estrato). Cabe ressaltar que não houve nenhuma alteração florística entre as dez espécies de maior Densidade Relativa (DR) e de maior Posição Sociológica Relativa, apenas diferenças de posicionamento entre estes ordenamentos ($r_I = 0,9891$ e $r_{II} = 0,9813$, sendo “ r_I ” e “ r_{II} ” o coeficiente de correlação linear entre DR e PSR, para as dez espécies mais abundantes e para o restante das espécies, respectivamente). Quanto maior a correlação entre estas variáveis, menor será o efeito da densidade dos estratos no cálculo do PSR. Portanto, nota-se que este foi maior para as espécies menos abundantes. Este fato já era esperado, uma vez que a probabilidade de se amostrar indivíduos em todos os estratos é maior para as espécies de maior densidade, amenizando este efeito.

- Componente regenerante

O estrato inferior acumulou a maior porção dos indivíduos do componente regenerante (755 espécimes, equivalente a 73,73% da densidade total deste componente). Novamente *Nectandra nitidula* e *Myrcia fallax* estiveram entre as espécies mais comuns, bem como *Myrcogenia campestris* (14,57%, 10,46% e 9,93%

da densidade total do estrato inferior, respectivamente). Esta por sua vez, foi estimada em 35.613 Ind./ha.

O estrato médio abrangeu 207 indivíduos (20,22% da densidade total da comunidade regenerante), tendo como espécies mais abundantes: *Psychotria* cf. *longipes*, *Nectandra nitidula*, *Mollinedia triflora*, *Rapanea lineata*, *Psychotria suterella* e *Rapanea umbellata* (13,04%, 11,59%, 9,18%, 7,73%, 7,73% e 6,76% para densidade relativa, respectivamente). A categoria “mortas” também obteve valor considerável para esta variável (7,25%). A densidade total do estrato médio foi estimada em 9.764 Ind./ha.

Já o estrato superior reuniu 62 indivíduos (6,05% da densidade total da comunidade regenerante), com destaque para *Mollinedia triflora*, *Nectandra nitidula*, *Myrcia fallax* e *Rapanea umbellata* (14,52% de densidade relativa para a primeira e 8,06% para as três últimas). A categoria “mortas” novamente obteve posição de destaque, acumulando 9,68% de densidade relativa. A densidade total do estrato superior foi estimada em 2.925 Ind./ha.

Considerando a participação das espécies nos estratos verticais como um todo, *Nectandra nitidula*, *Myrcia fallax*, *Myrceugenia campestris*, *Mollinedia triflora* e *Psychotria* cf. *longipes* apresentaram os maiores valores para Classe Relativa de Tamanho da Regeneração Natural (CRTRN(%), Tabela 2), todas acima de 5% para este parâmetro fitossociológico. A diferença na densidade entre os estratos não influenciou no cálculo da CRTRN(%) para as dez espécies mais abundantes (em termos de densidade relativa) entre os regenerantes, pois estas mantiveram-se também entre as dez com maior CRTRN(%), com uma única alteração no ordenamento de importância ($r_I = 0,97303$ e $r_{II} = 0,9503$, sendo “ r_I ” e “ r_{II} ” o coeficiente de correlação linear entre DR e CRTRN, para as dez espécies mais abundantes e para o restante das espécies, respectivamente). O mesmo efeito da densidade dos estratos citado anteriormente foi observado entre os regenerantes, de forma ainda mais nítida. A mesma justificativa aplica-se nesta ocasião.

De forma geral, todos os parâmetros aplicados no cálculo da Regeneração Natural Relativa (RNR) mostraram-se altamente correlacionados à RNR ($r = 0,9946$; $r = 0,9975$ e $r = 0,9941$, sendo “ r ” o coeficiente de correlação linear para CRTRN, DR e FR, respectivamente). Isto demonstra certo equilíbrio da partição destes valores no cálculo de RNR, refletindo em pequenas alterações no ordenamento hierárquico das espécies a

partir da conjugação destas três variáveis. Ao considerarmos as dez espécies de maior DR, incluindo a categoria “mortas”, notaremos que estas também representam as dez de maior FR, RNR e CRTRN, com pequenas alterações no posicionamento destas na seqüência hierárquica.

4.6 - Valor de importância ampliado (VIA)

Entre as dez espécies de maior VI, nove apresentam também o mesmo destaque em termos de VIA, devido à ausência de indivíduos de *Alsophila sternbergii* e à abundância de *Mollinedia triflora* no componente regenerante (TABELA 2). Apesar dos baixos índices de regeneração de *Araucaria angustifolia*, esta ainda obteve o terceiro maior valor de VIA da comunidade.

4.7 - Estrutura diamétrica

A distribuição dos indivíduos em classes de tamanho (diâmetro e altura) sintetiza em si os processos demográficos de recrutamento, mortalidade e crescimento individual ao longo do tempo (KELLY *et al.*, 2001; citado por SOUZA, 2010). A estrutura diamétrica da floresta sob Araucária estudada é contínua, permitindo desta forma o ajuste do modelo exponencial. Os parâmetros β_0 e β_1 da equação linearizada a partir de $Y = 593,03e^{-0,443x}$ são significativos ($p < 0,01$; pelo teste t a 5% de probabilidade). Logo, podemos afirmar que a distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro segue o padrão J-invertido, com um bom nível de ajuste ($R^2 = 0,89$; FIGURA 6).

A partir do centro de classe 57,5cm, foram amostrados apenas indivíduos de *Araucaria angustifolia*. Estes acumulam 14,47% da área basal da comunidade em apenas 10 indivíduos, equivalente a 0,006% de densidade relativa. A maior porção dos indivíduos da comunidade apresentaram diâmetros inferiores a 25cm, compondo um estoque aparentemente suficiente para repor os indivíduos mortos das maiores classes de diâmetro, mantendo a estrutura equilibrada. Espera-se que com o avanço da sucessão a distribuição diamétrica se desloque em direção às maiores classes de diâmetro, por meio de processos de ingrowth e outgrowth, aumentando sua amplitude.

A estrutura diamétrica da população de *Araucaria angustifolia* também é contínua, possibilitando seu estudo através do modelo exponencial. Os parâmetros β_0 e β_1 da equação linearizada a partir de $Y = 9,6668e^{-0,083x}$ não diferiram de zero ($F_{\text{calculado}}$ não significativo, a 5% de probabilidade). Além disso, a equação obteve um baixo nível

de ajuste ($R^2=0,28$; FIGURA 7). Logo o modelo exponencial negativo (J-invertido) não explica de forma satisfatória a variação da densidade absoluta de *A.angustifolia* em função do seu diâmetro à altura do peito (DAP). Sendo assim, podemos inferir que esta distribuição não é adequada para manutenção da população na comunidade, pois não apresenta um número decrescente de árvores por sucessivas classes de diâmetro, ou seja, um estoque que possa compensar os efeitos da mortalidade natural. Esta distribuição tende a se agravar ainda mais, devido a desprezível regeneração natural da espécie no estrato inferior, comprometendo seriamente o processo de ingrowth na primeira classe de diâmetro avaliada. Reitz e Klein (1966) e Backes (1973) apontam as alterações lumínicas qualitativas e quantitativas durante o decorrer da sucessão secundária como o principal responsável pelo fracasso regenerativo da Araucária, causado pelo sombreamento das espécies latifoliadas dos estratos superiores. Logo, a fitofisionomia desta floresta secundária tende a se alterar a longo prazo, devido ao egresso de sua espécie emergente e dominante na estrutura horizontal.

4.8 - Classificação sucessional da área de estudo

Das 161 espécies amostradas em ambos os estratos, 25 foram consideradas pioneiras, 23 secundárias iniciais, 20 secundárias tardias e 93 sem classificação. O elevado número de espécies que não puderam ser classificadas em nenhuma categoria deve-se à escassez de estudos guiados pela classificação de Gandolfi (1991) que abordem o tema na Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista, uma vez que estas informações concentram-se atualmente para a Floresta Estacional Semidecidual.

No entanto, ao analisar a participação de cada grupo sucessional na DR, VI e VIA, nota-se larga dominância de espécies pioneiras em todos estes parâmetros fitossociológicos. Entre as 10 espécies de maior VIA, sete são pioneiras (*Nectandra nitidula*, *Myrcia fallax*, *Araucaria angustifolia*, *Alchornea triplinervia*, *Tabernaemontana laeta*, *Hedyosmum brasiliense* e *Sapium glandulatum*), uma é secundária inicial (*Rapanea umbellata*), uma é secundária tardia (*Cabranea canjerana*) e uma não pôde ser classificada (*Mollinedia triflora*). As contribuições das espécies Secundárias Iniciais e Tardias foram semelhantes, sendo a primeira um pouco superior em todos os parâmetros (TABELA 3).

Considerando dados estruturais, o diâmetro médio foi estimado em 12,7cm, correspondendo a uma área seccional média de 0,0127m². As alturas média e máxima

foram de 9,7m e 27m, respectivamente, sendo a última observada para *Araucaria angustifolia*. A floresta apresentou dossel relativamente contínuo, com três estratos verticais bem definidos. A amplitude da distribuição diamétrica da comunidade foi relativamente moderada, graças ao caráter pioneiro atípico das Araucárias. Estas características estruturais, somadas à elevada diversidade estimada para ambos os estratos, assim como a participação significativa de espécies secundárias iniciais e tardias nos principais parâmetros fitossociológicos da comunidade nos permite classificá-la num estágio médio de regeneração, como orienta a Resolução nº 001/1994 do CONAMA.

Segundo o modelo Losango, proposto por Ogden e Stewart (1995), a *Araucaria angustifolia* é tida como pioneira atípica, de vida longa, cujas populações são compostas predominantemente por adultos, sendo dependentes de distúrbios de grande severidade (incêndios, abertura de grandes clareiras por processos naturais ou antrópicos, entre outros) para sua regeneração em larga escala e manutenção da espécie a longo prazo. Segundo este modelo, populações desta espécie iniciam o processo de sucessão secundária em áreas seriamente perturbadas, facilitando o estabelecimento de angiospermas em seu sub-bosque. O sombreamento e a competição gradualmente se intensifica, comprometendo a regeneração da Araucária, a qual se restringe às grandes clareiras. Devido ao seu porte majestoso e longevidade, a Araucária permanece como elemento dominante na biomassa e fisionomia florestal por várias décadas, ou até séculos; embora sua regeneração não seja significativa na comunidade (ERIKSSON, 1996; citado por SOUZA, 2009).

4.9 - Área de ocorrência das espécies observadas no trecho de floresta secundária sob Araucária.

Considerando as 161 espécies amostradas em ambos os componentes, 131 espécies (81,4% do total) ocorrem na Floresta Ombrófila Densa (sendo 34 exclusivas desta formação); 89 (55,3%) na Floresta Estacional Semidecidual (sendo 5 exclusivas: *Aspidosperma olivaceum*, *Dendropanax cuneatus*, *Maprounea guianensis*, *Amaioua intermedia* e *Ixora heterodoxa*); 9 (5,6%) na Floresta Estacional Decídua (nenhuma exclusiva), 34 (21,1%) na Restinga arbórea (nenhuma exclusiva); 9 (5,6%) nas matas de galeria do Cerradão e Cerrado *stricto sensu* (nenhuma exclusiva) ; 2 (1,2%) espécies apresentam distribuição ampla, na Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica (*Vernonanthura*

phosphorica e *Rapanea ferruginea*) e 17 (10,6%) espécies não foram classificadas, devido à falta de informações disponíveis na literatura, bem como a incompleta identificação de parte destas. Apenas 32 (19,9%) espécies ocorrem na Floresta Ombrófila Mista; destas *Araucaria angustifolia* é a única exclusiva desta formação (STEHMANN *et al.*, 2009; FIGURA 8). Contudo, cabe destacar que a literatura consultada provavelmente contém erros, dado o grande número de controvérsias quanto aos limites de distribuição geográfica das espécies frente a outras fontes literárias e a especialistas de reconhecida competência.

O elevado número de espécies ocorrentes na Floresta Estacional Semidecidual corrobora a hipótese levantada por Oliveira-Filho e Fontes (2000), na qual afirmam que a flora arbórea da Floresta Estacional Semidecidual é, em grande parte, um subconjunto da flora mais rica da Floresta Ombrófila Densa. Esta hipótese foi baseada em análises multivariadas incorporando variáveis ambientais e ocorrência de espécies em 125 levantamentos na Mata Atlântica do sudeste brasileiro. Segundo os autores, a menor quantidade de chuvas associada à sua sazonalidade provavelmente são os principais fatores envolvidos na redução da riqueza das florestas do sudeste em direção ao interior. As 5 espécies típicas da Floresta Estacional Semidecidual amostradas sugerem uma ocorrência ocasional, dispersas a partir de fragmentos em áreas vizinhas mais baixas, uma vez que a região do vale do Paraíba era originalmente composta por um mosaico com manchas de cerrado, Floresta Estacional, Florestas Ombrófila Densa e Mista e campos de altitude (GEROE, 1995; MMA/IBAMA, 2004). O mesmo aplica-se para as 9 espécies citadas para o Cerrado, as quais também correm na Floresta Semidecidual, penetrando no continente via florestas ripárias (OLIVEIRA-FILHO e RATTER, 1995), bem como em cotas altimétricas mais elevadas da região costeira, em solos bem drenados. Segundo Kronka *et al.*, (2005) a bacia do Paraíba do Sul é uma das mais diversas em formações vegetacionais do estado de São Paulo, sendo possível observar expressivas áreas de tensão ecológica, embora estas ainda não estejam bem delimitadas oficialmente. Esta complexidade biológica também foi constatada em levantamentos de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual próximos, no município de São José do Barreiro, SP, (FREITAS, 2010); refletindo a heterogeneidade ambiental típica da região, com amplas variações em altitude, forma de relevo, solos e climas, oferecendo nichos diferenciados numa escala espacial reduzida.

Cabe destacar também a elevada amplitude altimétrica de ocorrência das 34 espécies descritas para Restinga arbórea, estabelecendo-se desde cotas inferiores a 100m até acima de 1000m, como no trecho estudado. Entre elas, podemos citar *Syagrus rommanzofiana*, *Rapanea umbellata*, *Rapanea guianensis*, *Pera glabrata*, *Clusia criuva*, *Mollinedia boracensis*, *Psidium cattleianum*, *Cecropia glaziovi*, *Matayba guianensis*, *Nectandra oppositifolia*, entre outras. Já entre as espécies com ocorrência na Floresta Ombrófila Mista, podemos destacar: *Miconia petropolitana*, *Sorocea bonplandii*, *Ilex taubertiana*, *Symplocos falcata*, *Myrceugenia pilotantha*, *Eugenia involucrata*, *Prunus myrtifolia*, *Meliosma sellowii*, *Sapium glandulatum*, *Rudgea sessilis*, entre outras.

Dado o elevado número de espécies ocorrentes e exclusivas da Floresta Ombrófila Densa e a ausência de espécies indicadoras (exclusivas) da Floresta Ombrófila Mista, desconsiderando *Araucaria angustifolia* (a qual não sabemos de fato sua origem, se alóctone ou autóctone), podemos inferir que as espécies da Floresta Ombrófila Densa do entorno estão se regenerando sob as copas das Araucárias. Portanto a classificação do trecho como Floresta Ombrófila Mista secundária deve ser evitada, pois se sustenta mais em seu caráter fisionômico temporário (dado os baixos índices de regeneração de *A.angustifolia*) do que efetivamente na sua composição florística. Propomos a seguinte nomenclatura: Floresta Ombrófila Densa Montana secundária sob *Araucaria angustifolia*. A abundância de epífitas, sobretudo bromélias (observação pessoal) corrobora esta classificação; além de espécies indicadoras de florestas ombrófilas Densa Montana e Alto-montana, tais como *Nectandra nitidula*, *Symplocos celastrinea*, *Miconia chartacea*, *Hedyosmum brasiliense*, *Clethra scabra*, *Schefflera angustissima*, entre outras (OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000).

A influência de florestas primárias do entorno na colonização do sub-bosque de florestas plantadas também foi constatada por Lima (2009), ao avaliar a regeneração natural em cinco plantios homogêneos de espécies amazônicas (*Simarouba amara*, *Dinizia excelsa*, *Dipteryx odorata*, *Bagassa guianensis* e *Jacaranda copaia*), de aproximadamente 35 anos e abandonados há quase duas décadas, na Amazônia Central. Em plantios estabelecidos em paisagens extensivamente degradadas, esta colonização pode ser impedida ou ocorrer muito lentamente (LAMB, 1998).

5 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados apresentados indicam que o trecho estudado constitui-se em uma Floresta Ombrófila Densa que se expandiu sob indivíduos de *Araucaria angustifolia*. No entanto, apenas com a metodologia desenvolvida neste estudo, não se pode inferir, com convicção satisfatória, sobre a origem da população de *Araucaria angustifolia*, se autóctone ou alóctone; ou seja, se a população atual é descendente de uma Floresta Ombrófila Mista que ocupava a área no passado ou se foi introduzida a partir de um reflorestamento puro com a espécie, conforme informações extra-oficiais.

Caso a semelhança genética (parentesco) da população avaliada seja confirmada com genótipos geograficamente isolados (o que implica na impossibilidade de trocas gênicas, via polinização e dispersão) do sul e sudeste do Brasil, através de estudos específicos nesta área do conhecimento; a hipótese do reflorestamento puro com Araucária na área de estudo seria aceita, e esta seria considerada uma espécie exótica. Neste contexto, a condição de ameaça de extinção de sua população local descrita anteriormente seria desejável e benéfica, pois possibilitaria a expansão das populações das espécies da Floresta Ombrófila Densa do entorno sob suas copas e impediria sua invasão para superfícies além da qual foi introduzida, ameaçando a conservação das espécies nativas da Floresta Ombrófila Densa do entorno, comprometendo um dos maiores objetivos da Estação Ecológica e que justifica sua criação e manutenção.

Por outro lado, se a população avaliada não apresentar parentesco significativo com populações isoladas geograficamente, sendo portanto um ecótipo típico da Serra da Bocaina, a hipótese da Floresta Ombrófila Mista secundária encravada numa matriz de Floresta Ombrófila Densa seria aceita. Neste caso, esta floresta relictual estaria seriamente ameaçada, pois além do comprometimento de sua espécie mais característica, esta sofre a invasão de espécies da floresta tropical do entorno, descaracterizando sua composição, estrutura e dinâmica. Provavelmente, este seria um fenômeno natural que já estaria em curso há séculos, sendo intensificado pelas mudanças climáticas atuais e por perturbações antrópicas; semelhante à expansão da Floresta Ombrófila Densa sobre as Matas de Pinhais no vale inferior e médio do Itajaí, em Santa Catarina, a partir do Holoceno, por volta de 11.000 anos atrás (KLEIN, 1960). Sendo assim, a conservação *in situ* de *Araucaria angustifolia*, bem como das espécies tipicamente associadas à Floresta Ombrófila Mista, estaria condenada na Estação Ecológica de Bananal. A única alternativa para evitar a extinção destes ecótipos seria a

conservação *ex situ*, em arboretos, reflorestamentos em áreas de Floresta com Araucária ou até mesmo plantios comerciais.

Contudo, independente da origem da população de *Araucaria angustifolia* na Estação Ecológica de Bananal, pode-se concluir que a espécie apresenta potencial para aplicação em projetos de restauração de áreas alteradas próximas a remanescentes naturais de Floresta Ombrófila Densa na Serra da Bocaina; dado os elevados valores de diversidade, riqueza, densidade, dominância (área basal) e complexidade vertical observados em uma área fortemente antropizada no passado e tendo indivíduos de Araucária como pioneiros em sua colonização. A auto-ecologia da espécie favorece a catalisação da sucessão secundária sob suas copas, conforme descrito no capítulo anterior, ainda que exótica neste ambiente.

A exploração da madeira de alto valor comercial e dos pinhões pode amortizar os custos da restauração, o que é fundamental na recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APP's) e de Reserva Legal em pequenas e médias propriedades rurais do entorno, melhorando a conectividade entre os fragmentos e conseqüentemente seu potencial de conservação da biodiversidade. Dessa forma, reflorestamentos puros com Araucária podem contribuir não apenas na restauração de áreas alteradas no interior da Estação Ecológica, mas também na adequação ambiental das propriedades do entorno, aproximando e criando laços mais estreitos, íntimos, entre os habitantes locais e a vegetação natural, fortalecendo o vínculo “homem-natureza”, além de prover serviços ambientais em áreas estratégicas da paisagem.

No entanto, a exploração madeireira da Araucária esbarra na legislação vigente, pois esta é imune de corte, dada sua condição de ameaça. Entende-se que, nestas situações de interesse sócio-ambiental, a legislação deveria se ajustar a fim de permitir o corte, transporte e venda da madeira, estimulando a restauração de APP's e Reserva Legal a partir de reflorestamentos com a espécie, desde que as condições do entorno favoreçam a colonização do sub-bosque pelas espécies da Floresta Ombrófila Densa Montana. Uma política complementar de incentivo seria o pagamento por serviços ambientais aos proprietários que se dedicassem à restauração e proteção destas áreas. Porém infelizmente o governo federal vem caminhando no sentido contrário, como podemos constatar na atual tentativa de alteração ou “modernização” da Lei Federal 4771/65, o Código Florestal Brasileiro.

Por fim, cabe ressaltar que a floresta secundária sob Araucária encontra-se em uma altitude aproximada de 1170m, e que a extrapolação das recomendações

supracitadas para pequenas cotas altimétricas deve ser evitada, obviamente devido às diferentes condições bióticas e abióticas.

TABELA 1 - Listagem das espécies arbustivo-arbóreas amostradas em trecho de floresta secundária sob *Araucaria angustifolia* na Estação Ecológica de Bananal, Bananal, SP, Brasil. * Coletada no inventário florístico, no entorno das parcelas do inventário fitossociológico.

TABLE 1 – List of shrubs and tree species sampled on a stretch of secondary forest under *Araucaria angustifolia* in Bananal Ecological Station, Bananal, SP, Brazil. * Collected during floristic inventory, around the phytossociologic plots.

FAMÍLIA /ESPÉCIE	Nome Vulgar	MATERIAL COLETADO	
		FÉRTIL	ESTÉRIL
ANNONACEAE			
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi		RTP 839	
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	Cortiça, Araticum, Pinha-da-mata	RTP 783	
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	Pinha-da-mata	RTP 572*	
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	Araticum-do-mato, Cortiça amarela		4518
<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	Pindaíva, Corticeira	RTP 622*	
<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	Araticum	RTP 912/580	4104
<i>Guatteria aff.australis</i> A. St.-Hil.	Araticum	RTP 775	
APOCYNACEAE			
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll. Arg.	Peroba-vermelha, Guatambú		
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	Mata-pasto	RTP 631/ 785	4010
AQUIFOLIACEAE			
<i>Ilex taubertiana</i> Loes.	Caúna nebular		4659

ARALIACEAE

Dendropanax cuneatus (DC.) Decne. & Planch.

Maria-mole, Pau-toa

RTP 825

Schefflera angustissima (Marchal) Frodin

Mandioqueira, Mandioqueiro

4450

Schefflera calva (Cham.) Frodin & Fiaschi

Mandioqueiro

ARAUCARIACEAE

Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze

Pinheiro-do-Paraná

ARECACEAE

Euterpe edulis Mart.

Palmito Juçara

Geonoma brevispatha Barb. Rodr.

Ouricana, Cana-preta

Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman

Jerivá, Coco-babão

ASTERACEAE

Baccharis schultzii Baker

RTP 543

5308

Baccharis cf. *schultzii* Baker

5292

Eupatorium sp.

TMR 32

Piptocarpha macropoda (DC.) Baker

Vassourão

RTP 776

5249

Piptocarpha organensis Cabrera

Vassourãzinho

TMR 36*

Symphiopappus compressus (Gardner) B.L.Rob

Vassoura-braba, Chilca

RTP 942

4417

Vernonia diffusa (Less.) H. Rob.

Assa-peixe-branco

4058

Vernonia discolor (Spreng.) Less.

Vassourão-preto

RTP 799

4222

Vernonanthura phosphorica (Vell.) H. Rob.

8818

<i>Vernonia puberula</i> Less.	Vassourão-do-brejo, Pau-toicinho	RTP 902	
BIGNONIACEAE			
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Caroba	RTP 733*	
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.	Ipê-tabaco, Ipê-d'arco-amarelo		5135
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	Ipê-roxo, Ipê-rosa		5221
BORAGINACEAE			
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Louro-mole, Catuteiro-branco		
<i>Cordia silvestris</i> Fresen.	Louro-branco	RTP 599	4093
CELASTRACEAE			
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek		RTP 777 / 736	4166
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	Cafezinho, Coração-de-bugre	RTP 779	4249
CHLORANTHACEAE			
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Miq.	Erva-de-soldado, Chá-de-bugre	RTP 542	
CLETHRACEAE			
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Peroba-café	RTP 909	
CLUSIACEAE			
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	Criuba		
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Abio-do-mato, Bacupari		
<i>Tovomitopsis paniculata</i> (Spreng.) Planch. & Triana	Azedinha	RTP 843*	

COMBRETACEAE

<i>Buchenavia kleinii</i> Exell	Garajuva		4016
<i>Terminalia</i> sp.1			5465

CUNONIACEAE

<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Guaperê, Cangalheiro	RTP 908	
--------------------------------	----------------------	---------	--

CYATHEACEAE

<i>Alsophila sternbergii</i> (Sternb.) D.S. Conant	Samambaiaçú		
<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin	Samambaiaçú		
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	Samambaiaçú	RTP 867	7087

ERYTHROXYLACEAE

<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.-Hil.	Fruta-de-pomba, Cocão		8995
---	-----------------------	--	------

ELAEOCARPACEAE

<i>Sloanea lasiocoma</i> K. Schum.	Sapopema	RTP 610*	
------------------------------------	----------	----------	--

EUPHORBIACEAE

<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Tapiá, Pau-jangada	RTP 900 / 937	
<i>Croton organensis</i> Baill.		RTP 945/ 824	
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Vaquinha, Marmeleiro-do-campo		4784
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	Leiteiro-de-folha-graúda, Mata-olho		
<i>Tetrorchidium parvulum</i> Müll. Arg.			7886
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	Canemaçu, Guatinga-branca		4297

FABACEAE – FABOIDEAE

Dahlstedtia pinnata (Benth.) Malme

Dalbergia frutescens (Vell.) Britton

Machaerium nyctitans (Vell.) Benth.

Bico-de-Pato

4260

FABACEAE - CAESALPINOIDEAE

Senna macranthera (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby

Aleluia

Senna multijuga (Rich.) H.S. Irwin

Pau-cigarra

RTP 629

Senna sp.1

4697

FABACEAE - MIMOSOIDEAE

Inga sessilis (Vell.) Mart.

Ingá-macaco, Ingá-ferradura

RTP 600

HUMIRIACEAE

Humiriastrum dentatum (Casar.) Cuatrec.

Casca-dura, Carne-de-vaca

LACISTEMATACEAE

Lacistema hasslerianum Chodat

Espeteiro-do-campo, Coari

5564

LAMIACEAE

Aegiphila sellowiana Cham.

Tamanqueiro, Pau-de-tamanco

Vitex polygama Cham.

Tarumã, Velame-do-campo

RTP 635

5198

LAURACEAE

Aniba viridis Mez

Canela-de-Mono

RTP 773 / 863

4320

Aniba sp.1

4869

<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	Canela-frade, Canela Peluda	RTP 573	5040
<i>Nectandra nitidula</i> Nees & Mart.	Canela-amarela, Canela-do-córrego	RTP 822/ 792	4008
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	Canela-amarela, Canela-ferrugem		4520
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	Canela-poca	RTP 848*	
<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo	Canela-fedida		4054
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Canela-preta, Canela-bosta		4371
<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez		RTP 765	
<i>Ocotea elegans</i> Mez	Canela-parda, Canela-do-campo		
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	Canela		4048
<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez			4231
<i>Ocotea odorifera</i> Roehwer	Canela-sassafrás		
<i>Ocotea</i> cf. <i>silvestris</i> Vattimo	Canela		5170
<i>Ocotea</i> sp.1			7964
<i>Ocotea vaccinioides</i> (Meisn.) Mez		RTP 889 / 994	
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i> (Meisn.) Rohwer ex Madriñán	Canela-cedro		4432
MELASTOMATACEAE			
<i>Leandra acutiflora</i> (Naudin) Cogn.		RTP 555*	
<i>Leandra barbinervis</i> (Cham.ex Triana) Cogn.		RTP 885*	
<i>Leandra melastomoides</i> Raddi		RTP 623*	7037

<i>Meriania sanchezii</i> R. Goldenb.		RTP 562*/ 567*	
<i>Miconia budlejoides</i> Triana	Cabuçu-de-folha-miúda	RTP 565*	
<i>Miconia calvescens</i> DC.		RTP 545/ 752	
<i>Miconia chartacea</i> Triana		RTP 603*	7038
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Jacatirão-de-capote, Jacatirão		9055
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	Canela-de-veado, Jacatirão-mirim	RTP 583 / 597*	4823
<i>Miconia</i> cf. <i>cubatanensis</i> Hoehne		RTP 797	
<i>Miconia doriana</i> Cogn.		RTP 549* / 609*	
<i>Miconia hymenonervia</i> (Raddi) Cogn.			4208
<i>Miconia langsdorffii</i> Cogn.	Lixinha	RTP 903*	
<i>Miconia lepidota</i> Schrank & Mart. ex DC.			8292
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	Pixirica, Vassoura-do-brejo	RTP 544* / 939/ 594	4079
<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.	Jacatirão-mirim	RTP 873*	8856
<i>Miconia racemifera</i> (Schrank & Mart. ex DC.) Triana	Pixirica-de-bolas, Tapixirica		7477
<i>Miconia rigidiuscula</i> Cogn.		RTP 766*/ 591	4826
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin		RTP 904*	
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn.		RTP 604/ 901	
<i>Miconia tristis</i> Spring		RTP 946	4444
<i>Tibouchina arborea</i> Cogn.	Quaresmeira-branca, Quaresma	RTP 628	
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	Quaresmeira, Quaresmeria-roxa		4152

<i>Tibouchina pilosa</i> Cogn.			7849
<i>Tibouchina</i> cf. <i>pilosa</i> Cogn.		RTP 607* / 723*	
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	Manacá-da-serra		5481
MELIACEAE			
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	RTP 602/ 601	5379
<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro-do-brejo, Cedro		5026
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	Marinheiro, Peloteira		
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Ataúba, Marinheiro	RTP 755	
MONIMIACEAE			
<i>Mollinedia boracensis</i> Peixoto			4018
<i>Mollinedia pachysandra</i> Perkins		RTP 780	
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Guatambú-langanha, Capixim	RTP 877/ 869/ 768/ 750/ 554	4534
<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.		RTP 875/ TMR 31	4034
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	Erva de Santo-Antônio		4457
MORACEAE			
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	Figueira-mata-pau		4069
<i>Ficus pertusa</i> L. f.	Gameleira, Figueira	RTP 630*	
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	Falsa-espinheira-santa	RTP 891*	
MYRSINACEAE			
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Capororoca, Azeitona-do-mato		

<i>Rapanea gardneriana</i> (A. DC.) Mez	Capororoca	RTP 627*	
<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	Capororoca, Capororoca-branca		
<i>Rapanea lineata</i> Mez.	Pororoca	RTP 535*/ 556	
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	Capororocão	RTP 722/ 948/ 769	4413
MYRTACEAE			
<i>Calyptanthes grandifolia</i> O. Berg	Guamirim-chorão		4026
<i>Calyptanthes lucida</i> Mart. ex. DC.			8991
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg.	Guabirobeira	RTP 947/ 847/ 772	5380
<i>Eugenia florida</i> DC.	Guamirim-cereja, Pitanga-preta	RTP 854*	
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cereja, Cerejeira-do-mato	RTP 887*/ 890*	4384
<i>Eugenia ligustrina</i> (S.W.) Willd		RTP 934	
<i>Eugenia oblongata</i> O. Berg.		RTP 547 / 853*	
<i>Gomidesia cf. spectabilis</i> (DC.) O. Berg		RTP 906*	
<i>Gomidesia</i> sp.1		RTP 802*	
<i>Myrceugenia campestris</i> (DC.) D. Legrand & Kausel	Guamirim-de-folha-miúda	RTP 753	7314
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	Guamirim	RTP 632*	
<i>Myrceugenia pilotantha</i> (Kiaersk.) Landrum		TMR 37	4707
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	Guamirim-de-foha-fina	RTP 888/ 940/ 781/ 770 / 762/ TMR 33	4006
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam). DC.	Cambuí	RTP 934/936/620	7051
<i>Psidium cattleyanum</i> Sabine	Araçá	RTP 944/ 734/ 650	5449

<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	Cambuí, Maria-preta	RTP 887/ 890	7842
Myrtaceae sp.1´			7395
NYCTAGINACEAE			
<i>Guapira nitida</i> (Schmidt) Lundell			7562
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Maria-mole, Maria-faceira	RTP 852*	
PERACEAE			
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Tabocuva		5104
PHYLLANTHACEAE			
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	Iricurana		
PICRAMNIACEAE			
<i>Picramnia glazioviana</i> Engl.	Café-de-bugre, cafezinho	RTP 950/ 732	
PIPERACEAE			
<i>Piper cf. cernum</i> Vell.	Pariparoba	RTP 993	8960
PODOCARPACEAE			
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	Pinheiro-bravo, Pinheiro-branco	RTP 932*	
<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl.		RTP 687*	
QUIINACEAE			
<i>Quiina magellano-gomezii</i> Schwacke		RTP 830*	
ROSACEAE			
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-bravo	RTP 649	

RUBIACEAE

<i>Alibertia myrciifolia</i> Spruce ex K. Schum.	Marmelinho, Marmelo-branco		
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	Café-de-bugre, Canela-de-veado		
<i>Bathysa australis</i> (A. St.-Hil.) Benth. & Hook. f.	Fumão, Araribão	RTP 597*	
<i>Bathysa</i> cf. <i>gymnocarpa</i> K. Schum.		RTP 566*	
<i>Bathysa mendoncae</i> K. Schum.		RTP 648*	
<i>Ixora heterodoxa</i> Müll. Arg.		RTP 943	4168
<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	Bacupari-miúdo, Bacupari-mundá		
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Roem. & Schult.	Fruto-de-macaco, Açucena-do-mato		
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham & Standl.		RTP 546/ 864	
<i>Psychotria longipes</i> Müll. Arg.		RTP 737/ 905	4107
<i>Psychotria</i> cf. <i>spectabilis</i> Steyerm		RTP 905*	
<i>Psychotria stachyoides</i> Benth.		RTP 820/ 832*	8323
<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.	Cafezinho-roxo-da-mata		
<i>Rudgea sessilis</i> (Vell.) Müll. Arg.		RTP 835/ 764	8078
<i>Rustia formosa</i> (Cham. & Schltld. ex DC.) Klotzsch	Cauassu, Pau-brasil	RTP 634*	
Rubiaceae sp.1			8166

RUTACEAE

<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	Mamica-de-porca, maminha	RTP 845*	
---	--------------------------	----------	--

<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-porca	RTP 598	4593
SABIACEAE			
<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	Pau-macuco		4451
<i>Meliosma</i> sp.1			4418
SALICACEAE			
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guassatonga	RTP 774/ 778	5317
<i>Xylosma glaberrima</i> Sleumer	Espinho-de-judeu	RTP 735*	
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.		TMR 30*	
SAPINDACEAE			
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	Três-folhas-do-mato	RTP 606*	
<i>Cupania concolor</i> Radlk.		RTP 907 / 984	5106
<i>Cupania</i> cf. <i>furfuracea</i> Radlk.			
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci		RTP 897	4150
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Camboatá-de-folha-larga		
<i>Cupania</i> sp.2		RTP 595*	
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatá-branco		
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Camboatá		4196
SAPOTACEAE			
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	Abú		5030

SIPARUNACEAE

Siparuna brasiliensis (Spreng.) A. DC.

Limãozinho

RTP 536*

SOLANACEAE

Brunfelsia hydrangeiformis (Pohl) Benth.

RTP 550*

Capsicum sp.1

RTP 818*

Solanum bullatum Vell.

Joá-açu

4298

Solanum cernuum Vell.

RTP 724*

Solanum cinnamomeum Sendtn.

RTP 730 / 784

Solanum cf. *gnaphalocarpon* Vell.

7307

Solanum pseudoquina A. St.-Hil.

Falsa-quina, Quina-de-são-paulo

7243

Solanum rufescens Sendtn.

RTP 771/ 721

SYMPLOCACEAE

Symplocos celastrinea Mart. ex Miq.

RTP 653/ 718 / 876/ 782 / 935/ 801

4059

Symplocos falcata Brand

Congonha

4854

Symplocos variabilis Mart. ex Miq.

Congonha-do-mato

RTP 728*

Symplocos sp.1

RTP 652*

THEACEAE

Gordonia fruticosa (Schrad.) H. Keng

Pau-de-santa-rita, Riteira

RTP 793*

URTICACEAE

Cecropia glaziovii Snethl.

Embaúba-vermelha

VOCHYSIACEAE

Vochysia bifalcata Warm.

Pau-amarelo, Canela-santa

RTP 636

WINTERACEAE

Drimys winteri J.R. Forst. & G. Forst.

Casca d'anta, Capororoca-picante

RTP 625*

TABELA 2 – Parâmetros fitossociológicos das espécies arbustivo-arbóreas amostradas em trecho de floresta secundária sob *Araucaria angustifolia* na Estação Ecológica de Bananal, Bananal, SP, Brasil. N : número de indivíduos (adultos); DR: densidade relativa (adultos) ; FR: frequência relativa (adultos) ; DoR: dominância relativa ; VC(%) : valor de cobertura percentual ; VI(%): valor de importância percentual ; PSR: posição sociológica relativa ; CRTRN: classe relativa de tamanho da regeneração natural ; RNR(%): regeneração natural relativa percentual ; VIA(%): valor de importância ampliado percentual. As espécies encontram-se ordenadas em ordem decrescente de VI(%).

TABLE 2 – Phytossociologic parameters for shrubs and tree species sampled on a stretch of Secondary forest under *Araucaria angustifolia* in Bananal Ecological Station, Bananal, SP, Brazil. N : individual's number (adults) ; DR : relative density (adults) ; FR : relative frequency (adults) ; DoR : relative dominance ; VC(%) : coverage value (percentage) ; VI(%): importance value (percentage) ; PSR : relative sociologic position; CRTRN: relative size class for natural regeneration ; RNR(%) : relative natural regeneration ; VIA(%): amplified importance value (percentage). The species are listed in a decrescent order for VI(%).

Nome Científico	N	DR	FR	DoR	VC (%)	VI (%)	PSR	CRTRN	RNR (%)	VIA (%)
<i>Araucaria angustifolia</i>	79	4,29	3,53	31,22	17,75	13,01	2,68	0,40	0,43	8,43
<i>Nectandra nitidula</i>	249	13,52	5,06	6,03	9,77	8,20	14,56	14,32	12,95	10,42
<i>Myrcia fallax</i>	200	10,86	4,71	8,65	9,75	8,07	11,85	9,82	9,10	9,03
<i>Alchornea triplinervia</i>	132	7,17	4,71	7,23	7,20	6,37	7,39	0,28	0,61	5,42
Morta	140	7,60	4,82	5,33	6,46	5,92	5,70	2,65	3,35	5,36
<i>Tabernaemontana laeta</i>	51	2,77	2,35	2,98	2,88	2,70	3,05	0,26	0,31	2,29
<i>Rapanea umbellata</i>	52	2,82	3,53	1,58	2,20	2,64	3,24	3,34	3,92	3,02
<i>Sapium glandulatum</i>	44	2,39	2,35	3,00	2,69	2,58	2,33	0,17	0,24	2,06
<i>Hedyosmum brasiliense</i>	67	3,64	2,59	1,46	2,55	2,56	2,81	0,69	0,74	2,25
<i>Alsophila sternbergii</i>	39	2,12	2,82	1,30	1,71	2,08	1,78	0,00	0,00	1,60
<i>Cabralea canjerana</i>	41	2,23	2,71	1,12	1,67	2,02	2,19	1,51	1,60	1,97
<i>Psidium cattleyanum</i>	45	2,44	1,88	1,52	1,98	1,95	2,51	1,50	1,37	1,94
<i>Mollinedia triflora</i>	52	2,82	2,12	0,78	1,80	1,91	2,80	6,12	6,76	3,06
<i>Tibouchina granulosa</i>	20	1,09	2,00	2,42	1,75	1,84	1,05	0,00	0,00	1,31
<i>Myrcia multiflora</i>	33	1,79	2,59	0,77	1,28	1,72	2,14	1,02	1,08	1,68
<i>Vernonia diffusa</i>	21	1,14	2,12	1,35	1,25	1,54	1,18	0,12	0,11	1,18
<i>Guatteria australis</i>	29	1,57	2,35	0,51	1,04	1,48	1,75	1,14	1,08	1,45
<i>Miconia cf. hymenonervia</i>	23	1,25	2,00	0,73	0,99	1,33	1,43	0,00	0,00	1,08

Nome Científico	N	DR	FR	DoR	VC (%)	VI (%)	PSR	CRTRN	RNR (%)	VIA (%)
<i>Guapira opposita</i>	25	1,36	1,41	1,06	1,21	1,28	1,41	0,80	0,77	1,20
<i>Cupania ludowigii</i>	20	1,09	1,65	0,88	0,98	1,20	1,17	0,12	0,11	0,98
<i>Maytenus robusta</i>	23	1,25	1,53	0,67	0,96	1,15	1,61	0,52	0,50	1,11
<i>Tibouchina arbórea</i>	14	0,76	1,06	1,56	1,16	1,13	0,63	0,01	0,08	0,82
<i>Psychotria cf. longipes</i>	21	1,14	1,65	0,23	0,68	1,00	1,08	5,21	5,62	1,94
<i>Nectandra oppositifolia</i>	17	0,92	1,53	0,36	0,64	0,94	1,01	1,41	1,43	1,05
<i>Casearia decandra</i>	14	0,76	1,41	0,50	0,63	0,89	0,86	0,67	0,96	0,90
<i>Symplocos falcata</i>	15	0,81	0,94	0,83	0,82	0,86	0,76	0,75	0,84	0,84
<i>Solanum cinnamomeum</i>	14	0,76	0,94	0,8	0,78	0,83	0,8	0,00	0,00	0,66
<i>Machaerium nyctitans</i>	11	0,60	1,06	0,68	0,64	0,78	0,77	1,84	1,55	0,93
<i>Siphoneugena densiflora</i>	14	0,76	1,06	0,43	0,59	0,75	0,87	0,16	0,20	0,66
<i>Mollinedia schottiana</i>	13	0,71	1,06	0,42	0,56	0,73	0,85	0,77	0,77	0,76
<i>Cecropia glaziovi</i>	7	0,38	0,82	0,86	0,62	0,69	0,26	0,00	0,00	0,46
<i>Maytenus evonymoides</i>	11	0,60	0,94	0,48	0,54	0,67	0,43	4,42	4,18	1,33
<i>SymphyCAPPus compressus</i>	11	0,60	0,71	0,69	0,65	0,67	0,54	0,17	0,28	0,56
<i>Calyptanthes grandifolia</i>	11	0,60	1,06	0,30	0,45	0,65	0,71	0,12	0,11	0,56
<i>Ficus luschnathiana</i>	8	0,43	0,94	0,56	0,50	0,65	0,5	0,00	0,00	0,49
<i>Ocotea corymbosa</i>	12	0,65	0,71	0,52	0,58	0,63	0,66	0,00	0,00	0,51
<i>Cyathea atrovirens</i>	11	0,60	0,71	0,51	0,55	0,60	0,22	0,24	0,23	0,45
<i>Endlicheria paniculata</i>	12	0,65	0,82	0,31	0,48	0,60	0,78	1,14	1,12	0,74
<i>Euterpe edulis</i>	9	0,49	1,06	0,16	0,33	0,57	0,35	0,40	0,43	0,50
<i>Miconia ligustroides</i>	13	0,71	0,71	0,28	0,49	0,56	0,85	0,14	0,27	0,56
<i>Annona neosericea</i>	3	0,16	0,35	1,01	0,59	0,51	0,09	0,12	0,11	0,35
<i>Symplocos celastrinea</i>	8	0,43	0,94	0,15	0,29	0,51	0,50	0,61	0,53	0,51
<i>Rapanea ferruginea</i>	9	0,49	0,82	0,11	0,30	0,47	0,57	0,96	1,02	0,60
<i>Rapanea guianensis</i>	11	0,6	0,59	0,23	0,41	0,47	0,66	0,41	0,51	0,52
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	7	0,38	0,82	0,20	0,29	0,47	0,49	0,49	0,42	0,46
<i>Aniba viridis</i>	6	0,33	0,71	0,29	0,31	0,44	0,42	0,03	0,08	0,36
<i>Prunus myrtifolia</i>	6	0,33	0,71	0,24	0,28	0,42	0,30	1,35	1,22	0,56
<i>Eugenia oblongata</i>	8	0,43	0,71	0,11	0,27	0,42	0,34	0,40	0,39	0,40
<i>Cupania oblongifolia</i>	7	0,38	0,47	0,35	0,37	0,40	0,37	0,26	0,31	0,38
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	5	0,27	0,47	0,36	0,31	0,37	0,24	0,56	0,55	0,38
<i>Ocotea nutans</i>	6	0,33	0,71	0,05	0,19	0,36	0,36	0,00	0,00	0,29
<i>Eugenia ligustrina</i>	7	0,38	0,59	0,10	0,24	0,36	0,49	1,04	1,15	0,54
<i>Mollinedia pachysandra</i>	7	0,38	0,35	0,29	0,33	0,34	0,38	0,37	0,34	0,35
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	3	0,16	0,35	0,43	0,30	0,31	0,21	0,12	0,11	0,25
<i>Mollinedia boracensis</i>	5	0,27	0,47	0,17	0,22	0,30	0,35	0,12	0,11	0,27
<i>Clethra scabra</i>	2	0,11	0,24	0,52	0,31	0,29	0,08	0,00	0,00	0,19
<i>Myrceugenia pilotantha</i>	5	0,27	0,35	0,16	0,22	0,26	0,29	0,00	0,00	0,21
<i>Myrceugenia campestris</i>	4	0,22	0,47	0,08	0,15	0,26	0,17	9,36	8,09	1,81
<i>Pera glabrata</i>	4	0,22	0,47	0,03	0,13	0,24	0,28	0,00	0,00	0,20

Nome Científico	N	DR	FR	DoR	VC (%)	VI (%)	PSR	CRTRN	RNR (%)	VIA (%)
<i>Vernonia discolor</i>	4	0,22	0,35	0,09	0,15	0,22	0,28	0,00	0,00	0,19
<i>Matayba guianensis</i>	3	0,16	0,35	0,14	0,15	0,22	0,21	0,00	0,00	0,17
<i>Maprounea guianensis</i>	1	0,05	0,12	0,43	0,24	0,20	0,01	0,00	0,00	0,12
<i>Guarea macrophylla</i>	4	0,22	0,24	0,14	0,18	0,20	0,28	0,00	0,00	0,18
<i>Schefflera angustissima</i>	3	0,16	0,35	0,05	0,11	0,19	0,21	0,00	0,00	0,16
<i>Psychotria suterella</i>	3	0,16	0,35	0,04	0,10	0,18	0,04	1,39	1,83	0,48
<i>Maytenus cf. robusta</i>	2	0,11	0,24	0,19	0,15	0,18	0,14	0,00	0,00	0,13
<i>Terminalia sp.</i>	2	0,11	0,24	0,18	0,14	0,17	0,02	0,00	0,00	0,11
<i>Baccharis cf. schultzei</i>	2	0,11	0,24	0,17	0,14	0,17	0,14	0,00	0,00	0,13
<i>Senna macranthera</i>	3	0,16	0,24	0,11	0,14	0,17	0,15	0,12	0,11	0,15
<i>Cupania concolor</i>	2	0,11	0,24	0,15	0,13	0,17	0,14	0,00	0,00	0,13
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	0,11	0,24	0,15	0,13	0,17	0,08	0,00	0,00	0,12
<i>Miconia cf. tristis</i>	2	0,11	0,24	0,10	0,11	0,15	0,14	0,37	0,34	0,19
<i>Inga sessilis</i>	2	0,11	0,24	0,09	0,10	0,14	0,08	0,49	0,38	0,18
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	2	0,11	0,24	0,09	0,10	0,14	0,14	0,00	0,00	0,11
<i>Ocotea divaricata</i>	2	0,11	0,24	0,08	0,09	0,14	0,08	0,00	0,00	0,10
<i>Piptocarpha macropoda</i>	2	0,11	0,24	0,06	0,09	0,14	0,14	0,49	0,42	0,19
<i>Guatteria aff. australis</i>	2	0,11	0,24	0,05	0,08	0,13	0,08	0,00	0,00	0,10
<i>Aniba sp.</i>	2	0,11	0,24	0,05	0,08	0,13	0,08	0,00	0,00	0,09
<i>Miconia hymenonervia</i>	2	0,11	0,24	0,04	0,07	0,13	0,08	0,00	0,00	0,09
<i>Meliosma sellowii</i>	2	0,11	0,24	0,04	0,07	0,13	0,14	0,00	0,00	0,10
<i>Annona sylvatica</i>	2	0,11	0,24	0,03	0,07	0,12	0,14	0,00	0,00	0,10
<i>Cordia silvestris</i>	2	0,11	0,24	0,02	0,06	0,12	0,08	0,00	0,00	0,09
<i>Ocotea cf. silvestris</i>	1	0,05	0,12	0,18	0,12	0,12	0,01	0,00	0,00	0,07
<i>Ocotea glaziovii</i>	3	0,16	0,12	0,05	0,11	0,11	0,15	0,00	0,00	0,10
<i>Posoqueria latifolia</i>	1	0,05	0,12	0,15	0,1	0,11	0,07	0,00	0,00	0,08
<i>Ixora cf. heterodoxa</i>	2	0,11	0,12	0,05	0,08	0,09	0,14	0,00	0,00	0,08
<i>Pouteria caimito</i>	1	0,05	0,12	0,10	0,08	0,09	0,01	0,12	0,11	0,08
<i>Clusia criuva</i>	1	0,05	0,12	0,09	0,07	0,09	0,07	0,16	0,20	0,11
<i>Guarea kunthiana</i>	2	0,11	0,12	0,04	0,07	0,09	0,14	0,00	0,00	0,08
<i>Ixora heterodoxa</i>	1	0,05	0,12	0,08	0,07	0,09	0,07	0,49	0,46	0,16
<i>Cedrela odorata</i>	2	0,11	0,12	0,02	0,06	0,08	0,03	0,00	0,00	0,06
<i>Buchenavia kleinii</i>	1	0,05	0,12	0,07	0,06	0,08	0,01	0,00	0,00	0,05
<i>Aegiphila sellowiana</i>	1	0,05	0,12	0,06	0,06	0,08	0,07	0,00	0,00	0,06
<i>Indeterminada 2</i>	1	0,05	0,12	0,05	0,05	0,07	0,07	0,00	0,00	0,06
<i>Croton organensis</i>	1	0,05	0,12	0,05	0,05	0,07	0,07	0,00	0,00	0,06
<i>Vitex polygama</i>	1	0,05	0,12	0,04	0,05	0,07	0,01	0,00	0,00	0,04
<i>Mollinedia uleana</i>	1	0,05	0,12	0,04	0,05	0,07	0,07	0,00	0,00	0,06
<i>Senna sp.1</i>	1	0,05	0,12	0,04	0,05	0,07	0,07	0,00	0,00	0,06
<i>Dahlstedtia pinnata</i>	1	0,05	0,12	0,03	0,04	0,07	0,07	0,00	0,00	0,06
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	1	0,05	0,12	0,03	0,04	0,07	0,07	0,00	0,00	0,05

Nome Científico	N	DR	FR	DoR	VC (%)	VI (%)	PSR	CRTRN	RNR (%)	VIA (%)
<i>Cyathea delgadii</i>	1	0,05	0,12	0,03	0,04	0,07	0,01	0,12	0,11	0,06
<i>Miconia cf. ligustroides</i>	1	0,05	0,12	0,02	0,04	0,07	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Siparuna brasiliensis</i>	1	0,05	0,12	0,02	0,04	0,07	0,01	0,40	0,43	0,13
<i>Indeterminada 1</i>	1	0,05	0,12	0,02	0,04	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Baccharis schultzei</i>	1	0,05	0,12	0,02	0,04	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Ilex taubertiana</i>	1	0,05	0,12	0,02	0,04	0,06	0,01	0,00	0,00	0,04
<i>Garcinia gardneriana</i>	1	0,05	0,12	0,02	0,04	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	0,05	0,12	0,02	0,04	0,06	0,07	0,40	0,43	0,14
<i>Meliosma sp.1</i>	1	0,05	0,12	0,02	0,04	0,06	0,01	0,00	0,00	0,04
<i>Cordia sellowiana</i>	1	0,05	0,12	0,02	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Calyptanthes lúcida</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,01	0,12	0,11	0,06
<i>Lacistema hasslerianum</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Dendropanax cuneatus</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Sorocea bonplandii</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Miconia cubatanensis</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Humiriastrum dentatum</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Ocotea vaccinioides</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Vochysia bifalcata</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Miconia calvescens</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,01	0,40	0,43	0,12
<i>Geonoma brevispatha</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,01	0,00	0,00	0,04
<i>Schefflera calva</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Solanum bullatum</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Solanum rufescens</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Miconia rigidiuscula</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	2,40	2,05	0,46
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Eugenia involucrata</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>Amaioua intermedia</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,12	0,11	0,07
<i>Ocotea bicolor</i>	1	0,05	0,12	0,01	0,03	0,06	0,07	0,01	0,08	0,07
<i>Rapanea lineata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,61	4,58	0,92
<i>Dalbergia frutescens</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,44	2,42	0,48
<i>Cupania cf. furfuracea</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,98	0,87	0,17
<i>Myrtaceae sp.1</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66	0,73	0,15
<i>Annona dolabripetala</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45	0,66	0,13
<i>Miconia petropolitana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,68	0,7	0,14
<i>Ocotea odorifera</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,49	0,42	0,08
<i>Senna multijuga</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,34	0,07
<i>Ocotea cf. elegans</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,31	0,06
<i>Posoqueria acutifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,34	0,07
<i>Miconia lepidota</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,2	0,04

Nome Científico	N	DR	FR	DoR	VC (%)	VI (%)	PSR	CRTRN	RNR (%)	VIA (%)
<i>Vernonia puberula</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,2	0,04
<i>Ocotea sp.</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,23	0,05
<i>Picramnia glazioviana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,23	0,05
<i>Rubiaceae sp.1</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,23	0,05
<i>Psychotria leiocarpa</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,2	0,04
<i>Alibertia myricifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,16	0,03
<i>Vernonanthura phosphorica</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,19	0,04
<i>Lamanonia ternata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,11	0,02
<i>Solanum pseudoquina</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,11	0,02
<i>Solanum cf. gnaphalocarpum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,11	0,02
<i>Gordonia fruticosa</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,11	0,02
<i>Miconia racemifera</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,08	0,02
<i>Guapira nitida</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,11	0,02
<i>Tibouchina pulchra</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,08	0,02
<i>Xylosma glaberrima</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,11	0,02
<i>Tibouchina pilosa</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,08	0,02
<i>Tetrorchidium parvulum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,08	0,02
<i>Rudgea cf. sessilis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,08	0,02
<i>Piper cernuum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,08	0,02
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,11	0,02
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,08	0,02
TOTAL	1856	100	100,00							

TABELA 3 - Distribuição da Densidade Relativa (DR%), Valor de Importância (VI%) e Valor de Importância Ampliado (VIA%) entre os grupos sucessionais, em uma floresta secundária sob Araucária, na Estação Ecológica de Bananal, Bananal, SP, Brasil. O valor percentual restante corresponde aos indivíduos mortos.

TABELA 3 - Relative Density (DR%), Importance Value (VI%) and Amplified Importance Value (VIA%) distribution among the successional groups, in a secondary forest stretch under Braziliann pine, in Bananal Ecological Station, Bananal, SP, Brazil. The remaining percentual value corresponds to the deads individuals.

GRUPO ECOLÓGICO	DR	VI	VIA
Pioneiras	47,77	47,6	43,40
Secudárias Iniciais	11,76	12,49	12,05
Secundárias Tardias	10,86	10,98	11,21
Sem classificação	22,01	23,01	27,98
TOTAL	92,4	94,08	94,64

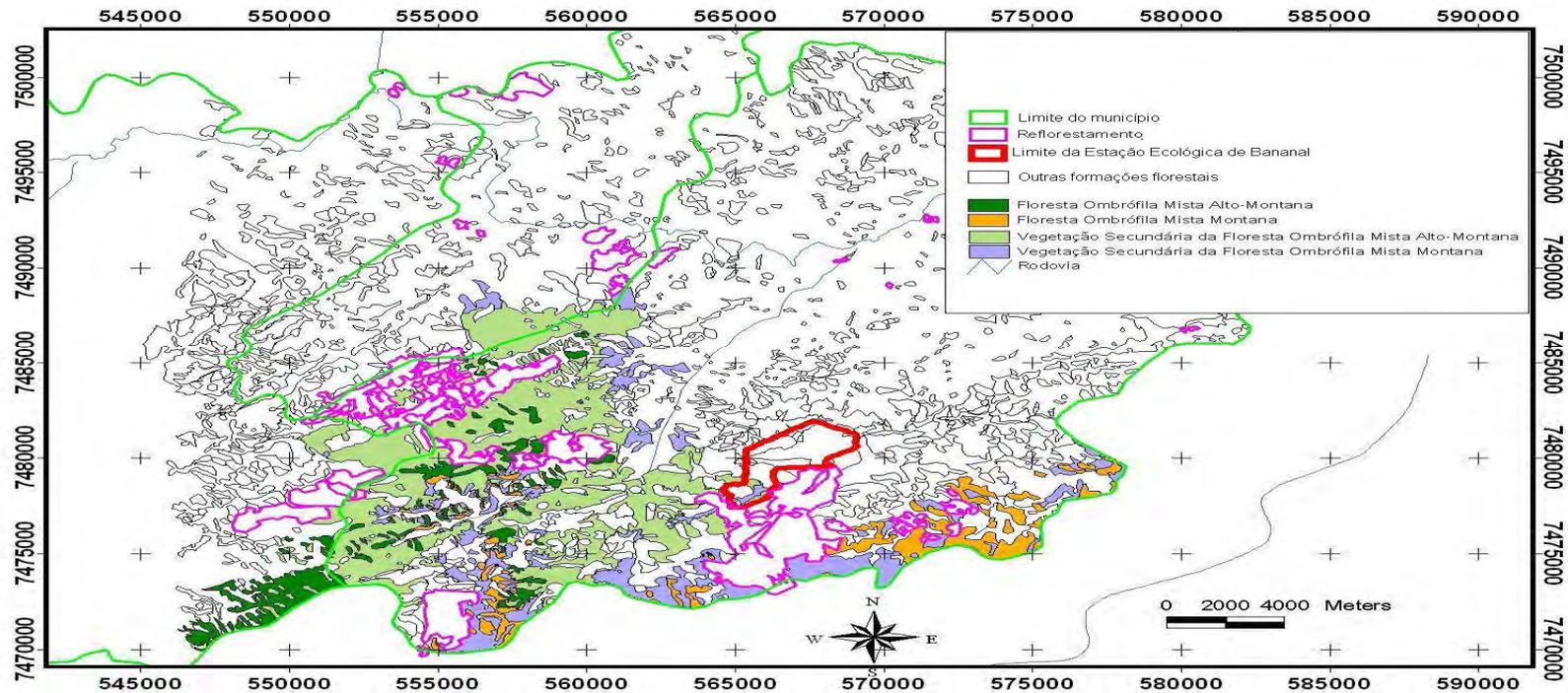


FIGURA 1. Área de ocorrência de Floresta Ombrófila Mista no município de Bananal, São Paulo, Brasil; de acordo com o Inventário Florestal (adaptado de Kronka *et al.*, 2005). A linha vermelha representa o limite da Estação Ecológica de Bananal.

FIGURE 1 – Occurrence of Araucaria’s native forests in Bananal county, São Paulo, Brazil; according to Forest Inventory (adapted from Kronka *et al.*, 2005). The red line represents the boundary of Bananal Ecological Station.

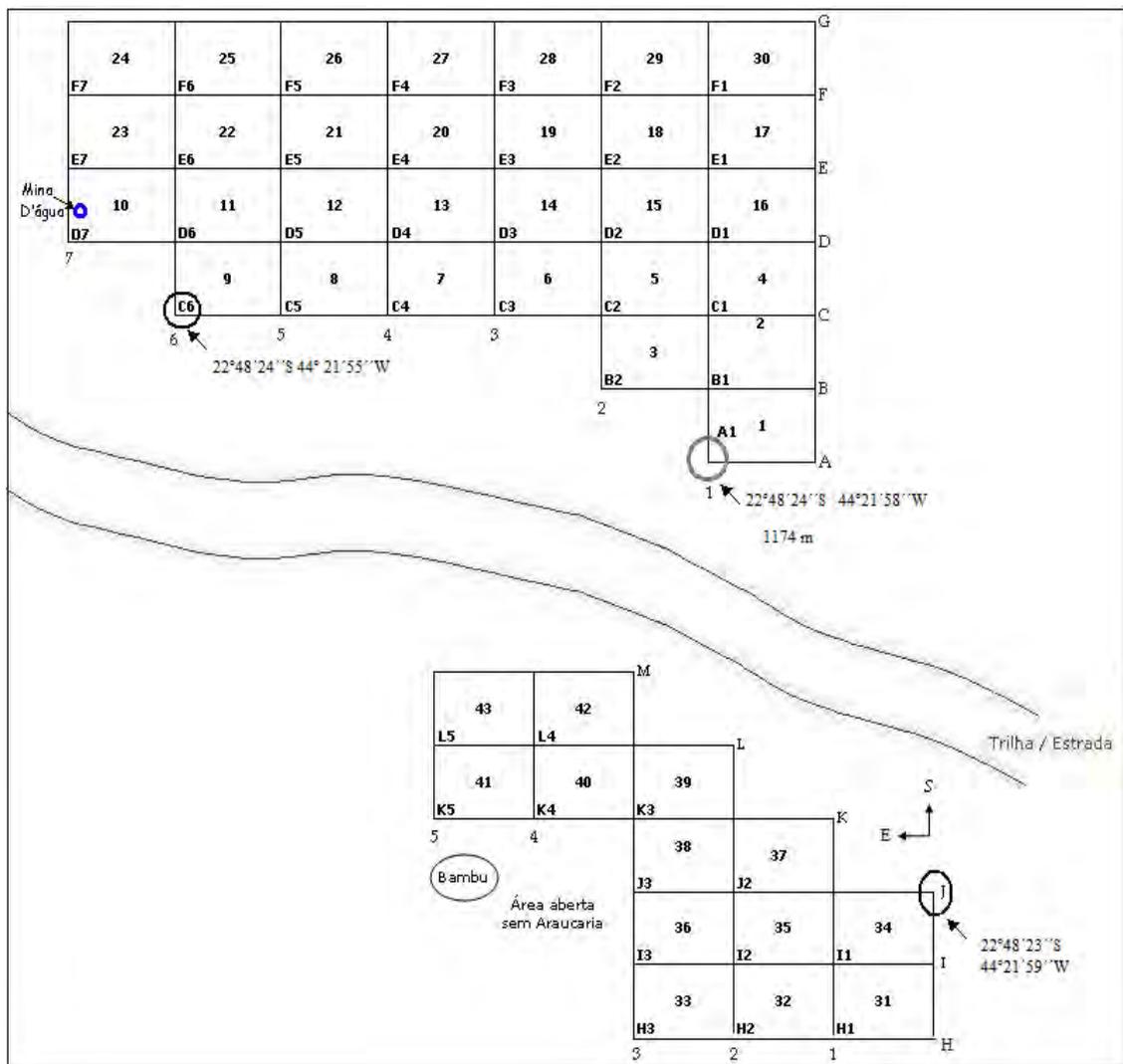


FIGURA 2- Croqui com as 43 parcelas dispostas na floresta secundária sob Araucária, na Estação Ecológica de Bananal, Bananal, SP, Brasil.

FIGURE 2- Sketch with the 43 plots displayed on the secondary forest under Brazilian pine, in Bananal Ecological Station, Bananal, SP, Brazil.



FIGURA 3- Foto aérea da sede da Estação Ecológica de Bananal, com a área de estudo delimitada na elipse. Fonte: Santos *et al.*, 2010.

FIGURE 3- Aerial photo of the Bananal's Ecological Station base, with the study area delimited inside the ellipse. Source: Santos *et al.*, 2010.



FIGURA 4 - Imagem de satélite com as coordenadas dos vértices inferior esquerdo das parcelas C6 e A1, e superior direito da parcela I1, em um trecho de

floresta secundária sob Araucária na Estação Ecológica de Bananal, Bananal, SP, Brasil.
 Fonte: Google Earth, acesso em: 10/12/2010.

FIGURE 4 - Satellite image pointing out the left inferior coordinates of the plots C6 and A1, and right superior of the plot I1, in a secondary forest stretch under Brazilian pine, in Bananal Ecological Station, Bananal, SP, Brazil. Source: Google Earth, accessed on: 10/12/2010.

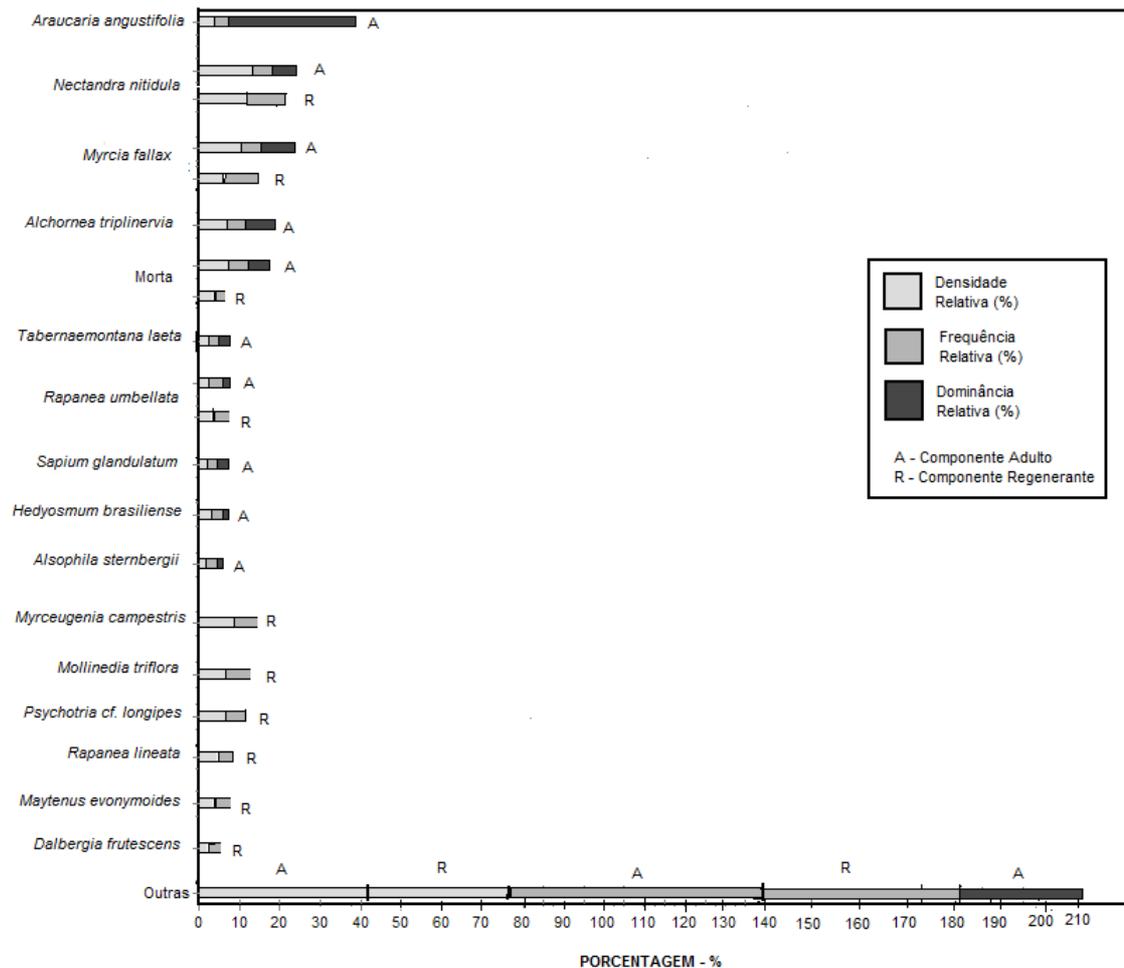


FIGURA 5 – Partição do Valor de Importância (VI) entre as 10 espécies de maior destaque no componente adulto e regenerante, incluindo a categoria “mortas”, na Estação Ecológica de Bananal, Bananal, SP, Brasil. Para o componente regenerante, considerou-se o VI simplificado, ou seja, a soma da Densidade e Frequência Relativas.

FIGURE 5 – Importance Values (VI) distribution between the 10 most ecological important species on upper and under strata, including the category “deads”, on Bananal

Ecological Station, Bananal, SP, Brazil. It was considered for under strata the simplified VI, which is the sum of relative Density and Frequency.

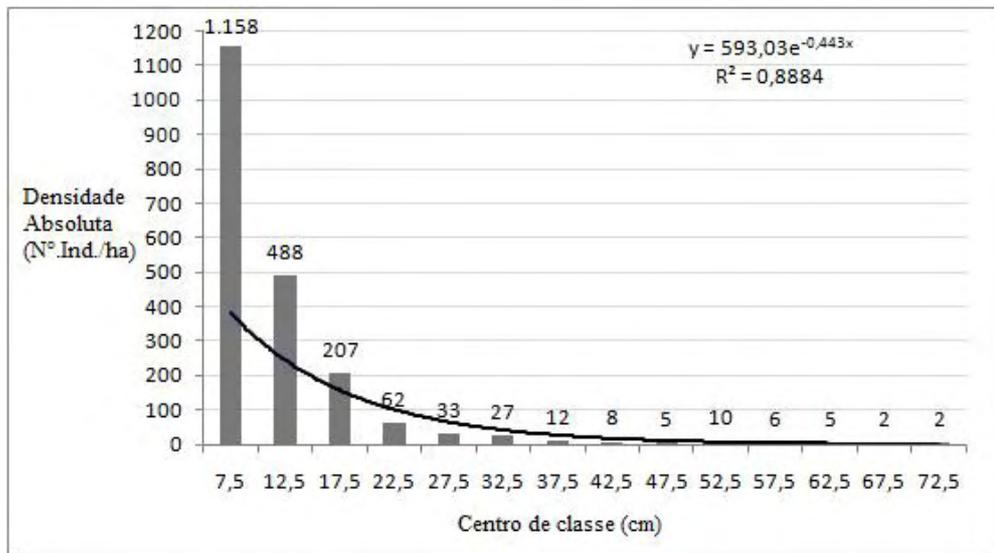


FIGURA 6 - Distribuição da Densidade Total Absoluta (Nº.Ind./ha) do componente adulto em classes de diâmetro, em um trecho de floresta secundária sob Araucária na Estação Ecológica de Bananal, Bananal, SP, Brasil.

FIGURE 6- Total Absolute Density (Nº.Ind./ha) distribution for upper strata on diameter classes, in a secondary forest stretch under Brazilian pine, in Bananal Ecological Station, Bananal, SP, Brazil.

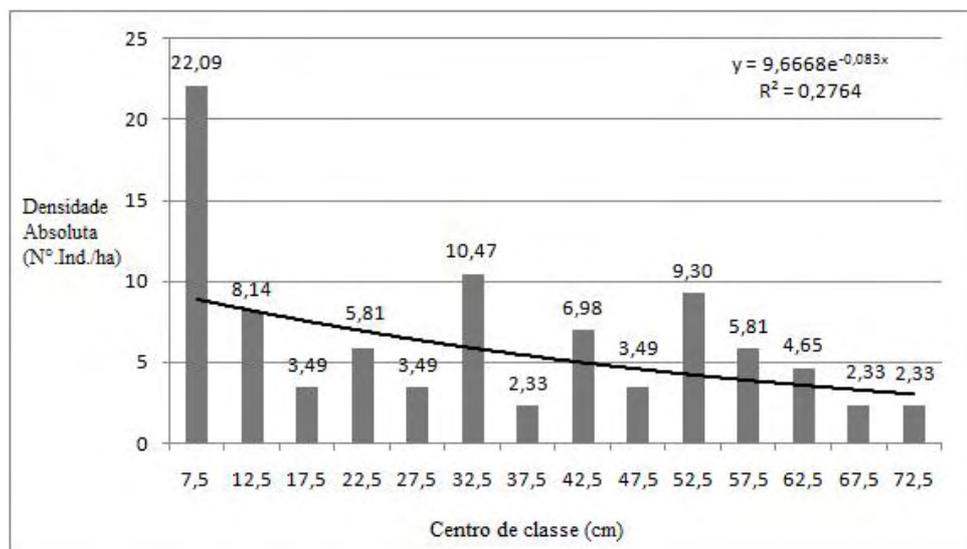


FIGURA 7 - Distribuição da Densidade Total Absoluta (Nº.Ind./ha) do componente adulto em classes de diâmetro, para a população de *Araucaria angustifolia*,

em um trecho de floresta secundária sob Araucária, na Estação Ecológica de Bananal, Bananal, SP, Brasil.

FIGURE 7 - Total Absolute Density (Nº.Ind./ha) distribution for upper strata on diameter classes, related to the population of *Araucaria angustifolia*, in a secondary forest stretch under Brazilian pine, in Bananal Ecological Station, Bananal, SP, Brazil.

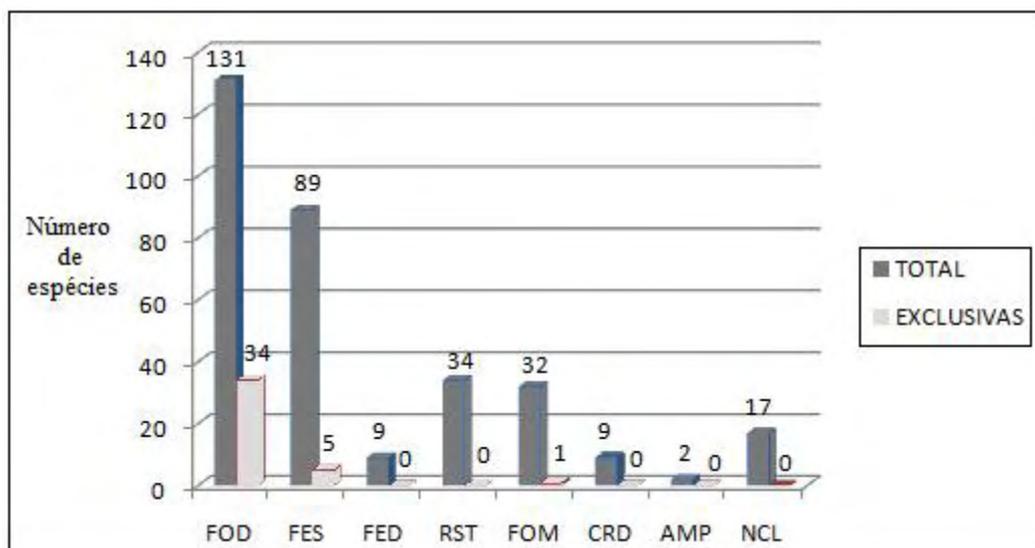


FIGURA 8 – Área de ocorrência das espécies observadas no trecho de floresta secundária sob Araucária, na Estação Ecológica de Bananal, Bananal, SP, Brasil. FOD = Floresta Ombrófila Densa ; FES = Floresta Estacional Semidecidual; FED = Floresta Estacional Decidual; RST = Restinga arbórea; FOM = Floresta Ombrófila Mista; CRD = Cerrado ; AMP = Distribuição Ampla; NCL = não classificadas.

FIGURE 8 – Occurency area of species sampled in a secondary forest stretch under Brazilian pine, in Bananal Ecological Station, Bananal, SP, Brazil. FOD = Dense Ombrophyllous Forest; FES = Semidecidual Seazonal Forest; FED = Decidual Seazonal Forest; RST = Coastal arboreal lowland vegetation; FOM = Mixed Ombrophyllous Forest; CRD = Savanna; AMP = Wide distribution; NCL = not classified.

6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA JÚNIOR, J.S. **Florística e fitossociologia de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, Minas Gerais.** 1999, 148p. Dissertação (Mestrado) em Ciência Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, UFV. Viçosa, MG. 1999.

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, n.161, p.105-121. 2009.

BAITELLO, J.B.; AGUIAR, O.T.; ROCHA, F.T.; CARVALHO, J.L. **Plano de Manejo das Unidades de Conservação: Estação Ecológica de Bananal – Vegetação.** PPMA/KfW, São Paulo, 32p. 1998.

BACKES, A. **Contribuição ao conhecimento da ecologia da Mata de Araucária.** 1973, 235p. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 1973.

BRADE, A.C. Relatório da excursão à Serra da Bocaina, no Estado de São Paulo, realizada pelo naturalista A.C.Brade, de 18 de abril a 24 de maio de 1951. **Rodriguésia**, 26: 55-66. 1951.

CAIRNS JÚNIOR, J. Is restoration ecology practical? **Rest.Ecol.**, n.1, p.3-7. 1993.

CASTRO, A.G. **Levantamento florístico de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica de Bananal, Serra da Bocaina, Bananal, São Paulo.** 2001, 61p. Dissertação (Mestrado) em Ciências Ambientais e Florestais. Instituto de Florestas, UFRRJ, Seropédica, RJ. 2001.

CIENTEC. **Mata Nativa: Sistema para análise fitossociológica e elaboração de planos de manejo de florestas nativas.** Manual do usuário. Viçosa –MG. 126 p. 2004.

CLEMENTS, F.E. **Plant succession: an analysis of the development of vegetation.** Washington D.C.: Carnegie Institute, (Publication 242). 1916.

CODIVAP – Consórcio de Desenvolvimento Integrado do Vale do Paraíba Paulista. **Caracterização e avaliação dos conhecimentos existentes sobre a região do Vale do Paraíba e diagnósticos resultantes.** 328p. 1971.

CONAMA. **Resolução N.º 10, de 1º de outubro de 1993**. Estabelece parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão da Mata Atlântica. 7p. 1993.

CONAMA. **Resolução N.º 001, de 31 de Janeiro de 1994**. Regulamenta o artigo 6º do Decreto nº 750, de 10 de fevereiro de 1993 para o Estado de São Paulo. 5p. 1994.

CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, v.111, p.1119-1144, 1977.

DEL BEL, M. **Comunidade arbórea regenerante no sub-bosque de trecho de reflorestamento de Araucária no Parque Estadual da Cantareira**. Relatório de Iniciação Científica. Convênio USP/Fundação Patrimônio Histórico da Energia e Saneamento. São Paulo, SP. 41p. 2008.

DURIGAN, G. Estrutura e diversidade de comunidades florestais. p. 186-215. 2009. In: S.V. MARTINS. (Editor). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Editora UFV, Viçosa, MG. 261p. 2009.

EGLER, F.E. Vegetation science concepts – Initial floristic composition: a factor in old-field vegetation development. **Vegetatio**, 4, p.421-417, 1954.

EITEN, G. A vegetação do Estado de São Paulo. **Boletim do Instituto de Botânica**, São Paulo, v.7, p.1-147, 1970.

ERIKSSON, O. Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. **Oikos**, n.77, p. 248-258. 1996.

FINOL, U.H. Nuevos parametros a considerarse en el analisis estrutural de las selvas virgenes tropicales. **R.For.Venez.**, 14 (21), p.29-42, 1971.

FONSECA, C.R.; GANADE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C.G.; BOELTER, C.R.; BRESOVIT, A.D.; CAMPOS, L.M.; FLECK, T.; FONSECA, V.S.; HARTZ, S.M.; JONER, F.; KAFFER, M.I.; LEAL-ZANCHET, A.M.; MARCELI, M.P.; MONDIN, C.A.; PAZ, C.P.; PETRY, M.V.; PUTZKE, J.; VERGARA, M.; MESQUITA, A.S.; VIEIRA, E.M. Princípios modernos de manejo florestal e a conservação da biodiversidade associada à Floresta com Araucária. p.287-302. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G.

GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

FREITAS, H.S. **Caracterização florística e estrutural do componente arbóreo de três fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da região leste do vale do Paraíba, SP**. 2010, 204p. Dissertação (Mestrado), Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2010.

GANDOLFI, S. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, município de Guarulhos, SP**. 1991, 230p. Dissertação (Mestrado) em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Unicamp, Campinas, SP. 1991.

GANDOLFI, S. **História Natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas, São Paulo, Brasil**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Instituto de Biologia, Unicamp, Campinas, SP. 520 p. 2000.

GEROE (Grupo Executivo para Recuperação e Obras de Emergência). **Mapa de cobertura vegetal e uso do solo do Estado do Rio de Janeiro e da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul**. Rio de Janeiro-RJ. 1995.

GLEASON, H.A. The structure and development of the plant association. **Bulletin of Torrey Botanical Club**, v.44, p.463-481, 1917.

GLEASON, H.A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v.53, p.7-26, 1926.

HIGUCHI, P. **Dinâmica da regeneração natural da vegetação arbórea em um fragmento de floresta Estacional Semidecidual Montana secundária em Viçosa, MG**. 2003, 107p. Dissertação (Mestrado) em Ciência Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, UFV. Viçosa, MG. 2003.

HOSOKAWA, R.T. **Manejo de florestas tropicais úmidas em regime de rendimento sustentado**. UFPR. Curitiba. Relatório. 125p. 1981.

INDRUSIAK, C.; MONTEIRO, S.A. Unidades de conservação na área de distribuição da Araucária. p.253- 265. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária:**

ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Listagem oficial das espécies vegetais brasileiras ameaçadas de extinção.** Disponível em: < www.ibama.gov.br >. 1993.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species. Version 3.1 (2001) and 2.3 (1994).** Disponível em: < www.iucnredlist.org >. Acesso em: 30/09/2010.

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

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Lista de espécies da flora do Brasil. Ano 2010.** Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010> >. Acesso entre Setembro de 2010 a Fevereiro de 2011.

KELLY, C.K.; SMITH, H.B.; BUCKLEY, Y.M.; CARTER, R.; FRANCO, M.; JOHNSON, W.; JONES, T.; MAY, B.; ISHIWARA, R.P.; PEREZ-JIMENEZ, A.; MAGALLANES, A.S.; STEERS, H.; WATERMAN, C. Investigations in commonness e rarity: a comparative analysis of co-occurring, congeneric Mexican trees. **Ecological Letters**, n.4, p.618-627. 2001.

KLEIN, R.M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, v.12: p. 17-44. 1960.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; KANASHIRO, M.M.; YWANE, M.S.S.; PAVÃO, M.; LIMA, L.M.P.R.; GUILLAUMON, J.R.; BAITELLO, J.B.; BARRADAS, A.M.F. Inventário Florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente: Instituto Florestal, **Imprensa Oficial**, São Paulo. 2005.

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

LIMA, T.A. **O papel de plantios homogêneos de espécies florestais nativas em promover a regeneração natural na Amazônia Central**. 2009, 34p. Dissertação (Mestrado) em Ciências de Florestas Tropicais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus-AM. 2009.

LONSDALE, M. A global perspective on biological invasions: impacts on ecosystems and economies. In: World conservation congress. **Proceedings of a global synthesis workshop on biodiversity loss and species extinctions: managing risk in a changing world, coping with aliens**. IUCN , Bangkok, Thailand. 2004.

LUGO, A.E. The future of the forest ecosystem rehabilitation in the tropics. **Environment**, n.30, p.16-20, 41-45. 1988.

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

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, n.163, p.51-62, 2002.

MARTINS, S.V.; COLLETI JÚNIOR, R.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, n.172, p.121-131, 2004.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; CALEGARI, L. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. p.19-51. In: S.V. MARTINS. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Editora UFV, Viçosa, MG. 261p. 2009.

MMA/IBAMA. Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Bocaina**. Relatório Técnico. Brasília-DF. 2004.

MESQUITA, R.C.G.; ICKES, K.; GANADE, G.; WILLIAMSON, G.B. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v.89, p.528-537, 2001.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of Vegetation Ecology**. New York: John Wiley & Sons. 547 p. 1974.

- NEPSTAD, D.; UHL, C.; SERRÃO, F.H. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, n.20,p.248-255. 1991.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica** 32(4b): p.793-810. 2000.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RATTER, J.A. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburg Journal of Botany**, n.52: p.141-194. 1995.
- OGDEN, J.; STEWART, G.H. Community dynamics of the New Zeale conifers, p. 81-119. In: N. Enright, R.S.Hill (Eds.). **Ecology of the southern conifers**. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., USA. 1995.
- PARROTA, J.A. The role of plantation forests in rehabilitating degraded ecosystems. **Agric.Ecosys.Envirn.**, n.41, p.115-133. 1992.
- PARROTA, J.A. Secondary forest regeneration on degraded tropical lands: the role of plantations as “foster ecosystems”. p.63-73. In: H. LIETH; M. LOHMANN. (Editors). **Restoration of tropical forest ecosystems**. Kluwer, Dordrecht,. 1993.
- PARROTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, n.99, p.1-7. 1997.
- PAULA, A.; SILVA, A.F.; MARCO JÚNIOR, P.; SANTOS, F.A.M.; SOUZA, A.L. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v.18, n.3, p.407-423, 2004.
- PETERKEN, G.F.; AUSERMAN, D.; BUCHENAU, M.; FORMAN, R.T.T. Old-growth conservation within British upland conifer plantations. **Forestry**, n.65, p.127-144. 1992.
- PIELOU, E.C. **Introduction to mathematical ecology**. New York: Wiley-Interscience. 294p. 1966.
- REITZ, R.; KLEIN, R.M. **Araucariáceas**. Flora Ilustrada Catarinense. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí-SC. p.1-61. 1966.

RIBEIRO JÚNIOR, J.I. **Análises estatísticas no Excel : guia prático**. Editora UFV, Viçosa-MG. 251p. 2004.

SANTOS, R.L.R.; IVANAUSKAS, N.M.; POLISEL, R.T.; ESTEVES, R. Comunidade arbórea de trecho de floresta secundária com Araucária na Estação Ecológica de Bananal, Bananal-SP, Brasil. p.57-80. 2010. In: N.M. IVANAUSKAS (coordenadora). **Floresta Ombrófila Mista: avaliação da diversidade vegetal em florestas de Araucária no Estado de São Paulo**. Relatório Técnico de auxílio à pesquisa, MCT/CNPq . Processo 479084/2007-6. São Paulo, SP. 2010.

SÃO PAULO. **Conhecer para conservar: as unidades de conservação do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente –SMA, 115p. 1999.

SÃO PAULO. **Portal da Fundação Florestal do Estado de São Paulo. Estação Ecológica de Bananal**. Disponível em: < www.fflorestal.sp.gov.br/hotsites/hotsite/sobre.php >. Acesso em 29/11/2010.

SÃO PAULO. **Portal do Governo do Estado de São Paulo. Turismo ecológico: Estação Ecológica de Bananal**. Contem informações institucionais, históricas, técnicas, notícias, publicações e serviços. Disponível em: < www.saopaulo.sp.gov.br/conhecasp/turismo_turismo-ecologico_bananal>. Acesso em 06/04/2009.

SÃO PAULO. Resolução SMA 28, de 27 de março de 1998. Publica e implanta os Planos de Gestão de 11 (onze) Unidades Conservação sob a administração da Secretaria do Meio Ambiente, dos quais 09 (nove) Planos de Gestão estão inseridos no PPMA - Projeto de Preservação da Mata Atlântica, objeto de apoio financeiro do Banco KfW (Kreditanstalt für Wiederaufbau). **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. Disponível em: www.google.com/search?q=serra+da+bocaina&sa=Buscar+BB&domains=ipef.br&site=ipef.br>. Acesso em 29/11/2010.

SÃO PAULO – Resolução SMA 48 de setembro de 2004. Lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. Disponível em: <www.ibot.sp.gov.br>.

SÃO PAULO. Unidades de conservação e espaços especialmente protegidos no Estado de São Paulo. Situação Florestal. Estatísticas. **Florestar Estatístico**, v.16, n.1, p.48. 2004.

SILVA, A.F. A fitossociologia da Mata Atlântica. In: **Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e sudeste brasileira**, Cananéia, SP. ACIESP. P. 63-77. 1987.

SILVA, A.F. ; OLIVEIRA, R.V.; SANTOS, N.R.L.; PAULA, A. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da fazenda São Geraldo, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v.27,n.3, p.311-319, 2003.

SILVA, C.T. **Dinâmica da vegetação arbórea de uma floresta secundária no município de Viçosa, Minas Gerais**. 2003, 133p. Dissertação (Mestrado) em Ciência Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, UFV. Viçosa, MG. 2003.

SOS MATA ATLÂNTICA e INPE. **Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica**. Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, Brasil. 1993.

SOS MATA ATLÂNTICA e INPE. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 2005-2008**. Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Relatório Parcial. São Paulo, Brasil. 2009.

SOUZA, A.F. Estrutura de populações de *Araucaria angustifolia*. p.67-74. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

SOUZA, A.L.; LEITE, H.G. **Regulação da produção em florestas inequiâneas**. Viçosa, UFV, 1993. 147p.

STEHMANN, J.R.; FORZZA, R.C.; SALINO, A.; SOBRAL, M.; COSTA, D.P.; KAMINO, L.H.Y. **Plantas da Floresta Atlântica**. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ. 516p. 2009.

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

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia: patterns of plant succession. **J.Ecol.**, n.76, p.663-681. 1988a.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia: nutrient stocks in the soil and vegetation. **J.Ecol.**, n.76, p.682-699. 1988b.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 123p. 1991.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. p.151-167. In: J. SHCELHAS; R. GREENBERG (Eds.). **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press, Washington, DC.1996.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.2, Instituto de Botânica, São Paulo-SP, 2002.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.3, Instituto de Botânica, São Paulo-SP, 2003.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.4, Instituto de Botânica, São Paulo-SP. 2005.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.5, Instituto de Botânica, São Paulo-SP. 2007.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.6, Instituto de Botânica, São Paulo-SP. 2009.

WHITAKER, R.H. A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. **Ecological Monographs**, v.23, p.41-78, 1953.

CAPÍTULO 3



Indivíduo remanescente de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze amostrado em trecho de 1ha na Estação Ecológica Estadual de Itaberá, SP. Foto: Tiago Maciel Ribeiro, Março/2010.

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DE UM
REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA E
ANÁLISE DA POPULAÇÃO DE *Araucaria angustifolia* (Bertol.)
O. Kuntze NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE ITABERÁ,
ITABERÁ, SP, BRASIL.

RESUMO

Este estudo teve por objetivos caracterizar a composição florística, diversidade e estrutura do componente adulto e regenerante em um trecho de Floresta Ombrófila Mista na Estação Ecológica de Itaberá, SP, Brasil; bem como avaliar o estado de conservação da população de *Araucaria angustifolia* e suas relações com o estágio sucessional do fragmento. Para amostragem do componente adulto ($CAP \geq 15\text{cm}$) foram locadas 50 parcelas permanentes de 10x20m. Em cada uma destas parcelas foram lançadas aleatoriamente cinco sub-parcelas de 1x1m, para amostragem do componente regenerante (altura $\geq 30\text{ cm}$ e $CAP < 15\text{ cm}$). Foram amostrados no componente adulto 1429 indivíduos arbustivo-arbóreos, distribuídos em 135 espécies, 93 gêneros e 47 famílias botânicas; cuja área basal foi estimada em 33,97m². Já entre os regenerantes foram observados 758 indivíduos, distribuídos em 93 espécies, 66 gêneros e 39 famílias botânicas; equivalente a uma densidade total absoluta de 30.320 Ind./ha. Ao todo foram registradas pelos levantamentos florístico e fitossociológico 178 espécies, pertencentes a 106 gêneros e 52 famílias. O Índice de Diversidade de Shannon (H') estimado foi de 4,12 e 3,5 para os componentes adulto e regenerante, respectivamente. Estes mostraram-se muito semelhantes floristicamente (0,40 e 0,57 pelos Índices de Jaccard e Sorensen, respectivamente), com 65 espécies em comum. A análise de agrupamento evidenciou maior influência das formações florestais vizinhas na flora da Estação, isolando-a das demais Florestas Ombrófilas Mistadas do sul do Brasil e da Serra da Mantiqueira. A estrutura diamétrica da comunidade segue o padrão J-invertido. A baixíssima densidade e multi-interrupção da distribuição diamétrica de *A.angustifolia* impossibilitou o ajuste e teste do modelo exponencial. Por meio de critérios florísticos e estruturais, constatou-se que o fragmento encontra-se atualmente em avançado estágio sucessional. A ausência de indivíduos amostrados no componente regenerante, somado aos raros exemplares nas menores classes de diâmetro e às condições limitantes do entorno, evidencia a

impossibilidade desta população auto-sustentar-se em longo prazo, causando a extinção do ecótipo local e descaracterizando a vegetação da unidade como Floresta Ombrófila Mista pela perda de sua espécie definidora.

Palavras-chave: *Araucaria angustifolia*, fitossociologia, ecótono, Estação Ecológica de Itaberá.

ABSTRACT

The present work aimed to evaluate the floristic composition, diversity and structure of the upper and under stratas on a Mixed Ombrophyllous Forest stretch in Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brazil; and also evaluate the condition of *Araucaria angustifolia* population in terms of its conservation on the fragment and its relationships with the successional stage. During upper strata survey (circumference at breast height (CBH) ≥ 15 cm), 50 permanent plots of 10x20m were established. In each one of these plots five sub-plots of 1x1m was randomly placed, in order to survey the under strata (total height ≥ 30 cm and CBH < 15 cm). On upper strata were surveyed 1429 trees and shrubs, belonging to 135 species, 93 genera and 47 families, occupying a basal area estimated on 33,97m². On under strata were sampled 758 trees and shrubs, belonging to 93 species, 66 genera and 39 families. Regarding the floristic and phytosociologic surveys, 178 species, owned by 106 genera and 52 families was recorded. The Shannon Diversity Index (H') was 4,12 and 3,5; estimated for upper and under stratas, respectively. They presented high floristic similarity themselves (0,40 and 0,57 for Jaccard and Sorensen indices, respectively), sharing 65 species. The cluster analysis signalized the stronger floristic influence of the close forest formations on the study area, related to the other Mixed Ombrophyllous Forests in south Brazil and Mantiqueira mountain range. The diametric structure of the community follows J-invert pattern. The extremely low density and multi-interruption of the Brazilian Pine's diametric distribution hindered the adjust and test of the exponential model. By floristic and structural criteria, the fragment was classified on advanced successional stage. The absence of regenerating individuals, associated with scarce members on the smaller diameter classes and also the limited landscape conditions, point out the impossibility of this population to self-sustain on long term, inducing the local's ecotype extinction and breaking the actual Brazilian official vegetation classification of the unit as Mixed Ombrophyllous Forest due to the loss of its definer species.

Key-words: *Araucaria angustifolia*, phytossociology, ecotone, Itaberá Ecological Station.

1-INTRODUÇÃO

O atual estado crítico de conservação da Floresta Ombrófila Mista no Brasil demanda informações básicas a respeito da composição, estrutura, riqueza e dinâmica sucessional desta fisionomia, assim como conhecimento sobre as relações entre os seus diferentes compartimentos; a fim de fundamentar tomadas de decisão referentes à conservação e restauração destes ecossistemas.

Reverter o quadro de degradação dos remanescentes e expandir as áreas ocupadas nas reservas particulares constituem estratégias essenciais para sua conservação. Sendo assim, é necessário conhecer suas variações em composição florística e estrutura para que os projetos de enriquecimento e restauração de áreas originalmente ocupadas sejam bem orientadas e com maior probabilidade de êxito a longo prazo.

Dada a importância ecológica, econômica e paisagística da *Araucaria angustifolia* nas regiões de ocorrência natural, e considerando a atual condição de extrema ameaça para a conservação da espécie; torna-se evidente a necessidade do estudo e monitoramento de suas populações para uma correta compreensão da dinâmica natural e estado de conservação da espécie, a fim de favorecer sua preservação em seus últimos refúgios naturais. A falta de políticas públicas que incentivem o plantio da espécie, ainda que com um caráter puramente comercial, voltado para produtos madeireiros e/ou não-madeireiros, agrava ainda mais a ameaça sobre a conservação da espécie.

A grande parte dos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista no estado de São Paulo situam-se na região sul do estado, próximo ao estado do Paraná, na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema. Estes remanescentes somam cerca de 131.876 ha, dos quais apenas 14% correspondem à formações primárias. O restante constituem remanescentes em refúgios florísticos nas elevadas altitudes da Serra do Mar e da Mantiqueira (42.805 ha, dos quais apenas 39% constituem formações primárias) (KLEIN, 1960; VELOSO *et al.*, 1991; citado por SOUZA, 2008).

Ainda que protegidos da intervenção antrópica, pequenos fragmentos de Floresta Ombrófila Mista totalmente desconectados das demais manchas de vegetação nativa do entorno podem não garantir a conservação da biodiversidade que se almeja. O fluxo

gênico das espécies da flora e fauna nestas condições é seriamente comprometido, o efeito de borda se intensifica e as populações tornam-se inviáveis a longo prazo. A partir de observações de campo *a priori* na Estação Ecológica de Itaberá-SP, constatou-se que na região periférica da reserva, grande parte das clareiras estão sendo colonizadas quase que exclusivamente por bambus, refletindo o efeito de borda (sobretudo a ação dos ventos). Este fato pode estar prejudicando a regeneração natural da Araucária, comprometendo a manutenção da espécie na fitocenose; uma vez que a abertura de clareiras nas porções mais interiores da floresta é um evento menos frequente em relação à borda, e a colonização destas por indivíduos de Araucária depende de uma ampla disponibilidade de sementes viáveis, o que em fragmentos menores e isolados na paisagem pode não ocorrer. Logo, o conhecimento do atual estado de conservação da população de *Araucaria angustifolia* na Estação Ecológica de Itaberá é fundamental para traçar estratégias que favoreçam a permanência da espécie na comunidade, para que se preserve uma testemunha viva da paisagem original local.

Sendo assim, este estudo tem por objetivos caracterizar a composição florística, diversidade e estrutura do componente adulto e regenerante em um trecho de Floresta Ombrófila Mista na Estação Ecológica de Itaberá, bem como avaliar o estado de conservação da população de *Araucaria angustifolia* e suas relações com o estágio sucessional do fragmento. Além disso, busca-se uma classificação vegetacional mais verossímil à área, levando em conta sua composição florística e não apenas seu caráter fisionômico (sobretudo do dossel). Em suma, deseja-se avaliar se o fragmento dispõe de uma riqueza arbustivo-arbórea que possa classificá-lo como um remanescente típico de Floresta Ombrófila Mista, investigando suas relações florísticas com trechos da mesma formação no sul do Brasil e em São Paulo, bem como levantamentos nas Florestas Ombrófila Densa e Estacional Semidecidual paulistas.

2-REVISÃO DE LITERATURA

- Aspectos ecológicos e econômicos de *Araucaria angustifolia*

As espécies do gênero *Araucaria* (família *Araucariaceae*), cuja origem remonta a 200 milhões de anos, são limitadas ao hemisfério sul, totalizando 19 espécies: 2 na América do Sul e 17 na Austrália, ilhas da Nova Guiné, Caledônia e Norfolk

(SETOGUCHI *et al.*1998). *Araucaria angustifolia*, conhecida popularmente como Pinheiro-Brasileiro, Pinheiro-do-Paraná, Araucária ou Curiúva é uma planta dióica (podendo ser monóica quando submetida a traumas ou doenças), perenifólia, com tronco reto, colunar, quase sempre cilíndrico, de crescimento monopodial, cujas folhas são coriáceas, glabras, agudíssimo-pungentes, simples, alternas, espiraladas, com 3 a 6cm de comprimento por 1cm de largura. Sua casca é marrom-aroxada, com espessura de até 7cm nas árvores adultas (CARVALHO, 1994).

O crescimento do Pinheiro-Brasileiro é considerado relativamente lento, sobretudo na fase inicial de desenvolvimento, quando comparado com as Coníferas exóticas mais cultivadas no país (*Pinus elliottii*, *Pinus taeda*, *Pinus palustris*, *Pinus echinata*, *Pinus pinaster*, *Pinus patula*, entre outros); sendo esta uma das principais razões que desestimularam o plantio da Araucária em grande escala. Para os campos do sul do Brasil, uma Araucária de 40 anos terá um incremento médio anual de 1cm/ano em diâmetro, obtendo um DAP de aproximadamente 40cm e alturas de 20 a 25 metros, de acordo com levantamentos na região. No entanto, estes valores podem variar consideravelmente, de acordo com as condições edáficas e microclimáticas locais (REITZ e KLEIN, 1966).

A partir de investigações na contagem dos anéis de crescimento, pode-se afirmar que a idade média do Pinheiro adulto varia entre 140 e 200 anos, sendo que os indivíduos mais velhos dificilmente ultrapassam a idade de 300 anos. O diâmetro à altura do peito pode superar 150cm, com alturas de 35 metros ou maiores nestes indivíduos (REITZ e KLEIN, 1966).

Os indivíduos jovens têm uma fisionomia piramidal (semelhante a um guarda-chuva semi-aberto) bem diferente dos indivíduos adultos, os quais evidenciam copas umbeliformes escuro-esverdeadas bem características. A espécie atinge maturidade reprodutiva por volta dos 15 a 20 anos de idade. Durante os meses de setembro e outubro ocorre a produção de pólen nas flores masculinas e posterior polinização (predominantemente anemocórica) das flores femininas que se formam durante todo o ano. As sementes, conhecidas popularmente como pinhões, amadurecem durante os meses de abril e maio, cerca de vinte meses após o início do florescimento nas plantas fêmeas. Cada planta fêmea produz em média 40 pinhas por ano (quando maduras chegam a pesar 5kg cada). Segundo Mattos (1994), a espécie apresenta ciclos de 2 a 3 anos de baixa produtividade de sementes, seguidos por ciclos de alta produtividade de

mesmo período. Esta periodicidade da produtividade de pinhões pode estar relacionado ao controle populacional de roedores, descritos a seguir, diminuindo seu impacto na germinação e recrutamento.

As sementes são ricas em reservas energéticas (57% de amido) e em aminoácidos, sendo avidamente consumidos por várias espécies da fauna, inclusive apreciados na culinária do sul do país. A sua importância ecológica é pronunciada devido ao fornecimento de alimento para pequenos animais durante o inverno, quando quase não existem frutos e néctars. Há predominância de indivíduos masculinos tanto em áreas naturais como em plantios (LORENZI, 2002).

Araucaria angustifolia apresenta sementes recalcitrantes, as quais caracterizam-se pela baixa longevidade, germinando logo após sua maturação, ou seja, sem que haja uma distribuição da germinação no tempo. Sendo assim, sua estratégia de regeneração é estabelecer rapidamente novos indivíduos, desconsiderando as condições ambientais (sobretudo luminosidade) que essas plântulas encontrarão. Muitas espécies tardias das florestas tropicais apresentam essa característica, formando banco de plântulas de crescimento lento nos sub-bosques.

De acordo com REITZ e KLEIN (1978), a queda do pinhão ocorre nos meses de outono e inverno, época de frio intenso, o que provoca queda total ou parcial das folhas de boa parte das espécies latifoliadas e conseqüentemente gerando um acréscimo na incidência de luz nos estratos inferiores, favorecendo a germinação das sementes de Araucária. Com a chegada da primavera as temperaturas vão se elevando, fazendo com que a vegetação reponha a biomassa foliar perdida e retorne a um crescimento vegetativo mais intenso. A diminuição da intensidade luminosa nos estratos inferiores elimina, em um curto prazo de tempo, as plântulas de Araucária em estágios iniciais de desenvolvimento. Esta etapa do ciclo de vida da *Araucaria angustifolia* é a mais sensível e muito seletiva, já que o estabelecimento de angiospermas no local é mais abundante e eficiente (MANTOVANI *et al.*, 2004). Sendo assim, a regeneração da Araucária parece depender de distúrbios regulares, como queimadas de baixa intensidade e abertura de clareiras, os quais permitem o estabelecimento de espécies heliófitas (LIEBSCH & ACRA, 2002).

Araucaria angustifolia é uma espécie muito exigente em condições de fertilidade e física do solo, principalmente para o fator profundidade (possui raiz pivotante

vigorosa). Os solos adequados para o seu estabelecimento são os Latossolos Vermelhos com horizonte A bem desenvolvido, altos teores de cálcio e magnésio, profundos, friáveis, porosos, bem drenados, com boa capacidade de retenção de água e textura franca a argilosa (HOOGH, 1981). O Pinheiro ocorre naturalmente em solos originários de diversos tipos de rochas, como granitos, basaltos e sedimentares. Entretanto, as condições de solo que mais afetam o crescimento dessa espécie são: deficiência de nutrientes, toxidez por alumínio e profundidade do solo, quando inferior a 1m. Lençóis freáticos a menos de 90 cm de profundidade tornam-se restritivos ao crescimento do pinheiro (BOLFINI *et al.*, 1980).

Considerando a baixa disponibilidade de água em virtude do frio e/ou do congelamento dos climas temperados e boreais, as coníferas que ocupam estes ambientes possuem uma série de respostas adaptativas à estas restrições ambientais (HAVRANEK e TRANQUILLINI, 1995). A partir de estudos conduzidos em casas de vegetação (YAMASAKI, 2000; FRANCO, 2003), sabe-se que a *Araucaria angustifolia*, de modo semelhante as coníferas, apresenta baixo consumo de água na fase inicial de desenvolvimento, o que está associado à baixas taxas transpiratórias foliares. Nestes estudos a espécie apresentou ainda elevada sensibilidade estomática a reduções de água no solo, o que implica num consumo ainda menor a medida que as reservas deste recurso vão se exaurindo. A elevada tolerância ao stress hídrico quando do seu estabelecimento pode estar relacionado às reservas de carboidrato da semente, uma vez que a espécie prioriza a expansão dos tecidos radiculares em detrimento dos caulinares, potencializando a captação deste escasso recurso (DILLENBURG *et al.*, 2009).

Em relação à luminosidade, estudos como o de Duarte *et al.*, (2002) demonstram que índices baixos de regeneração natural da espécie não estão necessariamente associados ao sombreamento excessivo. Os autores observaram que apesar de dois ecossistemas (Mata de Araucária nativa e Reflorestamento com Araucária) apresentarem níveis diários de irradiância semelhantes, a regeneração da Araucária foi escassa no primeiro ecossistema e abundante no segundo. Além disso, as plântulas demonstraram preferência por locais mais sombreados no reflorestamento com Araucária. Este estudo ainda demonstrou que embora a espécie consiga se estabelecer em sub-bosques bem sombreados, sua taxa de crescimento em altura em ambientes mais abertos (reflorestamento de *Pinus*) alcançou um valor médio superior ao dobro do valor observado em um ecossistema mais fechado (reflorestamento com Araucária). De forma

geral, podemos dizer que as plântulas de *Araucaria angustifolia* se desenvolvem tanto sob sombreamento quanto à pleno sol, embora estas condições impliquem em variações fenotípicas, uma vez que os indivíduos jovens que crescem sob baixas irradiâncias apresentam sintomas de estiolamento, como caules e folhas mais delgadas. O grande acúmulo de reservas energéticas do pinhão parece contribuir para a tolerância das plântulas ao sombreamento nos primeiros meses de vida. No entanto, este estudo acompanhou somente a fase inicial de desenvolvimento do Pinheiro-brasileiro, e observações de campo apontam que o desenvolvimento da espécie nas suas fases de vida subseqüentes é seriamente comprometido sob sombreamento denso, dada a redução notória da densidade de indivíduos no sub-bosque de trechos em estágio sucessional avançado na Floresta Ombrófila Mista, constatado na grande maioria dos levantamentos fitossociológicos conduzidos nestes ambientes. Acredita-se que a espécie necessite de abertura de clareiras para alcançar o dossel e até tornar-se emergente (DILLENBURG *et al.*, 2009).

Araucaria angustifolia associa-se com uma ampla variedade de fungos, incluindo espécies micorrízicas, decompositoras, epífitas e parasitas. Entre estes, cabe destacar aqui a importância dos fungos micorrízicos arbusculares na dinâmica dos ecossistemas com Araucária. São responsáveis pela melhoria da agregação do solo, pelo aumento da absorção de nutrientes pelas plantas, estimula as bactérias fixadoras de nitrogênio, incrementam o teor de carbono no solo e ainda podem servir como nutrientes para a mesofauna. Esta, em conjunto com a microbiota edáfica, realizam a decomposição da matéria orgânica, participando ativamente na ciclagem de nutrientes e na dispersão de fungos micorrízicos arbusculares no ambiente (MOREIRA *et al.*, 2009). Moreira-Souza *et al.*, (2003) investigaram a comunidade de fungos micorrízicos arbusculares na rizosfera de indivíduos de *Araucaria angustifolia* em trechos de floresta nativa e de reflorestamentos com a espécie em Campos do Jordão, São Paulo. Os autores encontraram maiores valores de densidade, diversidade e riqueza de esporos de fungos micorrízicos arbusculares durante o verão, sendo estes parâmetros maiores no trecho de floresta nativa. Este fato pode estar associado às maiores concentrações de nutrientes encontrados nas folhas dos indivíduos das áreas naturais (PUTZKE, 2009).

A espécie apresenta ainda forte preferência por amônio (NH_4^+) como fonte de Nitrogênio inorgânico, como demonstrado no estudo recente de Garbin (2005). Desta forma, uma maior disponibilidade de nitrato (NO_3^-) associado a uma alta

heterogeneidade espacial do Nitrogênio inorgânico no solo pode se constituir num fator limitante para o estabelecimento e crescimento de suas populações (DILLENBURG *et al.*, 2009).

Da araucária são obtidos vários produtos madeireiros e não-madeireiros, dentre os quais destacam-se: a madeira em tora e a semente (pinhão). Dessa espécie também pode ser obtida resina, extraída principalmente da casca. A resina destilada fornece alcatrão, óleos, terebintina, breu, vernizes, acetona e ácido pirolenhoso para várias aplicações industriais e outros produtos químicos. A casca da araucária, devido à sua espessura e elevada concentração de resina, também possui considerável poder calorífico, podendo ser utilizada para geração de energia. Suas cinzas contêm potássio em abundância. O nó-de-pinho também é considerado excelente combustível de poderoso efeito calorífico, excedendo a 8.000 calorias/kg (CARVALHO, 1994).

- A interdependência entre *Araucaria angustifolia* e a fauna silvestre

Devido à notória importância do Pinheiro-Brasileiro na manutenção da fauna silvestre nas áreas onde ocorre, dedico um item em separado para este tema, embora se enquadre perfeitamente no item anterior.

Apesar da escassez de estudos que abordem o impacto da coleta de pinhão na sustentabilidade das populações da fauna silvestre dependentes deste recurso, bem como da própria Araucária; os pesquisadores acreditam que a coleta do pinhão, a fragmentação florestal e os distúrbios associados à pecuária extensiva em suas bordas, estão contribuindo para a degradação deste ecossistema (VIEIRA e IOB, 2009).

Nas Matas de Araucária, observa-se um padrão de produção em larga escala de pinhões acompanhado por altas taxas de predação. Os principais predadores de pinhões em florestas naturais são os roedores. Sendo assim, este grupo de animais influenciam decisivamente nos padrões de germinação e recrutamento da espécie. Nas florestas neotropicais estes animais representam a maior densidade entre os mamíferos, tanto em ambientes bem conservados como aqueles mais perturbados. Sua dieta onívora e seu comportamento oportunista em termos de hábitos alimentares podem explicar sua abundância nos ecossistemas onde ocorre (EMMONS e FEER, 1997, VIEIRA *et al.*, 2006). Logo, nas Florestas com Araucária os roedores podem exercer uma forte pressão de predação, comprometendo a manutenção e regeneração da Araucária em florestas perturbadas ou secundárias.

A estratégia reprodutiva adotada pela Araucária em ofertar sementes em larga escala em um período relativamente curto (abril a julho) parece ser uma adaptação à alta pressão de predação. Seguindo este comportamento, a espécie conseguiria fazer com que a oferta de pinhões superasse a demanda pela fauna consumidora, garantindo a germinação e recrutamento de uma porção do excedente não consumido (FORGET *et al.*, 1999). Este excedente, obviamente, seria maior nos anos de maior produtividade de pinhões, resultando em picos bi ou tri-anuais de recrutamento da espécie. Para a maioria das espécies florestais com sementes grandes, seus dispersores são também predadores de sementes. *Araucaria angustifolia* não foge à regra. Isto implica em um maior custo para a dispersão eficiente (VIEIRA e IOB, 2009).

A dispersão de sementes de Araucária por animais é fundamental para que estas escapem das regiões com maiores taxas de predação e parasitismo, que é justamente próximo das plantas-mãe; além de reduzir a mortalidade por fatores dependentes da densidade. A dispersão pode ainda contribuir na colonização de novos habitats, como na expansão das bordas da Mata de Araucária sobre os campos ou nos processos de nucleação observados neste mosaico vegetacional (KINDEL, 1996).

Os dispersores da *Araucaria angustifolia* mais frequentemente citados na literatura são a gralha-de-topete-negro (*Cyanocorax chrysops*), a gralha-azul (*Cyanocorax caeruleus*), o esquilo (*Sciurus ingrami*) e a cotia (*Dasyprocta azarae*). As galhas podem eventualmente perder os pinhões coletados durante o voo, colaborando para a dispersão (SOLÓRZANO-FILHO, 2001). Já os esquilos enterram as sementes sem danificá-las, em locais relativamente afastados da planta-mãe (acima de 25 metros), visando a estocagem e consumo futuro. Uma fração destas sementes não são reencontradas, podendo germinar e contribuir no recrutamento da espécie (BORDIGNON e MONTEIRO-FILHO, 2000).

A coleta intensiva de pinhões em Florestas com Araucária pode comprometer não só a regeneração da espécie (BAIDER, 2000), como também a sustentabilidade das populações da fauna silvestre, acirrando a competição por este recurso, o qual é estratégico durante o outono/inverno. Logo, estudos que avaliem o impacto potencial de diferentes níveis de coleta de pinhões na sustentabilidade da Floresta com Araucária a médio e longo prazo são essenciais e urgentes, tendo em vista a importância econômica dos pinhões sobretudo no sul do país.

Da mesma forma, a exploração ainda que seletiva de *Araucaria angustifolia* em seus remanescentes naturais, aliada à alta pressão de predação das sementes, pode comprometer seriamente a renovação da população, bem como a diversidade de espécies animais a longo prazo (AUGUSPURGER, 1981).

- Área de distribuição natural da *Araucaria angustifolia*

A distribuição geográfica do Pinheiro Brasileiro (*Araucaria angustifolia*) abrange o planalto sul-brasileiro nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná (sobretudo nas porções central e leste, formando agrupamentos densos), ocorrendo também de forma descontínua (ilhas esparsas) no sul de São Paulo, na Serra do Mar e na Serra da Mantiqueira. Entre as latitudes 25°30' e 27°S, a espécie irradia para a província argentina de Misiones.

No Rio Grande do Sul esta formação ocupa o Planalto Sul-rio-grandense, entre 200 e 1400m de altitude. Núcleos de dispersão menores, mas não menos importantes, aparecem mais ao sul na Serra do Sudeste, a cerca de 300m de altitude. As Florestas com Araucária gaúchas recobriam originalmente cerca de 19553 km², equivalente a 7,08% da área total do estado (BAUERMANN e BEHLING, 2009).

Em Santa Catarina as Florestas com Araucária distribuem-se entre 500 e 1500m de altitude, sobre o Planalto Meridional, penetrando em território argentino entre os paralelos 25°30' e 27°S. Somavam cerca de 60000km², o que corresponde a 62,86% da superfície total do estado. Na costa Atlântica do estado, no domínio da Floresta Pluvial Atlântica, ocorrem pequenos fragmentos naturais de Matas de Araucária, em especial no vale médio e superior do Rio Itajaí (REITZ e KLEIN, 1966; KLEIN, 1975).

No estado do Paraná, a espécie ocupava originalmente uma área superior a 100.000 km², principalmente nas porções leste e central do planalto, em altitudes acima de 500m, perfazendo 59,73% do território paranaense. Nas regiões oeste e norte do estado, as matas de Araucária entram em contato com a mata pluvial sub-tropical do Rio Paraná. Nestas regiões de tensão ecológica, pode-se observar indivíduos velhos e esparsos de *A.angustifolia*, sem evidências de regeneração natural e com poucos elementos típicos das áreas “core” da Floresta com Araucária no sub-bosque, sugerindo a expansão das Florestas Latifoliadas sobre áreas então dominadas pelos Pinhais (MAACK, 1948; INOUE *et al.*, 1984).

No estado de São Paulo, essa formação ocorre ao longo dos cursos superiores dos rios Itararé e Itapirapuan, concentrando seus maiores núcleos na Serra de Paranapiacaba, próximo ao Paraná. Na Serra da Mantiqueira, em altitudes variando desde 1300m a 1600m encontram-se diversas ilhas isoladas de Pinheiros, os quais são em quase sua totalidade, indivíduos velhos e de porte avantajado; o que pode ser um indício de que em épocas remotas, sua distribuição geográfica era mais extensa. Estas Florestas com Araucária refugiadas nas maiores altitudes da região sudeste ocupavam cerca de 1147km², equivalente a 0,57% de toda a área original atual desta formação em território brasileiro (MOURA, 1975; ALONSO, 1977).

Em linhas gerais, pode-se dizer que a distribuição da *Araucaria angustifolia* ocorre nas altitudes acima de 200m (na região sul) e acima dos 600m na região sudeste, pois o decréscimo da latitude é compensado pela maior altitude e as condições climáticas exigidas pela espécie (temperaturas baixas no inverno e pluviosidade elevada) são mantidas. Historicamente, a Araucária tem seu ponto mais setentrional de ocorrência na Serra do Caparaó, entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo (ROMARIZ, 1996). Sua área de distribuição atual está inserida num quadrilátero delimitado pelos paralelos 19°15' e 31°30'S e pelos meridianos 41°30' e 54°30'W (BACKS, 2009, a).

Os índices de precipitação pluviométrica anual na região sul do Brasil variam de 1300 a 3000mm. Os maiores valores ocorrem na borda oriental das Serras do Mar e Geral, enquanto que as médias no planalto variam entre 1500 e 1750mm anuais. No extremo oeste da região, entre os rios Iguazu e Uruguai, percebe-se um aumento da precipitação acumulada ao longo do ano, superando os 2000mm; fato que estende-se até a Província de Misiones, na Argentina. As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano, sem estação seca, embora no norte do Paraná haja pequenas precipitações durante o inverno (KLEIN, 1960).

A temperatura na região é bastante variável, sendo moderada no Planalto Central e bastante fria nas maiores altitudes da borda oriental. Nessa faixa (acima de 1000m) frequentemente constatam-se temperaturas negativas, ocorrendo nevascas nos meses de junho e julho. Nessa época do ano, é comum geadas noturnas por quase todo o planalto, fazendo com que a vegetação diminua significativamente sua atividade fisiológica, dado o reduzido número de espécies florescendo nesse período e aos seus anéis de crescimento bem nítidos. De forma geral, pode-se restringir a ocorrência de *Araucaria*

angustifolia no Planalto Meridional do Brasil da seguinte forma: médias térmicas de 20° a 21° no verão e de 10° a 11° no inverno, tolerando temperaturas de até -5°C (KLEIN, 1960).

- História natural e biogeografia da Floresta com Araucária

O registro obtido a partir de fósseis da família Araucariaceae comprova sua elevada sensibilidade às mudanças do clima e da geografia, eventos estes que caracterizaram a história do planeta nos últimos 200 milhões de anos. A fase inicial de diversificação e especiação foi interrompida no começo do Cretáceo, com o surgimento das Angiospermas, as quais foram favorecidas pelos ambientes costeiros de terras baixas surgidas a partir da separação dos continentes. Neste cenário, as coníferas se restringiram e se especializaram em condições cada vez menos favoráveis e mais elevadas, desde que apresentasse condições mínimas de umidade capaz de suportar formações florestais. Este comportamento, embora tenha garantido a sobrevivência da família, diminuiu gradativamente sua área de abrangência e possivelmente a riqueza de espécies (DUTRA e STRANZ, 2009).

Durante o Neógeno, as Araucariaceae se confrontaram com um desafio adicional: a queda substancial da temperatura e umidade, transformando extensas paisagens que outrora eram ocupadas por florestas em campos, e em casos mais extremos em desertos. A cada retorno do calor e umidade (período interglacial), os registros paleontológicos evidenciam uma recolonização rápida das áreas, impulsionada possivelmente pela ausência inicial das angiospermas (DUTRA E STRANZ, 2009).

Estudos palinológicos abrangendo um passado mais recente foram realizados nas últimas duas décadas na área atualmente sob domínio da Floresta com Araucária. Entre eles, podemos destacar o de Behling *et al.*, 2004, conduzido em Cambará do Sul-RS, no qual registrou grãos de pólen em sedimentos estimados em 42000 anos, fornecendo informações importantes sobre a dinâmica pretérita da Floresta com Araucária. O registro polínico da região levantado neste estudo aponta para a presença de extensas áreas de formações campestres e ausência de formações florestais por volta de 18000 anos atrás. Este fato sugere a ocorrência de clima frio e seco, inclusive com geadas frequentes, o que impedia o desenvolvimento da Araucária nos interflúvios. Estas condições climáticas predominaram na região até o início do Holoceno, por volta de 11000 anos atrás. Resultados semelhantes foram encontrados mais ao norte, com em

Catas Altas e Lago dos Olhos, em Minas Gerais; Botucatu e Morro de Itapeva, em São Paulo; e Volta Velha, em Santa Catarina (LEDRU *et al.*, 1994; BEHLING, 1995, BISSA, 2004).

Todos estes estudos, baseados no registro polínico ao longo do Pleistoceno em terras altas (montanas e alto-montanas) do sul e sudeste do Brasil, não indicam a ocorrência de Floresta de Araucária no período, mas sim a presença de extensas áreas campestres. Os raros grãos de pólen de espécies arbóreas descobertos nos diferentes sedimentos teriam sua origem provavelmente associada a florestas restritas aos fundos de vale, amparadas num microclima mais favorável (quente e úmido) (DUTRA E STRANZ, 2009).

Durante o Holoceno Médio e Superior (entre 4320 e 1000 anos atrás), observa-se um aumento na quantidade de grãos de pólen de Araucária, além de registros de *Mimosa scabrella*, *Podocarpus*, *Ilex* e esporos de *Dicksonia sellowiana*. Logo as matas de galeria, cada vez mais largas, assumiram uma composição semelhante à conhecida atualmente para a Floresta de Araucária, embora regionalmente os campos mantivessem seu predomínio, cobrindo os interflúvios. Nos últimos 1000 anos é que se constata a abundância de grãos de pólen de *Araucaria angustifolia* e *Mimosa scabrella*, indicando a substituição da cobertura campestre pela florestal. Esta mudança na composição paleoflorística iniciada por volta de 4300 anos e intensificada nos últimos 1000 anos traduz uma tendência de aumento da umidade no clima regional ao longo do período, reduzindo ou até eliminando períodos de déficit hídrico. No entanto, cabe ressaltar que nas terras baixas da costa atlântica na mesma faixa latitudinal do Planalto Meridional, a Floresta com Araucária não se expandiu, possivelmente pela menor habilidade competitiva frente às Angiospermas da Floresta Ombrófila Densa, mais adaptadas ao clima quente e úmido. Dados palinológicos da Planície Costeira do Rio Grande do Sul confirmam esta hipótese, evidenciando o predomínio de espécies vegetais da Restinga herbácea, arbustiva e arbórea a partir do Holoceno (CORDEIRO, 1991; LORSCHUITTER e DILLENBURG, 1998; NEVES, 1998; BAUERMANN, 2003). Na região costeira, até a latitude de 28°S, predomina o clima tropical em virtude do aquecimento promovido pela corrente oceânica quente. Esta condição climática se impõe não apenas nas planícies litorâneas, mas também nas vertentes orientais das serras costeiras, onde também predomina a Floresta Ombrófila Densa (REITZ e KLEIN, 1966).

Os indicativos mais antigos da presença humana na área atual da Floresta de Araucária foram descobertos no Rio Grande do Sul e datam aproximadamente de 7400 anos, dado o aumento notório de partículas carbonizadas nos fósseis, refletindo a ocorrência de queimadas realizada pelos ameríndios. O aumento significativo dos grãos de pólen de Poaceae por volta de 170 anos atrás, coincide com o início da corrente migratória de povos europeus (alemães, poloneses, italianos, entre outros) na região. Esta alteração florística é consequência da expansão da pecuária na região praticada pelos imigrantes. A chegada destes novos habitantes também é constatada no aparecimento de grãos de pólen de *Pinus* por volta de 190 anos atrás (DUTRA E STRANZ, 2009).

Em síntese, constata-se que as Florestas com Araucária das regiões sul e sudeste do Brasil se formaram num passado recente, resultante de processos de mudanças climáticas e de expansão da vegetação a partir da zona ripária em direção aos interflúvios, suprimindo os campos adjacentes naqueles locais em que as condições edáficas assim a permitir.

- Povos indígenas da Floresta Ombrófila Mista

O indício mais antigo de ocupação humana no sul do Brasil é de pequenos grupos familiares que se dedicavam à caça e a coleta de frutos e sementes, a cerca de 11 mil anos atrás. Estes grupos nômades percorriam todo o Planalto Meridional, estabelecendo acampamentos temporários. O carvão das fogueiras é o material utilizado pelos arqueólogos para datar a ocupação, por meio do método do Carbono radiativo (C^{14}) (SCHMITZ, 2009).

Acredita-se que a Floresta com Araucária passou a ser ocupada e explorada de forma mais efetiva a partir da chegada de povos do tronco lingüístico macro-jê, constituído pelos índios Kaingang e Xokleng do Sul do país, por volta de 2000 anos atrás, provavelmente a partir de áreas de cerrado do Planalto Central. As etnias que ocuparam a região neste período são reconhecidas por suas casas subterrâneas, circulares, com estruturas aéreas compostas por varas e cobertas com palha. Estas moradias eram temporárias, ou seja, eram abandonadas após o acúmulo de lixo e deterioração da cobertura. Praticavam a coleta do pinhão, a caça e a pesca. Estas construções tidas como abundantes pelos pesquisadores indicam um considerável investimento em esforços no manejo da terra, o que estaria associado a uma sociedade

de certa forma densa e organizada, ligada culturalmente e intrinsecamente aos recursos disponibilizados pelas Matas de Araucária e os campos adjacentes. A regularidade e densidade destas construções por todo o Planalto Meridional indica o domínio territorial dos moradores das “casas subterrâneas”, os quais parecem ter contido a invasão dos expansivos Guaranis, habitantes das várzeas dos grandes rios que nascem no planalto meridional (SCHMITZ, 2009).

Os índios atualmente conhecidos como Kaingang são tidos como os descendentes dos moradores das “casas subterrâneas”. São também conhecidos como Goianases (moradores de tocas cavadas no solo), Ibirajaras (donos do porrete), Pinarés (habitantes dos Pinhais) ou como Coroado (corte de cabelo em forma de coroa de frade). O contato desta etnia com os colonizadores portugueses e espanhóis nos primeiros séculos de colonização foi pequeno, dado o isolamento da área em relação às principais frentes de expansão e ao reduzido interesse em catequizá-los ou escravizá-los, pois constituíam tribos mais dispersas e em menor número de integrantes, o que dificultava sobremaneira reuni-los em grupos maiores. Os Kaingang só tiveram uma interação mais significativa com o homem branco quando da chegada dos primeiros colonos alemães no vale do Rio do Sinos e com a expansão da atividade pecuária sobre os campos do Planalto Meridional, em meados do século XIX (SCHMITZ, 2009).

O pinhão era estratégico na alimentação destas tribos, sendo inclusive armazenado por meio de técnicas rudimentares. Em alguns casos, eram esmagados e desidratados, compondo uma espécie de “farinha”. Este recurso foi motivo de conflitos não apenas entre as tribos Kaingang, mas também com etnias vizinhas, como os Xokleng (Botocudos), que habitavam a Floresta Ombrófila Densa da encosta leste do Planalto até sua borda superior; os quais invadiam os Pinheirais nas épocas de dispersão da Araucária (SCHMITZ, 2009).

Os Kaingang complementavam sua dieta com o plantio de culturas como o milho, o feijão, a mandioca e abóboras, o que posteriormente assumiria importância cada vez maior na sua alimentação, dada a destruição em larga escala das Florestas com Araucária iniciada no século XIX. Muitas destas culturas, como o milho, assumiram importância crucial para os indígenas, os quais o obtiveram a partir de invasões nas lavouras dos primeiros colonos alemães; muitas destas de forma violenta e sangrenta (SCHMITZ, 2009).

A partir de meados do século XIX, os Kaingang se refugiaram em reservas cada vez menores e foram submetidos a catequização e doutrinação civilizatória; o que inevitavelmente implicou na perda de suas tradições seculares. O crescimento das tribos além da capacidade suporte das reservas os deslocou para as cidades, onde muitos passaram a se dedicar ao artesanato.

Os indícios levantados em pesquisas arqueológicas na região parecem apontar que os Kaingang acompanhavam e favoreciam a expansão da Mata de Araucária. A datação de casas subterrâneas evidencia que estas são mais recentes a medida em que se aumenta a altitude e que se aproxima dos campos naturais, indicando que o avanço da Floresta era acompanhado pelos indígenas. Não foram encontradas evidências de que os Kaingang derrubassem grandes extensões de mata. Acredita-se que estes abriam somente clareiras para construção das casas e plantio das roças. Estas áreas uma vez abandonadas, eram naturalmente cicatrizadas através da sucessão secundária iniciada pela *Araucaria angustifolia*, muitas delas originária de pinhões abandonados pelos indígenas (SCHMITZ, 2009).

- Dinâmica, estrutura e composição da Floresta Ombrófila Mista

A decomposição de folhas das espécies latifoliadas da Floresta com Araucária consome, em média, cerca de 90 dias. Já o material morto proveniente da Araucária leva, em média, mais de 600 dias para se decompor nas mesmas condições ambientais (BACKES *et al.*, 2005). A produtividade primária da Floresta com Araucária pode alcançar valores superiores a 10 toneladas por hectare ao ano. Fatores como irradiância (intensidade, qualidade e duração da radiação), disponibilidade hídrica e nutricional, temperatura, competição, entre outros; influenciam na produtividade primária de ecossistemas (BACKES, 2009, b).

A denominação “Mista”, atribuída ao nome da formação florestal, refere-se à presença das gimnospermas *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii* Kl. (Pinheiro-bravo) associadas a angiospermas de gêneros primitivos, como *Drymis* (Winteraceae), *Ocotea*, *Cryptocarya* e *Nectandra* (Lauraceae), entre outros. Cabe ressaltar que KLEIN (1960) divide os ecossistemas com Araucária em vários estágios sucessionais, atribuindo o termo “Floresta Mista” ao seu estágio mais maduro, como descrito a seguir. Já VELOSO (1991) atribui o termo “Floresta Ombrófila Mista” à todos os ecossistemas com a presença de *Araucaria angustifolia*, a qual sempre está

associada com espécies latifoliadas. Para este autor, o termo “Mista” é atribuído à flora composta tanto por espécies tropicais quanto temperadas, destacando-se nesta última os gêneros *Araucaria*, *Azara*, *Escallonia*, *Fuchsia*, *Griselinia* e *Podocarpus*. RIZZINI (1997) apóia a classificação feita por KLEIN (1960), afirmando que as Florestas com Araucária representam estágios sucessionais intermediários de florestas maduras sem araucária. Logo, não há um consenso sobre a tipificação das Florestas com Araucária.

Atualmente, a maioria dos autores concordam que a origem dos campos do sul do Brasil é anterior aos bosques de Araucária e da Mata Pluvial. Este raciocínio considera que a vegetação dos campos atuais refletem um clima mais seco do passado, pelo fato de que a maioria das plantas do campo (em especial as das famílias Asteraceae, Leguminosae e Graminae) são adaptadas à períodos mais secos, os quais não ocorrem mais. Há um consenso predominante no meio científico de que em regiões tropicais e subtropicais cujos solos são bem desenvolvidos e com precipitação superior a 1250mm anuais, sempre correspondem a formações florestais, sobretudo quando as chuvas são bem distribuídas ao longo do ano, como no sul do Brasil. Daí, pode-se concluir que o clímax climático deve ser necessariamente formado por associações de espécies arbóreas e arbustivas, exceto em solos incipientes e/ou excessivamente drenados. Outra prova alternativa e concreta que corrobora esta teoria é o próprio fato de espécies arbustivo-arbóreas invadirem os campos naturais e posteriormente suprimi-los completamente (KLEIN, 1960).

O quadro sucessional característico das Matas de Araucária é representado por um grande número de exemplares jovens de pinheiro na orla de contato, irradiando indivíduos isolados sobre o campo. Nos locais onde a queima é pouco freqüente, surgem agrupamentos ralos de *Araucaria angustifolia*, indicando claramente o avanço da mata sobre os campos adjacentes. À medida que se avança para o interior da mata, os indivíduos jovens vão tornando-se cada vez mais raros, sendo mais comum a presença de indivíduos adultos e velhos, exceto em clareiras. Este fenômeno se dá principalmente em solos mais apropriados e de umidade média (depressões, pequenos vales, etc), originando os “capões” (KLEIN, 1960).

Todavia, em alguns casos pode-se observar um término abrupto da Mata de Araucária, sem qualquer avanço dos indivíduos jovens para além da borda da mata, sendo esta formada quase que exclusivamente por indivíduos adultos e velhos. Esta situação ocorre em locais com bruscas alterações nas condições edáficas (a medida que

se aproxima de um rio, inclinações no terreno, afloramentos rochosos, etc) ou então à prática periódica de queima controlada que delimitam as bordas das matas, impedindo a regeneração de *Araucaria angustifolia* sobre os campos, sendo esta a causa mais freqüente (KLEIN, 1960).

As associações pioneiras primam pela diversidade em composição, variando de acordo com as condições edáficas e climáticas locais, embora certos agrupamentos característicos possam ocorrer em localidades distantes. De modo geral, tais associações são compostas por 15 a 20 espécies, sendo que duas ou três respondem por bem mais da metade dos valores de densidade e dominância relativas. Um agrupamento bastante freqüente e uniforme que ocupa as margens de rios, córregos e lagoas é o dominado por *Sebastiania brasiliensis* (Branquinho), chegando a perfazer 70% a 80% dos indivíduos do sub-bosque. Nessas condições, os pinheiros apresentam uma pequena área basal (indivíduos raquíticos e esparsos), demonstrando certa inadaptabilidade a estes sítios. Este agrupamento encontra-se relativamente estável, estacionário, dada as condições inibitórias do solo. São nestes ambientes que muitos dos últimos remanescentes de *Araucaria angustifolia* resistem, formando manchas isoladas em meio a Floresta Pluvial, tanto no oeste como no litoral. As condições adversas do solo (como acidez elevada e solos excessivamente úmidos) podem não ter permitido o avanço da mesma nesses ambientes (KLEIN, 1960).

Uma outra associação pioneira bastante comum na região é a formada por *Mimosa scabrella* (Bracatinga) e *Drimys winteri* (Casca-d'anta), podendo ocorrer alguns pinheiros adultos e muitos jovens. A Bracatinga forma uma cobertura de uns 10m de altura bastante aberta, permitindo a penetração da radiação solar em seu interior, ocupado por agrupamentos de *Drimys winteri* de 2 a 4 metros de altura. É importante ressaltar que nas altitudes superiores a 1500m, as associações pioneiras não apresentam indivíduos de *Araucaria angustifolia*, assim como os agrupamentos dos “taimbés” (penhascos) da Serra Geral (KLEIN, 1960).

Em capões maiores e mais velhos, pode-se encontrar espécies como *Ocotea pulchella* (Canela lajeana), *Casearia sylvestris* (Guaçatonga), *Luehea divaricata* (Açoita-cavalo-miúdo), *Ocotea puberula* (Canela-sebo), *Cupania vernalis* (Camboatá), *Prunus myrtifolia* (Pessegueiro-do-mato), que juntamente com outras irão caracterizar estágios mais avançados da sucessão ecológica. Estas espécies vão aumentando suas

densidades a medida que espécies pioneiras como *Myrcia selloi*, *Myrceugenia euosma*, *Lamanonia ternata*, *Capsicodendron dinisii*, *Drimys winteri* vão alterando o ambiente, de forma que estas não consigam mais se reproduzirem suficientemente para manter suas dominâncias, diminuindo suas vitalidades e dinamismo (KLEIN, 1960).

O agrupamento dominado pela *Araucaria angustifolia* e *Ocotea pulchella* é o mais freqüente da Mata de Araucária no sul do país. O andar superior é menos denso (formado pelas largas copas umbeliformes dos pinheiros) enquanto o segundo andar (uns 5 a 10 metros mais baixo) é ocupado predominantemente pelas canelas-lajeanas, com portes e copas cada vez maiores, sombreando o piso florestal. Esse sombreamento inibe não só o crescimento das plântulas das espécies pioneiras, como também as da própria *Araucaria angustifolia*, as quais não se desenvolvem satisfatoriamente nesse ambiente excessivamente úmido e sombreado, sofrendo as primeiras pressões. Apenas esporadicamente encontram-se indivíduos jovens dessa espécie nesses ambientes, os quais apresentam sinais evidentes de raquitismo, podendo ser comprovado pela contagem dos anéis de crescimento. A maioria dos pinheiros encontram-se na fase adulta, estando os indivíduos velhos em menor número. O restante da composição do sub-bosque pode variar consideravelmente, estando muitas vezes relacionados às associações pioneiras anteriores, cujos indivíduos adultos e velhos ainda permanecem no estágio seguinte, sendo substituídos dentro de alguns anos (KLEIN, 1960).

O agrupamento vegetal seguinte da sere regional é o composto por *Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa* (Imbuia), esta última formando um sub-bosque denso e fechado, alcançando normalmente uma altura de 20m. Embora os pinheiros formem uma cobertura arbórea superior, mesmo que descontínua, não podemos classificá-la como uma das espécies dominantes dessa associação, devido ao fato da enorme predominância de indivíduos velhos e alguns adultos, evidenciando um estágio avançado de substituição dessa espécie. Nestas associações, sua densidade é geralmente bastante inferior do que nas demais, apresentando indivíduos de porte avantajado. *Sloanea monosperma* (Sapopema) comumente acompanha esta associação, sobretudo em terrenos mais úmidos, enquanto que a Imbuia é indiferente à umidade do solo. Outras espécies tais como *Ilex paraguariensis* (Erva-mate), *Ocotea puberula*, *Casearia sylvestris*, *Cedrela fissilis* (Cedro), *Luehea divaricata*, *Myrcianthes pungens* (Guabijú) podem também estar associadas (KLEIN, 1960).

Florestas com Araucárias bem mais velhas podem apresentar alta mortalidade de pinheiros no dossel, que, combinada com baixa regeneração no sub-dossel, podem trazer incertezas no processo regenerativo da espécie (SANQUETTA e MATTEI, 2002). Assim sendo, podemos estender a classificação de pioneira à *Araucaria angustifolia*, já que as fases jovens da planta exigem bastante luz. Logo, por incrível que pareça, o Pinheiro não representa propriamente uma espécie característica da Mata de Araucária no sentido dinâmico. A sua importância é muito mais fitofisionômica devido à grande extensão da região outrora coberta por estágios pioneiros (fase pré-colonização portuguesa); seja por mudanças climáticas ou edáficas, que ocasionaram um desequilíbrio dinâmico e uma série de sucessões visando recompor a vegetação a um estágio ajustado ao ciclo climático atual (KLEIN, 1960).

Nessas associações com grande densidade de *Sloanea monosperma*, a comunidade parece estar em um estágio mais avançado de sucessão, uma vez que a espécie dominante (*Ocotea porosa*) é representada quase que exclusivamente por indivíduos adultos e velhos, além de que sob suas copas começam a se estabelecer alguns arbustos e árvores dos gêneros *Nectandra* e *Ocotea*, comuns na mata pluvial subtropical das Bacias dos rios Paraná e Uruguai (KLEIN, 1960).

Para Klein (1960), as Matas Mistas ou Floresta Ombrófila Mista são aquelas formadas em sua maior parte por espécies características da mata pluvial subtropical, ocorrendo vez por outra manchas de pinheiros, em sua maioria de indivíduos velhos, adultos ou raquíticos. Essas formações ocorrem notoriamente no norte do Paraná, oeste de Santa Catarina e noroeste do Rio Grande do Sul. Na penúltima região em particular, percebe-se que as matas mistas vem subindo pelos vales dos rios, substituindo as espécies típicas da Mata de Araucária, geralmente com indivíduos de *A. angustifolia* velhos, de grande porte, esparsos e sem sinais de regeneração natural, estando na iminência de serem excluídos da paisagem regional. Já na borda oriental do Planalto Meridional este processo é sensivelmente mais lento, em virtude da barreira (muralha) abrupta das serras e a conseqüente diferença climática nesta zona de transição fitogeográfica. Por outro lado, indivíduos jovens de *Podocarpus lambertii* são encontrados com maior freqüência, o que levou alguns autores a elaborar a hipótese de que as espécies latifoliadas substituiriam gradativamente a Araucária, permanecendo apenas o Pinheiro-bravo (BACKES, 1973).

Os resquícios de Pinhais na Mata Pluvial da encosta Atlântica, como nos vales médio e superior do Itajaí, parecem apontar para a hipótese de que extensas áreas hoje ocupadas pela Mata Pluvial já foram imensos e vistosos pinhais e que a invasão da Mata Pluvial sobre a Mata de Araucária é um fenômeno recente e contínuo no sul do Brasil. Sendo assim, a Araucária encontra-se seriamente ameaçada não apenas pela exploração antrópica predatória, mas também pelas condições climáticas atuais que favorecem o avanço da Floresta Pluvial sobre as Matas de Araucária. Embora algumas partes do campo limpo representem um clímax edáfico, a maior parte dessa formação representa a flora de um período anterior mais seco, que atualmente encontra-se em via de substituição e desaparecimento, em virtude de uma mudança climática. Desse modo, pode-se compreender facilmente os aspectos dinâmicos e de desequilíbrio da vegetação dessa região, caracterizada pela invasão da Mata Pluvial sobre as Matas de Araucária e estas sobre os campos (KLEIN, 1960).

- Fragmentação Florestal

O processo de fragmentação e perda de habitats representa atualmente a maior ameaça global à conservação de espécies animais e vegetais, bem como microorganismos (TURNER *et al.*, 1989). Estima-se que o ritmo de destruição das florestas, a nível mundial, é de 13 milhões de hectares por ano, devido sobretudo à conversão de áreas primitivas em paisagens agrícolas. Seus efeitos são mais devastadores para as espécies com menor habilidade de dispersão entre áreas alteradas, as endêmicas, as que necessitam de grandes extensões territoriais para manutenção de suas populações e finalmente para as espécies raras e/ou ameaçadas de extinção (CERQUEIRA *et al.*, 2003; FONTANA *et al.*, 2003).

Um fragmento florestal pode ser entendido com uma cobertura florestal interrompida por barreiras antrópicas (estradas, culturas agrícolas, pastagens) ou naturais, como lagos e campos naturais; as quais diminuem significativamente o fluxo de animais e propágulos. Constituem-se em importantes ilhas de biodiversidade remanescente, em muitas regiões do país. A contínua e crescente fragmentação expõe estes remanescentes à efeitos de borda cada vez mais intensos, reduzindo o tamanho e o número de populações de plantas, comprometendo a sustentabilidade da biota. Logo, neste cenário constata-se a redução da biodiversidade, dado que a extinção de espécies ocorre em razão inversa ao tamanho do habitat (MacARTHUR e WILSON, 1967).

Várias questões concernentes à Conservação da Natureza precisam ser esclarecidas, considerando as diversas situações ambientais possíveis. Um dos questionamentos mais freqüentes é se as reservas e parques devem ser maiores e em menor número, a fim de maximizar as áreas contíguas protegidas, ou menores, em maior número e espalhadas, de forma a oferecer maior diversidade de hábitat (MAHLER JÚNIOR e LAROCCA, 2009).

Entre os fatores que afetam a dinâmica e estrutura de fragmentos, podemos destacar: o histórico de perturbação, a área, a forma, o tipo de vizinhança e o grau de isolamento. O estudo do histórico de perturbação consiste no levantamento, com o maior esforço possível, de todos os acontecimentos, sobretudo antrópicos, que ocorreram no interior do fragmento. Para se inferir acerca da estrutura e dinâmica de um fragmento, deve-se remontar a história natural do local, estabelecendo comparações com remanescentes de diferentes áreas e formas que possam ter integrado a mesma cobertura original (ALMEIDA JÚNIOR, 1999).

A razão borda/interior indica a fração do fragmento que se encontra sob o efeito de borda. Fragmentos arredondados ou de forma circular apresentam uma baixa razão borda/interior, ou seja, a área intacta é maior que a área sob efeito de borda. Fragmentos estreitos, tal como matas ciliares, podem ser totalmente afetados pelo efeito de borda. O acréscimo em área é sempre positivo em termos conservacionistas, pois quanto maior um fragmento, maior será a área interior que não é influenciada pelas mudanças ambientais associadas às bordas. Em pequenos fragmentos, sua dinâmica é predominantemente regida por forças externas, tendendo a apresentar populações com poucos indivíduos, comprometendo sua sustentabilidade. (ALMEIDA JÚNIOR, 1999).

As características do entorno podem influenciar decisivamente na diversidade, dinâmica e na sustentabilidade dos fragmentos florestais. As cercanias podem impedir ou dificultar o fluxo da fauna e flora, fornecer sedimentos e poluentes e alterar o micro-clima no sentido borda-interior (ALMEIDA JÚNIOR, 1999).

Já o grau de isolamento é definido como sendo a média das distâncias até os vizinhos mais próximos. Além deste valor, deve-se considerar a densidade de fragmentos próximos na paisagem (número de observações), bem como a porosidade do entorno; a qual é definida como a resistência oferecida pelo meio ao fluxo gênico de flora e fauna entre fragmentos (FORMAN e GODRON, 1986).

Dentre os impactos gerados pelo processo de fragmentação, convém citar a redução da diversidade biológica, a desregularização do ciclo hidrológico local, a diminuição da oferta de abrigo e de alimentos para a fauna silvestre, a potencialização do risco de contaminação biológica via invasão de espécies exóticas, alteração da matriz vegetacional com mudanças climáticas regionais associadas ; em suma, a degradação dos recursos naturais com seus impactos ambientais, econômicos e sociais associados.

Além da diminuição da cobertura florestal da Mata de Araucárias em virtude da exploração madeireira excessiva e irracional, a implantação de plantios homogêneos de espécies exóticas de rápido crescimento, sobretudo *Pinus* sp. no sul do Brasil, constitui um risco potencial de contaminação biológica dos remanescentes da região. Um dos principais fatores que influenciam no impacto de plantios florestais na biodiversidade é a extensão da área cultivada. Pequenos plantios, ainda que sob intenso regime de manejo, porém inseridos numa matriz vegetacional ainda bem conservada, gera impactos relativamente pequenos da dinâmica das populações naturais. Por outro lado, extensas monoculturas inseridas em áreas já alteradas e fragmentadas geram impactos negativos consideráveis no ambiente, comprometendo a conservação dos seus recursos naturais (FONSECA *et al.*, 2009).

As iniciativas de conservação do patrimônio genético nacional devem priorizar aquelas espécies cuja conservação *ex situ* é inviável ou muito dificultada, como é o caso da maioria das espécies florestais. A extinção de espécies, ou até mesmo a destruição de todo um bioma, diminui consideravelmente as alternativas para que a sociedade supere as mudanças climáticas em curso atualmente. Os recursos genéticos da flora, fauna e microorganismos associados aos ecossistemas naturais podem ser incorporados em espécies da qual o homem depende e utiliza diretamente, visando melhorar a produtividade, resistência à pragas e doenças, adaptação a novas condições climáticas e edáficas, melhorias na eficiência nutricional e hídrica, palatabilidade, aroma, entre outros. Além dessa justificativa antropocêntrica, a conservação dos ecossistemas possibilita a manutenção e evolução das espécies selvagens (SANDLUND *et al.*, 1992). A conservação *in situ* é a melhor alternativa para que se alcancem estes objetivos, pois garante a integridade dos ecossistemas (BACKES, 2009c).

O conjunto de áreas protegidas na formação Floresta com Araucária possui baixa representatividade no quadro nacional, resultando na ineficiência da preservação de

todas as espécies e ecossistemas associados. A formação abriga um considerável número de espécies endêmicas que ocupam habitats específicos, disjuntos e dispersos na paisagem; o que constitui um desafio enorme para sua conservação. As unidades de conservação de proteção integral totalizam 0,61% da área de distribuição original da Floresta com Araucária, sendo esta uma das florestas menos amparadas nacionalmente e com poucas opções de ampliação da superfície protegida, devido às intensas alterações na paisagem em estados densamente povoados (GUADAGNIN, 2009). Neste contexto, cresce a consciência entre os atores sociais envolvidos na questão da conservação da Floresta com Araucária de que ações externas às áreas atualmente protegidas constituem-se numa estratégia essencial e emergencial para que se alcance eficiência aceitável frente às terríveis ameaças à esta formação. Entre estas ações, podemos citar o cumprimento da legislação florestal (preservação e recuperação de Áreas de Preservação Permanente, conservação e reabilitação de áreas de Reserva Legal); incentivos fiscais, subsídios e auxílio técnico-científico para a adoção de Sistemas Agroflorestais em áreas fronteiriças às Unidades de Conservação (minimizando o efeito de borda), bem como a reflorestamentos com espécies nativas da região visando a exploração de produtos não madeireiros tradicionais no mercado (Pinhão, erva-mate), sobretudo em paisagens extensivamente alteradas e de baixa conectividade.

3 – MATERIAL E MÉTODOS

3.1- Caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica de Itaberá (E.Ec.I), localizada no município de mesmo nome, pertencente ao Instituto Florestal do Estado de São Paulo (IF-SP) e criada pelo Decreto Estadual número 26.890/1987. A área está localizada na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema, na região sul do estado (23°50'47''S 49°08'39''W). A estação preserva um fragmento de Floresta Ombrófila Mista com cerca de 180ha, contendo trechos com indícios de perturbação antrópica. A área é drenada por três rios secundários, afluentes do Ribeirão das Lavrinhas, com altitudes variando de 680m a 710m (FIGURA 1, SANTOS e IVANAUSKAS, 2009).

O clima da região é do tipo temperado brando sem estiagem (Cfb), segundo a classificação de Koppen. O mês mais quente é fevereiro, com temperatura média de 22,5°C; as menores temperaturas são observadas entre os meses de maio a agosto, com

médias variando entre 15°C a 16,7°C (observações entre 1979 a 1990; SENTELHAS *et al.*, 1999).

A precipitação média anual é de 1405mm, com precipitação mensal variando de 47mm no mês de julho a 184mm em janeiro (dados de Apiaí-SP, estação meteorológica mais próxima da área de estudo) (SOUZA, 2008).

Nas áreas de interflúvio da unidade ocorre o Latossolo Vermelho, com Nitossolo Vermelho nas áreas mais íngremes e Gleissolo nos fundos de vale (Novais *et al.*, 2009 ; FIGURA 2).

A matriz vegetacional da região é composta por culturas agrícolas estabelecidas num relevo suave ondulado, o que permite a mecanização das várias etapas da produção; intercaladas por pastagens, plantios florestais e pequenos fragmentos isolados. A vegetação da Estação foi classificada no inventário florestal do Estado de São Paulo como Floresta Ombrófila Mista (Kronka *et. al.*, 2005). No entanto, há outras fontes que classificam a área como Floresta Estacional Semidecidual, destacando a ocorrência na área de exemplares nativos de araucária, canelas e outras espécies (SANTOS e IVANAUSKAS, 2009).

O presente estudo constitui-se no primeiro levantamento fitossociológico realizado na Estação Ecológica de Itaberá-SP (E.Ec.I). Desta forma, presta-se uma contribuição significativa para o conhecimento da flora local, de suas relações florísticas com outros trechos de mesma fisionomia no Brasil e do estado de conservação da *Araucaria angustifolia* nesta unidade de conservação.

3.2- Amostragem e coleta de dados da vegetação

Para a amostragem do componente adulto, foram alocadas 50 parcelas permanentes de 10x 20m, dispostas de forma contígua, totalizando 1,0 ha de área amostral. Para tanto, selecionou-se uma área mais uniforme em termos de topografia e condições edáficas, representativa da condição majoritária da estação e livre de interferências de efeito de borda (FIGURA 3).

Foram considerados como adultos todas as árvores e arbustos com perímetro a altura do peito (1,3 m) superior ou igual a 15 cm ($CAP > 15cm$). Para os indivíduos que perfilharam abaixo da altura do peito, foram incluídos somente aqueles que atenderam ao critério de inclusão para pelo menos uma de suas ramificações. Nestes casos, foram anotados os valores de CAP de todas as ramificações para o cálculo da área basal.

Para todos os indivíduos amostrados, foram anotados os valores de CAP, altura total (estimada visualmente) e a identificação da espécie. Nos casos em que não foi possível a identificação em campo, coletou-se material botânico e foram registradas observações pertinentes à posterior identificação (características da casca, cores de flor e fruto, aroma, presença de exudatos, entre outros). Todo o material botânico foi devidamente numerado, organizado em prensas, desidratado e encaminhado para a Seção de Ecologia Florestal do Instituto Florestal do estado de São Paulo, onde foi identificado através de comparações com os materiais do acervo do herbário D.Bento Pickel (SPSF), consultas a especialistas de reconhecida competência e à literatura especializada. As coletas férteis foram incorporadas ao acervo do mesmo herbário. Foi adotado o sistema de classificação proposto por Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009).

Para amostragem do componente regenerante, foram instaladas em cada parcela de 10x20m, cinco subparcelas de 1x1m, totalizando 250m² de área amostral. O posicionamento das subparcelas foi definido por sorteio das coordenadas do vértice superior esquerdo, tendo como referência as laterais da parcela de 10x20m, tidas como eixos cartesianos. Para medida destas coordenadas no campo, foi utilizado um Vertex.

Foram amostrados todos os indivíduos arbustivo ou arbóreos com altura ≥ 30 cm e CAP < 15 cm. Como a intenção era amostrar somente indivíduos jovens daqueles que futuramente irão ocupar o componente adulto, foram contabilizados como regenerantes apenas os indivíduos das espécies que já tivessem sido registradas no componente adulto. Para as espécies ausentes no componente adulto, estas foram incluídas na amostragem somente caso já tivessem sido registradas em outros levantamentos fitossociológicos que adotaram o mesmo critério de inclusão ou cujo relato de especialistas confirmassem o potencial da espécie em atingir porte elevado. Sendo assim, foram excluídos da análise de regenerantes os subarbustos e arbustos de pequeno porte, as trepadeiras e as ervas. Para estas formas de vida está sendo desenvolvido na mesma área amostral a dissertação de mestrado de Polisel, R.T; a ser publicada em breve.

Para os regenerantes, foram registrados os valores de altura, a identificação da espécie e eventuais observações de campo. Quando não foi possível a identificação em campo, realizou-se o mesmo procedimento já citado para o componente adulto.

Visando incrementar o levantamento florístico do presente estudo, foram feitas incursões a pé e sob veículo motorizado nas principais trilhas da Estação, a fim de coletar material reprodutivo de espécies observadas no entorno, presentes ou não nas parcelas do inventário fitossociológico; bem como identificar espécies raras e/ou não amostradas nestas parcelas a partir da coleta de material vegetativo, quando da ausência de estruturas (órgãos) reprodutivas.

3.3- Análise dos dados

Para a análise da estrutura horizontal do componente adulto foram calculados os parâmetros fitossociológicos descritos por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974): Densidade Absoluta (DA), Dominância Absoluta (DoA), Freqüência Absoluta (FA), Densidade Relativa (DR), Dominância Relativa (DoR), Freqüência Relativa (FR), Valor de Cobertura (VC), Valor de Importância (VI). Em relação ao componente regenerante, os mesmos parâmetros foram considerados, exceto Dominância Absoluta e Relativa (DoA e DoR, respectivamente) e Valor de Cobertura (VC), já que não foram tomadas medidas de diâmetro para a classe de regeneração. Neste componente, a importância ecológica das espécies deve ser interpretada em função da Regeneração Natural Relativa (RNR), a qual é a média entre a Densidade Relativa (DR), Freqüência Relativa (FR) e Classe Relativa de Tamanho da Regeneração Natural (CRTRN).

Para o estudo da estrutura vertical do componente adulto, foram estimados a Posição Sociológica Absoluta (PSA) e Relativa (PSR), seguindo a estratificação em classes de altura proposta por Souza e Leite (1993):

- Estrato Inferior: $h_j < (\bar{h} - S)$ - Estrato Médio: $(\bar{h} - S) \leq h_j < (\bar{h} + S)$

- Estrato Superior: $h_j \geq (\bar{h} + S)$, onde:

\bar{h} = média das alturas

h_j = altura da j-ésima árvore amostrada

S = desvio padrão das alturas

Para os indivíduos perfilhados, considerou-se a altura do fuste mais alto.

Já para a análise da estrutura vertical do componente regenerante, foram estimados os parâmetros de Classe Absoluta e Relativa de Tamanho da Regeneração Natural (CATRN e CRTRN, respectivamente), bem como a Regeneração Natural

Relativa (RNR), conforme Finol (1971). Para tanto, adotou-se a seguinte estratificação em classes de altura:

- Estrato Inferior: $30\text{cm} < h_j \leq 150\text{ cm}$ Estrato Médio: $150\text{cm} < h_j \leq 300\text{cm}$

- Estrato Superior: $h_j > 300\text{cm}$ e $\text{CAP} < 15\text{ cm}$

Todos estes parâmetros fitossociológicos citados anteriormente podem ser resumidos num único parâmetro, o Valor de Importância Ampliado (VIA), caracterizando melhor a importância ecológica (representatividade) das espécies na comunidade, avaliando conjuntamente os dois estratos, o qual é obtido da seguinte forma:

$$\text{VIA}_i = \text{DR}_i + \text{FR}_i + \text{DoR}_i + \text{PSR}_i + \text{RNR}_i$$

Os valores percentuais de $\text{VIA}_i(\%)$ representam a razão entre o VIA_i e o valor absoluto total do VIA (somatório dos VIA_i , para todas as espécies).

Estimou-se o índice de diversidade de Shannon (H' , com intervalo de confiança de Jackknife a 95%), a equabilidade de Pielou – J' (PIELOU, 1966) em base logarítmica e o Coeficiente de Mistura de Jentsch – QM (HOSOKAWA, 1981); para ambos os estratos.

Todos os parâmetros fitossociológicos citados acima foram calculados através do software Mata Nativa (CIENTEC, 2004).

Para a análise da similaridade florística entre os componentes adulto e regenerante, foram utilizados os Índices de Similaridade de Sorensen e Jaccard.

A fim de se investigar as relações florísticas entre a Estação Ecológica de Itaberá com outros trechos de Floresta Ombrófila Mista do sul e sudeste do Brasil, bem como entre outras formações vizinhas à estação, foram selecionados 52 levantamentos fitossociológicos realizados nos três estados do sul e em São Paulo, em ambientes altomontanos, montanos e submontanos (TABELA 2; FIGURA 6). Optou-se preferencialmente por levantamentos realizados com um mínimo de 1ha de área amostral e cujo critério de inclusão tenha sido diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 4,8cm. Contudo, devido à baixa disponibilidade e à dificuldade de acesso aos estudos na íntegra, foram considerados levantamentos com outras características.

A partir da consulta às listas florísticas de cada trabalho, elaborou-se uma matriz binária de presença-ausência, com as espécies listadas nas linhas e as áreas em colunas. Foram incluídas somente as espécies identificadas no nível específico, sendo realizadas consultas ao moderno site do Jardim Botânico do Rio de Janeiro para atualização dos nomes científicos das espécies, verificando inclusive a ocorrência de sinonímias.

O método de classificação empregado foi a Análise de Agrupamento Hierárquico (Cluster Analysis), o qual gera um dendrograma apresentando os grupos formados e unidos hierarquicamente. O coeficiente utilizado foi o Índice de Similaridade de Jaccard, tendo como método aglomerativo a média de grupo (UPGMA). Para tanto, fez-se uso do programa FITOPAC 1 (SHEPHERD, 1995).

A significância do modelo exponencial ajustado para a distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro foi testada linearizando o modelo, por meio de uma transformação em logaritmo natural. A partir daí, realizou-se a análise de variância das regressões lineares e posteriormente o teste T para averiguar a significância dos parâmetros β_0 e β_1 estimados. Toda esta análise foi realizada através do software MSEXcel 2007, no nível de 5 % de probabilidade.

Para verificar a ocorrência de espécies ameaçadas nos levantamentos florístico e fitossociológico, foram consultadas a Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo (Resolução SMA 48, 2004), a Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção no Brasil (Portaria N°37- IBAMA, 1993) e a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção Globalmente (IUCN, 2001; 1994).

Para avaliação do estágio sucessional do fragmento objeto deste estudo, as espécies foram classificadas em quatro grupos sucessionais, com base nos critérios adotados por Gandolfi (1991):

- Pioneiras: espécies adaptadas às clareiras, bordas da floresta ou fisionomias abertas, dependentes de condições de maior luminosidade, de crescimento rápido. Em geral, são raras ou não ocorrem no sub-bosque de florestas maduras.

- Secundárias Iniciais: espécies que se desenvolvem em clareiras pequenas (inferiores a 100m²) e no sub-bosque pouco sombreado. Podem também ocorrer em clareiras maiores, porém mais antigas, já com um certo grau de colonização pelas pioneiras.

- Secundárias Tardias: espécies adaptadas ao sub-bosque densamente sombreado, de crescimento lento, completando seu ciclo de vida nestes ambientes ou atingindo o dossel.

- Sem classificação: espécies ainda pouco investigadas pela ciência, cujas características ecofisiológicas são desconhecidas ou insuficientes para enquadrá-las nesta classificação.

Foram realizadas consultas à literatura, tais como Gandolfi (1991, 2000), Almeida Júnior (1999), Ivanauskas *et al.* (1999), Martins *et al.*, (2002, 2004), Silva (2003), Higuchi (2003), Paula *et al.*, (2004), visando classificar o maior número de espécies possível.

4-RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 – COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA

Considerando o componente adulto, foram amostrados 1429 indivíduos arbustivo-arbóreos, distribuídos em 135 espécies, 93 gêneros e 47 famílias botânicas, sendo uma espécie identificada no nível de gênero. O componente regenerante, por sua vez, apresentou 758 indivíduos, distribuídos em 93 espécies, 66 gêneros e 39 famílias botânicas, sendo uma espécie identificada apenas no nível de família e uma no nível de gênero. Foram amostrados 75 e quatro indivíduos mortos em pé (5,25% e 0,53% do total), para o componente adulto e regenerante, respectivamente. De forma geral, foram amostradas pelo levantamento fitossociológico 162 espécies, pertencentes a 104 gêneros e 51 famílias botânicas.

A curva do coletor demonstrou certa estabilização a partir da 46^a parcela e 224^a subparcela, para o componente adulto e regenerante, respectivamente (FIGURAS 4 e 5). No entanto, através do levantamento florístico realizado em diversas trilhas da estação, foram coletadas mais 16 espécies não amostradas no levantamento fitossociológico, distribuídas em 16 gêneros e 13 famílias botânicas. Logo, o número total de espécies registradas na Estação Ecológica de Itaberá por este estudo subiu para 178, pertencentes a 106 gêneros e 52 famílias. As espécies exclusivas do levantamento florístico somaram 8,9% do total de espécies observadas na Estação, o que demonstra sua contribuição

complementar para o conhecimento da flora da unidade. Tais informações poderão subsidiar futuramente a elaboração de planos de manejo, projetos de restauração florestal de áreas do entorno bem como serem utilizadas em iniciativas de educação ambiental, conscientizando a população da necessidade e importância de se preservar estas últimas testemunhas vivas da paisagem original local (TABELA 1).

As famílias com maior destaque em riqueza no componente adulto foram Lauraceae e Myrtaceae (12 espécies cada); bem como Rubiaceae (8 espécies); Euphorbiaceae, Faboideae, Meliaceae e Salicaceae (6 espécies cada); Mimosoideae, Rutaceae e Sapindaceae (5 espécies cada). Já entre os regenerantes, destacaram-se Myrtaceae (10 espécies); Rubiaceae (8 espécies); Melastomataceae (6 espécies); Meliaceae (5 espécies); Faboideae, Lauraceae, Mimosoideae, Sapindaceae e Solanaceae (4 espécies cada). Cabe ressaltar ainda a abundância de famílias mono específicas em ambos os componentes (21 (44,7% do total) e 19 (48,7% do total), para os adultos e regenerantes, respectivamente).

Em termos de número de indivíduos, destacaram-se no componente adulto Moraceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Meliaceae e Arecaceae (11,6%, 11,3%, 6,4%, 6,3%, 5,2% do total de indivíduos amostrados, respectivamente). A importância destas famílias segundo este critério é devido sobretudo às elevadas densidades relativas observadas para *Sorocea bonplandii* (11,5%), *Eugenia ligustrina* (6,1%), *Rudgea jasminoides* (3,4%), *Trichilia catigua* (3,1%) e *Syagrus romanzoffiana* (3,7%), respectivamente.

Entre os regenerantes, destacaram-se segundo este mesmo critério Rubiaceae, Moraceae, Myrtaceae, Rutaceae e Meliaceae (32,23%, 13,53%, 11,54%, 6,76%, 5,04% do total de indivíduos amostrados, respectivamente). As espécies que contribuíram com mais da metade do número de indivíduos em suas respectivas famílias foram *Psychotria suterella* (19,13%), *Sorocea bonplandii* (13,46%) e *Helietta apiculata* (4,5%). *Faramea montevidensis* (6,46%) e *Rudgea* cf. *jasminoides* (3,69%) também se destacaram em abundância entre as Rubiáceas, enquanto *Eugenia ramboi* (4,75%) foi a mais expressiva entre as Mirtáceas. Entre as Meliáceas nenhuma espécie se destacou em abundância em relação às demais, de forma a ser digna de nota.

Os gêneros de destaque em riqueza no componente adulto foram *Ocotea* (8 espécies; 66,7% da riqueza de Lauraceae); *Casearia*, *Eugenia*, *Machaerium*, *Myrcia* e

Trichilia (4 espécies cada; 66,7% , 33,3%, 66,7%, 33,3% e 66,7% da riqueza de suas respectivas famílias); *Nectandra*, *Sollanum* e *Zanthoxylum* (3 espécies cada; 25%, 75% e 60%, idem ao anterior). Já entre os regenerantes, destacaram-se *Eugenia*, *Miconia* (5 espécies cada; 50% e 83,3% da riqueza de suas respectivas famílias) e *Trichilia* (4 espécies; 80%, idem ao anterior). Logo, apenas dois dos nove gêneros de destaque entre os adultos também obtiveram notoriedade entre os regenerantes.

Considerando as espécies amostradas em ambos os componentes, nove encontram-se com algum grau de ameaça quanto a sua conservação, quais sejam: *Chionanthus filiformis* (Pitaguará), *Ilex paraguariensis* (Erva-mate), *Mollinedia argyrogyna* (Corticeira), *Solanum bullatum* (Joá-açu) (Dependentes de medidas de conservação; IUCN, 1994); *Araucaria angustifolia* (Pinheiro-brasileiro) (vulnerável, SMA 2004; em perigo, IBAMA 1993; em perigo crítico, IUCN 2001), *Euterpe edulis* (Palmito-juçara) (vulnerável, SMA, 2004; em perigo, IBAMA 1993); *Aspidosperma polyneuron* (Peroba-rosa), *Cedrella fissilis* (Cedro-rosa) (em perigo; IUCN, 1994); *Aspidosperma tomentosum* (Pereiro-do-campo) (em perigo; SMA, 2004). A ocorrência destas espécies no fragmento reforça sua importância ecológica, contribuindo para a conservação de suas populações; embora *Euterpe edulis* não seja uma espécie autóctone segundo relato de antigos funcionários da Estação. Estes asseguram que a espécie fora introduzida deliberadamente na década de 60 e então se estabeleceu e expandiu-se por toda a floresta. Cabe ressaltar ainda que a limitação de área contínua protegida pode comprometer a manutenção de espécies raras e/ou super-exploradas no passado, sobretudo aquelas com dificuldades intrínsecas de dispersão a longas distâncias (frutos grandes e pesados). Todas as espécies listadas foram observadas em número inferior a 10 indivíduos em ambos os componentes, exceto *Euterpe edulis* e *Aspidosperma polyneuron*.

As espécies raras, ou seja, aquelas amostradas com um único indivíduo totalizaram 35 espécies (25,9% e 2,4% da riqueza e densidade relativa, respectivamente) no componente adulto, sendo uma ameaçada (*Solanum bullatum*). Já no componente regenerante, estas contabilizaram 26 espécies (28% e 3,4%, idem ao anterior), contendo uma ameaçada (*Aspidosperma tomentosum*).

4.2 – DIVERSIDADE

Para o componente adulto, o Índice de Diversidade de Shannon (H') foi estimado em 4,12 ($4,11 < H' < 4,30$; pelo teste JackKnife, a 95% de probabilidade). A comunidade apresentou baixa dominância, constatada pelos valores estimados para o Índice de Equabilidade de Pielou (J) e para o Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM): 0,84 e 1:10,51; respectivamente. Estes valores estão acima dos encontrados habitualmente para trechos de Floresta com Araucária no estado de São Paulo e no sul do Brasil. Souza (2008), utilizando a mesma metodologia em Campos do Jordão, estimou em 3,08 e 0,73 para H' e J, respectivamente. A mesma autora, avaliando uma área em regeneração há 120 anos em Barra do Chapéu, SP, estimou em 3,81 e 0,70, idem ao anterior. Ainda em Campos do Jordão, Los (2004) cita um valor para H' de 3,43, utilizando seis blocos descontínuos de 0,25ha cada. No sul do Brasil, os valores de H' encontrados na literatura são muito variáveis, desde 2,76 (RONDON NETO *et al.*, 2002) até 3,67 ou superiores (REGINATO e GOLDENBERG, 2007). Infelizmente as diferenças na metodologia de amostragem, no histórico de uso das áreas, nas condições de paisagem, entre outros fatores, dificultam as comparações entre os estudos.

O componente regenerante também apresentou valores elevados, porém um pouco mais modestos : $H' = 3,5$ ($3,46 < H' < 3,72$; pelo mesmo teste); $J = 0,77$ e $QM = 1:8,06$. Souza (2008) também destaca a elevada diversidade deste componente em Campos do Jordão (3,81 e 0,84, para H' e J, respectivamente) e Barra do Chapéu (3,44 e 0,79 , idem ao anterior). Infelizmente, o estrato inferior das Florestas com Araucária ainda é pouco estudado, o que reflete na escassez de estudos para comparações; além das limitações citadas anteriormente para o componente adulto, as quais também aplicam-se neste caso.

Os intervalos de confiança estimados para H' apontam que o componente adulto parece comportar um maior nível de diversidade de espécies em relação ao regenerante. A mesma ressalva realizada no capítulo anterior aplica-se novamente nesta comparação.

A elevada diversidade em ambos os componentes observada na Estação provavelmente deve-se à sua posição geográfica, inserida numa região de tensão ecológica. No Planalto da Guapiara, no qual a unidade se localiza, além da Floresta Ombrófila Mista ocorre desde Floresta Ombrófila Densa, próximo à Serraria do Ribeira, até trechos de Cerrado e Floresta Estacional Semidecidual, em direção ao interior

(AB´SABER, 2003). Segundo Jarenkow e Budke (2009), a riqueza florística das Florestas com Araucária decrescem com o aumento da latitude, sendo maior nas áreas de contato com outras formações florestais, situação na qual a Araucária passa a desempenhar um papel secundário na estrutura florestal.

4.3 – SIMILARIDADE FLORÍSTICA

Os componentes adulto e regenerante mostraram-se muito semelhantes floristicamente (0,40 e 0,57 pelos Índices de Jaccard e Sorensen, respectivamente), com 65 espécies em comum. Mais de dois terços das espécies regenerantes também ocorreram entre os adultos. Por outro lado, um pouco mais da metade das espécies presentes no componente adulto não foram amostradas entre os regenerantes. Logo, espera-se alterações florísticas pronunciadas na área a longo prazo, com prováveis mudanças fisionômicas associadas, sobretudo pela extinção local de sua espécie emergente típica, *Araucaria angustifolia*.

Confrontando o presente levantamento com um remanescente da mesma formação em Campos do Jordão, SP (SOUZA, 2008), nota-se reduzida afinidade florística entre as áreas (0,08 e 0,15 pelos Índices de Jaccard e Sorensen, respectivamente; considerando as espécies amostradas em ambos os componentes), com apenas 18 espécies em comum. Ainda que consideremos somente as espécies identificadas no nível específico, os valores acima apresentados não se alteram. Analisando apenas o componente adulto, os mesmos índices mostram-se ainda mais inferiores (0,05 e 0,10; idem ao anterior), ainda que se considere apenas as espécies identificadas no nível específico (0,06 e 0,11; idem ao anterior); com apenas 10 espécies em comum. O mesmo ocorre para o componente regenerante (0,06 e 0,11 para todas as espécies e 0,06 e 0,12 para aquelas somente identificadas no nível específico; idem ao anterior); com apenas 8 espécies em comum. A baixa similaridade florística observada pode ser explicada pela disjunção natural entre as áreas (distantes cerca de 390km em linha reta, 22°41'30''S 45°27'52''W), haja visto que esta formação passa a ser naturalmente fragmentada a partir do sul do estado de São Paulo, ocorrendo novamente nas elevadas altitudes da Serra do Mar e da Mantiqueira. Além disso, o fragmento de Itaberá sofre influência de outras formações florestais próximas, o que descaracteriza-o floristicamente como um remanescente típico de Floresta Ombrófila Mista, conforme abordagem posterior. Outro fator seria as distintas condições de paisagem, sobretudo no

que se refere à extensão de área contínua protegida, dado seus reflexos na flora citados anteriormente.

A Estação Ecológica de Itaberá assemelha-se mais a um remanescente de Floresta Ombrófila Mista mais próximo, já nas encostas da Serra de Paranapiacaba (distante cerca de 70km em linha reta, 24°28'S 49°01'W), também avaliado por Souza (2008), em regeneração há 120 anos, no município de Barra do Chapéu, SP. Considerando ambos os componentes, nota-se certa afinidade florística entre as áreas (0,20 e 0,34; idem ao anterior), com 53 espécies em comum. No entanto, estas não podem ser consideradas semelhantes floristicamente, ainda que se considere somente as espécies identificadas no nível específico (0,22 e 0,37; idem ao anterior). O mesmo ocorre ao avaliar somente o componente adulto (0,21 e 0,35 para todas as espécies e 0,23 e 0,37 para aquelas somente identificadas no nível específico; idem ao anterior), com 45 espécies em comum. A maior semelhança florística foi constatada entre os regenerantes (0,27 e 0,43 considerando todas as espécies e 0,31 e 0,48 considerando somente aquelas identificadas no nível específico), com 36 espécies em comum. Logo, os componentes regenerantes das duas áreas são semelhantes floristicamente, segundo o Índice de Jaccard para a primeira abordagem e segundo ambos os índices para a última. Sendo assim, é esperado o aumento da similaridade entre os componentes adultos das duas áreas a longo prazo.

- Análise de Agrupamento

A matriz resultante da compilação das listagens florísticas resultou em 1095 espécies, refletindo a heterogeneidade florística entre as 53 áreas consideradas. As espécies mais freqüentes da Floresta Ombrófila Mista foram: *Araucaria angustifolia* (100%), *Campomanesia xanthocarpa* (90%), *Casearia decandra* (90%), *Ocotea puberula* (75%), *Jacaranda puberula* (75%), *Allophylus edulis* (75%), *Matayba elaeagnoides* (75%), *Rapanea umbellata* (75%), *Sapium glandulatum* (70%), *Sebastiania commersoniana* (70%), *Ilex paraguariensis* (70%), *Ocotea pulchella* (70%), *Vernonia discolor* (65%), *Styrax leprosus* (65%), *Ilex theezans* (60%), *Prunus myrtifolia* (60%), *Cedrela fissilis* (60%), *Clethra scabra* (55%) e *Schinus terebentifolius* (50%). Destas, apenas *A.angustifolia* é tida como exclusiva da Floresta com Araucária (STEHMANN, 2009), embora *C. xanthocarpa*, *S.commersoniana* e *S.leprosus* tenham sido amostradas apenas nesta formação. Jarenkow e Budke (2009), em sua revisão sobre

padrões florísticos nesta formação, também ressaltam a alta frequência (acima de 80%, considerando 38 levantamentos) destas espécies, exceto *O.puberula*, *J.puberula*, *O.pulchella*, *I.theezans* e *C.scabra*.

Considerando as 4 áreas de Floresta Ombrófila Mista em São Paulo, nota-se que estas compartilham apenas nove espécies: *Araucaria angustifolia*, *Cabralea canjerana*, *Casearia decandra*, *Guatteria australis*, *Myrcia fallax*, *Ocotea bicolor*, *Rapanea umbellata*, *Rudgea jasminoides* e *Solanum swartzianum*. Entre estas, constata-se que *C.canjerana*, *C.decandra*, *G.australis*, *M.fallax* e *R.umbellata* também ocorreram em 50% ou mais das áreas avaliadas de Floresta Ombrófila Densa no mesmo estado. *M.fallax* também obteve o mesmo destaque entre as Florestas Estacionais Semidecíduais paulistas, demonstrando sua ampla distribuição geográfica.

O índice de diversidade de Shannon (H') para a Floresta Ombrófila Mista variou consideravelmente, desde 2,2 até 4,12 (este trabalho); embora haja diferenças metodológicas entre os levantamentos considerados, inclusive sem estimação deste índice em alguns deles, dificultando as comparações.

Observando o dendrograma obtido a partir da Análise de Agrupamento (FIGURA 7), observa-se a formação de quatro grandes grupos, com o isolamento de um levantamento em Ubatuba (SANCHEZ, 1999). O primeiro grupo reúne a maioria dos levantamentos realizados na Floresta Ombrófila Densa paulista (Serra do Mar e Serra de Paranapiacaba). Nota-se que as áreas de Sete Barras, São Miguel Arcanjo e Capão Bonito apresentaram maior afinidade florística, possivelmente devido à proximidade geográfica entre elas, formando um sub-grupo mais coeso. As espécies mais frequentes neste grupo foram *Cabralea canjerana*, *Alchornea triplinervia*, *Guapira opposita*, *Casearia sylvestris*, *Casearia decandra*, *Tapirira guianensis*, *Annona neosericea*, *Maytenus robusta*, *Endlicheria paniculata*, *Sorocea bonplandii*, *Myrcia fallax* e *Amaioua intermedia*, todas ocorrendo em pelo menos metade das áreas consideradas.

O segundo grande grupo reúne as áreas de Floresta Ombrófila Mista do sul do Brasil e de Campos do Jordão, SP. Nota-se a segregação dos dois levantamentos em território paulista dentro do grupo, provavelmente refletindo o efeito da desconectividade geográfica natural desta formação. As espécies indicadoras deste subgrupo foram *Ilex taubertiana*, *Baccharis oreophila*, *Piptocarpha macropoda*, *Ocotea bicolor*, *Ocotea glaziovii*, *Persea willdenovii*, *Calyptanthes lucida*, *Symplocos*

falcata e *Rudgea jasminoides*. Jarenkow e Budke (2009) ressaltam que estas áreas apresentam muitas espécies típicas de ambientes altomontanos, sobretudo melastomatáceas dos gêneros *Miconia* e *Tibouchina*, acentuando a dissimilaridade intra-grupo. No entanto, não foi amostrado nenhuma espécie do segundo gênero nas duas áreas consideradas.

O terceiro grupo compõe três levantamentos realizados em Ribeirão Grande, SP, na Floresta Ombrófila Densa sobre a Serra de Paranapiacaba. Nota-se que este grupo apresentou baixa afinidade florística com áreas próximas, como os levantamentos de São Miguel Arcanjo, Capão Bonito e Sete Barras (Grupo 1), evidenciando a heterogeneidade florística regional. As espécies mais frequentes neste grupo foram *Schinus terebentifolius*, *Rapanea ferruginea*, *Campomanesia guaviroba*, *Myrcia fallax* e *Phithecellobium diversifolium*.

O quarto grupo engloba os levantamentos realizados em Floresta Estacional Semidecidual (São Carlos, Campinas, Gália) e Floresta Estacional Decidual (Piracicaba). Estas áreas apresentaram baixa similaridade florística com Florestas Semidecíduais mais ao sul; portanto sem influência considerável na vegetação da Estação Ecológica de Itaberá. As espécies indicadoras deste grupo foram *Aspidosperma polyneuron*, *Myroxylon peruiferum*, *Ceiba speciosa* e *Metrodorea nigra*.

O presente estudo foi agrupado no primeiro grande grupo, apresentando baixa afinidade florística com trechos de Floresta Ombrófila Mista do sul do Brasil e de Campos do Jordão, SP. A vegetação da Estação Ecológica de Itaberá apresentou maior semelhança com um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em São Roque, SP (LEITE e RODRIGUES, 2008), apesar da maior distância (aproximadamente 210km em linha reta) em relação ao trecho de Floresta Ombrófila Mista de Barra do Chapéu e à Floresta Estacional de Itatinga (distante cerca de 100km em linha reta, localizada no mesmo compartimento geomorfológico de Itaberá, a Zona do Paranapanema). Estas quatro áreas se agruparam formando um subgrupo, ainda que com baixa similaridade entre si, distinguindo-se dos demais levantamentos da Floresta Ombrófila Densa paulista. Desta forma, percebe-se a maior influência das formações florestais vizinhas nas áreas de Floresta Ombrófila Mista do sul de São Paulo, já que estas mostraram-se isoladas dos demais trechos desta formação, refletindo suas localizações ecotonais. A classificação da Estação Ecológica de Itaberá como Floresta Ombrófila Mista sustenta-

se mais no aspecto fisionômico (ocorrência de *A.angustifolia*) do que em sua composição florística propriamente dita, como argumentado em tópico vindouro. Este comportamento parece ser de amplitude regional, pois foi observado também por Souza (2008) em Barra do Chapéu, SP.

4.4 – ESTRUTURA HORIZONTAL

O componente adulto apresentou uma Densidade Total Absoluta estimada em 1429 Ind./ha, ocupando uma área basal de 33,97m², equivalente a uma Dominância Total Absoluta de mesmo valor, uma vez que a área amostral é de 1 ha. Para o componente regenerante, o valor estimado para a Densidade Total absoluta foi de 30.320 Ind./ha. Este valor é intermediário às áreas paulistas estudadas por Souza (2008) (23.040 em Campos do Jordão e 36.080 Ind./ha em Barra do Chapéu).

Souza (2008) cita valores maiores para o estrato superior (1921 Ind./ha e 53,6 m²/ha em Campos do Jordão,SP ; 2062 Ind./ha e 40,5 m²/ha em Barra do Chapéu, SP). A diferença em termos de área basal deve-se sobretudo à maior contribuição de *Araucaria angustifolia* em ambas as áreas (79 Ind./ha, 12,9 m²/ha em Campos do Jordão; 111 Ind./ha, 6,4 m²/ha em Barra do Chapéu; contra apenas 9 Ind./ha e 2,1 m²/ha em Itaberá) e de *Podocarpus lambertii* em Campos do Jordão (53 Ind./ha, 17,7 m²/ha; espécie não amostrada em Itaberá). A diferença em densidade pode ser explicada, entre outros fatores, pela frequência de áreas perturbadas (clareiras) observadas ao longo da área amostral, muitas delas ocupadas agressivamente por bambus, formando densas touceiras que inibem a regeneração das espécies lenhosas. A abundância de bambus pode ser devido à abertura de grande número de clareiras durante a época de dispersão destas espécies, por ocasião de tempestades (ventos fortes, descargas elétricas), ataque massivo de herbívoros e/ou patógenos em consequência de um desequilíbrio ambiental (ainda que efêmero), entre outros. O elevado número de indivíduos mortos em pé leva a crer que novas áreas serão perturbadas num futuro próximo, podendo danificar ou até mesmo matar árvores adultas vizinhas em ocasião da queda dos indivíduos de maior porte, sobretudo aquelas com copas entrelaçadas por cipós lenhosos; reduzindo a densidade do estrato superior, ao menos temporariamente.

As 10 espécies de maior destaque na comunidade em termos de VI, incluindo a categoria “mortas”, são apresentadas na Figura 8, para ambos os componentes. Destas, apenas *Araucaria angustifolia* apresenta algum grau de ameaça (já descrito). Para o

estrato superior, estas espécies acumulam 40,18% e 43,16% da densidade e dominância relativa, respectivamente; assim como 36,98% do Valor de Importância total, o que demonstra baixa dominância de espécies neste componente, ou seja, maior heterogeneidade horizontal. Já entre os regenerantes estas concentram 60,16% e 58,18% da densidade relativa e do Valor de Importância total, respectivamente; apresentando desta forma maior dominância de espécies, ou seja, maior homogeneidade horizontal.

Entre as 10 espécies de maior VI no componente adulto, apenas *Sorocea bonplandii* (Falsa-espíneira-santa) também se destaca entre os regenerantes. A espécie foi a mais abundante e com distribuição horizontal mais ampla entre os adultos, ocorrendo em 44 das 50 parcelas. Entre os regenerantes obteve 13,46% de densidade relativa, sendo a segunda espécie mais representativa deste componente. Trata-se de uma arvoreta (6 a 12 metros de altura) umbrófila, perenifólia, de interesse farmacológico, ocorrendo rotineiramente em estágios sucessionais avançados em formações da Mata Atlântica (RUSCHEL *et al.*, 2006). Esta espécie está apresentando bom desempenho regenerativo na área e tende a imprimir um caráter fisionômico no sub-bosque e sub-dossel, mantendo-se bem representada na comunidade.

As 10 espécies de maior VI no componente regenerante acumulam apenas 14,5% do VI entre os adultos. De forma inversa, as 10 espécies mais representativas entre os adultos (excetuando a categoria “mortas”) concentram 15,99% do VI entre os regenerantes. Logo, espera-se alterações florísticas, fisionômicas e estruturais pronunciadas na comunidade a longo prazo, haja visto que a dominância das espécies do estrato superior não está sendo reproduzida, ao menos em proporção similar, no estrato inferior; e vice-versa. Cabe ressaltar aqui a ausência de indivíduos de *Araucaria angustifolia* no componente regenerante, sendo observado um único indivíduo ao longo de 1ha de área amostral, cuja localização não fora contemplada pelo sorteio das sub-parcelas.

O destaque de *Araucaria angustifolia* entre os adultos deve-se sobretudo ao elevado porte de seus 9 indivíduos, chegando a alcançar 27 m de altura e 104,4 cm de diâmetro à altura do peito (DAP), cuja média para esta variável (46,4 cm) é superada apenas por *Persea wildenovii* (55,1 cm), amostrada com um único espécime. A espécie acumulou 6,3% da área basal da comunidade em apenas 0,6% do total de indivíduos. A ausência de indivíduos de *Podocarpus lambertii* (Pinheiro-bravo), o qual é um elemento

definidor da estrutura e fisionomia dos estágios sucessionais iniciais e médio da Floresta Ombrófila Mista, em ambos os componentes, parece refutar a hipótese levantada por Backes (1973), na qual a invasão das espécies típicas das Florestas tropicais do entorno substituiria gradativamente a Araucária, permanecendo apenas o Pinheiro-bravo.

O reduzido número de indivíduos adultos de Araucária, associado à sua ínfima regeneração natural na Estação, evidencia uma clara tendência de extinção local da espécie, descaracterizando a vegetação da unidade como Floresta Ombrófila Mista pela perda de sua espécie definidora. A espécie ocupou apenas o 7º posto em termos de VI, desconsiderando a categoria “mortas”, numa formação onde usualmente é a espécie dominante. Devido à sua auto-ecologia, que possui entre outros atributos, a oferta de um grande número de sementes em um intervalo relativamente curto de tempo (estratégia para superar a alta demanda de pinhões pela fauna silvestre, permitindo que uma fração não consumida possa germinar), bem como a baixa longevidade de suas sementes (não formam banco de sementes persistente); faz com que a abertura de clareiras fora da sua época de dispersão tenha baixa ou nenhuma probabilidade de colonização pela espécie. O avançado estágio sucessional da vegetação da unidade (indivíduos de grande porte de Cedro, Peroba-rosa, entre outros) compromete ainda mais a regeneração das Araucárias, pelo sombreamento denso provocado pelas espécies latifoliadas do dossel, bem como pela maior complexidade estrutural vertical; além da acirrada competição com as demais espécies lenhosas pioneiras e espécies de bambus pela colonização de áreas perturbadas. Cabe salientar que o tamanho reduzido de sua população, imersa numa paisagem fragmentada e drasticamente (intensamente) alterada, aumenta consideravelmente os riscos de depressão endogâmica, comprometendo a produção de sementes viáveis. A ausência de dispersores parece não comprometer a regeneração da espécie, uma vez que não foram observados indivíduos regenerantes no raio de projeção da copa das matrizes (25m). Uma hipótese mais coerente com as condições constatadas em campo seria justamente o inverso, ou seja, a baixa oferta de sementes em razão da pequena densidade populacional não estaria suprindo a demanda pela fauna, inviabilizando a regeneração das Araucárias e a manutenção das espécies animais dependentes exclusivamente dos pinhões durante a época de produção.

O corte seletivo e abusivo de indivíduos da espécie, impulsionado pela qualidade e valor comercial de sua madeira, em épocas pretéritas à criação da Unidade certamente pode ter contribuído para o atual comprometimento da sustentabilidade de sua

população; como sugere sua estrutura diamétrica (FIGURA 10). Podemos citar ainda como provável causa da debilitação populacional da espécie a coleta clandestina e indiscriminada de pinhões pela população local e visitantes, para posterior venda ou consumo próprio; comprometendo também a fauna silvestre dependente deste recurso.

4.5 – ESTRUTURA VERTICAL

- Componente adulto

As seguintes classes de altura foram adotadas, utilizando metodologia proposta por Souza e Leite (1993):

- Estrato Inferior (1) : $H < 4,37\text{m}$ (Sub-bosque)

- Estrato Médio (2) : $4,37 \leq H < 15,93\text{m}$ (Sub-dossel)

- Estrato Superior (3): $H \geq 15,93\text{m}$ (Dossel)

O sub-bosque reuniu 115 indivíduos (8,05% da densidade total da comunidade), ocupando uma área basal de 1,098m²; com destaque para a categoria “mortas”, *Euterpe edulis*, *Eugenia ligustrina*, *Sorocea bonplandii* e *Rudgea jasminoides* (20%, 9,57%, 8,7%, 7,83%, 6,96% da densidade total do sub-bosque, respectivamente). Em termos de dominância relativa, sobressaíram-se a categoria “mortas” e *Allophylus edulis* (36,91% e 30,63%, respectivamente), cuja relevância em área basal deve-se a um único indivíduo bifurcado com DAP's de 65,3cm e 4,8cm e altura de 4m. As demais espécies citadas anteriormente não acumularam juntas mais que 11,51% da dominância total do sub-bosque.

O sub-dossel acumulou a maior porção dos indivíduos do componente adulto (1068 indivíduos ou 74,7% da densidade total da comunidade), ocupando 13,346m² em área basal. *Sorocea bonplandii* e *Eugenia ligustrina* foram as mais abundantes neste estrato (14,23% e 7,21% da densidade total do sub-dossel, respectivamente). Dos nove indivíduos adultos de *Araucaria* amostrados, apenas um encontra-se no sub-dossel. Já em termos de dominância relativa, destacaram-se *Sorocea bonplandii*, a categoria “mortas” e *Luehea divaricata* (9,81%, 9,54% e 7,38% da dominância total do sub-dossel, respectivamente).

O dossel abrangeu 246 indivíduos (17,2% da densidade total da comunidade), acumulando 19,524m² em área basal; sendo composto predominantemente por indivíduos de *Syagrus romanzoffiana*, *Matayba elaeagnoides* e *Luehea divaricata* (17,55%, 6,12% e 5,31% da densidade total do dossel, respectivamente). As alturas máximas alcançadas por estas espécies foram de 22m, 22m e 25m, respectivamente. Seus acompanhantes mais freqüentes são a categoria “mortas”, *Parapiptadenia rigida*, *Jacaranda micrantha* e *Aspidosperma polyneuron*, todas acima de 4% da densidade total do dossel; enquanto *A.angustifolia* foi representada por apenas 3,27% dos indivíduos dominantes, com distribuição esparsa. Entre as espécies emergentes, as mais freqüentes foram *Machaerium nyctitans* (até 25m), *Machaerium scleroxylon* (idem) e *Parapiptadenia rigida* (até 26m), acompanhadas por exemplares únicos de *Araucaria angustifolia* (27m), *Persea willdenovii* (25m), *Helietta apiculata* (25m), *Casearia sylvestris* (26m), *Luehea divaricata* (25m) e *Jacaratia heptaphylla* (29m). Em termos de dominância relativa, os maiores valores observados foram para *A.angustifolia* e *P. rigida* (10,85% e 8,44%, da dominância total do dossel respectivamente), bem como *S.romanzoffiana*, *L.divaricata* e *M.elaeagnoides* (7,72%, 6,93% e 6,07%, idem ao anterior).

Avaliando a participação das espécies nos estratos verticais como um todo, *Sorocea bonplandii*, *Eugenia ligustrina* e a categoria “mortas” foram as mais representativas, interpretado pela Posição Sociológica Relativa (PSR%; TABELA 3). A abundância destacada anteriormente destas espécies no sub-dossel (estrato mais denso, de maior influência no cálculo do PSR), bem como no sub-bosque, assegurou a relevância destas em termos da distribuição vertical na floresta. *Araucaria angustifolia* ocupou apenas a 74^a posição em termos de PSR(%), devido à sua baixíssima densidade praticamente restrita ao dossel. Apenas duas das dez espécies de maior DR não figuram entre as dez de maior PSR (*Syagrus romanzoffiana* e *Matayba elaeagnoides*), devido ao acúmulo de seus indivíduos no dossel (baixa homogeneidade vertical). As oito demais espécies também apresentaram heterogeneidade vertical, porém com indivíduos concentrados no sub-dossel, o que certamente contribuiu para os altos valores de PSR(%) observados. O coeficiente de correlação linear entre DR e PSR foi de 0,9690 e 0,9632 para as dez espécies mais abundantes e para o restante das espécies, respectivamente. Estes elevados valores demonstram o padrão geral entre as espécies de concentração dos indivíduos no sub-dossel (mais denso), pois quanto mais próximo de

zero for este parâmetro, mais heterogênea será a distribuição dos indivíduos das espécies entre os estratos verticais, refletindo a baixa associação entre as variáveis PSR e DR.

- Componente regenerante

O estrato inferior reuniu a maior fração dos indivíduos do componente regenerante (617 espécimes, equivalente à 81,4% da densidade total deste componente). *Psychotria suterella* e *Sorocea bonplandii* foram as espécies mais abundantes (16,21% e 15,72% da densidade total do estrato inferior, respectivamente). Num patamar inferior de relevância, mas também digno de nota, encontra-se *Faramea montevidensis*, *Helietta apiculata*, *Eugenia ramboi* e *Rudgea cf. jasminoides* (6,81%, 5,51%, 5,02% e 4,21%, idem ao anterior). Este estrato teve a densidade total estimada em 24.680 Ind./ha.

O estrato médio acumulou 104 indivíduos (13,7% da densidade total entre os regenerantes), no qual *Psychotria suterella* apresentou larga dominância (41,3% da densidade total deste componente). *S. bonplandii*, *F. montevidensis*, *E. ramboi*, *Trichilia elegans* e *Actinostemon conceptionis* obtiveram certo destaque, todas com mais de 3,8% para a mesma variável. A densidade total do estrato médio foi estimada em 4.160 Ind./ha.

Por sua vez, o estrato superior abrangeu apenas 37 indivíduos (4,9% da densidade total deste componente), destacando-se *F. montevidensis* e *Campomanesia xanthocarpa* (8,11% da densidade total deste componente, cada uma). A densidade total do estrato superior foi estimada em 1.480 Ind./ha.

Considerando a participação das espécies nos estratos verticais como um todo, *P. suterella* e *S. bonplandii* obtiveram os maiores valores para Classe Relativa de Tamanho da Regeneração Natural (CRTRN(%), Tabela 3). A diferença na densidade entre os estratos não influenciou no cálculo da CRTRN(%) para as dez espécies mais abundantes (em termos de densidade relativa) entre os regenerantes, pois estas mantiveram-se também entre as dez com maior CRTRN(%), com uma única alteração na seqüência hierárquica ($r_I = 0,985$ e $r_{II} = 0,916$, sendo “ r_I ” e “ r_{II} ” o coeficiente de correlação linear entre DR e CRTRN, para as dez espécies mais abundantes e para o restante das espécies, respectivamente). Novamente, os elevados valores constatados para esta variável evidenciam o padrão geral de acúmulo de indivíduos no estrato inferior (mais

denso) entre as espécies regenerantes, sendo este mais conspícuo para as espécies mais abundantes.

Generalizando, os parâmetros aplicados no cálculo da Regeneração Natural Relativa (RNR) mostraram-se altamente correlacionados à RNR ($r = 0,9981$, $r = 0,9944$ e $r = 0,9945$, sendo “r” o coeficiente de correlação linear para DR, FR e CRTRN, respectivamente). Logo, avaliando o componente como um todo, percebe-se uma certa “constância” da partição destas variáveis no cálculo de RNR, refletindo em pequenas alterações no ordenamento hierárquico das espécies a partir da combinação destas três variáveis. Considerando as 10 espécies de maior FR, apenas *Euterpe edulis* não figura entre as 10 de maior DR, CRTRN e RNR, com algumas modificações no posicionamento destas na sequência hierárquica.

4.6 - VALOR DE IMPORTÂNCIA AMPLIADO (VIA)

Das dez espécies de maior VI, excetuando a categoria “mortas”, oito apresentam o mesmo destaque em termos de VIA; devido à ausência de indivíduos de *Araucaria angustifolia*, ao único exemplar de *Jacaranda micrantha* e às abundâncias de *Psychotria suterella* e *Faramea montevidensis* no componente regenerante (15^a, 16^a, 4^a e 8^a no ranking de VIA, respectivamente; TABELA 3). As dez espécies de maior VIA acumulam 33,86% do valor total da comunidade.

4.7 - ESTRUTURA DIAMÉTRICA

A distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro é descontínua ou errática. A ausência de indivíduos a partir do centro de classe 87,5 cm é interrompida somente em 102,5 cm, por um único espécime de *A.angustifolia*. Sendo assim, para permitir o ajuste do modelo exponencial considerou-se apenas o intervalo até o centro de classe 82,5 cm, tornando a distribuição contínua. Os parâmetros β_0 e β_1 da equação linearizada a partir de $Y = 504,3e^{-0,409x}$ são altamente significativos ($p \lll 0,01$; pelo teste t a 5% de probabilidade). Desta forma podemos inferir que a estrutura diamétrica da comunidade obedece ao padrão J-invertido, com um elevado nível de ajuste ($R^2 = 0,95$; FIGURA 9). Os maiores indivíduos amostrados são espécimes de *Araucaria angustifolia*, *Machaerium nycitans*, *Duguetia lanceolata*, *Allophylus edulis*, *Diatenopteryx sorbifolia*, *Ocotea corymbosa*, *Parapiptadenia rigida* e *Cordia americana*, todos com representantes na classe 67,5cm ou superiores.

A maior fração dos indivíduos (acima de 70%) alcançam diâmetros de até 15cm, formando um estoque de crescimento apto à restituir as árvores mortas das maiores classes de diâmetro, perpetuando a estrutura diamétrica em equilíbrio. As 75 árvores mortas em pé amostradas ocupam 2,5m² de área basal. Entres estas, 40 encontram-se no intervalo acima referido.

O reduzido tamanho populacional de *A.angustifolia*, bem como a descontinuidade da distribuição de seus indivíduos em classes diamétricas impossibilitou o ajuste e teste do modelo exponencial. A baixíssima densidade e multi-interrupção de sua distribuição diamétrica pode ser um indício de que esta espécie em particular foi alvo de perturbações antrópicas severas em períodos remotos, quando o fragmento ainda não encontrava-se amparado pelo poder público sob a forma de Estação Ecológica; bem como outros fatores já discutidos em tópicos anteriores. Desta forma percebe-se novamente o grau de ameaça a qual a espécie está atualmente submetida na unidade, refletida em sua estrutura diamétrica totalmente desconfigurada, deturpada, desequilibrada. A ausência de indivíduos amostrados no componente regenerante, somado aos raros exemplares nas menores classes de diâmetro e às condições limitantes do entorno, evidencia a impossibilidade desta população auto-sustentar-se a longo prazo, causando a extinção do ecótipo local (FIGURA 10).

4.8 – CLASSIFICAÇÃO SUCESSIONAL DA ÁREA DE ESTUDO

Das 163 espécies observadas em ambos os componentes, 15 foram consideradas pioneiras, 43 secundárias iniciais, 45 secundárias tardias e 60 sem classificação. Constata-se um elevado número de espécies que não pôde ser classificado em nenhuma das categorias propostas por Gandolfi (1991), cuja classificação está mais consolidada para a Floresta Estacional Semidecidual; embora ocorram muitas espécies desta formação na unidade (como descrito no tópico subsequente).

Ao examinar a contribuição de cada grupo sucessional na DR, VI e VIA, nota-se a superioridade das espécies secundárias iniciais em todos os parâmetros considerados. As espécies secundárias tardias já apresentam considerável representatividade na comunidade, inclusive no componente regenerante, acumulando 23,66% da RNR (apenas 12 das 45 espécies não foram amostradas neste estrato). Entre as 10 espécies de maior VIA, quatro são secundárias iniciais (*Sorocea bonplandii*, *Syagrus romanzoffiana*, *Luehea divaricata* e *Matayba elaeagnoides*), três são secundárias tardias

(*Eugenia ligustrina*, *Trichilia catigua* e *Rudgea jasminoides*) e três não puderam ser classificadas (*Psychotria suterella*, *Faramea montevidensis* e *Parapiptadenia rigida*). A contribuição das espécies pioneiras foi bem mais modesta, sobretudo no componente regenerante, onde não reúnem mais que 3,15% da RNR (TABELA 4).

Avaliando dados estruturais, o diâmetro médio foi estimado em 16,2 cm, equivalente à uma área seccional média de 0,0206 m². As alturas média e máxima foram de 10,1m e 29m, respectivamente, sendo a última observada para *Jacaratia heptaphylla*. O dossel florestal apresentou-se relativamente contínuo, interrompido não raras vezes por clareiras, muitas das quais ocupadas quase que exclusivamente por densas touceiras de bambus. A amplitude da distribuição diamétrica é condizente ao esperado para Florestas Ombrófilas Mistas em estágio avançado de sucessão, haja vista a ausência de indivíduos a partir do centro de classe 87,5cm, interrompida por um único indivíduo de *Araucaria angustifolia* em 102,5cm; muito embora não tenha sido observada a predominância de indivíduos velhos sobre os adultos. Em tais florestas, muitas vezes observa-se um número maior de indivíduos senescentes e de grande porte desta espécie, a qual pode alcançar diâmetros de 150cm ou superiores (REITZ e KLEIN, 1966). O corte seletivo e indiscriminado dos indivíduos de maior porte pode ter contribuído para este padrão, conforme argumentado anteriormente, refletindo o estágio avançado de substituição da espécie. Estas características estruturais, aliadas à elevada diversidade estimada em ambos os estratos, à ausência de regeneração natural de *A. angustifolia* e de *Podocarpus lambertii* em ambos os componentes, à fisionomia do dossel descrita anteriormente, bem como a maior participação de espécies secundárias iniciais e tardias nos principais parâmetros fitossociológicos da comunidade nos permite classificá-la num estágio sucessional avançado, conforme orienta a Resolução n° 001/1994 do CONAMA. Algumas espécies de destaque no componente adulto são indicadoras de tal estágio em Florestas Ombrófilas Mistas, tais como *Luehea divaricata* e *Casearia sylvestris*, bem como outras de menor expressão, como *Ilex paraguariensis* e *Cedrela fissilis* (KLEIN, 1960).

4.9 – ÁREA DE OCORRÊNCIA DAS ESPÉCIES AMOSTRADAS NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE ITABERÁ, SP.

Considerando as 178 espécies amostradas nos levantamentos florístico e fitossociológico, 134 (74,9% do total de espécies) ocorrem na Floresta Ombrófila Densa (sendo 26 exclusivas desta formação); 129 (72,1%) na Floresta Estacional Semidecidual (sendo 16 exclusivas,); 57 (31,8%) na Floresta Ombrófila Mista (sendo quatro exclusivas); 21 (11,7%) na Floresta Estacional Decidual (sendo uma exclusiva); 31 (17,3%) na Restinga arbórea (nenhuma exclusiva); 19 (10,6%) no Cerradão e Cerrado *stricto sensu* (nenhuma exclusiva); 1 (0,6%) com distribuição ampla, na Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica (*Trichilia pallida*) e 15 espécies não foram classificadas em nenhuma categoria, devido à falta de informações disponíveis na literatura, bem como a incompleta identificação de parte destas (STEHMANN *et al.*, 2009) (TABELA 5; FIGURA 11).

Esta complexidade florística, traduzida num mosaico de espécies de diferentes procedências já era esperada, uma vez que a unidade se insere numa região de tensão ecológica, descrita anteriormente; bem como ao seu avançado estágio sucessional, o qual segundo Klein (1960) favorece a invasão das espécies latifoliadas oriundas tanto das florestas do planalto como da costa atlântica. No entanto, cabe salientar novamente que a literatura consultada provavelmente contém erros, dado o grande número de controvérsias quanto aos limites de distribuição geográfica das espécies frente a outras fontes literárias e a especialistas de reconhecida competência.

As espécies exclusivas das Florestas Ombrófila Densa e Estacional Semidecidual acumulam 14,39% e 8,18% do VIA, respectivamente; enquanto as espécies exclusivas da Floresta Ombrófila Mista reúnem apenas 1,87%, sendo que uma delas (*Mollinedia clavigera*) foi amostrada apenas no levantamento florístico. A única espécie exclusiva da Floresta Estacional Decídua (*Chomelia obtusa*) responde por apenas 0,11% do VIA.

Através do elevado número de espécies ocorrentes e exclusivas das Florestas Ombrófila Densa e Estacional Semidecidual, bem como a maior representatividade de suas espécies exclusivas na comunidade (expressa em termos de VIA), pode-se observar o atual e avançado processo de invasão e substituição das espécies típicas da Floresta Ombrófila Mista na unidade, descaracterizando-a como tal. Este padrão corrobora a hipótese levantada por Klein (1960), na qual o desequilíbrio dinâmico típico das

Florestas Mistas é causado pela maior habilidade competitiva das espécies das florestas latifoliadas do entorno no atual regime climático.

5 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Caso nenhuma medida de manejo seja tomada, a espécie definidora desta formação será extinta localmente e a vegetação da estação não mais deverá ser reconhecida oficialmente como Floresta Ombrófila Mista (VELOSO, 1991), mas sim como uma comunidade transicional entre as Florestas Ombrófila Densa e Estacional Semidecidual. Em outras palavras, este fragmento corresponde ao que Klein (1960) denominou de Floresta Ombrófila Mista, ou “Matas Mistas”, composta predominantemente por espécies características da mata pluvial subtropical, ocorrendo esporadicamente manchas de pinheiros, em sua maioria constituída por indivíduos velhos, adultos ou raquíticos. Logo, a classificação oficial e atual da vegetação da Estação Ecológica de Itaberá sustenta-se mais nos escassos indivíduos remanescentes de *A.angustifolia* do que na sua composição florística propriamente dita, tendendo a ser naturalmente abandonada em longo prazo ou sustentada artificialmente por práticas de manejo. Abandonando o rigor da classificação oficial da vegetação brasileira proposta por Veloso (1991), uma nomenclatura mais coerente com a realidade de campo verificada seria “Floresta de transição entre as Florestas Ombrófila Densa e Estacional Semidecidual com Araucárias”, já que estas não dominam mais a fitofisionomia da unidade.

Se o objetivo almejado pelos gestores da unidade for a preservação do Pinheiro-brasileiro, ainda que em baixa densidade e na “contra-mão” das leis naturais observadas em diversos pontos de sua distribuição, medidas de manejo deverão ser tomadas, tais como:

- Plantios de enriquecimento em clareiras : preferencialmente com material genético de áreas próximas, como Barra do Chapéu, SP, por exemplo; pois apresentam maior afinidade com o ecótipo da Estação, ou seja, maior potencial adaptativo às condições edafoclimáticas locais. Ao introduzir genótipos de áreas muito afastadas, com características ambientais muito díspares, como Campos do Jordão, SP, assume-se o risco da contaminação genética, pela introdução de genes pouco adaptados às condições

locais, previamente inexistentes e que possivelmente já teriam sido eliminados via seleção natural. Esta contaminação debilitaria ainda mais a habilidade competitiva da população, desfavorecendo sua permanência na unidade. A introdução de novos genes ampliaria a diversidade genética da população, amenizando os riscos de depressão endogâmica; respeitando os critérios mencionados anteriormente. Nos primeiros anos após o plantio, é recomendável o coroamento das mudas, acelerando seu crescimento inicial. Decorrido alguns anos, caso seja necessário, recomenda-se o desbaste de indivíduos vizinhos de espécies pioneiras latifoliadas estabelecidas naturalmente, cujo crescimento acelerado possa estar causando sombreamento excessivo das jovens árvores de Araucária, bem como acirrando a competição por água e nutrientes.

- Outro cenário hipotético para a semeadura e/ou plantio de mudas de *Araucaria angustifolia* que não contrariaria as leis naturais da dinâmica vegetacional desta formação seria a expansão da área protegida da unidade, ocupando as lavouras, pastagens e plantios florestais comerciais do entorno; explorando o caráter “nucleador” da espécie. No entanto, acredita-se que nesta situação, as espécies que usualmente acompanham o Pinheiro Brasileiro na ocupação de áreas abertas (tais como *Myrcia selloi*, *Myrceugenia euosma*, *Lamanonia ternata*, entre outras) seriam substituídas pelas espécies pioneiras presentes no fragmento, devido sobretudo à proximidade da fonte de sementes e a ausência dos elementos característicos dos estágios iniciais das Florestas Mistas no fragmento e possivelmente no entorno, uma vez que não fora observado capões próximos em estágio inicial de desenvolvimento. Isto provavelmente seria um reflexo da fragmentação da paisagem em regiões ecotonais, alterando drasticamente a dinâmica das comunidades vegetais e reduzindo a biodiversidade regional.

Esta estratégia possibilitaria a introdução “em massa” (maior número de indivíduos de *Araucaria angustifolia*), além de contribuir para a expansão das populações protegidas na unidade; embora constitua-se em ações mais custosas e conflituosas (indenização dos proprietários do entorno). O plantio e/ou semeadura exclusivamente em clareiras no interior da estação comprometeria a conservação das demais espécies pioneiras. Embora estes tratamentos aumentem momentaneamente a densidade populacional, sua contribuição para a auto-sustentabilidade da espécie na estação é duvidosa, haja visto o quadro natural de instabilidade da vegetação da região no atual regime climático, caracterizado pela invasão das Florestas latifoliadas sobre as Florestas com Araucária e destas sobre os campos, como argumentado por Klein (1960).

O plantio em áreas abertas do entorno tende a contribuir de maneira mais significativa e com um maior horizonte temporal para a permanência da Araucaria na paisagem, sem comprometer a regeneração natural das demais espécies pioneiras no interior da unidade.

- Controle de cipós apoiados sobre indivíduos remanescentes e introduzidos: esta prática visa liberar as Araucárias da competição com as lianas, incrementando seu crescimento e vigor reprodutivo.

- Introdução de dispersores autóctones : esta medida deve ser tomada somente após constatar-se a escassez de dispersores na área. Caso contrário, poderá aumentar demasiadamente a demanda por pinhões e comprometer a regeneração das Araucárias.

- Desenvolvimento de projetos de educação ambiental, intensificando a fiscalização durante a época de produção de pinhões: várias ferramentas podem ser utilizadas, tais como cartilhas, palestras, divulgação de informações em veículos tais como televisão, rádio, jornais, internet; visando conscientizar a população da importância de se preservar as Araucárias da estação, alertando para sua condição de ameaça e ilegalidade da coleta de pinhões no interior da unidade. A contratação temporária de guarda-parques devidamente treinados e equipados no período de dispersão da espécie auxiliaria na contenção de eventuais infratores, tornando a fiscalização mais ostensiva e eficiente.

No entanto, ainda que se consiga reverter a extinção prevista da população de *A.angustifolia*, a unidade continuaria apresentando maior semelhança florística com as florestas latifoliadas do entorno, pois as demais espécies típicas das associações mais incipientes da Floresta Ombrófila Mista já não conseguem mais formar populações viáveis no atual estágio sucessional; além de sua introdução e manejo mais dificultado, devido à atual escassez do conhecimento silvicultural destas espécies.

Generalizando, uma série de medidas podem ser tomadas pelos governos estaduais e federal, além da simples criação e implementação de novas Unidades de Conservação, visando a conservação e ampliação dos remanescentes de Floresta com Araucária no sul e sudeste do Brasil. Entre estas alternativas, podemos destacar o cumprimento da legislação florestal vigente (restauração e proteção de Áreas de Preservação Permanente e de Reserva Legal) estimulada através de pagamentos por

serviços ambientais; os incentivos ao ecoturismo em Unidades de Conservação e em reservas particulares; a pesquisa de novos produtos cosméticos e farmacológicos potencialmente extraíveis da Floresta com Araucária; o abatimento fiscal ao comércio de produtos não-madeireiros já consagrados no mercado consumidor, como o pinhão e a erva-mate, explorados de forma sustentada dos remanescentes, explorando inclusive seu potencial na geração de emprego e renda; bem como a busca por parcerias com o setor privado para captação de recursos voltados à estas oportunidades.

TABELA 1 - Listagem das espécies arbustivo-arbóreas amostradas em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista na Estação Ecológica de Itaberá, Itaberá, SP, Brasil. * Coletada no inventário florístico, no entorno das parcelas do inventário fitossociológico.

TABLE 1 - List of shrubs and tree species sampled on a Mixed Ombrophyllous Forest fragment in Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brazil. * Collected during floristic inventory, around the phytossociologic plots.

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Nome vulgar	MATERIAL COLETADO	
		FÉRTIL	ESTÉRIL
ANACARDIACEAE			
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Guaritá, Gibatão, Aroeirão		5962; 6628; 6638
<i>Lithraea molleoides</i> Engl.	Aroeira brava		
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Peito de pombo, Pau-pombo	RLRS 140*	6676
ANNONACEAE			
<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	Pindaíva, Corticeira, Cortiça	RLRS 141*	7222; 6617
<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	Araticum		5995;6574;6783
<i>Porcelia macrocarpa</i> (Warm.) R.E. Fr.	Banana-de-macaco		6508
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Pindauvuna, Pindaíba	RTP 1001	
<i>Xylopia langsdorfiana</i> St.Hilaire & Tulasne	Cedrinho	RTP 100*	

APOCYNACEAE

Aspidosperma polyneurum Müll. Arg.

Peroba rosa

Aspidosperma tomentosum Mart.

Pereiro-do-campo

5890;7212

Tabernaemontana laeta Mart.

Mata-pasto

AQUIFOLIACEAE

Ilex dumosa Reissek.

Mate, Erva-mate, Caúna

RLRS 143*

Ilex paraguariensis A. St.-Hil.

Erva-mate, Mate, Congonha

5860;6004

ARALIACEAE

Dendropanax cuneatus (DC.) Decne. & Planch.

Maria-mole, Pau-toa

RLRS 53*

Dendropanax monogynus (Vell.) Seem.

RLRS 118*

Schefflera angustissima (Marchal) Frodin

Mandioqueira, Mandioqueiro

Schefflera calva (Cham.) Frodin & Fiaschi

Mandioqueiro

ARAUCARIACEAE

Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze

Araucária, Pinheiro-brasileiro

RLRS 68

ARECACEAE

Euterpe edulis Mart.

Palmito, Palmito-Juçara

Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman

Jerivá, Coco-babão, Baba-de-boi

ASTERACEAE

Dasyphyllum brasiliense (Spreng.) Cabrera

Guaiapá-parreira; Cipó-agulha

10084

BIGNONIACEAE

Jacaranda micrantha Cham. Caroba 6342; 6918

BORAGINACEAE

Cordia americana L. Guajuvira, Apé-branco, Guaiabi 6088

CANNABACEAE

Celtis iguanaea (Jacq.) Sarg. Gumbixava, Cipó laranjinha

Trema micrantha (L.) Blume Crindiúva

CARDIOPTERIDACEAE

Citronella paniculata (Mart.) R.A. Howard Pau-de-corvo, Congonha 5929;6577

CARICACEAE

Jacaratia heptaphylla (Vell.) A. DC. Jaracatiá

CELASTRACEAE

Maytenus aquifolia Mart. Espinheira-Santa 5971

Maytenus evonymoides Reissek 10163

CLETHRACEAE

Clethra scabra Pers. Peroba-café 7045

COMBRETACEAE

Terminalia triflora (Griseb.) Lillo Capitãozinho 6684

CYATHEACEAE

Cyathea atrovirens (Langsd. & Fisch.) Domin Samambaiáçú

ELAEocarPACEAE

<i>Sloanea lasiocoma</i> K. Schum.	Sapopema		6340
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Sapopema, Laranjeira-do-mato		

EUPHORBIACEAE

<i>Acalypha gracilis</i> Spreng.		RLRS 142*	
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr	Folha-fedorenta	RLRS 71	5892; 6504
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Tapiá-guaçu, Tapiá, Pau-jangada		
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Mull.Arg.	Canela-raposa		6150
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui		6111
<i>Sebastiania klotzschiana</i> (Müll. Arg.) Müll. Arg.	Branquilho, Branquinho		6182
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	Canemaçu, Guatinga-branca		6715

FABACEAE - CAESALPINOIDEAE

<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	Falso-barbatimão		6368
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba, Pau d'óleo	RLRS 54	6612
<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne			6146
<i>Holocalyx balansae</i> Mich.	Alecrim-de-campinas		

FABACEAE - MIMOSOIDEAE

<i>Inga marginata</i> Willd	Ingá-feijão		6279;7116
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Ingá-macaco, Ingá-ferradura	RLRS 83*	
<i>Inga striata</i> Benth.	Ingá-banana		5925;6824

<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Angico-cedro		6406;6590;6719;6738;7132
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pau-Jacaré	RLRS 55*/120*	
<i>Senegalia polyphylla</i> DC. Britton & Rose	Monjoleiro, Espinheiro-Preto	RLRS 79*	
FABACEAE - FABOIDEAE			
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth.	Araribá-amarelo, Araribá	RLRS 130*	
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton			
<i>Exostyles godoyensis</i> Soares-Silva & Mansano		RLRS 93; RTP 1009	
<i>Lonchocarpus subglaucescens</i> Mart. ex Benth.	Embira-de-sapo	RLRS 155	
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Bico-de-pato		6657; 6922; 6978
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Cateretê, Jacarandá-branco		6046; 6053;6190;6196;6473
<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	Caviúna		6794; 6936
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Embira-de-sapo, Sapuvinha		5975;6039
<i>Machaerium vestitum</i> Vogel	Cateretê, Jacarandá-branco	RLRS 85*	
LAURACEAE			
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	Canela-frade, Canela Peluda	RLRS 127*, TMR 13	
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Canela, Canela-amarela		6768; 6093;7113
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canela-imbuia, Canela-preta	RLRS 77	6313;6377; 7083
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees. & Mart.	Canela-amarela	RLRS 119/33*	
<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo	Canela-fedida, Canela-de-corvo		5912;6193;6268;6679;6971
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Canela-fedorenta		5999;6161;6270;6569;6838;6843

<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez		RLRS 57*	5952;5987;6034; 6371;7010
<i>Ocotea elegans</i> Mez	Canela-parda, Canela-do-campo	RLRS 78*	6734
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez			5886;5919;6027;6086;6142;6162
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	Canelinha, Canela-lageana	RLRS 112*/116*/123*	
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	Canela	RLRS 48*/TMR 15	6258;6300;6347;6651;6942
<i>Ocotea</i> sp.			6902
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.		RTP 1002*	5896
LAXMANNIACEAE			
<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & C.D. Bouché	Guaraíva, Tuvarana,Uvarana		
<i>Cordyline terminalis</i> (L.) Kunth			
LECYTHIDACEAE			
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá-rosa		6465
LOGANIACEAE			
<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	Estralo		
MALVACEAE			
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira, Pau-de-paina	RLRS 156*	
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Araticum-bravo		
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Açoita-cavalo	RTP 108*, RTP 41*	6660

MELASTOMATACEAE

<i>Miconia doriana</i> Cogn.		RLRS 98/100*/65*/46*	
<i>Miconia hymenonervia</i> (Raddi) Cogn.			
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudim			
<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.	Jacatirão-mirim	RLRS 39/100*/97*/62*	10066;10846
<i>Miconia rigidiuscula</i> Cogn.			10881;10730
<i>Miconia tristis</i> Spring			10313;10595

MELIACEAE

<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	RLRS 162; RLRS 158	
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-rosa, Cedro, Cedro-batata		6367
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Café-do-mato, Marinheiro	RLRS 56*	
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Catiguá, Amarelinho, Aroeirinha	RTP 1008*	
<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	Catiguá-vermelho	RLRS 159*	
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Canela-do-mato, Catiguá	RLRS 160/40*, TMR 5	
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Catiguá, Marinheiro	RLRS 161*/145*/125*, TMR21	6022

MONIMIACEAE

<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	Corticeira	RLRS 72	5891
<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	Cidreira-do-mato	RLRS 94*	
<i>Mollinedia elegans</i> Tul.		RLRS 88	5859; 6195;6415;6464;7163
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Guatambú-langanha, Capixim		10333;10035; 11153

<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	Erva de Santo-Antônio	RLRS 87*	10369
MORACEAE			
<i>Ficus insipida</i> Willd.	Figueira-do-brejo,Mata-pau	RLRS 95*,TMR17*	
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	Gameleira-vermelha	TMR 14	7218
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	Falsa-espinheira-santa	RLRS 63/59	10013
MYRSINACEAE			
<i>Rapanea loefgrenii</i> Mez	Pororoca	RLRS 38*/96*	6035;6037;6511;7036
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	Capororocão	RLRS 49*, TMR 7	6580; 6599
MYRTACEAE			
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	Guamirim-de-facho	RLRS 52*, TMR 8	10582
<i>Calyptranthes grandifolia</i> O. Berg	Guamirim-chorão		7214
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	Sete-capotes		6017; 6107; 6304; 6476; 6883
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	Guabirobeira		6876
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.			
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	Guamirim-de-folha-miúda	RTP 1000*	
<i>Eugenia ligustrina</i> (S.W.) Willd		RLRS 60/64/104/301	
		RTP 70/1000	5587;6052;6060;6075;6272
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	Batinga-branca, Batinga, Ingabaú	RTP 997	5938;6064;10612;10316;10122
<i>Eugenia stenophylla</i> O. Berg			5939; 6032;6041;6218;6256;6530

<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga, Pitangueira	RTP 998*	6361;6398
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	Cambuí	TMR 6	7081
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam). DC.	Cambuí		6765
<i>Myrcia pulchra</i> Kiaersk			7128
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	Guamirim-de-folha-miúda		6933;6940
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	Camboim, Jabuticabinha		10751; 10042
<i>Myrciaria rivularis</i> (Camb.)			6103;6720;6514;7217
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	Cambuí, Murta-do-campo	RLRS 50*	
<i>Psidium</i> sp.			10242
NYCTAGINACEAE			
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Maria-mole	RLRS 179/124*	
OLEACEAE			
<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S. Green	Pitaguará	RLRS 69	5885
OPILIACEAE			
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook. f.	Mamica-de-cadela		6906; 6994;7084; 7143; 6837
PERACEAE			
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Tabocuva	RLRS 117*, TMR 11	
PHYTOLACCACEAE			
<i>Seguieria langsdorffii</i> Moq.	Laranja-do-mato		5870

PIPERACEAE

<i>Piper arboreum</i> Aubl.		RTP 1011*	10575
<i>Piper cf. bowiei</i> Yunck.			10699

PROTEACEAE

<i>Roupala brasiliensis</i> Klotz.	Carvalho-brasileiro		
------------------------------------	---------------------	--	--

RHAMNACEAE

<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Saguraji		
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Saguaraji-amarelo		6172;6173

ROSACEAE

<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro bravo		
------------------------------------	-------------------	--	--

RUBIACEAE

<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K. Schum.			6141; 6667; 7104; 7124
<i>Alibertia myrcifolia</i> Spruce ex K. Schum.	Marmemelinho, Marmelo-branco		6246; 7207;10037
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	Café-de-bugre, Canela-de-veado		6618
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.			6390;6811
<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.		RTP 1007; RTP 176*	10637; 5878;6128
<i>Ixora venulosa</i> Benth.	Ixora	RLRS 174	
<i>Psychotria longipes</i> Müll. Arg.		RLRS 147*	
<i>Psychotria stachyoides</i> Benth.			
<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.	Cafezinho-roxo-da-mata		6287

<i>Rudgea gardenioides</i> (Cham.) Müll. Arg.	Arapoca, Pau-de-bóia	RLRS 146*	
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	Jasmim-do-mato, Cinzeiro	RLRS 148/61	5917;6680;6682
<i>Rudgea</i> cf. <i>jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	Jasmim-do-mato, Cinzeiro		
RUTACEAE			
<i>Esembeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.	Chupa-ferro, Laranjeira-do-mato	RLRS 99*	
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	Amarelinho, Canela-de-veado	RLRS 138*/115*;TMR16	10269;6486; 10136
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	Crista-de-peru	RLRS 101/36*	
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	Arruda-brava, Mamica-de-porca		6118;6285;7229
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Mamica-de-porca-branca		7024
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A. St.-Hil.	Maminha-de-porca		5876;6639;7201;7265
SALICACEAE			
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guassatonga		6216
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Pau-de-espeto, Cambroé		5877; 6165; 6718; 6799
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.			6167;6168.6294;6442;6583;6649
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Café-do-mato, Guassatonga		5874;6229;6490;6541;7066
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	Marmeladinha, Cuiteleiro	RTP 995; RLRS 178*	6366
<i>Xylosma tweediana</i> (Clos) Eichler	Espinho-de-judeu, Sucará		6339;6619;6656;6675;6974;7088
SAPINDACEAE			
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Três-folhas-do-mato, Fruta-de-paraó		6072

<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	Camboatá-de-folha miúda	RLRS 45	6407
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatá-vermelho	RLRS 42	
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Maria-preta	TMR 12	6573; 6983
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatá-branco	RTP 1005	6082;6334;6686;6964;7144
SAPOTACEAE			
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Aguaí-da-serra		5970;6286;6395
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Aguaí-vermelho		6357
<i>Pouteria gardneriana</i> (A. DC.) Radlk.	Aguaí-guaçu		5933
SOLANACEAE			
<i>Brunfelsia pauciflora</i> (Cham. & Schltl.) Benth.	Manacá-grado		
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	Coerana ou Pessegueiro-branco		6637
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	Joá-açu	RLRS 121*/126*/166*	6793
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	Falsa-quina, Quina-de-são-paulo	RLRS 132*	
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Roem. & Schult.	Joá-manso, Juá	RLRS 167	6026;6346; 10883
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.		TMR 1*	6828
STYRACACEAE			
<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	Jacutinga, Jaquatinga	RLRS 163*	
<i>Styrax camporum</i> Pohl	Benjoeiro, Cuia-do-brejo		6076
<i>Styrax pohlii</i> A. DC.	Benjoeiro, Árvore-de-bálsamo		6179

URTICACEAE

Cecropia glaziovii Sneathl.

Embaúba-vermelha

Cecropia pachystachya Trécul

Embaúba-do-brejo

VERBENACEAE

Verbenaceae sp.1

TMR 29

VOCHYSIACEAE

Vochysia magnifica Warm.

Cinzeiro-da-serra

5875;7098

Vochysia tucanorum Mart.

Pau-de-tucano, Fruta-de-tucano

RLRS 173*,TMR 18*/19*

TABELA 2 – Levantamentos fitossociológicos utilizados na comparação florística entre áreas de Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual nos estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

TABLE 2 – Phytosociologic surveys utilized on floristic comparison between areas of Mixed Ombrophyllous Forest, Dense Ombrophyllous Forest, Seasonal Semidecidual Forest and Seasonal Decidual Forest on São Paulo, Paraná, Santa Catarina and Rio Grande do Sul states.

Cod.	Autoria	Localidade	CF	Lat.	Long.	Alt.(m)	CI(cm)	S
AP	Godoy, 2001	Apiá e Iporanga - SP	DM	-	-	600	4,8	49
AP1	Godoy, 2001	Apiá e Iporanga - SP	DM	-	-	600	4,8	44
AP2	Godoy, 2001	Apiá e Iporanga - SP	DM	-	-	670	4,8	92
BC	Souza, 2008	Barra do Chapéu - SP	MM	24°28′	49°01′	900	4,8	123
CB	Custódio Filho, 2002	Capão Bonito – SP	DM	24°00′	48°00′	600	10,0	88
CÇ	Negrelle <i>et al.</i> , 1992	Caçador – SC	MA	26°47′	51°01′	1100	5,0	43
CJ1	Los, 2004	Campos do Jordão - SP	MA	22°45′	45°30′	1467	5,0	120
CJ2	Souza, 2008	Campos do Jordão - SP	MA	22°41′	45°27′	1500	4,8	58
CM	Cielo Filho & Santin, 2002	Campinas - SP	SM	22°53′	47°04′	685	4,8	105
CR	Rondon Neto <i>et al.</i> , 2002(a)	Criúva - RS	MM	29°00′	55°56′	860	5,0	37
CS	Formento <i>et al.</i> , 2004	Campo Belo do Sul-SC	MA	28°00′	50°49′	1017	3,3	70
CT1	Rondon Neto <i>et al.</i> , 2002 (b)	Curitiba - PR	MM	25°26′	49°14′	-	5,0	77
CT2	Kozera <i>et al.</i> , 2005(a)	Curitiba - PR	MM	-	-	900	3,3	103
CT3	Kozera <i>et al.</i> , 2005(b)	Curitiba - PR	MM	-	-	900	10,0	77
GA	Durigan <i>et al.</i> , 2000	Gália - SP	SM	22° 24′	49°42′	600	5,0	62

Cod.	Autoria	Localidade	CF	Lat.	Long.	Alt.(m)	CI(cm)	S
GC	Watzlawick <i>et al.</i> , 2005	General Carneiro - PR	MM	26°26´	51°25´	900	3,3	39
GP1	Cordeiro & Rodrigues 2007	Guarapuava -PR	MA	25°21´	51°28´	1070	4,8	45
GP2	Silva, 2003	Guarapuava - PR	MA	25°21´	51°28´	1100	4,8	55
GP3	Silva, 2003	Guarapuava - PR	MM	25°21´	51°28´	-	4,8	42
IG	Ivanauskas <i>et al.</i> , 1999	Itatinga – SP	SM	23°17´	48°33´	580	4,8	97
IT	Este estudo, 2011	Itaberá - SP	MM	23°50´	49°08´	680	4,8	135
MC	Tomasulo & Cordeiro, 2000	Mogi das Cruzes - SP	DM	-	-	810	4,8	133
NP	Nascimento <i>et al.</i> ,2001	Nova Prata - RS	MM	28°56´	51°53´	660	9,5	55
PI	Seger <i>et al.</i> , 2005	Pinhais - PR	MM	25°24´	49°07´	900	5,0	41
PR	Ivanauskas & Rodrigues,2000	Piracicaba - SP	SDM	22°39´	47°39´	554	4,8	110
RG1	Nascimento, 1994	Ribeirão Grande - SP	DM	24°16´	48°25´	-	4,8	23
RG2	Nascimento, 1994	Ribeirão Grande - SP	DM	24°16´	48°25´	-	4,8	52
RG3	Nascimento, 1994	Ribeirão Grande - SP	DM	24°16´	48°25´	-	4,8	33
SA1	Mantovani <i>et al.</i> , 1991	Salesópolis - SP	DM	-	-	850	4,8	29
SA2	Mantovani <i>et al.</i> , 1991	Salesópolis - SP	DM	-	-	830	4,8	39
SA3	Mantovani <i>et al.</i> , 1991	Salesópolis - SP	DM	-	-	840	4,8	42
SA4	Mantovani <i>et al.</i> , 1991	Salesópolis - SP	DM	-	-	850	4,8	46
SB1	Dias, 2004	Sete Barras - SP	DM	24°00´	47°55´	-	5,0	155
SB2	Dias, 2004	Sete Barras - SP	DM	24°00´	47°55´	-	5,0	157
SB3	Aguiar, 2003	Sete Barras - SP	DM	24°03´	47°59´	800	5,0	108

Cod.	Autoria	Localidade	CF	Lat.	Long.	Alt.(m)	CI(cm)	S
SB4	Dias <i>et al.</i> , 2000	Sete Barras - SP	DM	24°00′	47°45′	-	10,0	152
SC	Silva e Soares, 2002	São Carlos - SP	SM	21°55′	47°48′	850	5,0	77
SF1	Sonego <i>et al.</i> , 2007	São Francisco de Paula - RS	MM	29°27′	50°25′	923	5,0	41
SF2	Sonego <i>et al.</i> , 2007	São Francisco de Paula - RS	MM	29°27′	50°25′	923	10,0	41
SJ1	Durigan, 1999	São João do Triunfo - PR	MM	25°34′	50°05′	780	10,0	51
SJ2	Sanqueta <i>et al.</i> , 2002	São João do Triunfo - PR	MM	25°34′	50°05′	780	10,0	65
SJC	Silva, 1989	São José dos Campos - SP	DM	23°12′	45°52′	640-1040	4,8	195
SL1	Tabarelli <i>et al.</i> , 1994	São Luiz do Paraitinga - SP	DM	24°21′	46°30′	-	3,2	36
SL2	Tabarelli <i>et al.</i> , 1994	São Luiz do Paraitinga - SP	DM	25°21′	47°30′	-	3,2	36
SM1	Dias, 1993	São Miguel Arcanjo - SP	DM	-	-	760	10,0	152
SM2	Custodio Filho, 2002	São Miguel Arcanjo - SP	DM	24°00′	48°00′	1000	10,0	69
SM3	Custodio Filho, 2002	São Miguel Arcanjo - SP	DM	24°00′	48°00′	800	10,0	78
SM4	Rodrigues <i>et al.</i> , 2004	São Miguel Arcanjo - SP	DS	24°00′	47°45′	350	5,0	205
SM5	Lima & Moura, 2006	São Miguel Arcanjo - SP	DM	24°20′	47°44′	700-900	4,8	156
SP	Baitello <i>et al.</i> , 1992	São Paulo - SP	DM	23°22′	46°26′	850-1200	10,0	140
SR	Leite e Rodrigues, 2008	São Roque - SP	SM	23°31′	47°06′	850-1025	4,8	117
UB1	Sanchez, 1999	Ubatuba - SP	DM	-	-	600	4,8	106
UB2	Sanchez, 1999	Ubatuba - SP	DM	-	-	1000	4,8	91

Cod.= Código da Localidade; CF = Classe de formação, MM = Floresta Ombrófila Mista Montana, MA = Floresta Ombrófila Mista Altomontana, DM = Floresta Ombrófila Densa Montana, DS = Floresta Ombrófila Densa Submontana, SM = Floresta Estacional Semidecidual Montana, SDM = Floresta Estacional Decidual Montana; Lat.= Latitude; Long.= Longitude; Alt.= Altitude; CI = Critério de Inclusão; S = riqueza.

Cod.= Locality code; CF= Formation class, MM = Montane Mixed Ombrophyllous Forest, MA = High Montane Mixed Ombrophyllous Forest, DM= Montane Dense Ombrophyllous Forest, DS = Low Montane Dense Ombrophyllous Forest, SM = Montane Seasonal Semideciduous Forest, SDM = Montane

Seasonal Deciduous Forest; Lat.= Latitude; Long.= Longitude; Alt.=Altitude; CI= Inclusion criterion; S= species richness.

TABELA 3 – Parâmetros fitossociológicos das espécies arbustivo-arbóreas amostradas em trecho de Floresta Ombrófila Mista na Estação Ecológica de Itaberá, Itaberá, SP, Brasil. N : número de indivíduos (adultos); DR: densidade relativa (adultos) ; FR: frequência relativa (adultos) ; DoR: dominância relativa ; VC(%) : valor de cobertura percentual ; VI(%) : valor de importância percentual ; PSR: posição sociológica relativa ; CRTRN: classe relativa de tamanho da regeneração natural ; RNR(%): regeneração natural relativa percentual ; VIA(%): valor de importância ampliado percentual. As espécies encontram-se ordenadas em ordem decrescente de VI(%) .

TABLE 3 – Phytossociologic parameters for shrubs and tree species sampled on a stretch of Mixed Ombrophylous Forest in Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brazil. N : individual´s number (adults); DR : relative density (adults) ; FR : relative frequency (adults) ; DoR : relative dominance ; VC(%) : coverage value (percentage) ; VI(%) : importance value (percentage) ; PSR : relative sociologic position ; CRTRN: relative size class for natural regeneration ; RNR(%) : relative natural regeneration ; VIA(%) : amplified importance value (percentage). The species are listed in a decrescent order for VI(%) .

Nome Científico	N	DR	FR	DoR	VC (%)	VI (%)	PSR	CRTRN	RNR	VIA (%)
<i>Sorocea bonplandii</i>	164	11,48	4,95	4,14	7,81	6,86	13,52	15,35	13,00	9,42
Morta	75	5,25	4,16	7,33	6,29	5,58	4,05	0,22	0,46	4,25
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	53	3,71	3,26	5,24	4,47	4,07	1,75	0,00	0,00	2,79
<i>Eugenia ligustrina</i>	87	6,09	3,60	1,37	3,73	3,69	6,87	1,57	1,43	3,87
<i>Luehea divaricata</i>	37	2,59	1,46	6,85	4,72	3,64	2,30	0,00	0,00	2,64
<i>Matayba elaeagnoides</i>	30	2,10	1,91	5,11	3,60	3,04	1,62	0,63	0,54	2,26
<i>Parapiptadenia rigida</i>	26	1,82	1,80	5,21	3,52	2,94	1,54	0,31	0,29	2,13
<i>Araucaria angustifolia</i>	9	0,63	0,90	6,30	3,46	2,61	0,25	0,00	0,00	1,62
<i>Trichilia catigua</i>	44	3,08	2,92	0,82	1,95	2,28	3,57	1,6	1,49	2,38
<i>Rudgea jasminoides</i>	49	3,43	2,59	0,79	2,11	2,27	3,68	0,47	0,45	2,19
<i>Jacaranda micrantha</i>	24	1,68	1,80	3,01	2,34	2,16	1,37	0,03	0,11	1,59
<i>Duguetia lanceolata</i>	27	1,89	2,25	2,16	2,02	2,10	2,02	0,16	0,15	1,69
<i>Casearia sylvestris</i>	27	1,89	2,25	1,37	1,63	1,84	2,04	0,00	0,00	1,51
<i>Machaerium paraguariense</i>	26	1,82	1,91	1,50	1,66	1,74	1,80	0,00	0,00	1,41
<i>Eugenia stenophylla</i>	27	1,89	2,02	1,06	1,48	1,66	2,24	1,16	1,30	1,70
<i>Ocotea indecora</i>	22	1,54	2,02	1,13	1,34	1,57	1,94	0,31	0,24	1,38

Nome Científico	N	DR	FR	DoR	VC (%)	VI (%)	PSR	CRTRN	RNR	VIA (%)
<i>Allophylus edulis</i>	16	1,12	1,57	1,85	1,48	1,51	1,19	2,7	2,53	1,65
<i>Aspidosperma polyneurum</i>	17	1,26	1,46	1,74	1,50	1,49	0,91	0,83	1,00	1,28
<i>Casearia gossypiosperma</i>	18	1,19	0,90	2,38	1,78	1,49	0,95	0,00	0,00	1,08
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	8	0,56	0,56	3,26	1,91	1,46	0,14	0,00	0,00	0,90
<i>Machaerium scleroxylon</i>	13	0,91	1,01	2,41	1,66	1,44	0,67	0,00	0,00	1,00
<i>Machaerium stipitatum</i>	16	1,12	1,35	1,69	1,41	1,39	1,00	0,47	0,45	1,12
<i>Machaerium nyctitans</i>	13	0,91	1,01	2,19	1,55	1,37	0,94	0,34	0,40	1,09
<i>Faramea montevidensis</i>	20	1,40	1,80	0,56	0,98	1,25	1,52	6,73	6,59	2,37
<i>Trichilia clausenii</i>	21	1,47	1,69	0,58	1,02	1,25	1,69	1,75	1,84	1,45
<i>Dendropanax cuneatus</i>	18	1,26	1,46	0,91	1,09	1,21	1,37	0,16	0,15	1,03
<i>Ocotea corymbosa</i>	11	0,77	0,90	1,81	1,29	1,16	0,76	0,00	0,00	0,85
<i>Helietta apiculata</i>	11	0,77	1,01	1,48	1,13	1,09	0,70	5,34	5,06	1,81
<i>Copaifera trapezifolia</i>	19	1,33	1,46	0,47	0,90	1,09	1,46	2,51	2,38	1,42
<i>Exostyles godoyensis</i>	17	1,19	1,35	0,66	0,93	1,07	1,50	0,95	0,99	1,14
<i>Inga striata</i>	14	0,98	1,46	0,72	0,85	1,05	1,16	0,00	0,00	0,86
<i>Mollinedia elegans</i>	20	1,40	1,46	0,23	0,82	1,03	1,52	0,00	0,00	0,92
<i>Euterpe edulis</i>	21	1,47	1,35	0,25	0,86	1,02	0,98	1,75	1,74	1,16
<i>Croton floribundus</i>	13	0,91	0,90	1,23	1,07	1,01	0,87	0,03	0,11	0,80
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	8	0,56	0,90	1,49	1,02	0,98	0,30	0,00	0,00	0,65
<i>Xylosma tweediana</i>	10	0,70	0,90	1,35	1,02	0,98	0,60	0,00	0,00	0,71
<i>Sebastiania klotzschiana</i>	17	1,19	0,90	0,82	1,01	0,97	1,43	0,63	0,54	0,98
<i>Actinostemon conceptionis</i>	24	1,68	0,79	0,25	0,96	0,91	1,80	0,6	0,96	1,10
<i>Cabralea canjerana</i>	14	0,98	1,35	0,34	0,66	0,89	1,23	0,00	0,00	0,78
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	15	1,05	1,12	0,45	0,75	0,88	1,24	0,01	0,10	0,79
<i>Guatteria australis</i>	11	0,77	1,24	0,38	0,57	0,80	0,89	0,16	0,15	0,69
<i>Aspidosperma quirandy</i>	7	0,49	0,67	1,14	0,81	0,77	0,41	0,01	0,10	0,56
<i>Pilocarpus pennatifolius</i>	15	1,05	0,90	0,29	0,67	0,75	1,32	2,21	1,92	1,10
<i>Cordia americana</i>	5	0,35	0,34	1,39	0,87	0,69	0,17	0,16	0,15	0,48
<i>Nectandra lanceolata</i>	4	0,28	0,45	1,34	0,81	0,69	0,28	0,00	0,00	0,47
<i>Cedrela fissilis</i>	5	0,35	0,45	0,87	0,61	0,56	0,23	0,00	0,00	0,38
<i>Prunus myrtifolia</i>	9	0,63	0,79	0,23	0,43	0,55	0,71	0,34	0,40	0,55
<i>Alibertia concolor</i>	8	0,56	0,90	0,11	0,33	0,52	0,63	0,00	0,00	0,44
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	7	0,49	0,56	0,42	0,45	0,49	0,62	0,32	0,34	0,49
<i>Ocotea bicolor</i>	6	0,42	0,67	0,34	0,38	0,48	0,46	0,00	0,00	0,38
<i>Cupania tenuivalvis</i>	8	0,56	0,67	0,18	0,37	0,47	0,70	0,03	0,11	0,44
<i>Casearia obliqua</i>	7	0,49	0,67	0,25	0,37	0,47	0,55	0,00	0,00	0,39
<i>Nectandra megapotamica</i>	7	0,49	0,56	0,37	0,43	0,47	0,55	0,00	0,00	0,40
<i>Psychotria suterella</i>	7	0,49	0,79	0,07	0,28	0,45	0,14	16,86	17,54	3,81
<i>Rapanea loefgrenii</i>	8	0,56	0,67	0,11	0,34	0,45	0,63	0,86	0,95	0,59
<i>Agonandra brasiliensis</i>	5	0,35	0,56	0,44	0,39	0,45	0,44	0,00	0,00	0,36
<i>Zanthoxylum monogynum</i>	6	0,42	0,56	0,33	0,38	0,44	0,46	0,18	0,25	0,40
<i>Alchornea triplinervia</i>	6	0,42	0,56	0,35	0,38	0,44	0,39	0,00	0,00	0,34
<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	5	0,49	0,67	0,09	0,29	0,42	0,46	0,31	0,29	0,40
<i>Sloanea lasiocoma</i>	7	0,35	0,56	0,33	0,34	0,42	0,23	0,16	0,15	0,33
<i>Astronium graveolens</i>	6	0,42	0,56	0,24	0,33	0,41	0,46	0,34	0,40	0,42
<i>Chionanthus filiformis</i>	6	0,42	0,67	0,11	0,26	0,40	0,45	0,31	0,29	0,39
<i>Trema micrantha</i>	9	0,63	0,45	0,13	0,38	0,40	0,79	0,00	0,00	0,40
<i>Ocotea silvestris</i>	5	0,35	0,56	0,29	0,32	0,40	0,30	0,00	0,00	0,30
<i>Jacaratia heptaphylla</i>	5	0,35	0,22	0,63	0,49	0,40	0,30	0,00	0,00	0,30
<i>Myrcia multiflora</i>	7	0,49	0,56	0,12	0,31	0,39	0,62	0,00	0,00	0,36

Nome Científico	N	DR	FR	DoR	VC (%)	VI (%)	PSR	CRTRN	RNR	VIA (%)
<i>Inga marginata</i>	6	0,42	0,56	0,16	0,29	0,38	0,45	0,86	1,06	0,53
<i>Tapirira guianensis</i>	5	0,35	0,56	0,18	0,27	0,36	0,44	0,00	0,00	0,31
<i>Maytenus aquifolia</i>	5	0,35	0,45	0,21	0,28	0,34	0,44	0,16	0,15	0,32
<i>Prockia crucis</i>	5	0,35	0,56	0,12	0,23	0,34	0,36	0,16	0,15	0,31
<i>Ilex paraguariensis</i>	5	0,35	0,56	0,09	0,22	0,33	0,44	0,00	0,00	0,29
<i>Myrciaria rivularis</i>	5	0,35	0,56	0,07	0,21	0,33	0,44	0,00	0,00	0,28
<i>Lithraea molleoides</i>	2	0,14	0,22	0,59	0,36	0,32	0,11	0,00	0,00	0,21
<i>Persea willdenovii</i>	1	0,07	0,11	0,70	0,39	0,29	0,02	0,00	0,00	0,18
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	5	0,28	0,45	0,11	0,20	0,28	0,27	0,32	0,40	0,30
<i>Citronella paniculata</i>	4	0,35	0,45	0,05	0,20	0,28	0,44	0,17	0,25	0,31
<i>Eugenia ramboi</i>	3	0,21	0,34	0,21	0,21	0,25	0,20	4,98	4,92	1,18
<i>Eugenia uniflora</i>	5	0,35	0,34	0,05	0,20	0,25	0,28	1,26	1,19	0,44
<i>Trichilia elegans</i>	2	0,28	0,34	0,05	0,17	0,22	0,27	0,94	1,36	0,46
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	4	0,14	0,22	0,31	0,22	0,22	0,11	0,48	0,49	0,25
<i>Schefflera calva</i>	3	0,21	0,34	0,08	0,15	0,21	0,20	0,00	0,00	0,17
<i>Rapanea umbellata</i>	3	0,21	0,34	0,08	0,14	0,21	0,19	0,00	0,00	0,16
<i>Ocotea sp.</i>	1	0,07	0,11	0,44	0,25	0,21	0,02	0,00	0,00	0,13
<i>Myrcia rostrata</i>	3	0,21	0,34	0,04	0,12	0,20	0,20	0,65	0,70	0,30
<i>Ocotea elegans</i>	2	0,14	0,22	0,23	0,18	0,20	0,04	0,16	0,15	0,16
<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	3	0,21	0,34	0,04	0,12	0,20	0,26	0,00	0,00	0,17
<i>Myrcia laruotteana</i>	3	0,21	0,34	0,05	0,13	0,20	0,19	0,00	0,00	0,16
<i>Casearia decandra</i>	3	0,21	0,34	0,03	0,12	0,19	0,26	0,84	0,95	0,36
<i>Alibertia myrciifolia</i>	3	0,21	0,34	0,02	0,11	0,19	0,19	0,94	0,89	0,33
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	2	0,21	0,22	0,13	0,17	0,19	0,20	0,22	0,46	0,25
<i>Calyptanthes grandifolia</i>	3	0,21	0,34	0,02	0,12	0,19	0,19	0,31	0,29	0,21
<i>Pera glabrata</i>	3	0,14	0,22	0,21	0,17	0,19	0,11	0,00	0,00	0,14
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	3	0,21	0,34	0,03	0,12	0,19	0,26	0,00	0,00	0,17
<i>Vochysia magnifica</i>	3	0,21	0,22	0,10	0,16	0,18	0,12	0,00	0,00	0,13
<i>Copaifera langsdorffii</i>	2	0,07	0,11	0,26	0,16	0,15	0,02	0,16	0,15	0,12
<i>Ficus luschnathiana</i>	1	0,14	0,22	0,09	0,11	0,15	0,18	0,00	0,00	0,13
<i>Zanthoxylum fagara</i>	1	0,07	0,11	0,25	0,16	0,15	0,02	0,00	0,00	0,09
<i>Ceiba speciosa</i>	2	0,07	0,11	0,25	0,16	0,14	0,09	0,16	0,15	0,13
<i>Colubrina glandulosa</i>	1	0,14	0,22	0,06	0,10	0,14	0,11	0,00	0,00	0,11
<i>Porcelia macrocarpa</i>	1	0,07	0,11	0,24	0,15	0,14	0,02	0,00	0,00	0,09
<i>Guapira opposita</i>	2	0,14	0,22	0,01	0,08	0,13	0,18	0,47	0,45	0,20
<i>Trichilia pallida</i>	2	0,14	0,22	0,02	0,08	0,13	0,18	0,03	0,11	0,13
<i>Mollinedia argyrogyna</i>	1	0,14	0,22	0,04	0,09	0,13	0,18	0,00	0,00	0,12
<i>Cassia leptophylla</i>	2	0,07	0,11	0,21	0,14	0,13	0,02	0,00	0,00	0,08
<i>Chomelia obtusa</i>	2	0,14	0,22	0,03	0,08	0,13	0,18	0,00	0,00	0,11
<i>Cyathea atrovirens</i>	3	0,21	0,11	0,06	0,14	0,13	0,03	0,00	0,00	0,08
<i>Cecropia pachystachya</i>	2	0,14	0,11	0,05	0,10	0,10	0,18	0,00	0,00	0,10
<i>Holocalyx balansae</i>	2	0,14	0,11	0,03	0,09	0,10	0,18	0,01	0,10	0,11
<i>Cecropia glaziovi</i>	1	0,07	0,11	0,12	0,09	0,10	0,02	0,00	0,00	0,06
<i>Ocotea pulchella</i>	1	0,07	0,11	0,09	0,08	0,09	0,02	0,00	0,00	0,06
<i>Solanum bullatum</i>	1	0,07	0,11	0,10	0,09	0,09	0,02	0,00	0,00	0,06
<i>Clethra scabra</i>	1	0,07	0,11	0,08	0,08	0,09	0,09	0,00	0,00	0,07
<i>Solanum swartzianum</i>	1	0,07	0,11	0,05	0,06	0,08	0,09	0,22	0,46	0,16
<i>Pouteria gardneriana</i>	1	0,07	0,11	0,06	0,06	0,08	0,09	0,00	0,00	0,07
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	1	0,07	0,11	0,06	0,07	0,08	0,09	0,00	0,00	0,07
<i>Terminalia triflora</i>	1	0,07	0,11	0,04	0,06	0,08	0,02	0,00	0,00	0,05

Nome Científico	N	DR	FR	DoR	VC (%)	VI (%)	PSR	CRTRN	RNR	VIA (%)
<i>Cupania vernalis</i>	1	0,07	0,11	0,02	0,05	0,07	0,09	1,1	0,93	0,24
<i>Amaioua intermedia</i>	1	0,07	0,11	0,02	0,05	0,07	0,09	0,16	0,15	0,09
<i>Cestrum intermedium</i>	1	0,07	0,11	0,02	0,04	0,07	0,09	0,16	0,15	0,09
<i>Seguiera langsdorffii</i>	1	0,07	0,11	0,02	0,04	0,07	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Tabernaemontana laeta</i>	1	0,07	0,11	0,03	0,05	0,07	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Cordyline terminalis</i>	1	0,07	0,11	0,02	0,05	0,07	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Styrax camporum</i>	1	0,07	0,11	0,02	0,05	0,07	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Cariniana estrellensis</i>	1	0,07	0,11	0,01	0,04	0,07	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Myrcia pulchra</i>	1	0,07	0,11	0,03	0,05	0,07	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Schefflera angustissima</i>	1	0,07	0,11	0,04	0,05	0,07	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1	0,07	0,11	0,02	0,05	0,07	0,01	0,00	0,00	0,04
<i>Ixora venulosa</i>	1	0,07	0,11	0,01	0,04	0,06	0,09	0,94	0,89	0,23
<i>Miconia petropolitana</i>	1	0,07	0,11	0,01	0,04	0,06	0,09	0,06	0,31	0,12
<i>Nectandra oppositifolia</i>	1	0,07	0,11	0,01	0,04	0,06	0,09	0,31	0,29	0,11
<i>Xylopia brasiliensis</i>	1	0,07	0,11	0,01	0,04	0,06	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Styrax pohlii</i>	1	0,07	0,11	0,01	0,04	0,06	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Miconia Doriana</i>	1	0,07	0,11	0,01	0,04	0,06	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Lonchocarpus subglaucescens</i>	1	0,07	0,11	0,01	0,04	0,06	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Senegalia polyphylla</i>	1	0,07	0,11	0,01	0,04	0,06	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Alchornea glandulosa</i>	1	0,07	0,11	0,01	0,04	0,06	0,09	0,00	0,00	0,06
<i>Rudgea cf. jasminoides</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,14	3,87	0,77
<i>Celtis iguanaea</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,44	1,39	0,28
<i>Strychnos brasiliensis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,94	0,89	0,18
<i>Mollinedia uleana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,94	0,89	0,18
<i>Dalbergia frutescens</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,94	0,89	0,18
<i>Mollinedia schottiana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,79	0,74	0,15
<i>Psychotria stachyoides</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,79	0,74	0,15
<i>Inga sessilis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,48	0,55	0,11
<i>Dasyphyllum brasiliense</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,48	0,49	0,10
<i>Psidium sp.</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	0,45	0,09
<i>Miconia rigidiuscula</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	0,45	0,09
<i>Eugenia dodonaeifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	0,45	0,09
<i>Maytenus evonymoides</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	0,39	0,08
<i>Miconia hymenonervia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,36	0,07
<i>Myrciaria floribunda</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	0,35	0,07
<i>Miconia tristis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31	0,29	0,06
<i>Brunfelsia pauciflora</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31	0,29	0,06
<i>Piper cf. bowiei</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,25	0,05
<i>Sloanea monosperma</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,20	0,04
<i>Endlicheria paniculata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,20	0,04
<i>Miconia latecrenata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,15	0,03
<i>Cordyline spectabilis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,15	0,03
<i>Piper arboreum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,15	0,03
<i>Calyptranthes concinna</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,15	0,03
<i>Roupala brasiliensis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,15	0,03
Verbenaceae sp.1	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,11	0,02
<i>Guarea macrophylla</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,11	0,02
TOTAL	1429	100								

TABELA 4 - Distribuição da Densidade Relativa (DR%; componente adulto), Valor de Importância (VI%) e Valor de Importância Ampliado (VIA%) entre os grupos sucessionais, em um trecho de Floresta Ombrófila Mista na Estação Ecológica de Itaberá, em Itaberá, SP, Brasil. O valor percentual restante corresponde aos indivíduos mortos.

TABELA 4 - Relative Density (DR%; related to upper strata), Importance Value (VI%) and Amplified Importance Value (VIA%) distribution among the successional groups, on a Mixed Ombrophyllous Forest stretch in Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brazil. The remaining percentual value corresponds to the deads individuals.

GRUPO ECOLÓGICO	DR (%)	VI (%)	VIA (%)
Pioneiras	3,71	5,71	5,69
Secundárias Iniciais	35,84	36,93	36,94
Secundárias Tardias	29,05	25,06	25,07
Sem classificação	26,18	26,72	26,73
TOTAL	94,78	94,42	94,43

TABELA 5 – Listagem das espécies arbustivo-arbóreas e suas respectivas formações florestais de ocorrência exclusiva, amostradas nos levantamentos florístico e fitossociológico, na Estação Ecológica de Itaberá, Itaberá, SP, Brasil. FOD = Floresta Ombrófila Densa, FES = Floresta Estacional Semidecidual, FOM = Floresta Ombrófila Mista, FED = Floresta Estacional Decidual.

TABLE 5 – List of tree and shrub species and their respective exclusive occurrence forest formations, sampled during floristic and phytosociologic survey, on Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brasil. FOD = Dense Ombrophyllous Forest, FES = Semidecidual Seasonal Forest, FOM = Mixed Ombrophyllous Forest, FED = Decidual Seasonal Forest.

ESPÉCIE\ FORMAÇÃO FLORESTAL	FOD	FES	FOM	FED
<i>Acalypha gracilis</i>		X		
<i>Agonandra brasiliensis</i>		X		
<i>Amaioua intermedia</i>		X		
<i>Araucaria angustifolia</i>			X	
<i>Aspidosperma polyneuron</i>		X		
<i>Aspidosperma tomentosum</i>		X		
<i>Cariniana estrelensis</i>	X			
<i>Casearia decandra</i>	X			
<i>Casearia gossypiosperma</i>	X			

ESPÉCIE\ FORMAÇÃO FLORESTAL	FOD	FES	FOM	FED
<i>Casearia obliqua</i>	X			
<i>Celtis iguanea</i>	X			
<i>Chionanthus filiformis</i>	X			
<i>Chomelia obtusa</i>				X
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>		X		
<i>Copaifera trapezifolia</i>	X			
<i>Croton floribundus</i>		X		
<i>Dendropanax cuneatus</i>		X		
<i>Dendropanax monogynus</i>	X			
<i>Duguetia lanceolata</i>	X			
<i>Exostyles godoyensis</i>	X			
<i>Faramea montevidensis</i>	X			
<i>Guatteria australis</i>	X			
<i>Hellieta apiculata</i>		X		
<i>Jacaratia heptaphylla</i>		X		
<i>Miconia doriana</i>	X			
<i>Mollinedia clavigera</i>			X	
<i>Mollinedia uleana</i>	X			
<i>Cordia americana</i>		X		
<i>Piper arboreum</i>	X			
<i>Piper cf. bowiei</i>	X			
<i>Porcelia macrocarpa</i>	X			
<i>Pouteria gardneriana</i>			X	
<i>Psychotria stachyoides</i>	X			
<i>Rapanea loefgrenii</i>		X		
<i>Rudgea gardenioides</i>	X			
<i>Rudgea jasminoides</i>	X			
<i>Rudgea cf. jasminoides</i>	X			
<i>Seguiera langsdorffii</i>	X			
<i>Senegalia polyphylla</i>		X		
<i>Styrax camporum</i>		X		
<i>Styrax pohlii</i>		X		
<i>Strychnos brasiliensis</i>			X	
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	X			
<i>Trema micrantha</i>		X		
<i>Xylopiya brasiliensis</i>	X			
<i>Xylopiya langsdorfiana</i>	X			
<i>Xylosma tweediana</i>	X			



FIGURA 1 – Fotografia aérea da Estação Ecológica de Itaberá (fragmento maior) e do seu entorno, em Itaberá-SP, Brasil. Escala 1:30.000. Abril/2004. Fonte: Ivanauskas *et al.*, (2011).

FIGURE 1 – Aerial photo of Itaberá Ecological Station (major fragment) and its neighborhood, in Itaberá-SP, Brazil. Scale 1:30.000. April/2004. Source: Ivanauskas *et al.*, (2011).

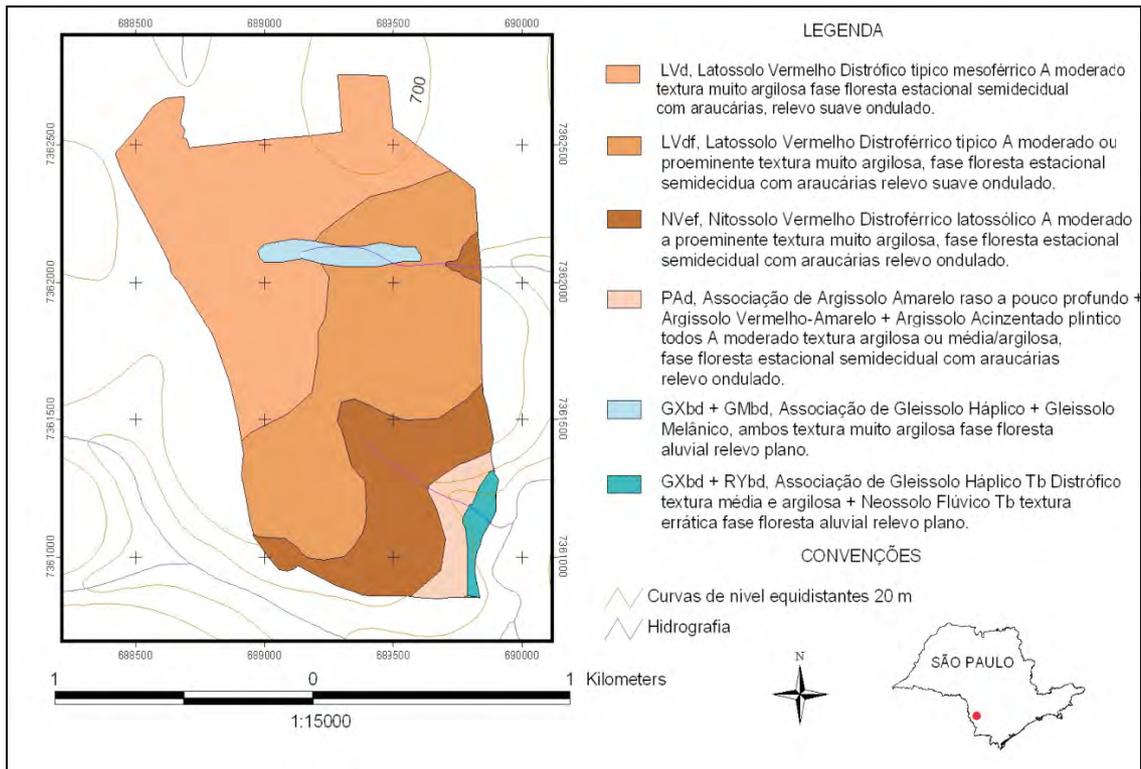


FIGURA 2 – Mapa de solos da Estação Ecológica de Itaberá, em Itaberá-SP, Brasil. Fonte: Novais *et al.*, (2009).

FIGURE 2- Soil map of Itaberá Ecological Station, in Itaberá-SP, Brazil. Source: Novais *et al.*, (2009).

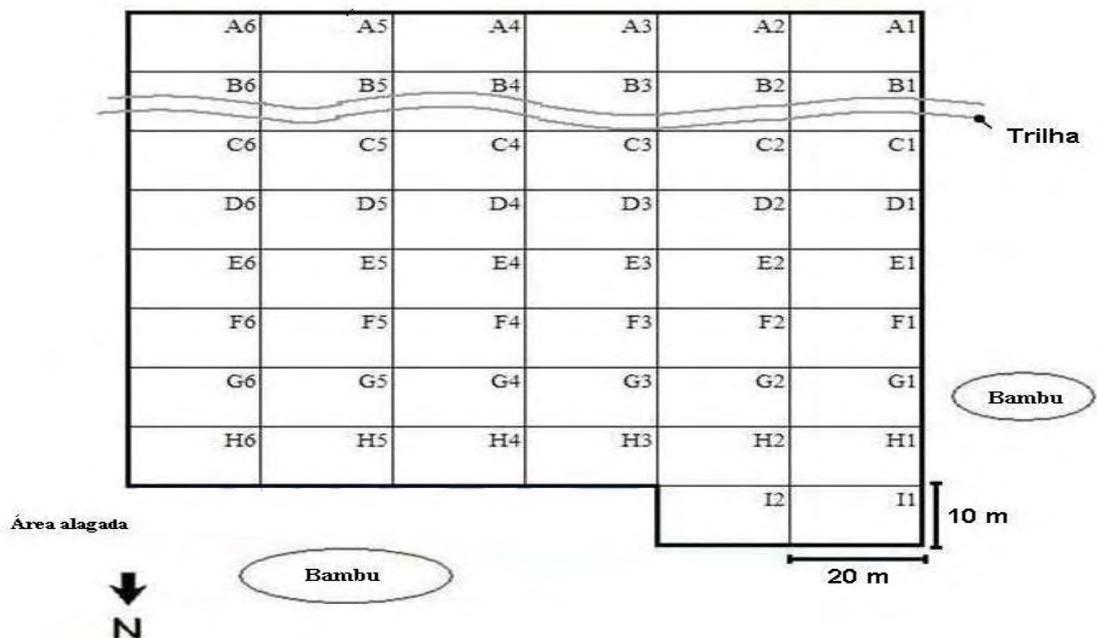


FIGURA 3 – Croqui com as 50 parcelas dispostas em trecho de Floresta Ombrófila Mista na Estação Ecológica de Itaberá, em Itaberá, SP, Brasil.

FIGURE 3 – Sketch with the 50 plots displayed on a Mixed Ombrophyllous Forest stretch in Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brazil.

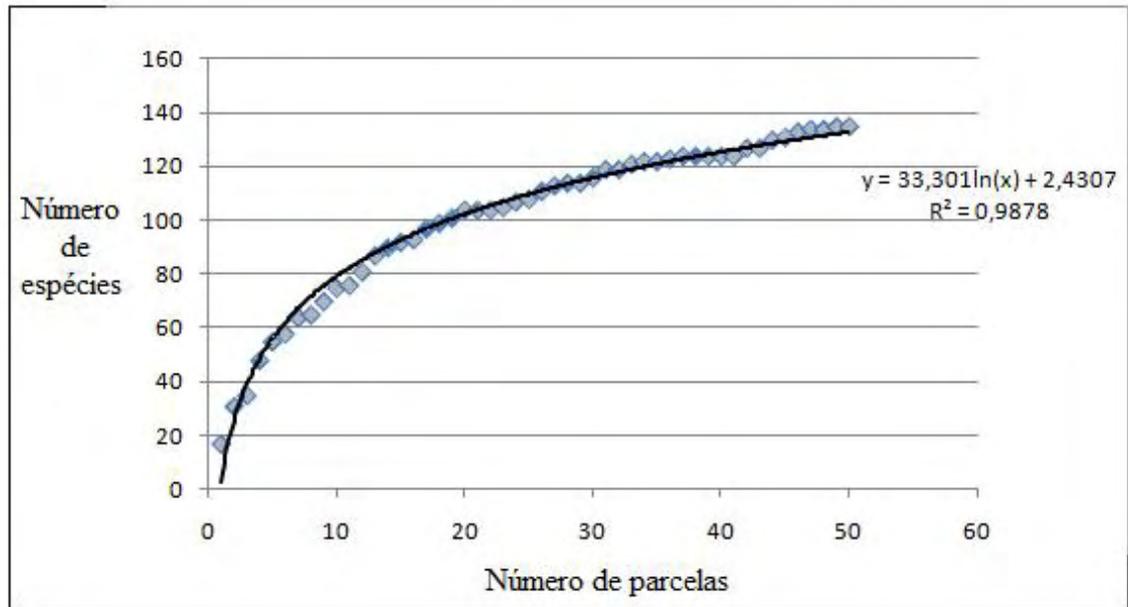


FIGURA 4 – Curva do coletor para as espécies amostradas no componente adulto em trecho de Floresta Ombrófila Mista na Estação Ecológica de Itaberá, Itaberá, SP, Brasil.

FIGURE 4 – Collector curve for upper strata on a Mixed Ombrophyllous Forest stretch in Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brazil.

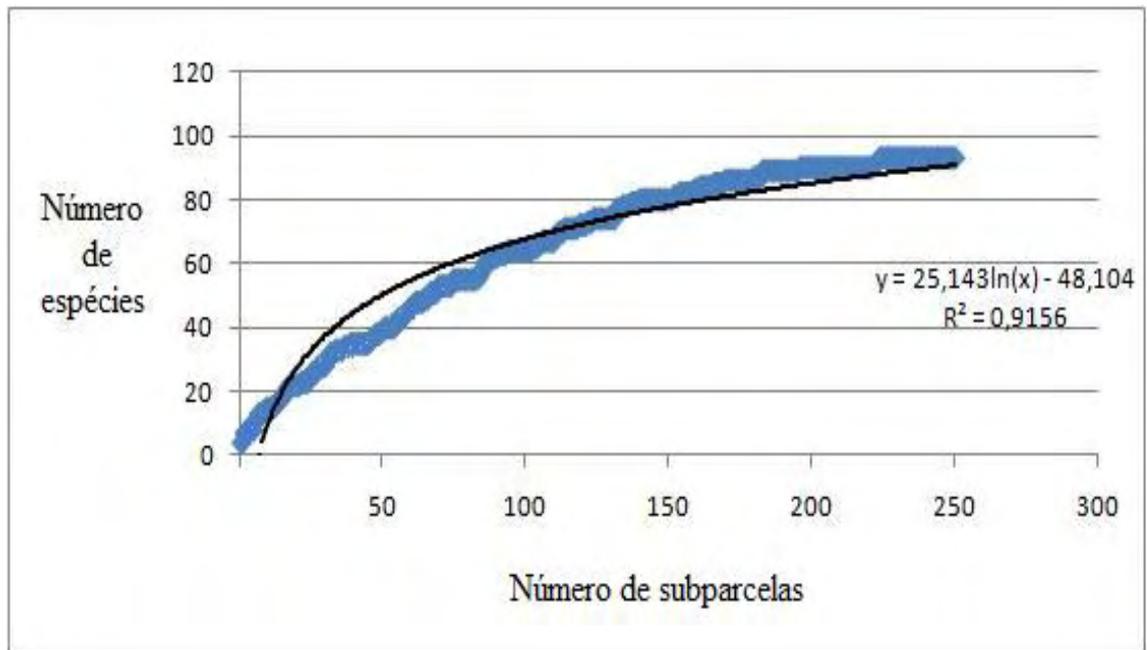


FIGURA 5 – Curva do coletor para as espécies amostradas no componente regenerante em trecho de Floresta Ombrófila Mista na Estação Ecológica de Itaberá, Itaberá, SP, Brasil.

FIGURE 5 – Collector curve for under strata on a Mixed Ombrophylous Forest stretch in Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brazil.

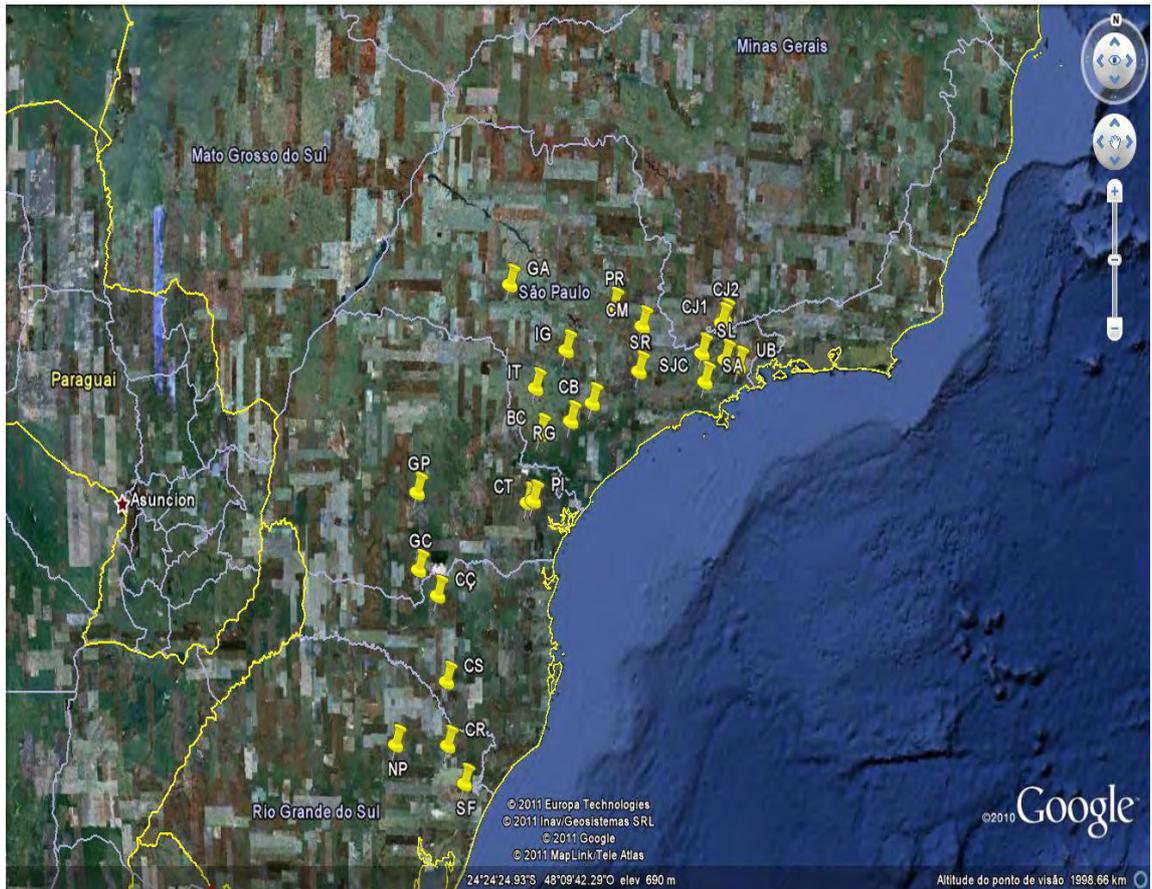


FIGURA 6 – Localização geográfica de 23 dos 53 levantamentos fitossociológicos utilizados na análise de agrupamento. Optou-se por não indicá-los em sua totalidade para não causar congestão visual. Os códigos das localidades estão descritos na Tabela 2. Fonte: Google Earth, acesso em 10/01/2011.

FIGURE 6 - Geographic localization of 23 phytosociologic surveys utilized on cluster analysis (tree diagram). The remaining surveys aren't pointed out due to a "messy effect" on the image. The localities codes are described on Table 2. Source: Google Earth, accessed on 10/01/2011.

Média de grupo (UPGMA)

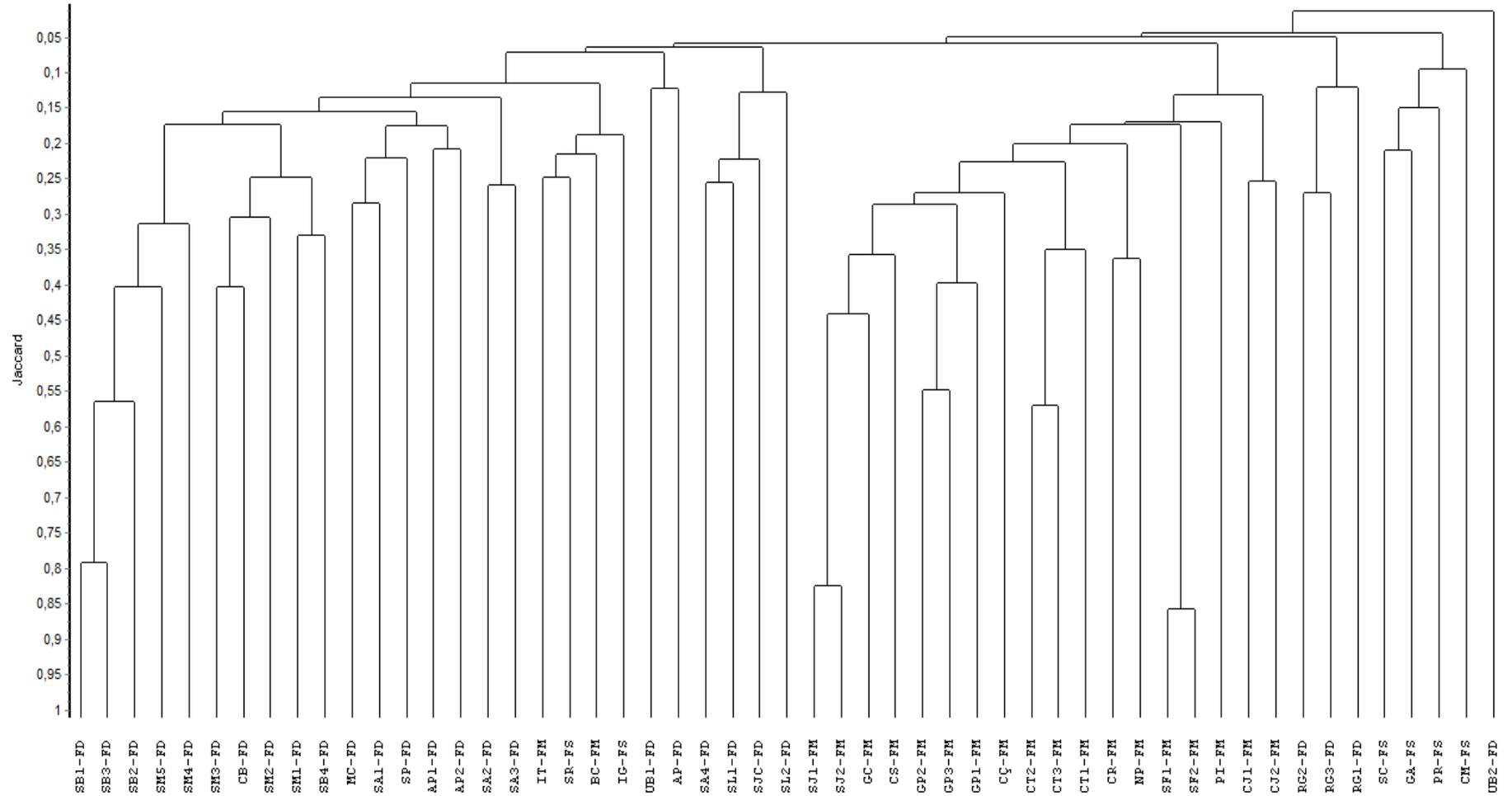


FIGURA 7 – Dendrograma de similaridade florística entre levantamentos fitossociológicos realizados em áreas de Floresta Ombrófila Densa (FD), Floresta Ombrófila Mista (FM) e Floresta Estacional Semidecidual (FS) e Decidual (FD) no sul do Brasil e no estado de São Paulo, utilizando como coeficiente o índice de Jaccard e agrupando as localidades pelo método da média de grupo (UPGMA). Os códigos das localidades estão descritos na Tabela 2.

FIGURE 7 – Cluster analysis between phytossociologic surveys performed on Dense Ombrophyllous Forest (FD), Mixed Ombrophyllous Forest (FM), Seasonal Semidecidual Forest (FS) and Seasonal Decidual Forests (FD) stretches located on South Brazil and São Paulo state, making use of Jaccard Similarity Index as coefficient and joining the surveys by Unweighted pair-group average method (UPGMA). The localities codes are described on table 2.

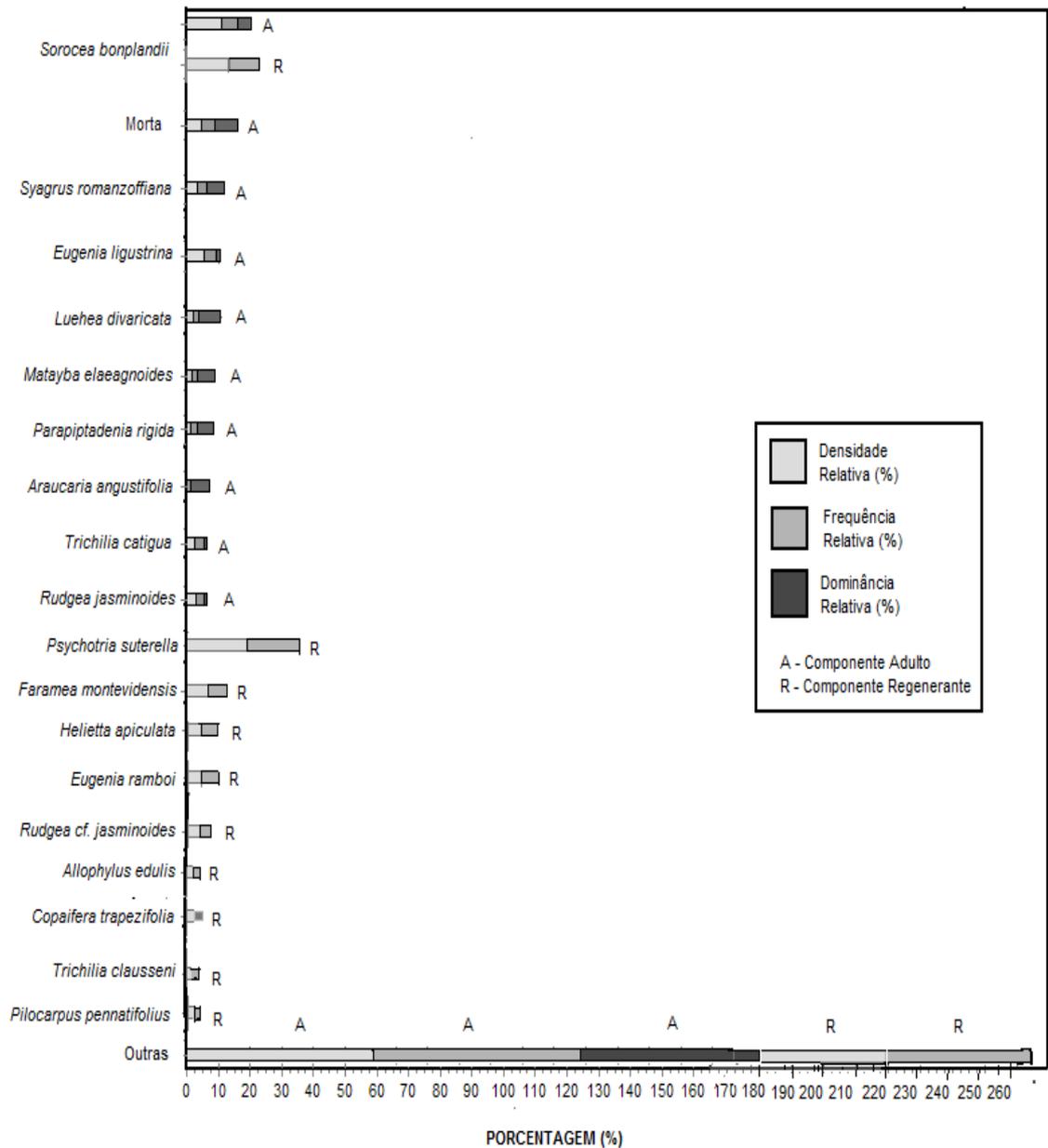


FIGURA 8 – Partição do Valor de Importância (VI) entre as 10 espécies de maior destaque no componente adulto e regenerante, incluindo a categoria “mortas”, na Estação Ecológica de Itaberá, Itaberá, SP, Brasil. Para o componente regenerante, considerou-se o VI simplificado, ou seja, a soma da Densidade e Frequência Relativas.

FIGURE 8 – Importance Values (VI) distribution between the 10 most ecological important species on upper and under strata, including the category “deads”, on Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brazil. It was considered for under strata the simplified VI, which is the sum of relative Density and Frequency.

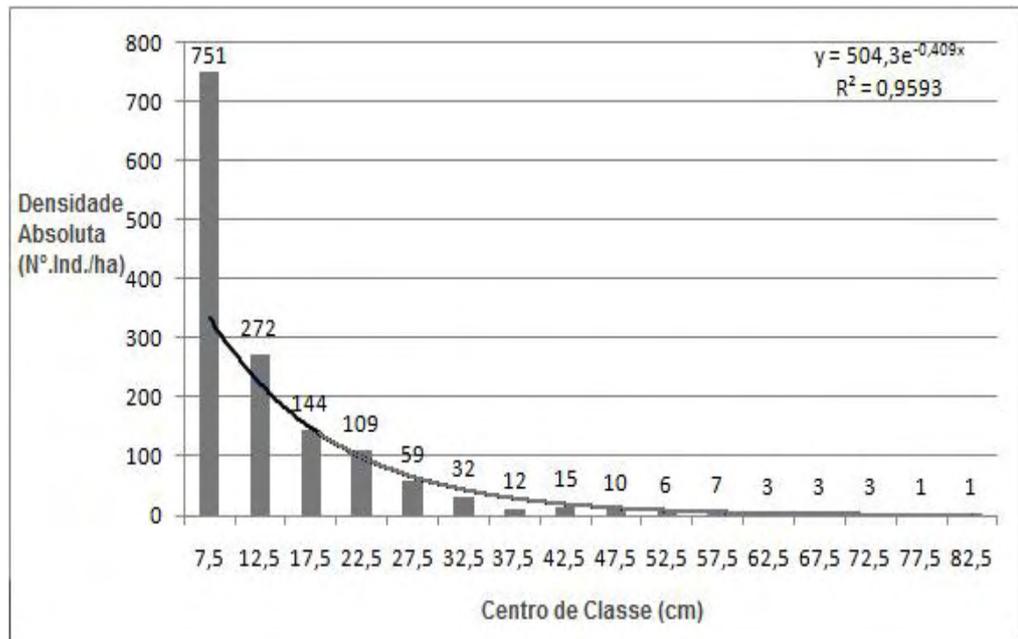


FIGURA 9 - Distribuição da Densidade Total Absoluta (Nº.Ind./ha) do componente adulto em classes de diâmetro, em trecho de Floresta Ombrófila Mista na Estação Ecológica de Itaberá, em Itaberá, SP, Brasil.

FIGURE 9 - Total Absolute Density (Nº.Ind./ha) distribution for upper strata on diameter classes, on a Mixed Ombrophyllous Forest stretch in Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brazil.

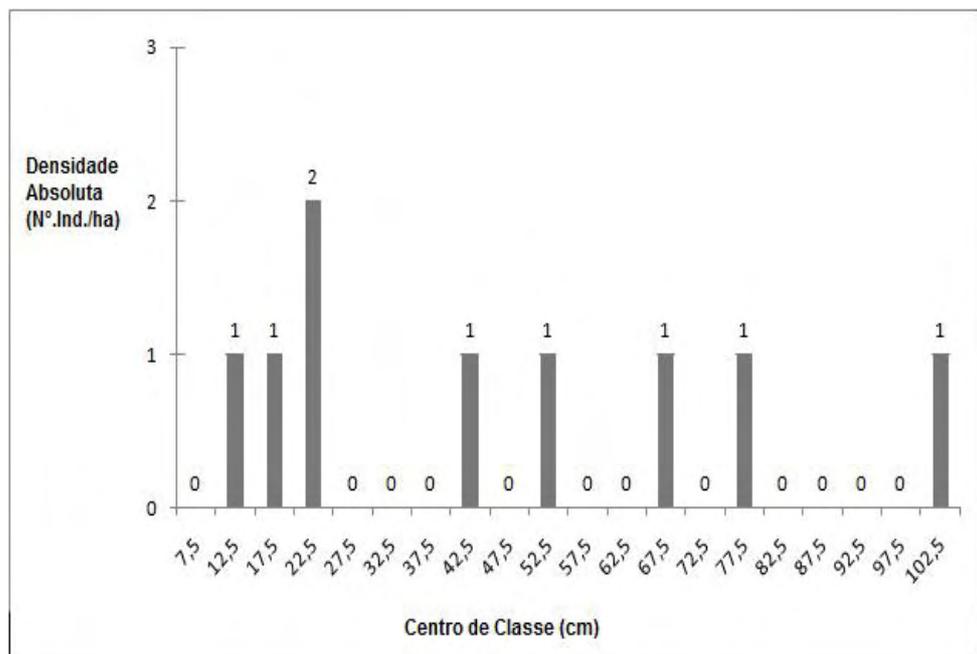


FIGURA 10 - Distribuição da Densidade Total Absoluta (N°.Ind./ha) do componente adulto em classes de diâmetro, para a população de *Araucaria angustifolia*, em um trecho de Floresta Ombrófila Mista na Estação Ecológica de Itaberá, em Itaberá, SP, Brasil.

FIGURE 10 - Total Absolute Density (N°.Ind./ha) distribution for upper strata on diameter classes, related to the population of *Araucaria angustifolia*, on a Mixed Ombrophyllous Forest stretch in Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brazil.

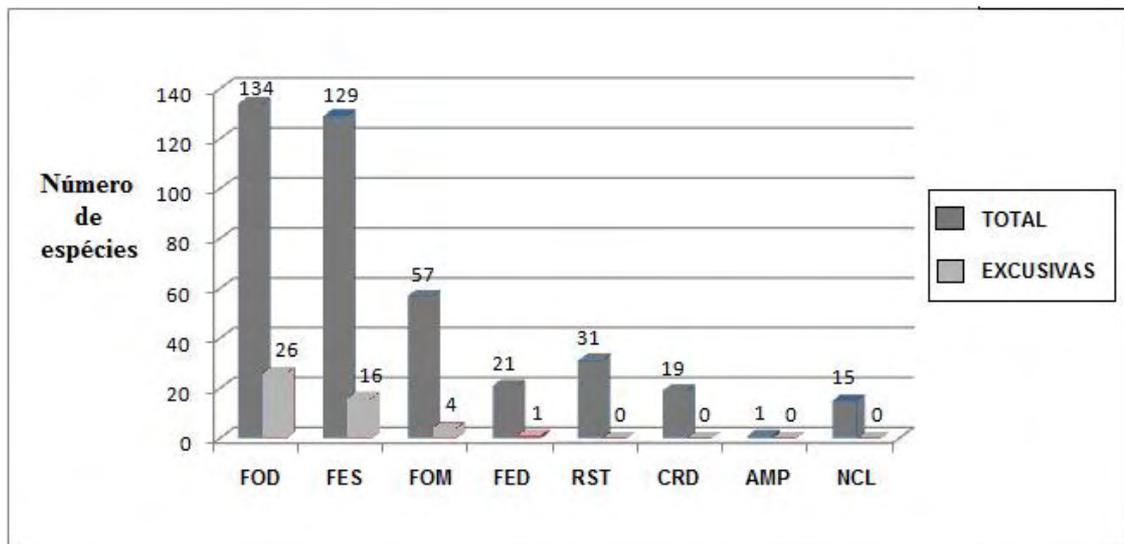


FIGURA 11 - Área de ocorrência das espécies observadas nos levantamentos florístico e fitossociológico na Estação Ecológica de Itaberá, Itaberá, SP, Brasil. FOD = Floresta Ombrófila Densa ; FES = Floresta Estacional Semidecidual; FOM = Floresta Ombrófila Mista; FED = Floresta Estacional Decidual; RST = Restinga arbórea; CRD = Cerrado ; AMP = Distribuição Ampla; NCL = não classificadas.

FIGURE 11 - Occurency area of species sampled during floristic and phytossociologic survey in Itaberá Ecological Station, Itaberá, SP, Brazil. FOD = Dense Ombrophyllous Forest; FES = Semidecidual Seazonal Forest; FOM = Mixed Ombrophyllous Forest; FED = Decidual Seazonal Forest; RST = Coastal arboreal lowland vegetation; CRD = Savanna; AMP = Wide distribution; NCL = not classified.

6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB´SABER, A.N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. Ateliê Editorial, São Paulo, SP. 2003.

AGUIAR, O.T. **Comparação entre métodos de quadrantes e parcelas na caracterização da composição florística e fitossociológica de um trecho de floresta ombrófila densa no Parque Estadual “Carlos Botelho” – São Miguel Arcanjo, São Paulo**. 2003. 119 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

ALMEIDA JÚNIOR, J.S. **Florística e fitossociologia de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, Minas Gerais**. 1999, 148p. Dissertação (Mestrado) em Ciência Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, UFV. Viçosa, MG. 1999.

ALONSO, M.T.H. **Vegetação: Geografia do Brasil, Região Sul**. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, RJ. 1977.

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, n.161, p.105-121. 2009.

AUGUSPURGER, C.K. Reproductive synchrony of a tropical shrub: experimental studies on effects of pollinators and seed predators on *Hybanthus prunifolius* (Violaceae). **Ecology** 62, p.775-788.

BACKES, A. **Contribuição ao conhecimento da ecologia da mata de Araucária**. 1973, 235p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo-SP. 1973.

BACKES, A (a). Distribuição geográfica atual da Floresta com Araucária: condicionamento climático. p.39-44. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com**

Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

BACKES, A (b). Produtividade primária e fluxo de nutrientes na Floresta com Araucária. p.97-110. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável.** Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

BACKES, A (c). Floresta com Araucária: importância e uso múltiplos. p.303-309. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável.** Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

BACKES, A.; FELIPE, L.P.; VIOLA, M.G. Produção de serapilheira em Floresta Ombrófila Mista, em São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, 19 (1), p.155-160. 2005.

BAIDER, C. **Demografia e ecologia de dispersão de frutos de *Bertholletia excelsa* (Lecythidaceae) em castanhas silvestres da Amazônia Oriental.** 2000. Tese de Doutorado. USP, São Paulo. 2000.

BAITELLO. J.B.; AGUIAR. O.T.; ROCHA. F.T.; PASTORE. J.A. & ESTEVES. R. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um trecho da Serra da Cantareira (Núcleo Pinheirinho) – SP. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 1992, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Revista do Instituto Florestal, 1992.v. 4, p. 291-298.

BAUERMANN, S.G. **Análises palinológicas e mudanças paleovegetacionais e paleoambientais nas turfeiras de Barrocas e Águas Claras, Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil.** 2003. Tese de Doutorado. UFRGS, Porto Alegre, RS. 2003.

BAUERMANN, S.G.; BEHLING, H. Dinâmica paleovegetacional da Floresta com Araucária a partir do final do Pleistoceno: o que mostra a palinologia. p.35-38. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

BEHLING, H. Investigations into the Late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (South Brazil). **Veget.Hist.Archaebot.** 4:127-152.1995.

BISSA, W.M. **Paleoambiente do Quaternário superior da serra de Botucatu-SP (Cuestas Basálticas), com ênfase nas ocupações humanas**. 2004. Tese de Doutorado. USP, São Paulo, SP. 2004.

BOLFINI, D.; GALVÃO, F.; DURLO, M.A. Influência da profundidade do lençol freático no crescimento de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. In: CONGRESSO FLORESTAL ESTADUAL, 4., 1980, Nova Prata. **Anais**. Nova Prata: Prefeitura Municipal de Nova Prata, 1980. p.104-112.

BORDIGNON, M.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. O serelepe *Sciurus ingrami* (Sciuridae: Rodentia) como dispersor do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*) (Araucariaceae: Pinophyta). **Arq.Ciên.Vet.Zool.** 3, p. 139-144. 2000.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e usos da madeira**. EMBRAPA –CNPQ. Colombo-PR. EMBRAPA – SPI. Brasília-DF. 1994. 640p.

CIELO FILHO, R.; SANTIN, D.A. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano, Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.25, n.3, p.291-301, 2002.

CIENTEC. **Mata Nativa: Sistema para análise fitossociológica e elaboração de planos de manejo de florestas nativas**. Manual do usuário. Viçosa –MG. 126 p. 2004.

CONAMA. **Resolução N.º 001, de 31 de Janeiro de 1994**. Regulamenta o artigo 6º do Decreto nº 750, de 10 de fevereiro de 1993 para o Estado de São Paulo. 5p. 1994.

CORDEIRO, J.; RODRIGUES, W.A. Caracterização fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila mista em Guarapuava, PR. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, p. 545-554, 2007.

CORDEIRO, S.H. **Palinologia de sedimentos da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil**. 1991. Dissertação de Mestrado. UFRGS, Porto Alegre-RS. 1991.

CUSTODIO-FILHO, A. **Floresta Ombrófila Densa em diferentes altitudes no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brasil**. 2002, 165p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2002.

DIAS, A.C. **Estrutura e diversidade do componente arbóreo e a regeneração do palmito (*Euterpe edulis*) em um trecho de mata secundária, no Parque Estadual de Carlos Botelho, SP**. 1993, 126p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1993.

DIAS, A.C. **Composição florística, fitossociologia, diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual de Carlos Botelho. SP, Brasil**. 2004, 166p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2004.

DIAS, A.C.; CUSTODIO-FILHO, A.; FRANCO, G.A.D.C. Diversidade do componente arbóreo em um trecho de floresta secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 12, n. 2, p. 127-153, 2000.

DILLENBURG, L.R.; FRANCO, A.M.S.; COUTINHO, A.L.; KORNDORFER, C.L.; CLEBSHC, C.C.; DUARTE, L.S.; FERLA,L.; ROSA, L.M.G.; SILVA, L.G.R.; GARBIN, M.L.; MÓSENA,M.; ZANDAVALLI, R.B.;YAMASAKI,S. Aspectos

ecofisiológicos da regeneração de *Araucaria angustifolia*. p.57- 66. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

DUARTE, L.S.; DILLENBURG, L.R.; ROSA, L.M.G. Assessing the role of light availability in the regeneration of *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. **Aust.J.Bot.** 50: 741-751. 2002.

DURIGAN, M.E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR** .Curitiba. 1999, 125p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica de Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo,v.23, n.4, p.371-383, 2000.

DUTRA, T.L.; STRANZ, A. Biogeografia, evolução e ecologia da família Araucariaceae: o que mostra a Paleontologia. p.15-34. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

EMMONS, L.H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. 2ed. The University of Chicago Press, Chicago, USA. 1997.

FINOL, U.H. Nuevos parametros a considerarse en el analisis estructural de las selvas virgenes tropicales. **R.For.Venez.**, 14 (21), p.29-42, 1971.

FONSECA, C.R.; GANADE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C.G.; BOELTER, C.R.; BRESCOVIT, A.D.; CAMPOS, L.M.; FLECK, T.; FONSECA, V.S.; HARTZ, S.M.; JONER, F.; KAFFER, M.I.; LEAL-ZANCHET, A.M.; MARCELI, M.P.; MONDIN, C.A.; PAZ, C.P.; PETRY, M.V.; PUTZKE, J.; VERGARA, M.;

MESQUITA, A.S.; VIEIRA, E.M. Princípios modernos de manejo florestal e a conservação da biodiversidade associada à Floresta com Araucária. p.287-302. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

FORGET, P.M.; KITAJIMA, K.; FOSTER, R.B. Pre and post-dispersal seed predation in *Tachigali versicolor* (Caesalpinaceae): effects of timing of fruiting and variation among trees. **J.Trop.Ecol.**, 15, p.61-81. 1999.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. John Wiley, New York, USA. 1986.

FORMENTO, S.; SCHORN, L.A.; RAMOS, A.B. Dinâmica estrutural de uma Floresta Ombrófila Mista em Campo Belo do Sul, SC. **Revista Cerne**, Lavras, v.10, n. 2, p. 196-212, 2004.

FRANCO, A.M.S. **Plasticidade fenotípica em *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em resposta à disponibilidade de luz e água**. 2003. Dissertação de Mestrado. UFRGS, Porto Alegre-RS. 2003.

GANDOLFI, S. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, município de Guarulhos, SP**. 1991, 230p. Dissertação (Mestrado) em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Unicamp, Campinas, SP. 1991.

GANDOLFI, S. **História Natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas, São Paulo, Brasil**. 2000, 520p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Instituto de Biologia, Unicamp, Campinas, SP. 2000.

GODOY, J.R.L. **Estrutura e composição específica da Mata Atlântica secundária de encosta sobre calcário e filito, no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, Iporanga, SP**. 2001, 57p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2001.

GUADAGNIN, D.L. Instrumentos e políticas para a proteção da Floresta com Araucária e dos Campos Sulinos. p.317-326. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

HAVRANA EK, W.M.; TANQUILLINI, W. Physiological processes during winter dormancy and their ecological significance, p.95-124. In: W.K. Smith; T.M. Hinckley (eds.). **Ecophysiology of coniferous forests**. Academic Press, San Diego, USA. 1995.

HIGUCHI, P. **Dinâmica da regeneração natural da vegetação arbórea em um fragmento de floresta Estacional Semidecidual Montana secundária em Viçosa, MG**. 2003, 107p. Dissertação (Mestrado) em Ciência Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, UFV. Viçosa, MG. 2003.

HOOGH, R.J. de. **Site-nutrition-growth relationships of *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze, in southern Brazil**. 1981, 161p. Freiburg: Universidade zu Freiburg,. Tese Doutorado. 1981.

HOSOKAWA, R.T. **Manejo de florestas tropicais úmidas em regime de rendimento sustentado**. UFPR. Curitiba. Relatório. 125p. 1981.

INOUE, M.J.; RODERJAN, C.V.; KUNIYOSCHI, Y.S. **Projeto Madeira do Paraná**. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba-PR. 1984.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Listagem oficial das espécies vegetais brasileiras ameaçadas de extinção**. Disponível em: < www.ibama.gov.br >. 1993.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species. Version 3.1 (2001) and 2.3 (1994)**. Disponível em < www.iucnredlist.org >. Acesso em: 30/09/2010.

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

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R. Florística e fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.23, n.3, p.291-304, 2000.

IVANAUSKAS, N.M. *et al.* **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Itaberá: módulo vegetação e flora**. Relatório Técnico. Instituto Florestal, São Paulo, SP. 2011.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Lista de espécies da flora do Brasil. Ano 2010**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010>> . Acesso entre Setembro de 2010 a Fevereiro de 2011.

JARENKOW, J.A.; BUDKE, J.C. Padrões florísticos e análise estrutural de remanescentes de Florestas com Araucária no Brasil. p.113-126. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

KINDEL, E.A.I. **Padrões de dispersão e disposição espacial de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze e suas relações com aves e mamíferos na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, RS**. 1996. Dissertação de Mestrado, UFRGS, Porto Alegre, RS. 1996.

KLEIN, R.M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, Itajaí- SC, v.12, p.17-44, 1960.

KLEIN, R.M. Southern Brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper quaternary climatic changes in the floristic distribution. **Boletim Paranaense de Geociências**, 33:67-88. 1975.

KOZERA, C.; DITTRICH, V.A.O.; SILVA, S.M. Fitossociologia do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, Curitiba, PR. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 36, p. 225-237, 2005a.

KOZERA, C.; DITTRICH, V.A.O.; SILVA, S.M. Composição florística da floresta ombrófila mista montana do parque municipal do Barigüi, Curitiba, PR. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 36, p. 45-58, 2005b.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; KANASHIRO, M.M.; YWANE, M.S.S.; PAVÃO, M.; LIMA, L.M.P.R.; GUILLAUMON, J.R.; BAITELLO, J.B.; BARRADAS, A.M.F. Inventário Florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente: Instituto Florestal, **Imprensa Oficial**, São Paulo. 2005.

LEDRU, M.P.; BEHLING, H.; FOURNIER, M.; MARTIN, L.; SERVANT, M. Localisation de la forêt d'Araucaria du Brésil au cours de l'Holocène: implications paléoclimatiques. **Compte Rendue de la Academie de Science de Paris**, 317: 517-521. 1994.

LEITE, E.C.; RODRIGUES, R.R. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de floresta estacional no sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, v.32, n.3, p.583-595. Viçosa, MG. 2008.

LIEBSCH, D; ACRA, L.A. Riqueza de espécies de sub-bosque de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Tijucas do Sul, Paraná. **Ciência Florestal**, v.14, n.1, p.67-76. 2002.

LIMA, R.A.F.; MOURA, L.C. Canopy gap colonization in the Atlantic Montane Rain Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 49, p. 953–965, 2006.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. Instituto Plantarum de Estudos da Flora, Nova Odessa, SP. vol.2, 2ª edição, 368p. 2002.

LORSCHUITTER, M.L.; DILLENBURG, S.R. Holocene paleoenvironmental of the northern coastal plain of Rio Grande do Sul, Brazil, reconstructed from plynology of

Tramandaí lagoon sediments. **Quaternary of South America and Antarctic Peninsula**, 11: 73-98. 1998.

LOS, M.M. **Florística, estrutura e diversidade de floresta com Araucária em áreas de diferentes tamanhos**. 2004, 79p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP. 2004.

MAACK, R. Notas preliminares sobre clima, solos e vegetação do Estado do Paraná. **Arquivos de Biologia e Tecnologia** 3: 99-200. 1948.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton. 1967.

MAHLER JUNIOR, J.K.F.; LAROCCA, J.F. Fitofisionomias, desmatamento e fragmentação da Floresta com Araucária. p.243-252. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

MANTOVANI, A.; MORELLATO, L.P.C.; REIS, M.S. Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. **Revista Brasileira de Botânica**, v.27, n.4, p.787-796. 2004.

MANTOVANI, W.; RODRIGUES, R.R.; ROSSI, L.; ROMANIUC-NETO, S.; CATHARINO, E.L.M.; CORDEIRO, I. A vegetação na serra do mar em Salesópolis. In: **SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA: ESTRUTURA, FUNÇÃO E MANEJO**, 1991. São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1991. v.2, p. 348-384.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, n.163, p.51-62, 2002.

MARTINS, S.V.; COLLETI JÚNIOR, R.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, n.172, p.121-131, 2004.

MATTOS, J.R. **O pinheiro brasileiro**. 2ª Edição. Artes Gráficas Princesa, Lages-SC. 1994.

MOREIRA, M.; BARRETA, D.; TSAI, S.M. CARDOSO, E.J.B.N. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in native and in replanted Araucaria Forest. **Scientia Agrícola** (USP, Impresso0, v.66, p.677-684, 2009.

MOREIRA-SOUZA, M.; TRUFEM, S.F.; GOMES-DA-COSTA, S.M.; CARDOSO, E.J.B.N. Arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. **Mycorrhiza** 13 (4): p.211-215. 2003.

MOURA, V.P.G. Capões remanescentes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. nas proximidades do Rio Doce, MG. **Brasil Florestal**, v.23, n.6, p.22-29. 1975.

NASCIMENTO, A.R.T.; LONGHI, S.J.; BENA, D.A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, p. 105-119, 2001.

NASCIMENTO, F.H.F. **A sucessão secundária inicial na Mata Atlântica, sobre a Serra de Paranapiacaba, Ribeirão Grande, SP**. 1994, 79p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1994.

NEGRELLE, R.A.B.; SILVA, F.C. Fitossociologia de um trecho de floresta com *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. no município de Caçador-SC. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, PR, v. 24/25, p. 37-54, 1992.

NEVES, P.C.P. **Palinologia de sedimentos quaternários no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil: Guaíba e Capão do Leão**. 1998. Tese de Doutorado. UFRGS, Porto Alegre, RS. 1998.

NOVAIS, P.S.; ROSSI, M.; MATTOS, I.F.A.; KANASHIRO, M.M. Os solos da Estação Ecológica de Itaberá: Caracterização e mapeamento. **IF Sér. Reg.**, São Paulo, n.40,p.209-215. 2009.

PAULA, A.; SILVA, A.F.; MARCO JÚNIOR, P.; SANTOS, F.A.M.; SOUZA, A.L. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v.18, n.3, p.407-423, 2004.

PIELOU, E.C. **Introduction to mathematical ecology**. New York: Wiley-Interscience. 294p. 1966.

PUTZKE, J. Fungos associados à *Araucaria angustifolia*. p.149-152. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

REGINATO, M.; GOLDENBERG, R. Análise florística, estrutural e fitogeográfica da vegetação em região de transição entre as Florestas Ombrófilas Mista e Densa Montana, Piraquara, Paraná, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v.34,p.349-364, 2007.

REITZ, R.; KLEIN, R.M. **Araucariáceas**. Flora Ilustrada Catarinense. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí-SC. p.1-61. 1966.

REITZ, R.; KLEIN, R.M. **Projeto Madeira de Santa Catarina**. Herbário Barbosa Rodrigues. Itajaí-SC. 1978.

RIBEIRO JÚNIOR, J.I. **Análises estatísticas no Excel : guia prático**. Editora UFV, Viçosa-MG. 251p. 2004.

RIZZINI, C.T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. Âmbito cultural Edições LTDA. 2º edição. 1997.

RODRIGUES, R.R.; IVANAUSKAS, N.M.; OLIVEIRA, A.A; NOGUEIRA, A.; CASTANHO, C.T., NOREIRA, C.M.; SAMPAIO, D.; FRANCO, G.C; BATISTA, J.L.F.; BARRETO, T.E.; SOUZA, V.C. **Diversidade, dinâmica e conservação no Estado de São Paulo: 40ha de parcelas permanentes**. Cananéia, SP. Relatório científico. 2004.

ROMARIZ, D.A. **Aspectos da vegetação do Brasil**. 2.ed. São Paulo: Bio-Ciência. 60p. 1996.

RONDON-NETO, R.M.; KOZERA, C.; ANDRADE, R.R.; CECY, A.T.; HUMMES, A.P.; FRITZSONS, E.; CALDEIRA, M.V.W.; MACIEL, M.N.M.; SOUZA, M.K.F. Caracterização florística e estrutural de um agrupamento de Floresta Ombrófila Mista em Curitiba, PR, Brasil. **Floresta**, Curitiba, v.32, p.3-16, 2002b.

RONDON-NETO, R.M.; WATZLAWICK, L.F.; CALDEIRA, M.V.W.; SCHOENINGER, E.R. Análise florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, Situada em Criúva, RS – Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, p. 29-37, 2002a.

RUSCHEL, A.R.; MOERSCHBACHER, B.M.; NODARI, R.O. Demografia de *Sorocea bonplandii* em remanescentes da Floresta Estacional Decidual, Sul do Brasil. **Scientia Florestalis**, n.70, p.149-159, Piracicaba, SP. 2006.

SANCHEZ, M. Composição florística de um trecho de floresta ripária na Mata Atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 31-42, 1999.

SANDLUND, O.T.; HINDAR, K.; BROWN, A.H.D. **Conservation of biodiversity for sustainable development**. Scandinavian University Press, Oslo, Norway. 1992.

SANQUETTA, C.R; MATTEI, E. **Manejo racional da floresta de Araucária**. Florianópolis: Meio Ambiente Santa Catarina. v.2 . 58p. 2002.

SANQUETA, C.R.; PIZZATO, W.; PÉLLICO NETO, S.; FIGUEIREDO FILHO, A.; EISFELD, R. L. Estrutura vertical de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no centro-sul do Paraná. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 32, n. 2, p. 267-276, 2002.

SANTOS, R.L.R.; IVANAUSKAS, N.M. **Estrutura do componente arbóreo de trecho de Floresta de Araucária na Estação Ecológica de Itaberá, Itaberá-SP,**

Brasil. Relatório Final , Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica PIBIC/IF/CNPq. São Paulo-SP, 30 p., 2010.

SÃO PAULO – Resolução SMA 48 de setembro de 2004. Lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo.** Disponível em: <www.ibot.sp.gov.br>. Acesso em: 30/09/2010.

SCHMITZ, P.I. Povos indígenas associados à Floresta com Araucária. p.45-54. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável.** Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

SEGER, C.D; DLUGOSZ, F.L.; KURASZ, G.; MARTINEZ, D.T.; RONCONI, E.; MELO, L.A.N.; BITTENCOURT, S.M.; BRAND, M.A.; CARNIATTO, I.; GALVÃO, F.; RODERJAN, C.V. Levantamento florístico e análise fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista localizado no município de Pinhais, Paraná, Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 35, n. 2, p. 291-301, 2005.

SETOGUCHI, H; OSAWA, T.A; PINTAUD, J.C; JAFFRÉ, T; VEILLON, J.M. Phylogenetic relationships within Araucariaceae bases on rbcL gene sequences. **American Journal of Botany.** N°85. p. 1507-1516. 1998.

SHEPHERD, G.J. **FITOPAC 1. Manual do usuário.** Campinas, Unicamp. 1995.

SILVA, A.F. **Composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo da Reserva Florestal Prof. Augusto Ruschi, São José dos Campos-SP.** 1989, 150p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1989.

SILVA, A.F. ; OLIVEIRA, R.V.; SANTOS, N.R.L.; PAULA, A. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da fazenda São Geraldo, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v.27,n.3, p.311-319, 2003.

SILVA, D.W. **Florística e Fitossociologia de dois remanescentes de Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária) e Análise de duas populações de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze na região de Guarapuava, PR.** 2003, 160p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

SILVA, L.A.; SOARES, J.J. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP. **Acta bot.bras.**, v.16, n.2, p.205-216, 2002.

SOLÓRZANO-FILHO, J.A. **Demografia, fenologia e ecologia da dispersão de sementes de *Araucaria angustifolia* em uma população relictual em Campos do Jordão, SP.** 2001. Dissertação de Mestrado. USP, São Paulo, SP. 2001.

SONEGO, R.C.; BACKES, A.E.; SOUZA, A.F. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 21, p. 943-955, 2007.

SOUZA, A.L.; LEITE, H.G. **Regulação da produção em florestas inequidâneas.** Viçosa, UFV, 1993. 147p.

SOUZA, R.P.M. **Estrutura da comunidade arbórea de trechos de florestas de *Araucaria* no estado de São Paulo, Brasil.** 2008. 101p. Dissertação de Mestrado em Recursos Florestais. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ/USP. Piracicaba-SP. 2008.

STEHMANN, J.R.; FORZZA, R.C.; SALINO, A.; SOBRAL, M.; COSTA, D.P.; KAMINO, L.H.Y. **Plantas da Floresta Atlântica.** Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ. 516p. 2009.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. Estudo comparativo de dois trechos de floresta secundária no núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 6, p. 1-11, 1994.

TOMASULO, P.L.B.; CORDEIRO, I. Composição florística do Parque Municipal da Serra do Itapety, Mogi das Cruzes, SP. **Boletim do Instituto de Botânica**, n.14, p.139-161. 2000.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 123p. 1991.

VIEIRA, E.M.; IOB, G. Dispersão e predação de sementes de *Araucaria angustifolia*. p.85-95. In: C.R. FONSECA; A.F. SOUZA; A.N. LEAL-ZANCHET; T. DUTRA; A. BACKES; G. GANADO. (Editores). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. 328p. 2009.

VIEIRA, E.M.; PAISE, G.; MACHADO, P.H.D. Feeding of small rodents on seeds and fruits: a comparative analysis of three rodent species of the Araucaria Forest, southern Brazil. **Acta Theriol.** 51, p.311-318. 2006.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.2, Instituto de Botânica, São Paulo-SP, 2002.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.3, Instituto de Botânica, São Paulo-SP, 2003.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.4, Instituto de Botânica, São Paulo-SP. 2005.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.5, Instituto de Botânica, São Paulo-SP. 2007.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T.S (Coordenadores). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. v.6, Instituto de Botânica, São Paulo-SP. 2009.

WATZLAWICK, L.F.; SANQUETTA, C.R.; VALERIO, A.F.; SILVESTRE, R. Caracterização da composição florística e estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, no município de General Carneiro, PR. **Ambiência**, Guarapuava, PR, v.1, n.2, p.229-238. 2005.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Constata-se que a preservação e conservação das Florestas com Araucária no Brasil, com toda sua biodiversidade associada, é um desafio enorme e instigante para os atores sociais envolvidos nesta temática. A manutenção de suas espécies vegetais, animais e microbiológicas típicas esbarra no atual regime climático vigente, com mudanças cada vez mais aceleradas devido às emissões de gases do efeito estufa, ao desmatamento em larga escala (alterando o microclima regional, o ciclo hidrológico, as características físicas, químicas e biológicas do solo), modificando os recursos e condições do ambiente, favorecendo a invasão de espécies de formações florestais tropicais vizinhas bem como de espécies exóticas oportunistas. Este cenário torna-se mais preocupante em direção às áreas marginais (ecotonais) de ocorrência primitiva desta formação, como constatado na Estação Ecológica de Itaberá; bem como em áreas mais centrais porém extensivamente antropizadas, sem fragmentos florestais em número, tamanho e estado de conservação suficiente para promoção da nucleação sobre a matriz vegetacional alterada. A intensa pressão antrópica a que estas florestas foram e vêm sendo submetidas, as iniciativas tardias em relação à criação e implantação de unidades de proteção integral e de uso sustentável, o não cumprimento da legislação florestal vigente, bem como a escassez de políticas públicas e de parcerias público-privadas voltadas à restauração e conservação destes ecossistemas, apontam, convergem para um futuro ameaçador, dramático, com perdas irreparáveis à nossa biodiversidade, comprometendo o desenvolvimento das gerações futuras pela extinção de grande parte deste patrimônio genético, o qual já se encontra substancialmente reduzido considerando suas condições primitivas.

Neste cenário, pesquisas voltadas à restauração de áreas internas e sobretudo externas às unidades de conservação assumem importância estratégica, visando melhorar a conectividade entre os fragmentos e conseqüentemente a permeabilidade da paisagem ao fluxo gênico da flora e fauna silvestre; explorando inclusive o potencial nucleador da *Araucaria angustifolia*, como demonstrado em Campos do Jordão e Bananal. Este caráter favorece a conservação da espécie tanto *in situ* como *ex situ*, promovendo a reabilitação tanto das Florestas Ombrófila Mista como também de outros ecossistemas, como a Floresta Ombrófila Densa Montana, na qual não demonstrou comportamento invasor.

O simples isolamento dos fatores de degradação nos últimos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista parece não ser uma estratégia conservacionista eficiente a longo prazo, haja vista a tendência natural de descaracterização florística e estrutural com o avanço da sucessão, como constatado em Itaberá e diversos outros pontos de sua distribuição natural. Uma alternativa mais coerente seria o exemplo praticado no Parque Estadual de Campos do Jordão, onde é preservado não apenas fragmentos de florestas com Araucária, mas também campos naturais nos interflúvios. Estas áreas abertas podem ou não proporcionar a expansão dos fragmentos (dependendo das condições edáficas locais, sobretudo profundidade do solo), colaborando para a conservação *in situ* da Araucária e demais espécies acompanhantes; haja visto que a regeneração da espécie definidora desta formação necessita de grandes distúrbios (incêndios, aberturas de grandes clareiras) e/ou oferta de áreas abertas potencialmente colonizáveis. A barreira altitudinal constituída pela Serra da Mantiqueira dificulta e retarda o avanço das formações tropicais em direção às cotas mais elevadas, tornando as florestas com Araucária aí constituídas mais homogêneas e portanto facilitando sua conservação.

Em suma, estamos perdendo um dos nossos mais belos tesouros, silenciosamente, paulatinamente, em nome de uma concepção de “desenvolvimento” que persiste degradando nossos recursos naturais, sendo ambientalmente e socialmente insustentável.