

**ECOLOGIA DA COMUNIDADE
ARBÓREO-ARBUSTIVA DE UM
FRAGMENTO FLORESTAL URBANO –
BOSQUE MUNICIPAL RANGEL
PIETRARÓIA, MARÍLIA, SP**

AUGUSTO GABRIEL CLARO DE MELO

2009

AUGUSTO GABRIEL CLARO DE MELO

**ECOLOGIA DA COMUNIDADE ARBÓREO-ARBUSTIVA DE UM
FRAGMENTO FLORESTAL URBANO – BOSQUE MUNICIPAL
RANGEL PIETRARÓIA, MARÍLIA, SP**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientador
Prof. Dr. Douglas Antônio de Carvalho

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL
2009

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Melo, Augusto Gabriel Claro de.

Ecologia da comunidade arbóreo-arbustiva de um fragmento
florestal urbano – Bosque Municipal Rangel Pietraróia, Marília, SP /
Augusto Gabriel Claro de Melo. – Lavras : UFLA, 2009.

114 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2009.

Orientador: Douglas Antônio de Carvalho.

Bibliografia.

1. Análise de correspondência canônica. 2. Espécies exóticas. 3.
Floresta estacional semidecidual. 4. Histograma de frequência. 5.
Zoocoria. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52642

AUGUSTO GABRIEL CLARO DE MELO

**ECOLOGIA DA COMUNIDADE ARBÓREO-ARBUSTIVA DE UM
FRAGMENTO FLORESTAL URBANO – BOSQUE MUNICIPAL
RANGEL PIETRARÓIA, MARÍLIA, SP**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 27 de fevereiro de 2009

Prof. Eduardo van den Berg

UFLA

Prof.^a Dr.^a Gislene Carvalho de Castro (Co-orientadora)

UFLA



Prof. Dr. Douglas Antônio de Carvalho
UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL

Ao meu grande e eterno amor, aos meus pais, irmãos, familiares e grandes amigos,

OFEREÇO

“Sou homem intimamente ligado à natureza, meu ser, minha vida, minha cultura são a natureza. Dela dependem minha sobrevivência e minha criatividade”.

Frans Krajaberg

A Deus e a todos que contribuíram com a conclusão desse estudo,

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pelas pessoas maravilhosas que colocou em minha vida: meu amor, minha família, meus amigos, pelas oportunidades que me deu, bem como a força para atingir meus objetivos;

Ao meu grande e eterno amor Cley, que foi capaz de tornar a minha vida muito melhor, agradeço pelo amor, pela amizade, pelo apoio, pelo companheirismo, pela paciência, pelos momentos maravilhosos que me proporcionou e proporciona;

Aos meus pais, José Egidio e Vânia, e irmãos, William, Ana e Toninho, pelo incentivo e apoio que sempre me deram;

À Universidade Federal de Lavras, ao Departamento de Ciências Florestais e ao Coordenador José Márcio pela oportunidade de realizar o curso de Mestrado;

A CAPES, pela concessão da bolsa de estudo;

Ao meu orientador Prof. Douglas Antônio de Carvalho, pelas sugestões, incentivo e orientação na execução desse estudo;

À minha co-orientadora, professora Gislene Carvalho de Castro, pela grande ajuda e contribuição na execução desse estudo;

Ao Evandro, pelo esclarecimento nas coletas de dados e análises dos resultados;

À Rose, pela paciência no esclarecimento das inúmeras dúvidas;

Aos amigos e funcionários da Secretaria do Verde e do Meio Ambiente de Marília, Gefferson, Jane, Mário, Cícero, Sr Américo, pelo apoio e permissão para a realização do estudo no Bosque Municipal Rangel Pietraróia;

Aos novos amigos de Lavras, pela companhia e descontração: Zezé, Walcleé, Andréia, Gustavo, Paloma, Fabrícia, Crislene, Mari e Áureo;

Aos grandes amigos, Kelma, Dalton e Tati pela torcida e apoio;

Ao professor Jozébio, pelo incentivo e pelo empréstimo de materiais para a coleta de dados;

Aos estagiários, André, Gabriel e Lucas, pela ajuda na cansativa coleta de dados;

Aos que contribuíram na identificação das espécies, professor Ary, professor Sobral, a pesquisadora Giselda, Matheus, Daniel e Rubéns;

Aos meus primeiros alunos, a turma de Engenharia Florestal de 2008, pela oportunidade de iniciar a minha experiência com docência;

A todos vocês que foram fundamentais na contribuição, na execução e conclusão dessa etapa de minha vida, meu muito obrigado!!!

SUMÁRIO

	Página
APRESENTAÇÃO	i
RESUMO GERAL	iii
GENERAL ABSTRACT	v
CAPÍTULO 1: Fragmentos florestais urbanos	1
1 Referencial Teórico	1
1.1 Definição	1
1.2 Utilidades e benefícios	5
1.3 Ameaças	7
1.3.1 Isolamento e efeito de borda	8
1.3.2 Invasão por espécies exóticas	9
1.3.3 Defaunação	11
1.3.4 Trilhas	15
1.3.5 Medidas de manejo inadequadas	15
1.4 Conservação	17
2 Considerações Finais	20
3 Referências Bibliográficas	21
CAPÍTULO 2: Florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva e suas correlações com as variáveis do solo de um fragmento florestal urbano – Bosque Municipal Rangel Pietraróia, Marília, SP	30
1 Resumo	31
2 Abstract	32
3 Introdução	33
4 Material e Métodos	35
4.1 Área de estudo	35
4.2 Estabelecimento da unidade amostral	37
4.3 Levantamento florístico e estrutural	37
4.4 Variáveis do solo	39
4.5 Correlações da distribuição das espécies com as variáveis do solo	39
5 Resultados	40
5.1 Levantamento florístico	40
5.2 Levantamento estrutural	41
5.3 Distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetros	42
5.4 Distribuição dos indivíduos nas classes de alturas	42
5.5 Correlações da distribuição das espécies com as variáveis de solo	43
6 Discussão	44
6.1 Levantamento florístico	44

6.2 Levantamento estrutural	47
6.3 Distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetros	50
6.4 Distribuição dos indivíduos nas classes de alturas	51
6.5 Correlações da distribuição das espécies com as variáveis do solo	52
7 Referências Bibliográficas	56
FIGURAS	63
TABELAS	67
CAPÍTULO 3: Síndromes de dispersão e distribuição diamétrica das espécies nativas da comunidade arbóreo-arbustiva de um fragmento florestal urbano – Bosque Municipal Rangel Pietraróia, Marília, SP	75
1 Resumo	76
2 Abstract	77
3 Introdução	78
4 Material e Métodos	81
4.1 Área de estudo	81
4.2 Amostragem da comunidade arbóreo-arbustiva	83
4.3 Classificação das síndromes de dispersão	84
4.4 Distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetros	84
5 Resultados e Discussão	85
5.1 Síndromes de dispersão	85
5.2 Padrões de distribuição de classes de diâmetros	89
6 Referências Bibliográficas	96
FIGURAS	104
TABELAS	110

APRESENTAÇÃO

Os fragmentos florestais urbanos, que são os remanescentes florestais que sobreviveram ao processo de urbanização permanecendo no interior das cidades, são ecossistemas altamente modificados pelas ações antrópicas. Eles tiveram sua estrutura original alterada pelas infraestruturas passando a ser parte integrante dos bosques e parques urbanos, sendo utilizados principalmente como áreas de lazer. No entanto, antes de serem áreas de lazer esses fragmentos são resquílios de uma vegetação nativa, e são muito ameaçados, pois estão inseridos em uma matriz praticamente impermeável, sofrendo então com todas as consequências da fragmentação e do isolamento, e estão sob ação antrópica direta, fazendo com que a auto-sustentabilidade dessas áreas seja comprometida e suas características naturais sejam alteradas. Sabendo da importância dos ecossistemas florestais e levando em consideração a intensa devastação que eles vêm sofrendo, torna-se de extrema importância a preservação de qualquer fragmento florestal independente de sua área, sua fase sucessional e sua localização, e, além disso, certas áreas devem ser reflorestadas, para que a área coberta por florestas seja ampliada. Portanto os fragmentos urbanos não devem ser vistos e tratados apenas como áreas de lazer, eles podem e devem ter o objetivo de conservar parte de um bioma. No entanto, esses ecossistemas modificados são extremamente dependentes de ações de manejo humano para que a auto-sustentabilidade e as características naturais sejam mantidas. Mas para que essas ações de manejo sejam eficientes são necessárias pesquisas que identifiquem os problemas do local e então sirvam de base para a determinação dessas ações, permitindo a real conservação desses fragmentos.

A presente dissertação intitulada de 'Ecologia da comunidade arbóreo-

arbustiva de um fragmento florestal urbano – Bosque Municipal Rangel Pietraróia, Marília, SP’, é composta de um referencial teórico sobre fragmentos florestais urbanos e dois artigos científicos. Ambos os artigos foram preparados de acordo com as normas da revista *Acta Botanica Brasilica*, e são resultados dos estudos realizados na mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia de Marília, SP. Esse Bosque é uma área bastante utilizada para o lazer e apresenta uma vegetação nativa bastante significativa, no entanto poucos são os estudos e ações visando à conservação das características naturais do local. O primeiro artigo avaliou a florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva e a influência das variáveis de solo na distribuição das espécies pelo local. Já o segundo artigo trata sobre as síndromes de dispersão e a distribuição diamétrica das espécies da comunidade arbóreo-arbustiva. Como já era de se esperar, os resultados identificaram alguns problemas na mata nativa que contribuem para o comprometimento da auto-sustentabilidade e alteração das características naturais dessa mata, como a presença de espécies exóticas no interior da mata e a falta de recrutas para algumas espécies zoocóricas. Espera-se que essa dissertação contribua com o escasso acervo de pesquisas em fragmentos florestais urbanos, estimule o desenvolvimento de novas pesquisas nessas áreas e sirva de base na determinação das ações de manejo a serem aplicadas no local, contribuindo na real conservação para desse fragmento florestal urbano.

Lavras, 27 de fevereiro de 2009.



Augusto Gabriel Claro de Melo

RESUMO GERAL

MELO, Augusto Gabriel Claro de. **Ecologia da comunidade arbóreo-arbustiva de um fragmento florestal urbano – Bosque Municipal Rangel Pietraróia, Marília, SP.** 2008. 114 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.¹

Os fragmentos florestais urbanos apresentam várias importâncias, tanto ecológicas, como econômicas e sociais, porém são intensamente ameaçados por vários fatores. Os objetivos desse estudo foram conhecer a composição florística, a estrutura, as proporções de espécies e indivíduos das síndromes de dispersão das espécies nativas e verificar os padrões de distribuição de classes diamétricas para as populações da comunidade arbóreo-arbustiva do Bosque Rangel Pietraróia localizado no município de Marília, SP (22°12'12''S e 49°56'03''W). Além disso, verificar se as variáveis do solo interferem na distribuição das espécies no local. Para o levantamento foram distribuídas aleatoriamente 25 parcelas (20 x 20 m cada) nas áreas ocupadas pela mata nativa, que somam 10 ha de Floresta Estacional Semidecidual, sendo amostrados todos os indivíduos vivos com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 5 cm. As espécies foram classificadas, em relação às síndromes de dispersão, em espécies zoocóricas, anemocóricas e autocóricas e, em relação à distribuição diamétrica em quatro padrões: I ('população equilibrada'), II ('em desenvolvimento'), III ('com poucos recrutas') e IV ('sem recrutas'), e as espécies raras, em função de seu DAP, em dois padrões: V ('recruta') e VI ('não recruta'). As variáveis de solo foram obtidas das análises químicas e físicas das amostras coletadas em cada parcela e do levantamento topográfico. Foram encontradas 136 espécies, sendo 14 espécies exóticas, distribuídas em 107 gêneros e 42 famílias. A comunidade apresentou densidade de 1177 indivíduos.ha⁻¹ e área basal de 31,868 m².ha⁻¹, sendo as espécies mais representativas *Cariniana estrellensis*, *Metrodorea nigra* e *Zeyheria tuberculosa*. O índice de diversidade de Shannon foi de 3,83 e equabilidade de Pielou foi de 0,80. As espécies exóticas não apresentaram altos valores fitossociológicos, mas isso pode vir a acontecer com o seu desenvolvimento causando uma considerável descaracterização da mata nativa. Foram

¹Comitê Orientador: Prof. Dr. Douglas Antônio de Carvalho – UFLA (Orientador); Prof.^a Dr.^a Gislene Carvalho de Castro – UFSJ (Co-orientadora).

encontradas nas parcelas 30 espécies anemocóricas (383 indivíduos), 17 autocóricas (359) e 61 zoocóricas (359). A quantidade de espécies zoocóricas foi inferior à esperada e em relação às distribuições diamétricas, apresentaram menor número de ‘populações equilibradas’, maior número de ‘populações com poucos recrutas’ e de espécies raras ‘sem recrutas’, e somente elas apresentaram o padrão ‘população sem recrutas’, tais como *Inga striata* e *Cordia superba*. Esses resultados indicam que as espécies zoocóricas estão com maiores dificuldades para se desenvolver no local. A análise de correspondência canônica foi significativa, indicando que as propriedades do solo estão interferindo na distribuição das espécies pela área. O fragmento apresentou-se semelhante a outros fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual em relação estrutura e florística, mas já apresenta problemas resultantes das ações antrópicas, como a presença de espécies exóticas na mata nativa e a falta de recrutas para algumas espécies zoocóricas. Portanto, é fundamental a realização de estudos mais detalhados que forneçam resultados que subsidiem a determinação de medidas de manejo, tais como a retirada gradativa das espécies exóticas e realização de uma dispersão artificial das espécies sem recrutas, para que seja mantida a auto-sustentabilidade e as características naturais desse fragmento, fazendo com que o Bosque cumpra com eficácia o seu objetivo de conservar um fragmento florestal.

Palavras-chave: análise de correspondência canônica, defaunação, distribuição de espécies, espécies exóticas, Floresta Estacional Semidecidual, histograma de frequência, zoocoria.

GENERAL ABSTRACT

MELO, Augusto Gabriel Claro de. **Ecology of the community trees and shrubs of the fragment forest urban – Wood Municipal Rangel Pietraróia-Marília, SP.** 2008. 114 p. Dissertation (Master in Forest Engineering) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.¹

The urban forest fragments introduce various importances both ecological and economical or social, but are intensely threatened by several factors. The objectives of this study were to know the floristic composition, the structure, proportions of the species and individuals of the dispersion syndromes of the native species and verify the standard of the distribution of the diametrical classes of the population of the tree and shrub community of the Rangel Pietraróia Woods located in Marília, SP (22°12'12"S and 49°56'03"W). Another objective was to verify if the soil variables interfere in the distribution of the species in the area. For the study, 25 plots (20 x 20m each) were randomly distributed in the occupied areas by the native forest, totalizing 10 ha of Semideciduous Seasonal Forest, where all the living individuals were sampled with diameter at breast height (DBH) higher or equal to 5 cm. The species were classified in relation to the dispersion syndromes in zoochoric, anemochoric and antochoric species, and in respect to the diametrical distribution in 'balance population', 'developing population', 'few recruit population' and 'no recruit population', and rare species, due to the DBH, in 'recruit' and 'not recruit'. The soil variables were obtained from the chemical and physical analyses from the samples collected in each plot and from the topographical survey. 136 species were found, where 14 were exotic ones, distributed in 107 genders and 42 families. The community presented 1177 individuals.ha⁻¹ and 31,868 basal area of m². ha⁻¹, where *Cariana estellensis*, *Metrodorea nigra* and *Zeyheria tuberculosa* were the most representative species. The Shannon diversity index was 3.83 and the Pielou equability index was 0.80. The exotic species did not present high phytosociological values, but this may happen with its development causing a considerable decharacterization of the native forest. 30 anemochoric (383 individuals), 17 autochorich (359) and 61 zoochoric (359) were found. The quantity of zoochoric species was inferior to the expected and in relation to the

¹Guidance Committee: Prof. Dr. Douglas Antônio de Carvalho – UFLA (Adviser); Prof. Dr. Gislene Carvalho de Castro – UFSJDR.

diametrical distribution, they presented lower number of 'balanced population', higher number of the 'few recruit population' and the 'not recruit' rare species, and they were the only ones to present the 'no recruit' standard, such as *Inga striata* and *Cordia superba*. These results indicate that the zoochoric species have greater difficulties to develop in that area. The analysis of canonic correspondence was significant, indicating that some soil properties are interfering in the distribution of the species in the area. The fragment presented itself similar to other fragments of semideciduous seasonal forest in relation to structure and floristics, but already presents problems resulting from anthropic actions, such as the presence of exotic species in the native forest and the lack of recruit for some zoochoric species. Therefore, further detailed studies must be carried out to provide results which subsidize the determination of management measures, such as the gradual withdrawal of the exotic species and an artificial dispersion of the no-recruit species, in order to keep the self-sustainability and the natural characteristics of that fragment, allowing the woods to fulfill with efficiency their objective to preserve a forest fragment.

Key-words: analysis of canonic correspondence, defaunation, distribution of species, exotic species, Seasonal Semideciduous Forest, frequency histogram, zoochoric.

CAPÍTULO 1:

Fragmentos florestais urbanos

1 REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 Definição

Algumas cidades possuem em seu interior resquícios de florestas nativas que resistiram ao processo de urbanização. Essas áreas são consideradas como uma categoria de área verde urbana, pois se enquadram na definição de Nucci (2001), que define área verde urbana como um espaço livre onde há predominância de vegetação, independente do porte, e solo permeável, ocupando pelo menos 70% da área, inserido em uma paisagem urbana. São várias as categorias de áreas verdes urbanas e segundo Magalhães (2006) as categorias e denominações não estão bem definidas. Dessa forma, esses fragmentos são nomeados de diferentes formas por vários autores, sendo chamados de ‘vegetação de reserva e lazer’ (Badiru et al., 2005), ‘florestas urbanas’ (Magalhães 2006), ‘bosques naturais urbanizados’ ou ‘áreas verdes naturais urbanizadas’ (Santin, 1999), entre outras. A nomenclatura mais adequada para essas áreas seria ‘fragmento florestal urbano’, termo utilizado por Cielo-Filho & Santin (2002), pois para Saunders et al. (1991), fragmentos florestais são ‘ilhas’ de um ecossistema natural que foi devastado e estão inseridos em uma matriz de ambientes diferentes. Isso foi o que aconteceu com essas áreas, portanto são ‘fragmentos florestais’, e por estarem localizadas no interior de cidades recebem o complemento ‘urbanos’ (Figura 1).

Geralmente esses fragmentos encontram-se localizados no interior de Bosques e Parques abertos à visitação pública, sendo a fisionomia original alterada por adequações para servirem como áreas de lazer, tais como o ‘recorte’ da mata nativa para construção de caminhos pavimentados, que permitem o trânsito dos frequentadores, implantação de infraestruturas e plantio de espécies vegetais exóticas (Santin, 1999). É comum encontrar nessas áreas ‘play-grounds’, lagos artificiais, recintos para animais, quadras esportivas, sanitários, administração, lanchonetes, jardins, entre outras, o que tornam o antigo ecossistema natural em um ecossistema modificado.

Alguns exemplos de áreas verdes urbanas que contém fragmentos florestais urbanos são:

a-) Bosque dos Jequitibás: localizado no centro da área urbana de Campinas, SP, possui uma área de 10 ha constituída de mata nativa (Floresta Estacional Semidecidual) e áreas com replantios de espécies exóticas e nativas. No local também se encontram edificações e um pequeno zoológico. Há relatos que desde 1900 a área é utilizada como área de lazer (Mathes et al., 1985) (Figura 1a);

b-) Bosque dos Alemães: foi inaugurado em 1978 e localiza-se na área urbana de Campinas, SP, apresentando uma área de 2 ha. A vegetação original é a Floresta Estacional Semidecidual, no entanto foi realizado um plantio de enriquecimento com espécies exóticas e nativas de outras regiões, e em seu interior existem caminhos pavimentados (Cielo-Filho & Santin, 2002);

c-) Bosque Municipal Dr. Belyrio Guimarães Brandão: localizado no município de Garça, SP, teve a sua criação autorizada em 25 de setembro de 1958. Sua área é de 9,7 ha, onde se encontram o Zoológico Municipal e a Secretaria Municipal de Agricultura e Meio Ambiente. Encontra-se vizinha ao Bosque a reserva florestal do município, um fragmento com 12,5 ha, não aberto ao público.

Ambos são fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, sendo rodeados por cafezais, casas e pelo Lago Municipal de Garça (informações obtidas na Secretaria da Agricultura e do Meio Ambiente de Garça, SP) (Figura 1b);

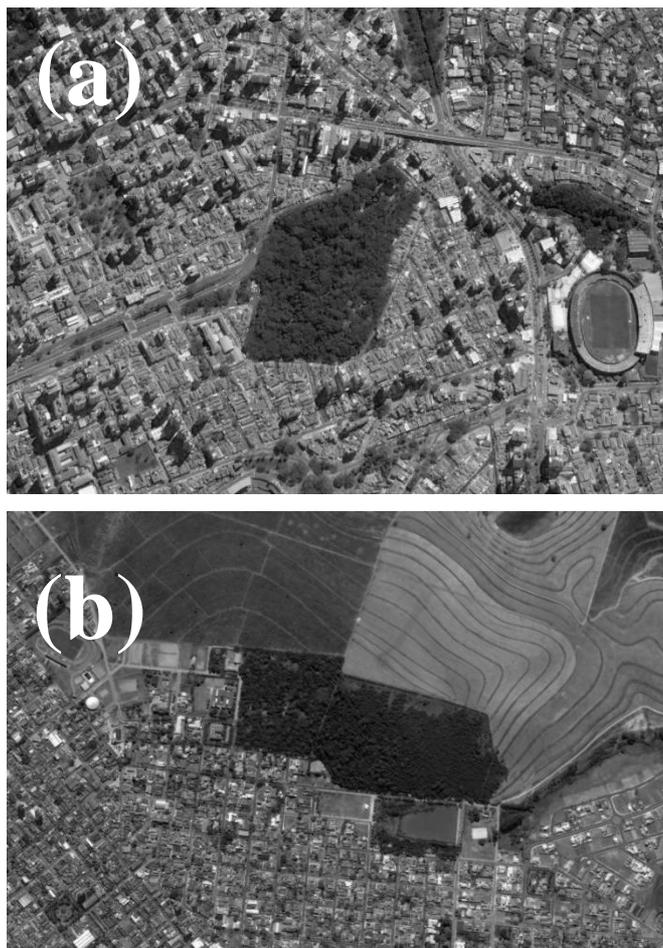


FIGURA 1 Fragmentos florestais urbanos: (a) Bosque dos Jequitibás – Campinas, SP; (b) Bosque Municipal Dr. Belyrio Guimarães Brandão – Garça, SP.¹

¹ Fonte: Google Earth <earth.google.com>. Acesso em: 15 jan. 2009 (modificado).

d-) Parque Municipal da Barreirinha: está localizado no município de Curitiba, PR, apresentando um remanescente de Floresta Ombrófila Mista. Foi criado em 1959 e possui uma área de 27,5 ha, sendo 20 ha de mata nativa, porém não contínua sendo entremeada por ruas asfaltadas, edificações e lagos artificiais (Leite, 2008). Conforme Oliveira (1996), o parque foi criado para preservação ambiental e lazer da população;

e-) Parque Municipal do Ingá: localizado em Maringá, PR, é aberto à visitação desde 1971 e possui uma área de 47,3 ha. Localiza-se na região central da cidade, sendo circundado por construções urbanas e isolado de outros fragmentos florestais. É composto de Floresta Estacional Semidecidual secundária, com fisionomia semelhante a original (Galina & Gimenes, 2006);

f-) Parque da Previdência: localizado na região oeste da cidade de São Paulo, SP, apresenta uma área de Mata Atlântica secundária dividida em duas partes, uma aberta à visitação pública e outra não. A área total do parque é de 9,1 ha, onde se encontra um 'play-ground' (Querido 1999 apud Candiani et al., 2005);

g-) Parque do Sabiá: localizado no perímetro urbano do município de Uberlândia, MG, a cerca de 6 km do centro da cidade, possui uma área de 30 ha, com diferentes formações naturais: Floresta Estacional Semidecidual, transição com cerradão e mata de galeria, onde encontram-se várias trilhas (Guilherme et al., 1998);

h-) Bosque Municipal Rangel Pietraróia: está localizado na região oeste do município de Marília, SP, e possui uma área de 17,7 ha, sendo aproximadamente 10 ha de Floresta Estacional Semidecidual. Foi inaugurado em 1974, é todo cercado por alambrado e possui quadras, recintos para animais exóticos, trilhas, lago, reflorestamentos, entre outras atrações (Carvalho Júnior & Souza, 2004). Este fragmento florestal urbano é a área de estudo da presente dissertação.

1.2 Utilidades e benefícios

Nos ecossistemas urbanos, onde as condições naturais se encontram quase completamente alteradas e, ou, degradadas, esses fragmentos florestais representam um recurso precioso para a melhoria da qualidade de vida nas cidades, pois o uso da vegetação ameniza os impactos causados pela ação antrópica (Feiber, 2004). Essas áreas têm várias utilidades, tais como ecológica, social, estética e educativa, fornecendo benefícios ambientais, sócio-culturais e econômicos (Nucci, 1996; Soares, 1998).

Mesmo reduzidas e geralmente isoladas essas áreas são parte de um ecossistema original, detendo uma riqueza considerável de espécies vegetais, que se encarregam de abrigar e alimentar algumas espécies animais silvestres (Santin, 1999; Nogueira & Gonçalves, 2002), permitindo a sobrevivência desses animais e o desenvolvimento das interações ecológicas entre essas espécies (Feiber, 2004). Santin (1999) verificou que os fragmentos florestais urbanos de Campinas, SP, contêm 276 espécies arbóreas, que corresponde a 57% das espécies levantadas para o município. Leite (2008) estudando dieta de morcegos em fragmentos florestais urbanos observou que eles se alimentam de várias espécies vegetais, atuando como dispersores de suas sementes. Esses são alguns dos estudos que mostram a diversidade vegetal encontrada nessas áreas e os processos ecológicos que ocorrem nelas.

As construções urbanas provocam impactos no microclima das cidades que podem ser amenizados pela presença da vegetação, que contribui na amenização climática devido à interceptação dos raios solares, criando áreas de sombra, reduzindo a temperatura do ambiente e umidificando o ar devido à constante transpiração. A vegetação também controla e reduz a poluição atmosférica através da retenção de partículas sólidas, da absorção de poluentes

gasosos, como o gás carbônico, e da fotossíntese, que oxigena o meio (Nogueira & Gonçalves, 2002; Lopes Júnior, 2003; Silva-Filho, 2003; Feiber, 2004).

Nos solos cobertos com vegetação ocorre muita evapotranspiração, muita infiltração e pouco escoamento superficial das águas pluviais. Dessa forma, essas áreas contribuem na melhoria do ciclo hidrológico e na conservação do solo. Isso ocorre, pois as florestas previnem a erosão por atuarem na retenção e estabilização das partículas do solo e amortecer o impacto das águas pluviais, favorecendo a infiltração dessas águas e aumentando as áreas de captação e recarga do lençol freático, além de controlar o assoreamento de cursos d'água próximos (Nogueira & Gonçalves, 2002; Lopes Júnior, 2003; Feiber, 2004).

O lazer, incluindo atividades recreativas e atividades físicas, é uma das importâncias dessas áreas, proporcionando a aproximação dos frequentadores com a natureza (Nogueira & Gonçalves, 2002; Lopes Júnior, 2003; Feiber, 2004). O contato com os elementos naturais relaxa os frequentadores, melhorando a saúde da população (Nogueira & Gonçalves, 2002), e por permitirem o contato direto com os elementos naturais, essas áreas se tornam espaços privilegiados para promover a educação ambiental (Santín, 1999). Outra importância é a econômica, que está relacionada com a geração de empregos, tendo em vista que é extremamente necessários o manejo e a manutenção do local, sendo necessário que haja pessoas trabalhando para manter esse propósito (Nogueira & Gonçalves, 2002), além de valorizarem economicamente os terrenos vizinhos. Têm-se também a importância paisagística que proporciona uma melhoria estética das cidades, pois a estrutura arbórea contribui para a harmonia da paisagem quebrando a dureza do concreto e embelezando a cidade (Heynemann, 1995; Nogueira & Gonçalves, 2002).

Essas áreas também servem para a realização de pesquisas, mas apesar de serem extremamente necessárias, poucas são realizadas nesses fragmentos. Talvez essa falta de estudos nesses ambientes modificados ocorra devido à preferência por áreas mais preservadas para serem estudadas (Martins, 1991). Alguns dos estudos realizados com a vegetação arbórea desses fragmentos são os de Mathes et al. (1985) no Bosque dos Jequitibás, Santin et al. (1996) no Bosque São José, Cielo-Filho & Santin (2002) no Bosque dos Alemães, ambos em Campinas, SP, e Araújo et al. (1997) no Bosque John Kennedy em Araguari, MG. Outros estudos com vegetação foram os de Dislich et al. (2002), que estudaram a invasão de uma palmeira exótica em um fragmento na cidade de São Paulo, SP, e Salles & Schiavini (2007), que estudaram o estrato regenerante no Parque do Sábia (Uberlândia, MG). Em relação à fauna, alguns dos estudos realizados foram: Rodrigues et al. (1993) que estudaram a diversidade de borboletas no Bosque dos Alemães (Campinas, SP); Candiani et al. (2005) que estudaram a diversidade de aranhas em fragmentos urbanos de São Paulo, SP; Barros et al. (2006) que pesquisaram as espécies de morcegos em parques urbanos de Juiz de Fora, MG; Galina & Gimenes (2006) que estudaram a avifauna do Parque do Ingá (Maringá, PR); e Leite (2008) que estudou reprodução e alimentação de morcegos em fragmentos em Curitiba, PR.

1.3 Ameaças

O aproveitamento desses fragmentos como áreas de lazer minimiza a ação de alguns fatores de perturbação, como incêndios, extração de madeira e invasão por gado (Santin, 1999). No entanto, outros inúmeros fatores de perturbação degradam esses fragmentos e deterioram seu potencial ecológico (Costa, 2006) e a auto-sustentabilidade das populações de muitas espécies

(Santin, 1999), fazendo com que essas áreas enfrentem difíceis condições de perpetuação (Badiru et al., 2005). Alguns destes fatores são:

1.3.1 Isolamento e efeito de borda

A fragmentação e os efeitos nocivos decorrentes desse processo contribuem para o comprometimento da auto-sustentabilidade dos fragmentos florestais urbanos (Santin, 1999). Isso ocorre devido o isolamento gerar uma série de fatores que dificultam a manutenção de várias espécies de animais e vegetais (Lovejoy et al., 1986), agindo fundamentalmente na extinção de espécies (Metzger, 2003) e conseqüentemente alterando as interações entre essas espécies (Janzen, 1987).

A matriz que circunda o fragmento influencia na dinâmica e composição do mesmo (Laurence, 1997), pois dependendo da sua composição e das características das espécies, o fluxo de animais e propágulos entre os fragmentos pode ser impedido (Metzger, 2000). Os fragmentos florestais urbanos estão inseridos em uma matriz praticamente impermeável, as construções urbanas, que impedem o trânsito da maioria das espécies, tornando esses ecossistemas grandes alvos dos efeitos do isolamento. De acordo com Santin (1999) o isolamento priva a vegetação de vários polinizadores e dispersores impossibilitando o fluxo gênico, fazendo com que a reprodução das plantas fique restrita a cruzamentos parentais, resultando na diminuição da variabilidade genética das populações. O isolamento também diminui o potencial de colonização ou recolonização das espécies (Metzger, 2003). No entanto, dependendo da proximidade com outros fragmentos, as espécies vegetais dispersas pelo vento, por aves e morcegos, podem ser menos susceptíveis a essa diminuição da variabilidade genética e ao potencial de recolonização, pois para

essas espécies pode haver uma facilidade na troca de propágulos entre os fragmentos, devido a sua dispersão não ser intensamente comprometida.

A borda da mata é um micro-habitat de transição entre o fragmento e a matriz, cuja criação provoca alterações microclimáticas, tais como aumento da luminosidade e da temperatura e redução da umidade (Murcia, 1995). Conseqüentemente essa nova faixa de ambiente modificado acarreta em alterações na composição de espécies e na estrutura da vegetação, inclusive nos processos ecológicos (Laurence, 1991, 1994). Um exemplo desse processo é a perda de habitat para as espécies que necessitam de condições de interior de mata, como maior umidade, menor luminosidade e menor temperatura (Stevens & Husband, 1998). Como a intensidade do efeito de borda é inversamente proporcional ao tamanho do fragmento (Ranta et al., 1998), nos fragmentos urbanos o efeito de borda é bem intenso, tendo em vista que, geralmente, essas áreas são de pequenas. Além disso, a abertura de caminhos pavimentados e trilhas no interior da mata intensifica ainda mais o efeito de borda.

1.3.2 Invasão por espécies exóticas

De acordo com Pysek (1995), espécies invasoras são aquelas que, fora de sua área de ocorrência natural, estão em processo de aumento sua abundância e, ou, sua distribuição. A invasão de espécies exóticas é outro fator que contribui para a extinção das espécies nativas, pois elas competem com as nativas e, dependendo de suas características ecológicas, podem ocupar o nicho delas.

A fragmentação favorece a invasão de espécies exóticas (Murcia, 1995), vindas das matrizes que circundam os fragmentos, e nos fragmentos urbanos essa invasão tende a ser bem intensa. As espécies vegetais exóticas e de outras regiões são comuns nessas áreas (Santin, 1999). Muitas delas são plantadas

diretamente no local com diferentes fins, tais como reflorestar áreas desmatadas, fornecer frutos, controlar erosões e melhorar a estética do local. Essas espécies são introduzidas em canteiros ou na borda da mata nativa, mas acabam dispersando para o seu interior. Além desse plantio direto, contribui para essa invasão a chuva de sementes das áreas vizinhas. Por estarem localizados no interior de cidades, é comum encontrar na mata nativa espécies que são utilizadas na arborização de ruas e praças, que geralmente acabam sendo dispersas pelo vento, pássaros e morcegos que transitam entre as áreas verdes das cidades. Alguns dos estudos realizados na comunidade arbóreo-arbustiva de fragmentos florestais urbanos comprovaram a presença de espécies exóticas na mata nativa. Mathes et al. (1985) encontraram no Bosque dos Jequitibás em Campinas, SP, 72 espécies exóticas e nativas de regiões, e Cielo-Filho & Santin (2002) encontraram 25 espécies exóticas no Bosque dos Alemães, também em Campinas, SP, onde essas espécies apresentaram altos índices fitossociológicos. Dislich et al. (2002) verificou que um fragmento florestal urbano na cidade de São Paulo, SP, está sendo invadido por uma palmeira exótica, fato comprovado pela distribuição espacial da espécie e suas classes de diâmetro. No Parque do Sabiá, em Uberlândia, MG, Salles & Schiavini (2007) encontraram espécies não nativas na mata do parque, que dispersaram das partir de matrizes plantadas nas áreas gramadas e ao longo das estradas, e os autores também citam que no parque observa-se um aumento gradativo na densidade populacional de uma espécie de bambu invasor. A presença dessas espécies na mata nativa não é desejável, tendo em vista que por não pertencerem à vegetação nativa local, o desenvolvimento dessas populações pode descaracterizar a vegetação nativa (Cielo-Filho & Santin, 2002) através das alterações florísticas e estruturais

(Parker et al. 1999), ameaçando assim a conservação das características originais do fragmento (Dislich et al., 2002).

Além da invasão por espécies vegetais, os fragmentos urbanos sofrem com a invasão de animais domésticos, principalmente cães e gatos, que acabam criando hábitos selvagens, e de acordo com Boitani & Ciucci (1995) animais nessas condições passam a ser chamados de ferais. Para Galleti & Sazima (2006), esses animais causam um impacto significativo nos vertebrados dos fragmentos, podendo extinguir espécies, pois se tornam predadores da escassa fauna remanescente, incluindo os animais frugívoros, prejudicando assim a dispersão de propágulos das espécies zoocóricas. Além de predadores, esses animais podem transmitir doenças, pois não são vacinados (Galleti & Sazima, 2006), e competem com os carnívoros silvestres por alimento e território. Um exemplo de fragmento florestal urbano que sofre com esses impactos é o Bosque Municipal Rangel Pietraróia, Marília, SP. O local enfrenta sérios problemas com a grande população de gatos que o habita, onde esses predam principalmente as aves silvestres. No local também houve um ataque de cães à população de cutias, que foi drasticamente reduzida, restando poucos indivíduos (observação pessoal e entrevistas com funcionários do local).

1.3.3 Defaunação

A fragmentação influencia diretamente na fauna silvestre, pois dependendo do tamanho dos fragmentos e dos fatores de perturbação, algumas espécies ainda encontram neles capacidade de sobrevivência, porém outras podem não sobreviver (Terborgh, 1992). Frequentemente pequenos fragmentos isolados apresentam menor riqueza de espécies e abundância de animais silvestres (Willis, 1979; Jordano et al., 2006). Segundo Redford (1992), o

processo de diminuição significativa da diversidade e, ou, biomassa da fauna de fragmentos é denominada defaunação, e a falta desses animais cria as ‘florestas vazias’ que não cumprem certos papéis ecológicos, como a dispersão das espécies vegetais zoocóricas, ou a polinização realizada por aves. Os animais de maior porte são os primeiros a terem suas abundâncias reduzidas ou serem extintos, pois necessitam de grandes áreas e são os preferidos dos caçadores. Os de menor porte que necessitam áreas mais conservadas também são extintos, restando nos pequenos fragmentos os pequenos animais de hábitos generalistas (Corllet & Tumer, 1997), como esquilos, gambás, pequenos roedores e pequenas aves (Pizo & Vieira, 2004). Os fragmentos florestais urbanos tiveram uma significativa alteração na sua composição de fauna, podendo hoje ser considerados como ecossistemas defaunados. Possivelmente, antes de serem fragmentados e transformados em áreas de lazer, eles apresentavam uma fauna rica, no entanto ações como redução da área; isolamento; expansão das cidades; facilidade de acesso, favorecendo a ação de caçadores; e as atividades para transformar os fragmentos em áreas de lazer, tais como cercamento do local, abertura das trilhas e ruídos intensos; contribuíram para extinguir a fauna desses fragmentos. Também contribui com a defaunação a presença constante de pessoas que frequentam essas áreas de lazer, o que torna inviável a presença de animais de maior porte e, ou, agressivos. Dessa forma, os animais silvestres habitam os fragmentos florestais urbanos são as espécies generalistas de pequeno porte e inofensivas que sobreviveram a esse processo de transformação do local e se adaptaram a esse ambiente modificado. Outras ações que contribuem com essa defaunação e a extinção das espécies remanescentes é a predação causada por cães e gatos ferais, a diminuição da variabilidade genética

das populações, ocasionada pelos cruzamentos parentais, e a impossibilidade de reposição natural de indivíduos que venham a morrer.

Estudos realizados com a fauna de fragmentos florestais urbanos comprovam que essas áreas apresentam uma menor riqueza de espécies. Rodrigues et al. (1993) encontraram 47 espécies de borboletas no Bosque dos Alemães (Campinas, SP), enquanto que em uma mata maior e localizada em uma fazenda, foram encontradas 78 espécies. Candiani et al. (2005) estudando a riqueza de aranhas em três áreas da região oeste da cidade de São Paulo, SP, encontraram 46 espécies, sendo essa quantidade muito menor que o de espécies amostradas em outras áreas de mata atlântica em condições naturais, como em uma área que apresentou 86 espécies. Galina & Gimenes (2006) estudando a avifauna do Parque Municipal do Ingá (Maringá, PR), encontraram 86 espécies, sendo esse valor considerado baixo pelos autores, pois quando comparado com fragmentos em melhor estado de conservação o número de espécies aumentou, como por exemplo, em um pequeno fragmento natural (3,6 ha) em Curitiba, PR, onde foram registradas 88 espécies. Nesse mesmo estudo, quando os autores compararam os dados com um levantamento feito anteriormente eles também verificaram que houve a extinção de algumas espécies, no entanto novas foram registradas, isso devido o poder de vôo que permite que as aves transitem entre fragmentos. Além disso, o local apresentou ausência de algumas espécies que exigem habitats bem conservados e os autores consideram como isso sendo resultado dos fatores de perturbação que acometem o local, tais como a localização urbana, as alterações na vegetação original e a abertura de trilhas.

Além da perda de espécies animais, conseqüentemente, a defaunação ocasiona na alteração de interações que envolvem esses animais extintos. O mutualismo entre plantas e animais é uma dessas interações que podem ser

afetadas (Galetti et al., 2003), ocasionando um problema grave, tendo em vista que por envolver relações fundamentais como polinização, dispersão de sementes, herbívoros e predação, essa interação é intensa e determinante para a estruturação de um ecossistema (Kageyama & Gandara, 2003). A falta de frugívoros causa menores taxas de remoção e predação de sementes, além de diminuir as distâncias de dispersão (Dirzo & Miranda, 1991). Isso faz com que boa parte das sementes produzidas pelas espécies zoocóricas seja depositada em suas imediações, onde estão sujeitas às condições adversas, como maior competição e predação, para a sobrevivência, estabelecimento e crescimento das plântulas (Janzen, 1970; Howe et al., 1985; Chapman & Chapman, 1995). Uma das consequências deste processo é que fragmentos defaunados tendem a apresentar uma menor riqueza e abundância de plântulas de espécies zoocóricas, comprometendo assim o recrutamento nas populações destas espécies (Chapman & Onderdonk, 1998; Cordeiro & Howe, 2003). Isso faz com que na flora de alguns fragmentos possa ocorrer o predomínio de espécies com dispersão abiótica, como as anemocóricas e as autocóricas (Tabarelli et al., 1999), alterando a composição florística e a estrutura original dos fragmentos. A distribuição espacial das plantas também pode ser afetada, resultando em um padrão mais agregado (Jacquemyn et al., 2001). Dessa forma a ausência ou baixa abundância dos animais frugívoros nos fragmentos podem comprometer seriamente as populações vegetais zoocóricas (Silva & Tabarelli, 2000; Jacquemyn et al., 2001), podendo levá-las até mesmo à extinção local.

Outro problema relacionado com a fauna é quando uma população que se alimenta de certo recurso vegetal (sementes, folhas, frutos) encontra condições favoráveis ao seu desenvolvimento e tem sua população aumentada excessivamente, tornando-se uma superpopulação. Com isso, a espécie vegetal

alvo de consumo pode ser intensamente predada, podendo ocasionar em problemas para a espécie vegetal, como por exemplo, uma superpopulação de cutias (*Dasyprocta* spp.) e a predação de sementes de jatobá (*Hymenaea courbaril*) que pode vir a afetar a formação do banco de sementes da espécie.

1.3.4 Trilhas

Outra ameaça que atinge os fragmentos florestais urbanos são as trilhas abertas no interior da mata nativa. Geralmente essas áreas apresentam uma trilha oficial, dotada de placas com dizeres ecológicos utilizada em programas de educação ambiental, mas além desta, inúmeras trilhas clandestinas são abertas, sem o menor planejamento, pelo trânsito dos frequentadores no interior da mata. Como resultado, ocorre compactação e a erosão do solo, pisoteio da regeneração natural pelos frequentadores (Lemos, 1999), acúmulo de lixo, além de afugentar a fauna silvestre. No Parque do Sábia (Uberlândia, MG) existe uma grande quantidade de trilhas passando pelo interior da mata nativa, e o alto grau de pisoteio nessas trilhas pode influenciar na velocidade, ou mesmo na impossibilidade, da formação do estrato regenerante, devido danificar o banco de plântulas (Salles & Schiavini, 2007).

1.3.5 Medidas de manejo inadequadas

Essas áreas também são alvos das medidas de manejo inadequadas, resultantes da falta de profissionais especializados para o seu eficaz gerenciamento. Essas medidas de manejo inadequadas contribuem bastante para a deterioração desse ecossistema modificado, pois se somam aos danos gerados pela fragmentação.

A ausência de um plano de manejo ecologicamente correto, faz com que essas áreas apresentem uma vegetação muitas vezes mal estruturada (Badiru et al., 2005), onde é feita a introdução de espécies vegetais sem nenhum critério ou embasamento científico (Santin, 1999). No Bosque Municipal Rangel Pietraróia (Marília, SP), constantemente são introduzidas espécies exóticas no interior da mata para impedir o trânsito dos frequentadores pelas trilhas clandestinas (observação pessoal). No Bosque dos Alemães em Campinas, SP, uma medida de manejo inadequada foi o plantio de enriquecimento na mata nativa realizado quando o local foi inaugurado, pois foram utilizadas espécies nativas de outras regiões e exóticas, resultando na alteração na composição florística do local (Cielo-Filho & Santin, 2002). O estudo de Salles & Schiavini (2007) com o estrato regenerante do Parque do Sabiá (Uberlândia, MG) traz evidências de que as medidas inadequadas de manejo aplicadas no passado têm afetado diretamente o processo de regeneração natural na área de estudo, fazendo com que o estrato regenerante apresente uma baixa densidade. De acordo com esses autores, isso é resultado da limpeza periódica do solo da mata realizada pela administração do Parque até o ano de 1994, onde se retiravam folhas, sementes e plântulas, com a finalidade de garantir a segurança dos visitantes e permitir o uso dessa área para lazer e recreação. No Parque da Barreirinha (Curitiba, PR) desde 1972, quando o parque foi aberto ao público, uma parte da floresta remanescente encontra-se preservada, entretanto, outra parte é manejada constantemente para evitar o desenvolvimento do sub-bosque (Leite, 2008).

Além de todas essas ameaças, os fragmentos florestais urbanos também são alvos de incêndios, no entanto são mais facilmente controlados devido à localização urbana; ações de vandalismo; retirada de plantas nativas, como

bromélias e orquídeas, pelos frequentadores; são afetados pela expansão da cidade que pode condenar a sua existência; entre outras.

1.4 Conservação

De uma maneira geral, uma floresta sem interferência humana é um ecossistema auto-sustentável que apresenta características naturais (Poggiani, 1989), podendo isso ser alterado dependendo do grau de interferência humana no local. O intenso isolamento e a presença antrópica direta fazem com que nos fragmentos florestais urbanos espécies e interações sejam perdidas, ocasionando na quebra dessa auto-sustentabilidade, podendo levar esse ecossistema modificado ao declínio. Dessa forma para que essas áreas se mantenham auto-sustentáveis e com suas características naturais dentro do possível, mantendo viável esse ecossistema modificado pelas atividades antrópicas, elas dependem das medidas de manejo humano definidas pelos programas de conservação dessas áreas (Santin, 1999). Sem essas medidas de manejo, essas áreas tendem a se tornar apenas um aglomerado de árvores, pois não cumprirá mais certos papéis ecológicos. De certa forma, a perda de algumas interações e a extinção de certas espécies não atrapalha as atividades de lazer para o qual essas áreas são destinadas, no entanto essas áreas não devem ter apenas o lazer como objetivo. O foco dessas áreas deve ser a conservação da natureza (Santin, 1999) e o lazer pode e deve ser realizado nessas áreas, mas a conservação deve ser o objetivo principal, pois tendo em vista a intensa e extensa devastação das áreas naturais e a carência de áreas remanescentes, todo e qualquer fragmento, independente de sua área, localização e fase sucessional deve ser preservado, enquadrando nesse contexto os fragmentos florestais urbanos, que apesar de serem áreas de lazer, são resquícios de vegetação nativa.

O sistema de manejo desse ecossistema modificado necessita de uma reestruturação dos processos de gestão através de novos enfoques (Badiru et al., 2005). Geralmente essas áreas são alvos apenas de ações de manutenção das áreas construídas, como limpeza dos caminhos, retirada de galhos, podas, mas ações visando realmente à conservação são praticamente inexistentes. Para que as medidas de manejo conservacionista desses fragmentos sejam eficazes elas devem ser embasadas em resultados obtidos de pesquisas (Primack & Rodrigues, 2001). De início, essas áreas deverão ser avaliadas, ter a sua importância e funções claramente definidas e cada área deve ser tratada como unidade única, pois apresentam diferentes níveis de conservação e diferentes ameaças, não devendo ser generalizadas as medidas de manejo (Santin, 1999). Algumas pesquisas que devem ser realizadas são: levantamentos para se conhecer a composição da biota, estudos genéticos e o monitoramento das populações, que permite verificar as alterações ocorrentes. Baseando-se nos resultados obtidos dessas pesquisas, será possível a escolha de medidas de manejo eficazes para que a auto-sustentabilidade seja mantida e o fragmento seja conservado.

Os programas de educação ambiental são grandes aliados para a conservação dessas áreas, pois através deles é possível conscientizar os frequentadores do local da importância em contribuir na conservação desses fragmentos (Santin, 1999). Isso é necessário, pois a conservação dessas áreas depende dos seus administradores que são os responsáveis pela área e cabe a eles manejá-la; dos pesquisadores que ajudarão a determinar as medidas de manejo; e dos frequentadores, que podem contribuir evitando deixar lixo espalhado, não transitando pelas trilhas clandestinas, vigiando a área enquanto realizam suas atividades de lazer, entre outras contribuições.

Um exemplo de manejo em fragmentos florestais urbanos para compensar a falta de animais frugívoros seria realizar uma dispersão artificial pela área dos propágulos zoocóricos ou reintroduzir espécies frugívoras que se adaptem a esse ecossistema modificado e que não interfiram na visitação das pessoas. No Parque do Ingá foram reintroduzidos indivíduos de jacupemba (*Penelope superciliaris*) que conseguiram se estabelecer no local (Galina & Gimenes, 2006). No Bosque Municipal Rangel Pietraróia também foram reintroduzidos saguis (*Callithrix jacchus*), que conseguiram se reproduzir e formar um novo bando (entrevistas com funcionários do local). Com isso, esses animais provavelmente contribuem com as espécies vegetais zoocóricas, pois ao se alimentarem de seus frutos dispersam suas sementes.

Na mata nativa do Parque da Previdência (São Paulo, SP) são realizadas algumas ações de manejo conservacionista. O parque apresenta aproximadamente 2 ha de mata em estágio inicial de recuperação e aproximadamente 5 ha de mata secundária, aparentemente com estrutura bem definida, na qual aparece dossel, sub-bosque e herbáceas. Para preservar o fragmento se realiza o corte parcial dos cipós que estão causando danos às árvores, e faz-se o plantio de enriquecimento com espécies arbóreas nativas regionais (Costa, 2006).

Em relação à invasão de espécies exóticas são sugeridas algumas medidas: Santin (1999) diz que as plantas ornamentais comumente utilizadas em paisagismo devem ficar restritas aos pequenos canteiros centrais, devendo ser eliminadas gradativamente as espécies exóticas encontradas no interior da mata, independente do porte; e Barros et al. (2006) atenta que também deve ser dada para os arredores, onde os projetos paisagísticos devem ser elaborados com cautela, levando em consideração as espécies a serem utilizadas evitando a

invasão nas matas pela chuva de sementes. Além disso, as espécies utilizadas no paisagismo dessas áreas devem ser bem selecionadas, evitando espécies de difícil controle, com fácil dispersão e germinação. São necessárias também, vistorias periódicas no interior da mata para que sejam eliminados novos indivíduos exóticos recrutados.

Alguns pesquisadores sugerem algumas medidas de manejo mais indiretas visando melhorar as condições de isolamento dessas áreas. Pilotto (2003) propõem em sua tese de doutorado as ‘redes verdes urbanas’, que seriam faixas de vegetação implantadas nas cidades, interligando entre si as áreas verdes urbanas de diferentes categorias e ecossistemas naturais encontrados ao redor da cidade, facilitando assim o fluxo de animais (aves e insetos) entre as áreas, favorecendo a dispersão de sementes e polinização. Já Costa (2006) propõem em sua dissertação os ‘parques lineares do município de São Paulo’ que visam revegetar os fundos de vales e as margens dos córregos ocupados por favelas, resgatando as matas ciliares e criando áreas para lazer, que acabariam funcionando como corredores unindo os remanescentes urbanos. Galima & Gimenes (2006) sugerem que, a fim de minimizar os efeitos do isolamento, é de extrema importância a cobertura arbórea na cidade, como as praças, que funcionam como trampolins ecológicos, facilitando o tráfego de algumas espécies, principalmente de aves, entre fragmentos.

2 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme observado, os fragmentos florestais urbanos são áreas de grande importância, apresentando várias utilidades e benefícios. No entanto inúmeras são as ameaças que comprometem várias espécies nativas e

consequentemente a auto-sustentabilidade desse ecossistema modificado. Observa-se também que existe uma carência de pesquisas nessas áreas, sendo elas de grande importância para a conservação desses resquícios de vegetação nativa, pois embasam as medidas de manejo adequadas. Tendo em vista a importância da conservação de todo e qualquer fragmento, essas áreas devem ser conservadas e para isso são extremamente dependentes das medidas de manejo para que mantenham suas características originais e sua auto-sustentabilidade, dentro do possível, e possam realmente cumprir seus objetivos de servir como uma área de lazer e conservar um fragmento florestal.

Levando em consideração essas informações, a presente dissertação teve como objetivos responder as seguintes questões:

- a florística e a estrutura do fragmento florestal urbano estudado está dentro do esperado para as Florestas Estacionais Semidecíduais?
- espécies vegetais exóticas são encontradas nesse fragmento?
- existem indícios de que a defaunação local esteja prejudicando as espécies zoocóricas?
- quais as variáveis do solo interferem na distribuição das espécies nesse fragmento?

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, G. M.; GUIMARÃES, A. J. M.; NAKAJIMA, J. N. Fitossociologia de um remanescente de mata mesófila semidecídua urbana, Bosque John Kennedy, Araguari, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 67-77, ago. 1997.

BADIRU, A. I.; PIRES, M. A. F.; RODRIGUEZ, A. C. M. Método para a classificação tipológica da floresta urbana visando o planejamento e a gestão das cidades. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p. 1427-1433.

BARROS, R. S. M.; BISAGGIO, E. L.; BORGES, R. C. Morcegos (mammalia, chiroptera) em fragmentos florestais urbanos no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 1, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00303012003>>. Acesso em: 25 ago. 2008.

BOITANI, L.; CIUCCI, P. Comparative social ecology of feral dogs and wolves. **Ethology Ecology & Evolution**, Firenze, v. 7, n. 1, p. 49-72, Apr. 1995.

CANDIANI, D. F.; INDICATTI, R. P.; BRESCOVIT, A. D. Composição e diversidade da araneofauna (Araneae) de serapilheira em três florestas urbanas na cidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 5, n. 1a, p. 113-123, 2005. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN008051a2005>>. Acesso em: 18 set. 2008.

CARVALHO JÚNIOR, A.; SOUZA, J. A. B. **Bosque Municipal “Rangel Pietraróia”**: um estudo de caso. 2004. 99 p. Monografia (Graduação em Gestão Ambiental) – Centro Universitário de Lins, Lins.

CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. **Conservation Biology**, Boston, v. 9, n. 3, p. 675-678, June 1995.

CHAPMAN, C. A.; ONDERDONK, D. A. Forest without primates: primate/plant codependency. **American Journal of Primatology**, New York, v. 45, n. 1, p. 127-141, 1998.

CIELO FILHO, R.; SANTIN, D. A. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano: Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 291-301, set. 2002.

CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 100, n. 24, p. 14052-14056, Nov. 2003.

CORLETT, R. T.; TURNER, I. M. Long-term survival in tropical forests remnants in Singapore and Hong Kong. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD JÚNIOR, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The Chicago University, 1997. chap. 9, p. 333-345.

COSTA, R. **Impactos sobre remanescentes de florestas de Mata Atlântica na zona oeste da grande São Paulo: um estudo de caso da mata da Fazenda Tizo**. 2006. 211 p. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

DIRZO, R.; MIRANDA, A. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: PRICE, P. W.; LEWINSOHN, T. M.; FERNANDES, G. W.; BENSON W. W. (Ed.). **Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions**. New York: J. Wiley, 1991. chap. 6, p. 273-287.

DISLICH, R.; KISSER, N.; PIVELLO, V. R. A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 55-64, mar. 2002.

FEIBER, S. D. Áreas verdes urbanas imagem e uso: o caso do passeio público de Curitiba, PR. **R. RA'E GA**, Curitiba, n. 8, p. 93-105, out. 2004.

GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C. P.; CAZETTA, E. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. **Biological Conservation**, Essex, v. 111, n. 2, p. 269-273, Mar. 2003.

GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 4, n. 1, p. 58-63, abr. 2006.

GALINA, A. B.; GIMENES, M. R. Riqueza, composição e distribuição espacial da comunidade de aves em um fragmento florestal urbano em Maringá, norte do estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biology Sciences**, Maringá, v. 28, n. 4, p. 379-388, out./dez. 2006.

GUILHERME, F. A. G.; NAKAJIMA, J. N.; LIMA, C. A. P.; VANINI, A. Fitofisionomias e a flora lenhosa nativa do Parque do Sabiá, Uberlândia, MG. **Daphne**, Belo Horizonte, v. 8, n. 2, p. 17-30, jul. 1998.

HEYNEMANN, C. **Floresta da Tijuca: natureza e civilização no Rio de Janeiro – século XIX**. Rio de Janeiro: Secretaria Municipal da Cultura, 1995. 196 p.

HOWE, H. F.; SCHUPP, E. W.; WESTLEY, L. C. Early consequences of seed dispersal for a neotropical tree (*Virola surinamensis*). **Ecology**, Washington, v. 66, n. 3, p. 781-79, June 1985.

JACQUEMYN, H.; BULAYE, J.; HERMY, M. Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 28, n. 6, p. 801-812, June 2001.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of species in tropical forest. **American Naturalist**, Chicago, v. 104, n. 940, p. 501-528, Nov./Dec. 1970.

JANZEN, D. H. Insect diversity of a Costa Rican dry forest: why keep it and how? **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v. 30, n. 4, p. 343-356, Apr. 1987.

JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W. R. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: DUARTE, C. F.; BERGALLO, H. G.; SANTOS, M. A. dos; VA, A. E. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Paulo: Rima, 2006. cap. 18, p. 411-436.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JÚNIOR, L.; VALLADARES-PÁDUA, C.; RUDRAN, R. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR/Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, 2003. cap. 14, p. 383-394.

LAURENCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, Essex, v. 57, n. 2, p. 205-219, 1991.

LAURENCE, W. F. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD JÚNIOR, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago, 1997. chap. 3, p. 71-83.

LAURENCE, W. F. Rainforest fragmentation and structure of a small mammal communities in tropical Queensland. **Biological Conservation**, Essex, v. 69, n. 1, p. 23-32, 1994.

LEITE, A. P. **Uso do espaço por *Artibeus lituratus* e *Sturina lilium* (Chiroptera: Phyllostomidae) em fragmentos florestais urbanos de Curitiba, Paraná**. 2008. 113 p. Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade Estadual do Paraná, Curitiba.

LEMO, A. I. G. **Turismo: impactos socioambientais**. São Paulo: Hucitec, 1999. 175 p.

LOPES JÚNIOR, W. M. **Análise das áreas verdes da cidade de Bauru – SP**. 2003. 85 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S.; POWELL, A. H.; SCHUBART, H. O. R.; HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer, 1986. chap. 7, p. 257-285.

MAGALHÃES, L. M. S. Arborização e florestas urbanas – terminologia adotada para a cobertura arbórea das cidades Brasileiras. **Série Técnica Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 1, p. 23-26, jan. 2006.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: UNICAMP, 1991. 245 p.

MATTHES, L. A. F.; LEITÃO FILHO, H. F.; MARTINS, F. R. Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP): composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BOTÂNICA DE SÃO PAULO, 5., 1985, São Paulo. **Anais...** São Paulo: SBSP, 1985. p. 55-76.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JÚNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. cap. 16, p. 423 - 454.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, Tempe, v. 10, n. 5, p. 1147-1161, Oct. 2000.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, Amstersdam, v. 10, n. 2, p. 58-63, Feb. 1995.

NOGUEIRA, P. H.; GONÇALVES, W. **Florestas urbanas**: planejamento para melhoria da qualidade de vida. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2002. 180 p.

NUCCI, J. C. **Qualidade ambiental e adensamento**: um estudo de planejamento da paisagem do Distrito de Santa Cecília (Município de São Paulo). 1996. 229 p. Tese (Doutorado em Geografia Física) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

NUCCI, J. C. **Qualidade ambiental e adensamento urbano**. São Paulo: FAPESP, 2001. 67 p.

OLIVEIRA, M. Perfil ambiental de uma metrópole brasileira: Curitiba, seus parques e bosques. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, Curitiba, v. 88, p. 37-54, ago. 1996.

PARKER, I. M.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W. M.; GOODELL, K.; WONHAM, M.; KAREIVA, P. M.; WILLIAMSON, M. H.; HOLLE, B. von; MOYLE, P. B.; BYERS, J. E.; GOLDWASSER, L. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, Amsterdam, v. 1, n. 1, p. 3-19, Mar. 1999.

PILOTTO, J. **Rede verde urbana**: um instrumento de gestão ecológica. 2003. 220 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

PIZO, M. A.; VIEIRA, E. M. Granivorous birds as important post-dispersal seed predators in a Brazilian forest fragment. **Biotropica**, Washington, v. 36, n. 3, p. 417-423, Sept. 2004.

POGGIANI, F. Estrutura, funcionamento e classificação das florestas. **Documentos Florestais**, Piracicaba, n. 3, p. 1-14, set. 1989.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Vida, 2001. 328 p.

PYSEK, P. On the terminology used in plant invasion studies. In: PYSEK, P.; PRACH, K.; REJMANEK, M.; WADE, M. (Ed.). **Plant invasions: general aspects and special problems**. SPB, Amsterdam: SPB, 1995. chap. 3, p. 71-81.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELA, J.; JOENSUU, E.; SITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 7, n. 3, p. 385-403, Mar. 1998.

REDFORD, K. H. The empty forest. **BioScience**, Washington, v. 42, n. 2, p. 412-422, Aug. 1992.

RODRIGUES, J. S.; BROWN JÚNIOR, K. S.; RUSZCZYK, A. Resources and conservation of neotropical butterflies in urban forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 64, n. 1, p. 3-9, 1993.

SALLES, J. C.; SCHIAVINI, I. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 223-233, jan./mar. 2007.

SANTIN, D. A.; BERTANI, F. D.; GARDOLINSKI, P. C. F. C. Estudo fitossociológico de um fragmento florestal urbano – Bosque São José, Município de Campinas – SP. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 58. 1996, Nova Friburgo. **Resumos...** Nova Friburgo: Sociedade Brasileira Botânica do Brasil, 1996. p. 210-212.

SANTIN, D. A. **A vegetação remanescente do município de Campinas (SP):** mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando a conservação. 1999. 502 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Boston, v. 5, n. 1, p. 12-32, Mar. 1991.

SILVA FILHO, D. F. **Silvicultura urbana - O Desenho Florestal da Cidade.** Disponível em: <<http://www.ipef.br/silvicultura/urbana.asp>>. Acesso em: 06 nov. 2006.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, London, v. 404, n. 6773, p. 72-74, Mar. 2000.

SOARES, M. P. **Verdes urbanos e rurais:** orientação para arborização de cidades e sítios campestres. Porto Alegre: Cinco Continentes, 1998. 242 p.

STEVENS, S. M.; HUSBAND, T. P. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 85, n. 1/2, p. 1-8, July/Aug. 1998.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 1/3, p. 119-127, Dec. 1999.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, Washington, v. 24, n. 2b, p. 283-292, Sept. 1992.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.

CAPÍTULO 2:

**Florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva e suas correlações
com as variáveis do solo de um fragmento florestal urbano – Bosque
Municipal Rangel Pietraróia, Marília, SP**

(O capítulo 2 será transcrito no formato do Periódico Científico *Acta Botanica
Brasilica* e encaminhado para submissão)

1 RESUMO

Os objetivos desse estudo foram conhecer a composição florística e a estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva do Bosque Municipal Rangel Pietraróia, Marília, SP (22°12'12''S e 49°56'03''W), e verificar se as variáveis do solo interferem na distribuição das espécies pelo local. Para o levantamento foram distribuídas 25 parcelas (20 x 20 m cada) nas áreas ocupadas pela mata nativa (10 ha de Floresta Estacional Semidecidual), sendo amostrados todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito maior ou igual a 5 cm. As variáveis do solo foram obtidas das análises químicas e físicas das amostras coletadas em cada parcela e do levantamento topográfico. Foram encontradas 136 espécies, sendo 14 exóticas, distribuídas em 107 gêneros e 42 famílias. A comunidade apresentou densidade absoluta de 1177 indivíduos.ha⁻¹ e área basal de 31,868 m².ha⁻¹, sendo as espécies mais representativas *Cariniana estrellensis*, *Metrodorea nigra* e *Zeyheria tuberculosa*. O índice de diversidade de Shannon foi de 3,83 e equabilidade de Pielou foi de 0,80. As espécies exóticas não apresentaram altos valores fitossociológicos, mas isso pode vir a acontecer, resultando na descaracterização da mata nativa. A análise de correspondência canônica foi significativa, indicando que algumas propriedades do solo interferem na distribuição das espécies pela área. O fragmento apresentou-se semelhante a outros fragmentos estacionais semidecíduais em relação estrutura e florística, mas por ser urbano está fortemente ameaçado, sendo necessárias ações de manejo, como a retirada gradativa das espécies exóticas, para que sejam mantidas suas características naturais e sua auto-sustentabilidade, garantindo assim a sua conservação.

Palavras-chave: análise de correspondência canônica, distribuição de espécies, espécies exóticas, Floresta Estacional Semidecidual.

2 ABSTRACT

The objectives of this study were to know the floristic composition and the structure of the tree and shrub community of the Rangel Pietraróia Municipal Woods located in Marília, SP (22°12'12"S and 49°56'03"W) and verify if the soil variables interfere in the distribution of the species in the area. For the study, 25 parcels (20 x 20m each) were randomly distributed in the occupied area of native forest (10 ha of Seasonal Semideciduous Forest), where all the individuals were measured with diameter at breast height higher or equal to 5 cm. The soil variables were obtained from chemical and physical analyses of the collected samples in each parcel and from the topographical survey. 136 species were found, where 14 were exotic ones distributed in 107 genders and 42 families. The community presented absolute density of 1177 individuals.ha⁻¹ and 31,868 m² ha⁻¹ of basal area, where *Cariana estellensis*, *Metrodorea nigra* and *Zeyheria tuberculosa* were the most representative species. The Shannon diversity index was 3.83 and the Pielou equability index was 0.80. The exotic species did not present high phytosociological values, but this may happen, resulting in the decharacterization of the native forest. The analysis of canonic correspondence was significant, indicating that some properties of the soil interfere in the distribution of the species in the area. The fragment presented itself similar to other seasonal semideciduous fragments in relation to the structure and floristics, but since it is urban, it is strongly threatened, requiring management actions such as gradual withdrawal of the exotic species, in order for their self-sustainability and natural characteristics to be kept, assuring, therefore, their preservation.

Key-Words: analysis of canonic correspondence, distribution of species, exotic species, Seasonal Semideciduous Forest.

3 INTRODUÇÃO

Os ambientes florestais ocuparam 88% do estado de São Paulo e, como na maioria dos Estados, sofreram intenso processo de devastação (Victor, 1975). Em 2001 a área ocupada pela vegetação remanescente era de 3.457.730 ha, que corresponde a 13,94% da área do Estado. O município de Marília, localizado na região oeste do Estado de São Paulo, apresenta uma área de 115.400 ha (9,56%), sendo 11.031 ha ocupados por vegetação remanescente (São Paulo, 2006), que é pouquíssima estudada e está distribuída nas matas de encosta, no fundo dos vales acompanhando os cursos d'água e em alguns fragmentos sobre o planalto, sendo um deles o Bosque Municipal Rangel Pietraróia. Esse município está inserido na região de domínio da Floresta Estacional Semidecidual, que se caracteriza por possuir uma porcentagem de caducifolia entre 20 e 50% e dupla estacionalidade climática (verão chuvoso e inverno seco) (Velooso et al., 1991). Esse foi o tipo florestal mais rápido e extensamente devastado devido à expansão da fronteira agrícola, já que ocupavam os solos de mais férteis e regiões com relevo favorável à agricultura (Durigan et al., 2000).

Os remanescentes florestais que resistiram ao processo de urbanização permanecendo no interior das cidades sendo rodeados pelas construções, são denominados fragmentos florestais urbanos. Geralmente estes fragmentos encontram-se no interior de parques e bosques, dotados de infra-estrutura e utilizados como áreas de lazer. Eles são de grande importância em uma cidade, trazendo benefícios ecológicos, sociais e econômicos, tais como: melhoria do clima e do ciclo hidrológico, proteção do solo, lazer, embelezamento da cidade, geração de empregos, são representantes da flora regional nativa e permitem a conservação de espécies (Nogueira & Gonçalves, 2002). O aproveitamento

desses fragmentos como áreas de lazer minimiza a ação de alguns fatores de perturbação, como incêndios, extração seletiva e invasão por animais domésticos (bovinos, equinos). No entanto, essas áreas sofrem várias ameaças, como por exemplo, as medidas de manejo inadequadas, o isolamento acentuado devido à matriz urbana (Santin, 1999 apud Cielo-Filho & Santin, 2002) e a invasão de espécies vegetais exóticas devido o plantio direto ou resultado da chuva de sementes das áreas vizinhas, descaracterizando a vegetação nativa (Parker et al., 1999). São poucos os estudos realizados com a vegetação de fragmentos florestais urbanos, sendo alguns deles os de Mathes et al. (1985) e Cielo-Filho & Santin (2002), ambos em Campinas, SP.

Os pequenos fragmentos florestais dispersos pela paisagem representam hoje talvez a única forma de conservação dos ecossistemas naturais terrestres, porém eles são mais sensíveis aos efeitos nocivos da fragmentação florestal (Machado et al., 2008), principalmente os fragmentos florestais urbanos. Devido à intensa devastação dos ecossistemas florestais, é urgente e necessária a conservação das áreas restantes. Para isso pesquisas precisam ser realizadas, permitindo conhecer os aspectos florísticos, os mecanismos de geração e manutenção da diversidade, bem como os processos ecológicos existentes e os fatores de perturbação a que estão sujeitos. Esses resultados embasam eficazmente o planejamento de projetos, estabelecimento de ações e políticas e de decisões das medidas de manejo a serem tomadas visando à conservação e recuperação dos atributos naturais destes pequenos mosaicos de uma unidade maior, hoje irreversível (Neiman, 1989; Primack & Rodrigues, 2001; Carvalho et al., 2005; Machado et al., 2008). Portanto independente do tamanho, fase sucessional ou localização, esses fragmentos devem ser alvos dos programas de conservação. Nesse contexto se enquadram os fragmentos florestais urbanos,

que apesar de serem vistos como bosques utilizados para lazer, também são resquícios da vegetação nativa.

Uma das pesquisas realizadas com a vegetação de fragmentos é a que busca verificar se as variáveis ambientais influenciam na distribuição das espécies vegetais pelo local. Vários estudos têm mostrado que um dos principais fatores que atua na composição florística e estrutural dos fragmentos é a heterogeneidade ambiental (Carvalho et al., 2005). Estudos dessa natureza são escassos nas matas do interior paulista, mas segundo Machado et al. (2008), essas têm sido amplamente realizadas na região do Alto e Médio Rio Grande, MG. Botrel et al. (2002) citam que na interpretação da distribuição de espécies em função de variáveis ambientais é sempre preciso cautela, pois as variáveis analisadas não são os únicos fatores responsáveis pela distribuição das espécies, portanto conclusões sobre essas correlações só devem ser definitivas após muitas repetições do mesmo padrão em diversas áreas. Dessa forma, esses estudos contribuirão na definição desses padrões, através da comparação dos resultados.

Conciliando a falta de estudos na vegetação nativa de Marília e nos fragmentos florestais urbanos, e considerando a importância dos estudos da vegetação visando à conservação e recuperação de fragmentos, os objetivos desse estudo são conhecer a composição florística e a estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de um fragmento florestal urbano e verificar se as variáveis de solo interferem na distribuição das espécies no local.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado em um fragmento florestal urbano, o Bosque Municipal Rangel Pietraróia que é administrado pela Secretaria do

Verde e do Meio Ambiente de Marília, SP, e está localizado na região oeste da área urbana do município, nas coordenadas geográficas 22°12'12''S e 49°56'03''W e com altitude média de 623 m (Figura 1). O clima da região segundo a classificação de Köppen é Cwa (clima subtropical úmido com inverno seco), com médias anuais de 23° de temperatura e 1300 mm de pluviosidade, e o solo é do tipo Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico (dados fornecidos pela Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente de Marília, SP). Em 1942, a prefeitura de Marília adquiriu o fragmento que passou a ser a reserva do município, mas em 1959 decidiu-se transformar o local em um Bosque, tendo início as obras de adequação do local que se estenderam até 1961. A inauguração oficial do Bosque foi feita no dia 1 de setembro de 1974, sendo apresentados como objetivos do local ser uma área de lazer e conservar um remanescente florestal (dados obtidos no Centro de Educação Ambiental do Bosque). A área do local é de 17,7 ha, sendo aproximadamente 10 ha ocupados por vegetação nativa, classificada como Floresta Estacional Semidecidual conforme Veloso et al. (1991), que é dividida em 'subfragmentos' pelas vielas pavimentadas construídas para permitir o trânsito dos frequentadores. A mata nativa apresenta um mosaico composto por áreas com mata madura, áreas em estágio inicial de sucessão, resultantes das clareiras abertas pela queda natural de árvores, e a maior parte ocupada pela mata secundária em estágio avançado de regeneração, resultante das clareiras abertas por incêndios e pela retirada de madeira realizada antes do local se tornar um Bosque. No restante da área encontram-se o Centro de Educação Ambiental, administração, 'play-ground', lago, recintos das aves exóticas e outras infraestruturas, além de reflorestamentos mistos (espécies nativas e exóticas) e homogêneos (*Handroanthus albus* e *Pachira aquatica*). No Bosque são encontradas várias

espécies vegetais exóticas e nativas de outras regiões que foram plantadas com fins paisagísticos (*Agave americana* L., *Sansevieria trifasciata* (De Wild.) N. E. Br., *Dracena fragrans* (L.) Ker Gawl, *Roystonea regia* (Kunth) O. F. Cook), de conter erosão (*Bambusa* sp.), produzir frutos (*Mangifera indica* L.), reflorestar áreas desmatadas (*Bauhinia variegata* L., *Pachira aquatica* Aubl., *Poincianella pluviosa* (DC.) L. P. Queiroz), delimitar a área do Bosque (*Pinus elliotti* Engel.), entre outros. O Bosque serve de abrigo para alguns animais silvestres, como gambás (*Didelphis albiventris*), cutias (*Dasyprocta agouti*), saguis (*Callithrix jacchus*), gralhas (*Cyanocorax chrysops*) e sabiás (*Turdus* spp.), e também para gatos domésticos, que acabam tornando-se selvagens (observação pessoal e entrevistas com funcionários do Bosque).

4.2 Estabelecimento da unidade amostral

A área amostral desse estudo foi de 1 ha, sendo composta por 25 parcelas de 20 x 20 m cada, que foram alocadas somente nas áreas ocupadas pela mata nativa (Figura 1), levando em consideração a área de cada ‘subfragmento’ e procurando abranger todas as variações do mosaico da mata nativa. Todas as parcelas foram alocadas orientadas ao norte magnético e respeitando uma distância mínima de 10 m entre elas.

4.3 Levantamento florístico e estrutural

Durante o mês de janeiro de 2008 coletou-se em cada parcela dados dos indivíduos vivos e dos mortos em pé que apresentaram um diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 5 cm, sendo esses dados: nome da espécie, DAP (coletado com o auxílio de fita métrica) e altura (estimada com o auxílio de uma vara graduada). Em cada indivíduo amostrado foi fixada uma placa de alumínio

numerada, permitindo o controle dos dados e monitoramento estrutural posterior. A listagem florística foi composta pelas espécies encontradas nas parcelas e as encontradas nas caminhadas aleatórias pela mata nativa, sendo esse levantamento realizado durante o ano de 2008. As espécies não conhecidas foram identificadas através da comparação com guias especializados (Lorenzi 2000, 2002), acervos de herbários (ESAL – Lavras, MG, UFMG – Belo Horizonte, MG e UNICAMP – Campinas, SP) e consultas com especialistas. O sistema de classificação utilizado foi o Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003) (Souza & Lorenzi, 2005) e confeccionaram-se exsicatas de todas as espécies seguindo a metodologia de Mori et al. (1989), que foram depositadas no Herbário ESAL da Universidade Federal de Lavras - UFLA, MG. A estrutura da comunidade foi descrita através dos índices fitossociológicos por espécie propostos por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974): densidade, dominância, frequência (ambas em valores absolutos e relativos) e valores de cobertura e de importância. Foram calculados também os índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade de Pielou (J') (Brower & Zar, 1984), e a suficiência amostral foi verificada através dos estimadores 'jackknife' de primeira e segunda ordem (Palmer, 1991), calculados com o auxílio do PC-ORD 4.14 for Windows (versão 4.14) (McCune & Mefford, 1999). As distribuições de indivíduos nas classes diamétricas para a comunidade arbórea, para os indivíduos mortos e para os indivíduos exóticos, foram realizadas seguindo a metodologia de Scolforo & Figueiredo Filho (1998), considerando uma amplitude de 10 cm. A distribuição de indivíduos nas classes de alturas foi feita baseando-se na realizada por Mathes et al. (1985), onde se considerou uma amplitude de 7 m e quatro estratos (inferior, médio, superior e emergente). Todos os cálculos foram realizados no programa Excel/Microsoft Office 2003.

4.4 Variáveis do solo

As variáveis químicas e físicas do solo foram obtidas através da análise de uma amostra composta do solo de cada parcela. A coleta das amostras de solo foi realizada seguindo a metodologia de Machado et al. (2008), onde em cada parcela foram coletadas cinco amostras simples do solo superficial (0-20 cm), onde segundo Sousa et al. (2007) é a camada mais explorada pelas raízes, sendo uma em cada vértice e uma no centro da parcela, as quais foram misturadas e homogeneizadas para formar uma amostra composta de solo (500 g). As análises químicas e físicas foram realizadas no Laboratório de Análise de Solos do Departamento de Ciências do Solo da UFLA, seguindo o protocolo da Embrapa (1997). Com o auxílio de uma trena, bússola e hipsômetro de Blume-Leis, obtiveram-se os valores das cotas de cada vértice da parcela, que serviram para determinar as variáveis topográficas ‘cota média’, obtida a partir da média das quatro cotas dos vértices, e ‘desnível’, obtida pela diferença entre as cotas máximas e mínimas. Baseando-se nas propriedades físicas e o desnível de cada parcela, foram atribuídas suas classes de drenagem, seguindo as categorias e critérios da Embrapa (2000), mas todas as parcelas apresentaram o padrão ‘solo drenado’, sendo essa variável descartada da análise.

4.5 Correlações da distribuição das espécies com as variáveis do solo

As correlações entre as variáveis do solo e a distribuição das espécies foram verificadas através de uma análise de correspondência canônica (CCA) (Ter Braak, 1987), utilizando para isso o programa PC-ORD for Windows (versão 4.14) (McCune & Mefford, 1999). Para essa análise foram utilizadas duas matrizes, sendo uma de abundância das espécies e outra das variáveis do solo. A matriz de abundância das espécies foi composta pelo número de

indivíduos por parcela das espécies que apresentaram quatro ou mais indivíduos na amostra total, totalizando 56 espécies, pois de acordo com Causton (1988), as espécies menos abundantes contribuem pouco para a análise dos dados e aumentam desnecessariamente o volume de cálculos. Seguindo as recomendações de Ter Braak (1995), os valores de abundância foram transformados pelo seu logaritmo natural ($\ln_{10}(x+1)$) para compensar os desvios causados pelos poucos valores muito elevados. A matriz de variáveis ambientais incluiu, a princípio, todas variáveis químicas, físicas e topográficas do solo. Após realizar uma CCA preliminar foram eliminadas as variáveis fracamente correlacionadas (considerando correlações menores que 0,5 com o eixo 1) ou altamente redundantes. A CCA final foi realizada com variáveis mais representativas e fortemente correlacionadas com os eixos de ordenação, sendo elas: fósforo (P), soma de bases (SB), pH, teor de argila, teor de matéria-orgânica (MO), saturação por alumínio (m), cota média e desnível. Para verificar se houve diferença significativa entre os H' dos grupos de parcelas sugeridos pela CCA, estes foram submetidos ao Teste t de Hutcheson (Zar, 1996).

5 RESULTADOS

5.1 Levantamento florístico

Foram encontradas 136 espécies arbóreo-arbustivas, sendo 122 encontradas no interior das parcelas e 14 nas caminhadas aleatórias, distribuídas em 107 gêneros e 42 famílias (Tabela 1). As 10 famílias mais ricas foram Fabaceae (29 espécies), Myrtaceae (12), Meliaceae (9), Bignoniaceae (8), Euphorbiaceae (6), Malvaceae (6), Rutaceae (6), Rubiaceae (5), Boraginaceae (4) e Lauraceae (4), somando 65,4% do total de espécies. Os gêneros mais ricos

foram *Trichilia* com cinco espécies, *Cordia* e *Eugenia* com quatro cada e *Annona*, *Handroanthus*, *Machaerium* e *Ocotea* com três cada, somando 18,4% do total de espécies. Do total de espécies, 14 (10,3%) não são nativas dessa formação florestal, sendo tratadas como exóticas (Tabela 1).

5.2 Levantamento estrutural

Os índices fitossociológicos das espécies podem ser observados na Tabela 1. Essa comunidade apresentou densidade de 1177 indivíduos.ha⁻¹, área basal de 31,868 m².ha⁻¹. As 10 espécies com maiores densidades somam 598 indivíduos (53,1% do total de indivíduos vivos), sendo as mais abundantes *Metrodorea nigra* e *Zeyheria tuberculosa* com 155 e 90 indivíduos, respectivamente. Já as espécies amostradas com um único indivíduo somam 43 espécies (31,6% do total de espécies e 3,6% do total de indivíduos). Os 10 maiores valores de dominância somam 17,363 m².ha⁻¹ (54,5% do total) e *Cariniana estrellensis* apresentou a maior área basal (4,861 m².ha⁻¹), devido apresentar indivíduos com grandes diâmetros. Os 10 maiores valores de importância pertencem a nove espécies e às árvores mortas, somando 130,9%, sendo que *Cariniana estrellensis* (21,9%) ocupou a primeira posição principalmente pelo alto valor de dominância, *Metrodorea nigra* (20,9%), devido a sua grande densidade e a alta frequência, e *Zeyheria tuberculosa* (16,2%), devido sua densidade e dominância. Foram encontrados 52 indivíduos mortos (4,4% do total de indivíduos). As espécies exóticas são representadas por 24 indivíduos (2% do total de indivíduos), sendo nove espécies amostradas com apenas um indivíduo (64,3% do total de espécies exóticas). Suas áreas basais somam 0,453 m².ha⁻¹ (1,4% do total da área basal) e seus valores de cobertura 3,5%, sendo os maiores valores apresentados por *Mangifera indica* e

Poincianella pluviosa. O valor de H' foi de 3,83 e de J' foi de 0,80, e os estimadores 'jackknife' foram 167,1 e 196,3 (primeira e segunda ordem respectivamente).

5.3 Distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetros

O histograma de distribuição diamétrica da comunidade foi composto por seis classes, apresentando o padrão 'j invertido' ou exponencial negativo (Figura 2a). Os histogramas das árvores mortas (Figura 2b) e das espécies exóticas (Figura 2c) também apresentaram esse mesmo padrão. O histograma das espécies exóticas apresentou três classes subseqüentes, sendo a primeira composta por: *Jacaranda mimosifolia* (1 indivíduo), *Magnolia champaca* (1), *Mangifera indica* (4), *Melia azedarach* (1), *Pachira aquatica* (2), *Poincianella echinata* (1), *Roystonea regia* (1), *Tecoma stans* (1) e *Terminalia catapa* (1); a segunda: *Bauhinia variegata* (1), *Eucalyptus citriodora* (1), *Libidibia ferrea* (1), *M. indica* (1), *Poincianella pluviosa* (3), *Roystonea regia* (1) e *Spathodea campanulata* (1); e a terceira: *L. ferrea* (1) e *P. pluviosa* (1).

5.4 Distribuição dos indivíduos nas classes de alturas

A estratificação dessa comunidade também apresentou o padrão 'j invertido' (Figura 3). O estrato inferior foi composto por espécies de pequeno porte, tais como *Actinostemon klotzschii*, *Calliandra foliolosa*, *Galipea jasminiflora* e *Metrodorea nigra*, e indivíduos jovens das espécies de maior porte. Algumas espécies encontradas nos estratos médio e superior foram: *Acacia polyphylla*, *Alchornea glandulosa*, *Astronium graveolens*, *Casearia gossypiosperma*, *Centrolobium tomentosum*, *Colubrina glandulosa*, *Croton floribundus*, *Machaerium stiptatum*, *Myrsine umbellata*, *Piptadenia*

gonoacantha e *Zeyheria tuberculosa*. No estrato emergente encontrou-se *Aspidosperma polyneuron*, *Cariniana estrellensis*, *Ceiba speciosa*, *Copaifera langsdorffii*, *Parapiptadenia rigida*, *Peltophorum dubium* e *Schizolobium parahyba* (Tabela 1).

5.5 Correlações da distribuição das espécies com as variáveis do solo

Os autovalores gerados pela CCA foram de 0,258 para o primeiro eixo, que explicou 11,2% da variância, e 0,164 para o segundo eixo, que explicou 7,1%. O total de variância explicada para os três eixos foi 23,9%, sendo 76,1% de variância não explicada, mas isso não prejudicou a significância das correlações espécie-ambiente, pois as correlações de Pearson foram elevadas e o teste de permutação de Monte Carlo indicou que as correlações entre as abundâncias das espécies e as variáveis de solo foram significativas para o primeiro eixo, pois apresentaram valores de correlação menor a 0,05 ($p = 0,01$) (Tabela 2). A CCA sugeriu um gradiente onde as parcelas se agruparam em dois grupos, cada um com 11 parcelas (Figura 4), sendo três parcelas consideradas neutras, pois apresentaram valores médios e conseqüentemente posição intermediária no gradiente. O grupo A, localizado no lado direito do diagrama, foi composto pelas parcelas localizadas na parte mais alta e plana do terreno, com maior proporção de argila, menor pH, com alumínio e menor valor de SB. Já o grupo B, localizado no lado esquerdo, foi composto pelas parcelas localizadas na parte mais baixa do terreno, com maior desnível, maior pH, sem alumínio e maior valor de SB. No entanto essa diferença entre os grupos não resultou em uma diferença significativa na diversidade de espécies entre os grupos segundo o Teste t de Hutcheson ($t = - 5,88$; $p > 0,05$) (Zar, 1996), e também não interferiu em uma considerável diferença estrutural

(Tabela 3). As médias das variáveis de solo das 25 parcelas e dos grupos A e B podem ser observadas na Tabela 4. Em relação às espécies, o gradiente gerado pela CCA (Figura 5) sugere que algumas das espécies que correlacionam mais fortemente com as características de solo do grupo A são *Actinostemon klotzschii*, *Cariniana estrellensis*, *Eugenia pyriformis*, *Galipea jasminiflora*, *Myrcia splendens*, *Myrsine umbellata*, *Piptadenia gonoacantha* e *Zeyheria tuberculosa*, e do grupo B são *Alchornea glandulosa*, *Allophylus edulis*, *Centrolobium tomentosum*, *Cordia superba*, *Parapiptadenia rigida*, *Protium heptaphyllum*, *Prunus myrtifolia* e *Trichilia pallens*. *Colubrina glandulosa* e *Metrodorea nigra*, dentre outras, localizaram-se em condições intermediárias do gradiente, indicando que elas estão bem distribuídas pela área, não apresentando possíveis correlações, podendo então ser consideradas com alta plasticidade e bem adaptadas no local.

6 DISCUSSÃO

6.1 Levantamento florístico

O total de espécies e famílias encontrado é intermediário aos valores encontrados em outros fragmentos estacionais semidecíduais do interior paulista: Santos & Kinoshita (2003) encontraram 175 espécies e 49 famílias, Mathes et al. (1985) 151 e 42, Guarantini et al. (2008) 149 e 44, Silva & Soares (2003) 146 e 44, Cielo-Filho & Santin (2002) 105 e 43, Ivanauskas et al. (1999) 97 e 42 e Durigan et al. (2000) 62 espécies e 28 famílias. As famílias mais ricas coincidem com as citadas por Leitão-Filho (1987) e Silva & Soares (2003) como as que caracterizam essas florestas do interior paulista devido sua marcante presença, sendo elas Fabaceae, Meliaceae, Rutaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae,

Myrtaceae e Rubiaceae. Os estudos citados acima também encontraram todas essas famílias, ou a maioria delas, entre as mais ricas, e segundo Santos & Kinoshita (2003) o conjunto de famílias mais ricas em espécies arbóreas parece não variar muito entre fragmentos estacionais semidecíduais. A concentração de riqueza específica em poucas famílias observada nesse estudo tem sido observada em outros fragmentos florestais no estado de São Paulo e no Brasil (Martins, 1991). Dos gêneros mais ricos desse estudo também foram encontrados em outros fragmentos estacionais semidecíduais do interior paulista: *Eugenia*, *Trichilia* e *Machaerium* em Guarantini et al. (2008), *Eugenia*, *Trichilia*, *Cordia*, *Machaerium* e *Ocotea* em Santos & Kinoshita (2003), *Machaerium*, *Trichilia* e *Eugenia* em Yamamoto et al. (2005) e *Ocotea*, *Machaerium*, *Eugenia* em Mathes et al. (1985). Nesse fragmento foram encontradas espécies bastante representativas da floresta estacional semidecidual, coincidindo com as espécies mais representativas citadas por Lorenzi (2000) e Santos & Kinoshita (2003): *Acacia polyphylla*, *Annona cancans*, *Aspidosperma polyneuron*, *Astronium graveolens*, *Cariniana estrellensis*, *Caseraria gossypiosperma*, *Cedrela fissilis*, *Centrolobium tomentosum*, *Chrysphyllum gonocarpum*, *Croton floribundus*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Ficus citrifolia*, *Metrodorea nigra*, *Parapiptadenia rigida*, *Tabernaemontana hystrix* e *Trichilia catigua*. A presença de espécies que também ocorrem na floresta ombrófila densa, tais como *Joanesia princeps*, *Handroanthus chrysotrichus*, *Ormosia arborea*, *Pseudobombax grandiflorum* e *Schyzolobium parahyba*, e espécies que também ocorrem no cerrado, tais como *Copaifera langsdorffii*, *Cordia trichotoma* e *Ocotea corymbosa* (Lorenzi, 2000), justifica-se devido à floresta estacional semidecidual apresentar uma localização interiorana sendo entremeada por outros tipos vegetacionais, fazendo com que

elas sofram influência na sua composição florística de outras formações (Leitão-Filho, 1987).

A presença de espécies exóticas já era esperada tendo em vista que é comum o plantio de espécies exóticas ou nativas de outras regiões em fragmentos florestais urbanos utilizados como áreas de lazer (Santin, 1999 apud Cielo-Filho & Santin, 2002). A quantidade de espécies exóticas encontradas foi menor do que as encontradas em outros fragmentos florestais urbanos, como no estudo de Cielo-Filho & Santin (2002) que encontraram no Bosque dos Alemães (Campinas, SP) 25 espécies exóticas (23,8% do total de espécies) e no de Mathes et al. (1985) que encontraram no Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP) 72 espécies (28,8%). No entanto, essa menor quantidade de espécies é resultado do plantio de enriquecimento com espécies exóticas realizada na mata do Bosque dos Alemães e do levantamento florístico do Bosque dos Jequitibás ter sido realizado também nos reflorestamentos mistos, não somente na mata nativa. *Eucalyptus citriodora*, *Jacaranda mimosifolia*, *Libidibia ferrea*, *Magnolia champaca*, *Mangifera indica*, *Melia azedarach*, *Poincianella echinata*, *P. pluviosa*, *Spathodea campanulata* e *Terminalia catapa*, também foram encontradas nos estudos de Cielo-Filho & Santin (2002) e Mathes et al. (1985). As espécies exóticas encontradas nesse estudo chegaram até a mata nativa de diferentes formas. Algumas podem ter dispersado para o interior da mata a partir das matrizes plantadas nas áreas de recreio, nos reflorestamentos e nas bordas da mata do Bosque, como *Bauhinia variegata*, *Mangifera indica*, *Pachira aquatica*, *Poincianella pluviosa* e *Roystonea regia*. *Libidibia ferrea* e *Poincianella echinata*, provavelmente foram plantadas na mata, pois estão próximas à borda e não apresentam indivíduos adultos no local e na vizinhança. Outras provavelmente vieram da chuva de sementes da vizinhança, pois no local não há

matrizes, sendo elas *Magnolia champaca*, *Melia azedarach*, trazidas por aves, *Terminalia catapa* por morcegos, *Spathodea campanulata*, *Tecoma stans* e *Jacaranda mimosifolia*, pelo vento.

6.2 Levantamento estrutural

Os valores de densidade e área basal estão entre os valores encontrados por outros pesquisadores, e pelos estudos citados por eles, em fragmentos estacionais semidecíduais do interior paulista: Ivanauskas et al. (1999) encontraram 2271 indivíduos.ha⁻¹ e 31,934 m².ha⁻¹; Silva & Soares (2001) 1216 e 25, 34; Durigan et al. (2000) 1080 e 30,88; Cielo-Filho & Santin (2002) 969 e 32,6253 e Mathes et al. (1985) 783 e 48,121. O resultado de poucas espécies apresentarem altos valores fitossociológicos e muitas espécies apresentarem baixos valores, também foi observado nos estudos de Mathes et al., (1985), Ivanauskas et al. (1999), Silva & Soares (2001) e Cielo-Filho & Santin (2002), e de acordo com Pagano et al. (1995) esse resultado é comum para esse tipo de mata. A soma das 10 espécies com maior número de indivíduos foi inferior ao valor encontrado por Durigan et al. (2000) (80,19%), Silva & Soares (2001) (62,6%) e Cielo-Filho & Santin (2002) (54,9%). Os altos valores de densidade absoluta e frequência apresentados por *Metrodorea nigra* também foram encontrados por Durigan et al. (2000) e Silva & Soares (2001). Mas no estudo de Cielo-Filho & Santin (2002) a espécie foi considerada rara e para Lorenzi (2000) essa espécie tende a ocorrer em baixa densidade populacional. *Zeyheria tuberculosa*, que foi segunda espécie com maior abundância nesse estudo, foi considerada pouco abundante no de Durigan et al. (2000), rara no estudo de Cielo-Filho & Santin (2002) e Lorenzi (2000) cita a espécie como rara em toda sua área de distribuição. *Cariniana estrelensis*, que está entre as 10 espécies

mais densas nesse estudo, apresentou baixa densidade nos estudos de Durigan et al. (2000) e Cielo-Filho & Santin (2002) e foi considerada como rara em Silva & Soares (2003). As 43 espécies amostradas com um indivíduo são consideradas como raras, pois segundo Kageyama & Gandara (1993) espécies que apresentam um indivíduo.ha⁻¹ são raras. Esse valor é compatível aos valores encontrados em outros fragmentos estacionais semidecíduais do interior paulista: Mathes et al. (1985) (33,6%), Ivanauskas et al. (1999) (37,1%), Durigan et al. (2000) (37%), Silva & Soares (2001) (37%) e Cielo-Filho & Santin (2002) (40,9%), além disso, Martins (1979) apud Mathes et al. (1985) cita que nos fragmentos estacionais semidecíduais do interior paulista é comum encontrar em torno de 30% de espécies raras. Também foram consideradas como raras *Lacistema hasslerianum* em Cielo-Filho & Santin (2002) e *Campomanesia guazumifolia*, *Guarea macrophylla*, *Hymenaea courbaril* e *Sorocea bonplandii* em Ivanauskas et al. (1999). Os 10 maiores valores de dominância foram próximos aos encontrados por Silva & Soares (2001) (60,9% da área basal total) e inferior aos de Durigan et al. (2000) (73,2%) e aos de Cielo-Filho & Santin (2002) (71,2%), que também encontraram entre os 10 maiores valores as árvores mortas. Silva & Soares (2001) também encontraram entre os 10 maiores valores de dominância *Centrolobium tomentosum* e *Metrodorea nigra*, e Durigan et al. (2000) também encontraram *Aspidosperma polyneuron*, *Cariniana estrellensis*, *Centrolobium tomentosum*, *Metrodorea nigra*, *Ocotea indecora* e *Parapiptadenia rigida*. A soma dos 10 maiores valores de importância é inferior à encontrada por Ivanauskas et al. (1999) (153,6%), Durigan et al. (2000) (204,9%) e Silva & Soares (2001) (156%). Coincidem com as espécies encontradas entre os 10 maiores valores de importância *Croton floribundus* e *Metrodorea nigra* em Silva & Soares (2001), e *Aspidosperma polyneuron*, *Croton floribundus* e *Metrodorea*

nigra em Durigan et al. (2000). A proporção de árvores mortas desse estudo foi superior à encontrada por Mathes et al. (1985) (2,2%), praticamente igual à de Cielo-Filho & Santin (4,4%) e inferior a de Ivanauskas et al. (1999) (11%), Silva & Soares (2001) (7,7%) e as citadas por eles. Como as árvores mortas apresentaram alta frequência, elas estão bem distribuídas pela área, indicando que não há uma mortalidade localizada (Silva & Soares 2001). As variações encontradas na estrutura dos fragmentos podem ser encaradas como normais, pois segundo Machado et al. (2008) a composição florística e a estrutura de um fragmento não é estável e igual para todas suas áreas e entre fragmentos, e segundo Cielo-Filho & Santin (2002), estudos comparativos entre fragmentos têm evidenciado uma alta variabilidade florística e estrutural entre eles. Um dos fatores responsáveis por essa variação é a heterogeneidade ambiental (solo, fase sucessional, efeito de borda) (Machado et al., 2008) e os distúrbios antrópicos (Metzger et al., 1997) que ocorrem entre os fragmentos, fazendo com que cada um tenha características próprias e outras comuns a outros locais (Carvalho et al., 2005).

Os valores de densidade e de cobertura das espécies exóticas foram superiores aos encontrados no estudo de Mathes et al. (1985), que encontraram oito indivíduos.ha⁻¹ (1% do total de densidade absoluta) e valor de cobertura de 1,8% (0,9% do total do valor de cobertura). Mas foi inferior aos valores encontrados por Cielo-Filho & Santin (2002), onde as espécies exóticas somam 138 indivíduos.ha⁻¹ (14,3% do total da densidade absoluta) e 31,2% do valor de cobertura (15,6% do total do valor de cobertura), valor considerado preocupante por esses autores. No presente estudo as espécies exóticas não apresentaram altos índices fitossociológicos como no Bosque dos Alemães, mas isso pode acontecer com o passar dos anos, pois essas espécies podem se desenvolver,

aumentando suas densidades e dominâncias, e novos indivíduos e espécies podem chegar ao local através da chuva de sementes da arborização vizinha.

O valor de H' está dentro do intervalo apresentado por Leitão-Filho (1987) para matas do interior paulista (3,16 a 4,29), foi bem próximo ao encontrado nos estudos de Mathes et al. (1985) (3,71), Ivanauskas et al. (1999) (3,77) e Cielo-Filho & Santin (2002) (3,45), e está dentro dos valores citados por esses autores. O valor de J' é intermediário aos valores encontrados em outros estudos em florestas estacionais semidecíduais: Botrel et al. (2002) (0,756), Espírito-Santo et al. (2002) (0,81), Sousa et al. (2003) (0,862), Carvalho et al. (2005) (0,76) e Carvalho et al. (2007) (0,855), e indica que não há uma alta concentração de abundância em poucas espécies (Botrel et al., 2002). Os resultados obtidos pelos estimadores 'jackknife' indicaram uma riqueza potencial superior à obtida nessa amostragem, sendo resultado de que as florestas tropicais são ricas em espécies e, raramente, levantamentos nesse tipo de vegetação amostram o número de espécies esperado pelos estimadores 'jackknife' (Kent & Coker, 1992).

6.3 Distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetros

O padrão 'j invertido' também foi encontrado nos fragmentos estacionais semidecíduais estudados por Mathes et al. (1985), Oliveira-Filho et al. (1994), Carvalho et al. (1995), Machado et al. (2004) e Daniel & Arruda (2005). Machado et al. (2004) citam que praticamente todos os inventários de comunidades arbóreo-arbustivas apresentam esse padrão, e segundo Harper (1990) é o padrão característico de florestas tropicais. Mathes et al. (1985) e Oliveira-Filho et al. (1994) também encontraram esse padrão para as árvores mortas. Analisando o histograma das espécies exóticas, pode-se dizer que

provavelmente essa ‘subcomunidade’ está em desenvolvimento, pois segundo Condit (1998), quando há um grande número de indivíduos jovens em relação a indivíduos adultos, indica certa estabilidade e crescimento. A falta de indivíduos na primeira classe apresentada por *Bauhinia variegata*, *Eucalyptus citriodora*, *Libidibia ferrea*, *Poincianella pluviosa* e *Spathodea campanulata*, indica que estas estão com dificuldades no seu desenvolvimento (Mathes et al., 1985), que não está havendo recrutamento suficiente ou há falta de propágulos, ocasionando o declínio da população (Condit, 1998). No entanto, nesse caso, esse declínio é desejável tendo em vista que essas espécies não pertencem à vegetação nativa. Já as espécies encontradas na primeira classe, indicam uma recente colonização (Martins, 1991) ou que não conseguem atingir o porte adulto. A espécie mais preocupante foi *Mangifera indica* que, além de apresentar um dos maiores números de indivíduos, apresentou o padrão ‘j invertido’ indicando que a espécie pode tornar-se uma espécie invasora, que segundo Pysec (1995) é uma espécie exótica que, fora de sua área de ocorrência natural, apresenta em processo de aumento sua distribuição e, ou, abundância. O desenvolvimento dessas populações pode descaracterizar a vegetação nativa (Cielo-Filho & Santin, 2002) através das alterações florísticas e estrutural (Parker et al., 1999), ameaçando a conservação das características originais do fragmento (Dislich et al., 2002). Portanto, não é desejável a presença dessas espécies na mata nativa desse fragmento.

6.4 Distribuição de indivíduos nas classes de alturas

O grande número de indivíduos no estrato inferior também foi encontrado por Daniel & Arruda (2005), que citam esse comportamento como o esperado em florestas nativas. A alta concentração de indivíduos no estrato

inferior se deve ao fato de ele ser composto pelas espécies típicas de sub-bosque e pelos indivíduos jovens das espécies que ocupam os outros estratos. Mathes et al., (1985) também encontraram no estrato superior *Centrolobium tomentosum*, *Machaerium stiptatum* e *Piptadenia gonoacantha*, e no estrato emergente *Copaifera langsdorffii*. A altura dessa floresta está dentro do intervalo citado por Rodrigues (1999) para as florestas estacionais semidecíduais, que é uma altura variando de 15 e 20 m, com a presença de árvores emergentes de 25 a 30 m. As famílias predominantes e as espécies mais comuns encontradas em cada estrato também estão dentro do citado por esse autor para os fragmentos estacionais semidecíduais do interior paulista que sofreram interferência antrópica, principalmente a retirada de madeira. Coincidem com as famílias e espécies mais comuns em cada estrato citadas por esse autor nos estratos superior e emergente: Anacardiaceae, Bombacaceae, Fabaceae, Apocynaceae, Lecythidaceae, Lauraceae, *Acacia polyphylla*, *Aspidosperma polyneuron*, *Astronium graveolens*, *Cabralea canjerana*, *Cariniana estrellensis*, *Ceiba speciosa*, *Centrolobium tomentosum*, *Colubrina glandulosa*, *Copaifera langsdorffii*, *Holocalyx balansae*, *Hyminaea courbaril*, *Parapiptadenia rigida*, *Peltophorum dubium* e *Piptadenia gonoacantha*; e nos estratos médio e inferior: Euphorbiaceae, Meliaceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Rutaceae, Sapindaceae, *Actinostemon klotzschii*, *Campomanesia* spp., *Cupania vernalis*, *Eugenia* spp., *Galipea jasminiflora*, *Metrodorea nigra*, *Rudgea jasminoides* e *Trichilia* spp.

6.5 Correlações da distribuição das espécies com as variáveis do solo

Os autovalores gerados pela CCA para os dois primeiros eixos de ordenação foram considerados baixos, pois somados são inferiores a 0,5, indicando a existência de um gradiente curto, ou seja, que a maioria das espécies

se distribui por todo o gradiente, com algumas variando apenas a abundância (Ter Braak, 1995). Esses baixos valores e a expressiva variância remanescente são comuns em dados de vegetação, não comprometem as análises das relações espécie-ambiente (Ter Braak 1988, apud Machado et al., 2008) e vêm sendo observados em vários estudos, tais como Botrel et al. (2002), Espírito-Santo et al. (2002), Souza et al. (2003), Oliveira-Filho et al. (2004) e Machado et al. (2008). Essa alta variância não explicada ocorre provavelmente devido à estocasticidade dos fenômenos de estabelecimento e crescimento das espécies e, ou, a existência de outras variáveis, mas nem sempre perceptíveis ou mensuráveis (Machado et al., 2008).

O fragmento estudado apresentou um solo com média fertilidade e acidez e muito baixos teores de alumínio, e analisando separadamente os grupos de parcelas, o grupo A apresenta um solo com acidez elevada, muitos baixos teores de alumínio e baixa fertilidade, e o grupo B possui solos com acidez fraca, sem alumínio e boa fertilidade, conforme a classificação de Ribeiro et al. (1999). O gradiente formado das parcelas menos férteis para as mais férteis, correspondido pela distribuição das espécies, também foi observado nos estudos de Botrel et al. (2002), Carvalho et al. (2005) e Carvalho et al. (2007). O fato do grupo localizado na parte mais alta do terreno ter apresentado menor fertilidade que o grupo localizado na parte mais baixa já era esperado, pois segundo Resende et al. (1988) e Resende et al. (1995) é comum que a fertilidade química dos solos cresça do topo para a base e, geralmente, tais diferenças devem-se à exportação de material das partes mais altas para as mais baixas. O fato do grupo menos fértil ter apresentado um menor número de espécies, também foi encontrado nos estudos de Botrel et al. (2002), Machado et al. (2008), Espírito-Santo et al. (2002) e Rodrigues et al. (2007).

Myrsine umbellata também apresentou maior abundância em solos com menor fertilidade e maior teor de alumínio nos estudos de Botrel et al. (2002) e Rodrigues et al. (2007). Lorenzi (2000) cita que *Machaerium stiptatum* ocorre preferencialmente em solos férteis, fato verificado no presente estudo e nos estudos de Botrel et al. (2002), Machado et al. (2008) e Rodrigues et al. (2007). *Myrciaria floribunda* também apresentou maior abundância em solos com maior proporção de argila no estudo de Oliveira-Filho et al. (2004). *Campomanesia xantocarpa* e *Sweetia fruticosa* apresentaram maior abundância em solos mais férteis e com menores teores de alumínio no estudo de Carvalho et al. (2005), padrão oposto ao encontrado no presente estudo. *Piptadenia gonoacantha* apresentou maior abundância em solos mais férteis nos estudos de Carvalho et al. (2005), Carvalho et al. (2007) e Machado et al. (2008), padrão oposto ao encontrado no presente estudo, e segundo Lorenzi (2000) essa espécie se desenvolve tanto em solos férteis como em solos pobres. *Protium heptaphyllum*, que apresentou maior abundância em solos mais férteis e com menores teores de alumínio, foi encontrada por Carvalho et al. (2005) em solos menos férteis e com maiores teores de alumínio. Lorenzi (2000) cita que *Aspidosperma polyneuron*, *Jacaranda micrantha* e *Zeyheria tuberculosa* ocorrem preferencialmente em solos férteis, mas nesse estudo foram mais abundantes em solos menos férteis. Machado et al. (2008) também encontrou maior abundância de *Trichilia pallida*, *Allophylus edulis* e *Inga striata* em solos mais férteis, mas *Acacia polyphylla*, que foi encontrada em maior abundância em solos férteis, no presente estudo apresentou maior abundância em solos menos férteis. *Galipea jasminiflora* também apresentou maior abundância em solos menos férteis em Espírito-Santo et al. (2002) e em Machado et al. (2008), mas em Carvalho et al. (2007) ocorreu em maior abundância em solos mais férteis. Espírito-Santo et al.

(2002) também encontraram maior abundância de *Cariniana estrellensis* em solos com pouco férteis e com maior teor de alumínio, mas Lorenzi (2000) cita essa espécie como indicadora de solos férteis. *Croton floribundus* também apresentou maior abundância em solos mais férteis nos estudos de Espírito-Santo et al. (2002) e Carvalho et al. (2007), mas em Rodrigues et al. (2007) apresentou maior abundância em solos menos férteis e com maiores teores de alumínio. *Ceiba speciosa* e *Holocalyx balansae* citadas por Lorenzi (2000) como espécies que ocorrem preferencialmente em solos férteis, apresentaram o mesmo padrão nesse estudo.

Com esse estudo verificou-se que ainda são necessários mais estudos para que se possa ter certeza da real influência das variáveis do solo na distribuição das espécies, pois a comparação dos resultados desse estudo com os obtidos por outros pesquisadores mostrou que algumas espécies apresentaram o mesmo padrão e outras, padrões opostos. Em relação à estrutura da comunidade arbórea, as espécies mais representativas dessa mata foram *Metrodorea nigra*, *Cariniana estrellensis* e *Zeyheria tuberculosa*, pois apresentaram os maiores valores de importância. Esse estudo também mostrou que esse fragmento ainda possui características naturais, pois o mesmo apresentou-se semelhante a outros fragmentos estacionais semidecíduais em relação à diversidade, proporção de árvores mortas e espécies raras, distribuição de indivíduos nas classes de diâmetros, área basal e densidade. No entanto, por ser um fragmento urbano, estando fortemente ameaçado pelo isolamento e pelas atividades antrópicas, essas características podem ser alteradas. Uma alteração que já ocorreu foi na composição florística devido à presença de espécies exóticas, ocasionando a descaracterização da vegetação nativa. Portanto essas espécies devem ser eliminadas gradativamente da mata nativa, podendo ser mantidos os indivíduos

localizados nos reflorestamentos, em canteiros e nas áreas construídas, onde exercem várias funções. Como não há como impedir a chuva de sementes das áreas vizinhas recomenda-se realizar vistorias periódicas no interior da mata nativa para eliminar os novos indivíduos exóticos que foram recrutados. Recomenda-se também realizar outros estudos, tais como o monitoramento dessa comunidade arbórea para verificar as suas flutuações, levantamentos de outras comunidades vegetais (lianas, epífitas, ervas) e da fauna para se conhecer outras espécies que compõem a biota do local, e estudos com a chuva e banco de sementes, com o banco plântulas e estrato regenerante. Esses e outros estudos são fundamentais, pois através deles serão determinadas as medidas de manejo a serem aplicadas no local, sendo essas medidas essenciais para que sejam mantidas as características originais e a auto-sustentabilidade da mata nativa, conservando então com eficácia esse fragmento florestal urbano.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BOTREL, R. T.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; RODRIGUES, L.; CURI, N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutural da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingá, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195-213, jun. 2002.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Dubuque: W.M.C., 1984. 450 p.

CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VILELA, E. A.; CURI, N.; BERG, E. van den; FONTES, M. A. L.; BOTEZELLI, L. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do Rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.28, n.2, p.329-345, abr./jun. 2005.

- CARVALHO, D. A.; VILELA, E. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GAVILANES, M. L. Estrutura diamétrica e vertical de uma floresta ripária no Alto Rio Grande (Bom Sucesso, estado de Minas Gerais). **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 19, n. 4, p. 572-586, out. 1995.
- CARVALHO, W. A. C.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L.; CURI, N. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 321-341, abr./jun. 2007.
- CAUSTON, D. R. **An introduction to vegetation analysis, principles and interpretation**. London: Unwin Hyman, 1988. 342 p.
- CIELO FILHO, R.; SANTIN, D. A. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano: Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 291-301, set. 2002.
- CONDIT, R.; SUKUMAR, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. **The American Naturalist**, Chicago, v. 152, n. 4, p. 495-509, Oct. 1998.
- DANIEL, O.; ARRUDA, L. Fitossociologia de um fragmento de floresta estacional semidecidual aluvial às margens do Rio Dourados, MS. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 68, p. 69-86, ago. 2005.
- DISLICH, R.; KISSER, N.; PIVELLO, V. R. A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 55-64, mar. 2002.
- DURIGAN, G.; FRANCO, G. A. D. C.; SAITO, M.; BAITELLO, J. B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 369-382, dez. 2000.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1997. 122 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2000. 256 p.

ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MACHADO, E. L. M.; SOUZA, J. S.; FONTES, M. A. L.; MARQUES, J. J. G. de S. M. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecídua montana no campus da Universidade Federal de Lavras, MG. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, v. 16, n. 3, p. 331-356, jul./set. 2002.

GUARATINI, M. T. G.; GOMES, E. P. C.; TAMASHIRO, J. Y.; RODRIGUES, R. R. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 323- 337, abr./jun. 2008.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. London: Academic, 1990. 892 p.

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

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Dinâmica de populações de espécies arbóreas implicações para o manejo e a conservação. In: SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS DA COSTA BRASILEIRA, 3., 1993, Serra Negra. **Anais...** São Paulo: USP, 1993. p. 1-12.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis, a practical approach**. London: Bellaven, 1992. 363 p.

LEITÃO FILHO, H. F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. **Revista IPEF**, Piracicaba, n. 35, p. 41-46, abr. 1987.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas Brasil**. 3.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000.v.1, 368 p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas Brasil**. 2.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002.v.2, 384 p.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BERG, E. van den; CARVALHO, W. A. C.; MARQUES, J. J. G. S. M.; CALEGÁRIO, N. Efeitos do substrato, bordas e proximidade espacial na estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 287- 302, abr./jun. 2008.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, W. A. C.; SOUZA, J. S.; BORÉM, R. A. T.; BOTEZELLI, L. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 4, p. 499-516, jul./ago. 2004.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: UNICAMP, 1991. 245 p.

MATTHES, L. A. F.; LEITÃO FILHO, H. F.; MARTINS, F. R. Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP): composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BOTÂNICA DE SÃO PAULO, 5., 1985, São Paulo. **Anais...** São Paulo: SBSP, 1985. p. 55-76.

MC CUNE, B.; MEFFORD, M. J. **Multivariate analysis of ecological data**. Gleneden Beach: MJM Software, 1999. 1 CD-ROM.

METZGER, J. P.; BERNACCI, L. C.; GOLDENBERG, R. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 133, n. 2, p. 135-152, Dec. 1997.

MORI, S. A.; SILVA, L. A. M.; LISBOA, G.; CORADEN, L. **Manual de herbário fanerogâmico**. 2.ed. Ilhéus: Centro de Pesquisa do Cacau, 1989. 104 p.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: J. Willey, 1974. 545 p.

NEIMAN, Z. **Era verde? Ecossistemas brasileiros ameaçados**. 13. ed. São Paulo: Atual, 1989. 104 p.

NOGUEIRA, P. H.; GONÇALVES, W. **Florestas urbanas: planejamento para melhoria da qualidade de vida**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2002. 180 p.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, D. A.; FONTES, M. A. L.; BERG, E. van den; CURI, N.; CARVALHO, W. A. C. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecidual alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 291-309, abr./jun. 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. Composição florística e estrutura de um remanescente de floresta semidecidual Montana em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 17, n. 2, p. 167-182, dez. 1994.

PAGANO, S. N.; LEITÃO FILHO, H. F.; CAVASSAN, O. Análise temporal da composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta mesófila semidecidual (Rio Claro - Estado de São Paulo). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 55, n. 2, p. 241-258, set. 1995.

PALMER, M. W. Estimating species richness: the second-order Jackknife reconsidered. **Ecology**, Durham, v. 72, n. 4, p. 1512-1513, Aug. 1991.

PARKER, I. M.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W. M.; GOODELL, K.; WONHAM, M.; KAREIVA, P. M.; WILLIAMSON, M. H.; HOLLE, B. von; MOYLE, P. B.; BYERS, J. E.; GOLDWASSER, L. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, Amsterdam, v. 1, n. 1, p. 3-19, Mar. 1999.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Vida, 2001. 328 p.

PYSEK, P. On the terminology used in plant invasion studies. In: PYSEK, P.; PRACH, K.; REJMANEK, M.; WADE, M. (Ed.). **Plant invasions: general aspects and special problems**. Amsterdam: SPB, 1995. chap. 3, p. 71-81.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia: bases para distinção de ambiente**. Viçosa, MG: Núcleo de Estudo de Planejamento e Uso da Terra, 1995. 89 p.

RESENDE, M.; CURI, N.; SANTANA, D. P. **Pedologia e fertilidade do solo: interações e interpretações**. Lavras: Ministério da Agricultura/UFLA, 1988. 154 p.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5º aproximação.** Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359 p.

RODRIGUES, L. A.; CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURTI, N. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 1, p. 25-35, jan./fev. 2007.

RODRIGUES, R. R. **A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno.** Piracicaba: IPEF, 1999. 17 p. (Circular técnica IPEF, 189).

SANTOS, K.; KINOSHITA, L. S. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 17, n. 3, p. 325-341, jul./set. 2003

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Relatório de Qualidade Ambiental do Estado de São Paulo.** São Paulo: Secretaria Estadual do Meio Ambiente, 2006. 1 CD-ROOM.

SCOLFORO, J. R. S.; FIGUEIREDO FILHO, A. **Mensuração florestal:** medição de árvores e povoamentos florestais. Lavras: UFLA/FAEFPE, 1998. v. 1. 146 p.

SILVA, L. A.; SOARES, J. J. Composição florística de um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de São Carlos – SP. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 5, p. 647-656, set./out. 2003.

SILVA, L. A.; SOARES, J. J. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 16, n. 2, p. 205-216, abr. 2002.

SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H. V.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo.** Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap. 5, p. 205-274.

SOUZA, J. S.; ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BOTEZELLI, L. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 185-206, mar./abr. 2003.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática**: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2005. 640 p.

TER BRAAK, C. J. F. The analysis of vegetationenvironment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, The Hague, v. 69, n. 1/3, p. 69-77, Apr. 1987.

TER BRAAK, C. J. F. Ordination. In: JONGMAN, R. H. G.; TER BRAAK, C. J. F.; TONGEREN, O. F. R. van. (Ed). **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: University Cambridge, 1995. chap. 8, p. 91-173.

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

VICTOR, M. A. M. **A devastação florestal**. São Paulo: Sociedades Brasileiras de Silvicultura, 1975. 49 p.

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L.; MARTINS, F. R. Florística dos componentes arbóreo e arbustivo de um trecho da Floresta Estacional Semidecídua Montana, município de Pedreira, estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 1, p. 191-202, jan./mar. 2005.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 3. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1996. 662 p.



FIGURA 1 Vista aérea do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP, onde os quadrados numerados representam as parcelas alocadas nas áreas ocupadas pela mata nativa e A-) áreas reflorestadas com espécies nativas e exóticas, B-) Centro de Educação Ambiental, C-) Recintos das aves exóticas, D-) Administração, E-) Quadra esportiva, F-) ‘Play-ground’, G-) Lanchonete, H-) Trilha ecológica, I-) Lago e J-) Reflorestamento de Ipê-brancos.¹

¹ Fonte: Google Earth <earth.google.com>. Acesso em: 15 jan. 2009 (modificado).

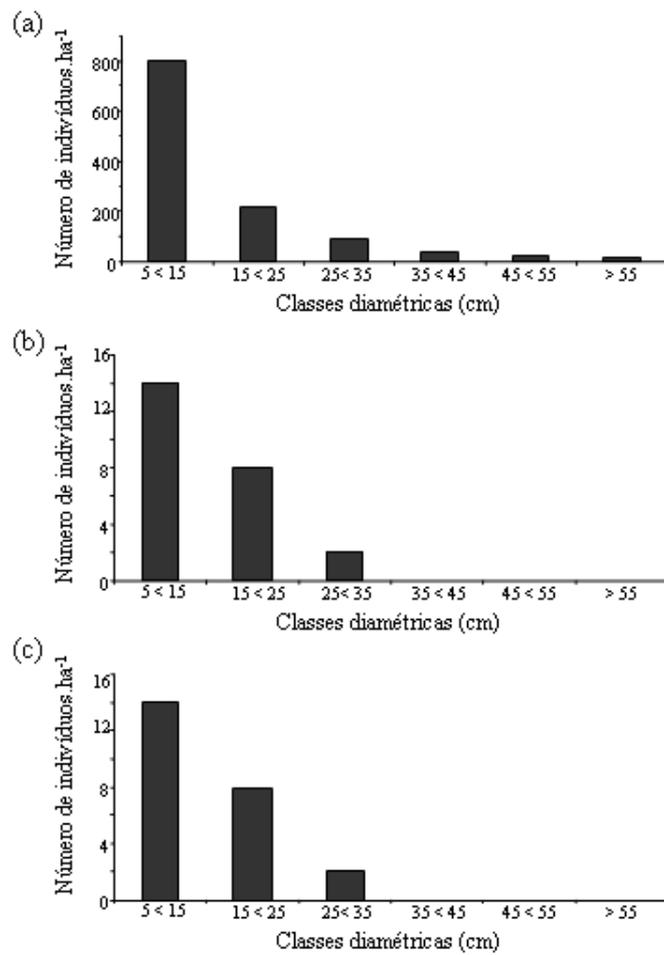


FIGURA 2 (a) Distribuição diamétrica da comunidade arbóreo-arbustiva da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP, (b) dos seus indivíduos mortos em pé e (c) dos seus indivíduos exóticos.

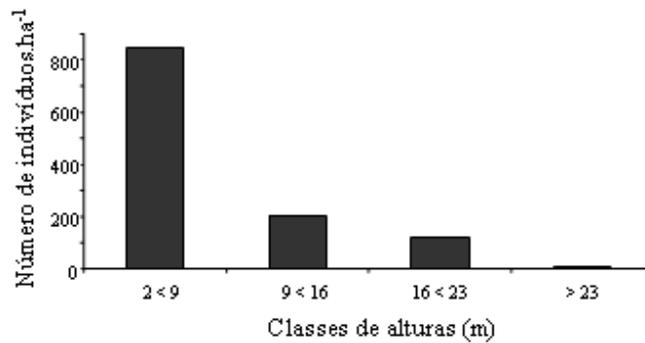


FIGURA 3 Distribuição dos indivíduos da comunidade arbóreo-arbustiva da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP, nas classes de alturas.

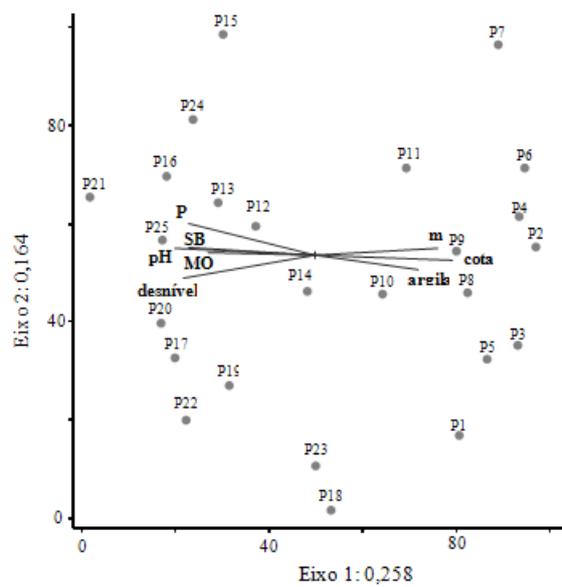


FIGURA 4 Diagrama de ordenação das parcelas da comunidade arbóreo-arbustiva da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP, gerado pela Análise de Correspondência Canônica da (CCA), onde P = fósforo, SB = soma de bases, MO = matéria orgânica e m = saturação por alumínio.

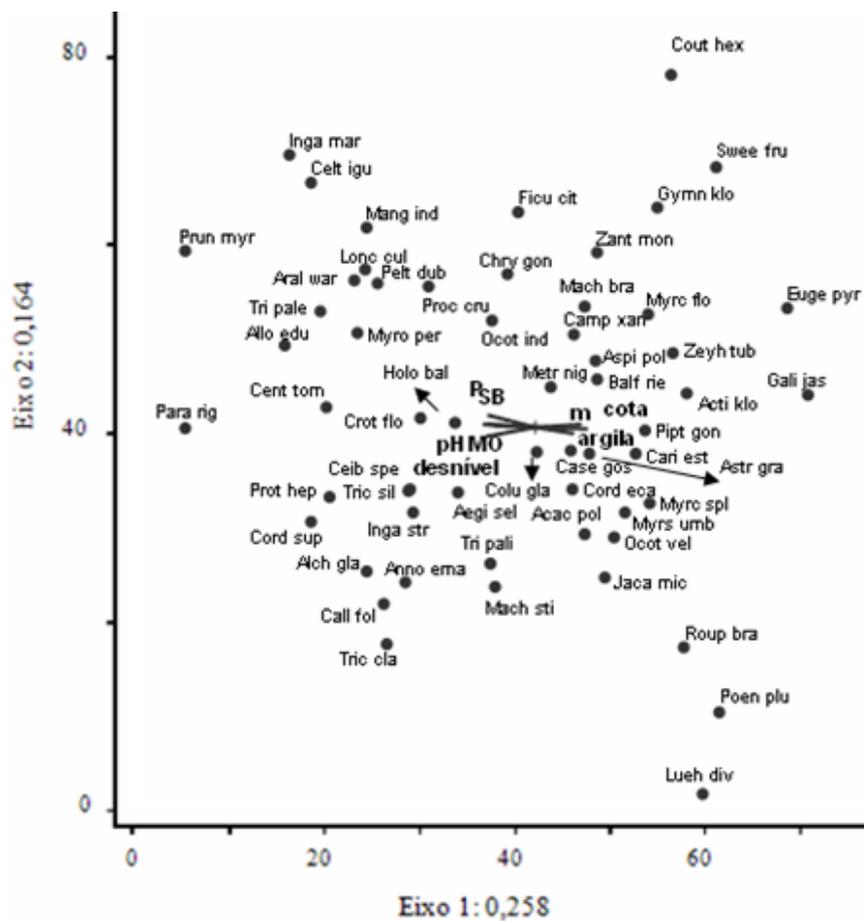


FIGURA 5 Diagrama de ordenação das espécies da comunidade arbóreo-arbustiva da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP, gerado pela Análise de Correspondência Canônica da (CCA), onde P = fósforo, SB = soma de bases, MO = matéria orgânica e m = saturação por alumínio. O nome completo das espécies encontra-se na Tabela 1.

TABELA 1 Lista florística das espécies arbóreo-arbustivas e das árvores mortas, encontradas na mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP, dispostas em ordem alfabética de famílias e espécies acompanhadas de abreviaturas (abrev.), presença no (s) estrato (s) (I = inferior, M = médio, S = superior e E = emergente), índices fitossociológicos (DA = densidade absoluta ind.ha⁻¹, DoA = dominância absoluta m².ha⁻¹, FA = frequência absoluta, VC = valor de cobertura e VI = valor de importância) e número de registro no Herbário ESAL – UFLA (N° reg.). As espécies seguidas por * são as não nativas dessa formação florestal, e por ** são as encontradas fora das parcelas

Família/espécie	Abrev.	Estrato	DA	DoA	FA	VC	VI	N° reg.
ANACARDIACEAE								
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Astr gra	I, M e S	8	0,160	24	1,18	2,26	4520
<i>Mangifera indica</i> L. *	Mang ind	I	5	0,044	16	0,56	1,28	25055
ANNONACEAE								
<i>Annona cacans</i> Warm. **	-	-	-	-	-	-	-	25057
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H. Rainer	Anno ema	I e M	13	0,109	28	1,45	2,71	4472
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil. **	-	-	-	-	-	-	-	4730
APOCYNACEAE								
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	Aspi pol	I, M, S e E	23	1,439	56	6,47	9,00	25060
<i>Tabernaemontana hystrix</i> (Steud.) A. DC.	-	I	3	0,028	12	0,34	0,88	4623
ARALIACEAE								
<i>Aralia warmingiana</i> (Marchal) J.Wen	Aral war	I, M e S	5	0,271	20	1,27	2,18	4834
ARECACEAE								
<i>Roystonea regia</i> (Kunth) O. F. Cook *	-	I	2	0,025	4	0,25	0,43	4541
<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	-	M	2	0,066	8	0,38	0,74	4660
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	-	I e M	3	0,073	4	0,48	0,66	4672
ASTERACEAE								
<i>Piptocarpha macropoda</i> Baker	-	I	1	0,003	4	0,10	0,28	25062

continua...

TABELA 5, cont.

BIGNONIACEAE									
	<i>Handroanthus albus</i> (Cham) Mattos	-	I	1	0,001	4	0,12	0,30	1711
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart ex A. DC) Mattos	-	I	1	0,008	4	0,11	0,29	25056
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart ex DC) Mattos	-	I	1	0,007	4	0,11	0,29	4587
	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Jaca mic	I e M	38	0,355	48	4,34	6,51	4608
	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don *		I	1	0,002	4	0,09	0,27	4485
	<i>Spathodea campanulata</i> Seem *	-	I	1	0,025	4	0,16	0,34	1840
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth *	-	I	1	0,002	4	0,09	0,27	1800
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	Zeyh tub	I, M e S	90	1,751	68	13,14	16,21	25054
BORAGINACEAE									
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Cord eca	I, M e S	17	0,463	48	2,90	5,06	4585
	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	-	I e M	2	0,180	8	0,73	1,10	25048
82	<i>Cordia superba</i> Cham.	Cord sup	M e S	4	0,302	16	1,29	2,01	25052
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud. **	-	-	-	-	-	-	-	25064
BURSERACEAE									
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Prot hep	I e S	6	0,130	12	0,92	1,46	25063
CANNABACEAE									
	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Celt igu	I	4	0,057	8	0,52	0,88	4659
CARICACEAE									
	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	-	M	1	0,188	4	0,67	0,86	4500
CELASTRACEAE									
	<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	-	I	1	0,002	4	0,09	0,27	25050
COMBRETACEAE									
	<i>Terminalia catapa</i> L. *	-	I	1	0,004	4	0,10	0,28	2164
	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart. **	-	-	-	-	-	-	-	4614
EUPHORBIACEAE									
	<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	Acti klo	I	25	0,085	52	2,39	4,74	1971

continua...

TABELA 5, cont.

<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Alch gla	I, M e S	14	0,943	24	4,15	5,23	25061
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Crot flo	I, M e S	30	0,888	44	5,34	7,32	25051
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll. Arg.	Gymn klo	I	4	0,073	4	0,57	0,75	25059
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	-	M	1	0,012	4	0,12	0,30	1037
FABACEAE CAESALPINIOIDEAE								
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	-	-	-	-	-	-	-	4817
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	-	M e E	2	0,690	8	2,34	2,70	25047
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Holo bal	I, M e S	17	0,309	36	2,41	4,04	25088
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	-	S	1	0,132	4	0,50	0,68	25053
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroz *	-	I e S	2	0,094	8	0,46	0,82	4656
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Pelt dub	I, M e E	7	0,375	16	1,77	2,49	1088
<i>Poincianella echinata</i> (Lam.) L. P. Queiroz *	-	I	1	0,004	4	0,10	0,28	4649
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L. P. Queiroz *	Poin plu	I	4	0,147	16	0,80	1,52	25058
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	-	-	-	-	-	-	-	1061
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	-	E	1	0,415	4	1,39	1,57	4831
FABACEAE CERCIDEAE								
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) D.Dietr.	-	I	1	0,006	4	0,10	0,28	25049
<i>Bauhinia variegata</i> L.*	-	I	1	0,034	4	0,19	0,37	4620
FABACEAE FABOIDEAE								
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	Cent tom	I, M e S	35	1,211	40	6,77	8,58	25080
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) Az.-Tozzi & H C Lima	Lonc cul	I e M	6	0,357	16	1,63	2,35	4548
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Mach bra	I e M	4	0,150	16	0,81	1,53	25072
<i>Machaerium dimorphandrum</i> Hoehne	-	I	1	0,007	4	0,11	0,29	1089
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Mach sti	I, M e S	19	0,433	44	2,97	4,96	25111
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Myro per	I e M	4	0,041	8	0,47	0,83	25087
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	-	S	1	0,082	4	0,34	0,52	25073
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth. **	-	-	-	-	-	-	-	25081

continua...

TABELA 5, cont.

<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	Swee fru	I	4	0,013	12	0,38	0,92	25096
FABACEAE MIMOSOIDEAE								
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Acac pol	I, M e S	32	0,493	64	4,26	7,15	25112
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	-	I	2	0,026	8	0,25	0,61	25095
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	Call fol	I	9	0,038	24	0,88	1,97	25123
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	-	I	1	0,007	4	0,11	0,29	4759
<i>Inga marginata</i> Willd.	Inga mar	I	4	0,014	8	0,38	0,74	25086
<i>Inga striata</i> Benth.	Inga str	I, M e S	7	0,330	16	1,63	2,35	2058
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Para rig	I, M, S e E	10	1,456	20	5,42	6,32	25113
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pipt gon	I, M e S	30	0,658	52	4,61	6,96	25083
LACISTEMATACEAE								
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	-	I	1	0,002	4	0,09	0,27	25106
LAMIACEAE								
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Aegi sel	I e M	49	0,454	64	5,59	8,47	25118
LAURACEAE								
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	-	I	2	0,036	4	0,28	0,46	25068
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	-	I	1	0,010	4	0,12	0,30	25066
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	Ocot ind	I, M e S	18	1,147	44	5,13	7,11	25099
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	Ocot vel	I, M e S	11	0,490	32	2,47	3,92	25104
LECYTHIDACEAE								
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Cari est	I, M, S e E	38	4,861	76	18,48	21,91	25122
MAGNOLIACEAE								
<i>Magnolia champaca</i> L. *	-	I	1	0,004	4	0,10	0,28	1604
MALVACEAE								
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Ceib spe	I, M, S e E	8	0,510	24	2,28	3,36	25119
<i>Christiana macrodon</i> Toledo	-	I	1	0,013	4	0,12	0,30	1898
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	-	I	2	0,006	8	0,19	0,55	25107

continua...

TABELA 5, cont.

<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Lueh div	I	4	0,063	12	0,54	1,08	2045
<i>Pachira aquatica</i> Aubl. *	-	I	2	0,019	8	0,23	0,59	4487
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	-	I	2	0,036	4	0,28	0,46	25098
MELIACEAE								
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	-	S	1	0,301	4	1,03	1,21	25078
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	-	I	1	0,007	4	0,11	0,29	1842
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	-	I	1	0,005	4	0,10	0,28	25115
<i>Melia azedarach</i> L. *	-	I	1	0,003	4	0,10	0,28	1043
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss. **	-	-	-	-	-	-	-	25090
<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	Tric cla	I	4	0,011	16	0,38	1,10	4564
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	Tri pale	I	5	0,062	16	0,62	1,34	1504
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Tri pali	I	14	0,107	40	1,52	3,33	1651
<i>Trichilia silvatica</i> C.DC.	Tric sil	I	8	0,039	24	0,80	1,88	1853
MONIMIACEAE								
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	-	I	1	0,032	4	0,19	0,37	25094
MORACEAE								
<i>Ficus citrifolia</i> Mill.	Ficu cit	I e S	5	0,109	20	0,77	1,67	25089
<i>Ficus obtusifolia</i> (Miq.) Miq.	-	M e S	2	0,388	8	1,39	1,75	2114
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	-	I	1	0,013	4	0,13	0,31	25065
MYRSINACEAE								
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Myrs umb	I, M e S	19	0,454	36	3,04	4,66	4474
MYRTACEAE								
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	-	I	3	0,008	12	0,28	0,82	25100
<i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg	-	I	1	0,047	4	0,23	0,41	25084
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	-	I	1	0,010	4	0,12	0,30	25074
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	Camp xan	I e M	16	0,363	44	2,50	4,48	25075
<i>Eucalyptus citriodora</i> Hook. f. *	-	M	1	0,044	4	0,22	0,40	25121

continua...

TABELA 5, cont.

<i>Eugenia blastantha</i> (O.Berg) D.Legrand **	-	-	-	-	-	-	-	1977
<i>Eugenia francavilleana</i> O.Berg **	-	-	-	-	-	-	-	1979
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Euge pyr	I	6	0,051	20	0,67	1,57	25117
<i>Eugenia uniflora</i> L.	-	I	1	0,004	4	0,10	0,28	1852
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrc spl	I e M	4	0,083	12	0,60	1,14	25116
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	Myrc flo	I	6	0,029	20	0,60	1,50	25097
<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied.	-	S	1	0,098	4	0,39	0,57	4739
NYCTAGINACEAE								
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	-	I	3	0,020	12	0,32	0,86	1585
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	-	I	1	0,011	4	0,12	0,30	4618
<i>Pisonia zapallo</i> Griseb.	-	I	1	0,078	4	0,33	0,51	25110
OPILIAECEAE								
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	-	I	3	0,059	12	0,44	0,98	25101
PHYLLANTHACEAE								
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	-	I	1	0,018	4	0,14	0,32	25067
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll.Arg.	-	I e M	3	0,026	8	0,34	0,70	25076
PHYTOLACCACEAE								
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.)Harms**	-	-	-	-	-	-	-	1004
PIPERACEAE								
<i>Piper amalago</i> L.	-	I	1	0,002	4	0,09	0,27	25091
PROTEACEAE								
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Roup bra	I e M	5	0,114	20	0,78	1,69	25079
RHAMNACEAE								
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Colu gla	I, M e S	55	1,295	84	8,74	12,53	25077
ROSACEAE								
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Prun myr	I e M	4	0,151	8	0,81	1,17	25085
RUBIACEAE								
<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.	-	I	1	0,014	4	0,13	0,31	1422

continua...

TABELA 5, cont.

<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	Cout hex	I	5	0,054	8	0,60	0,96	25109
<i>Faramea multiflora</i> A. C. Rich ex D. C.	-	I	1	0,014	4	0,13	0,31	1964
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq. **	-	-	-	-	-	-	-	25105
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	-	I	2	0,007	8	0,19	0,55	25102
RUTACEAE								
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Balf rie	I	8	0,060	32	0,87	2,31	1015
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	-	I	3	0,008	8	0,28	0,64	2003
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.)Engl.	Gali jas	I	5	0,017	4	0,48	0,66	25070
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	Metr nig	I	155	1,328	80	17,34	20,95	25082
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	-	I	1	0,004	4	0,10	0,28	25071
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.	Zant mon	I	7	0,064	24	0,80	1,88	1236
SALICACEAE								
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Case gos	I, M e S	54	0,939	80	7,53	11,14	25103
<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	Proc cru	I	5	0,017	16	0,48	1,20	2019
SAPINDACEAE								
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A.Juss.) Radlk.	Allo Edu	I	13	0,048	16	1,26	1,98	25120
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	-	I	3	0,010	12	0,29	0,83	25124
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk. **	-	-	-	-	-	-	-	25092
SAPOTACEAE								
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	Chry gon	I e M	23	0,370	48	3,12	5,28	25069
SIPARUNACEAE								
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl. **	-	-	-	-	-	-	-	25093
URTICACEAE								
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	-	I e M	2	0,023	8	0,24	0,60	25108
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	-	I	1	0,038	4	0,20	0,38	25114
VERBENACEAE								
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) A. Juss.	-	I	1	0,003	4	0,09	0,27	1664
Árvores mortas	-	I, M, S e E	52	1,933	96	10,48	14,82	-
Total	-	-	1177	31,8891	-	200	300	-

TABELA 2 Resumo da Análise de Correspondência Canônica (CCA) da comunidade arbóreo-arbustiva da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Autovalores	0,258	0,164	0,131
Variância explicada dos dados das espécies (%)	11,2	7,1	5,7
Variância explicada acumulativa (%)	11,2	18,2	23,9
Correlações espécie-ambiente (Pearson)	0,961	0,920	0,935
Significância das correlações espécie-ambiente pelo Teste de Monte Carlo	0,01	0,19	0,05

TABELA 3 Diversidade de espécies e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva dos grupos de parcelas sugeridos pela Análise de Correspondência Canônicas (CCA) da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP

Variáveis	Grupo A	Grupo B
Quantidade de parcelas	11	11
Quantidade de espécies	74	87
Quantidade espécies raras	30	30
Quantidade de indivíduos vivos	504	531
Quantidade de indivíduos mortos em pé	24	20
Área basal total	14,205	15,036
Índice de diversidade de Shannon (H')	3,35	3,80
Equabilidade de Pielou (J)	0,78	0,85
Distribuição de classes diamétricas	'j invertido	'j invertido'

TABELA 4 Variáveis do solo superficial das 25 parcelas (geral) e dos grupos sugeridos pela Análise de Correspondência Canônica (CCA) da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP

Variáveis	Média ± desvio padrão					
	Geral		Grupo A		Grupo B	
pH (H ₂ O)	5,4	± 0,64	4,8	± 0,29	6,0	± 0,20
Al ³⁺ (cmol dm^{-3})	0,2	± 0,23	0,4	± 0,21	0,0	± 0,00
SB (cmol dm^{-3})	3,6	± 1,90	1,8	± 0,46	5,2	± 1,36
MO (dag/kg)	2,0	± 0,57	1,5	± 0,18	2,4	± 0,55
P rem (mg/L)	46,2	± 2,91	43,9	± 2,38	48,6	± 1,45
Argila (dag/kg)	10,1	± 2,19	11,5	± 2,42	8,9	± 1,22
Cota média (m)	623,9	± 11,42	635,5	± 3,89	613,9	± 5,38
desnível (m)	2,4	± 1,11	1,3	± 0,35	3,3	± 0,70

CAPÍTULO 3:

Síndromes de dispersão e distribuição diamétrica das espécies nativas da comunidade arbóreo-arbustiva de um fragmento florestal urbano – Bosque Municipal Rangel Pietraróia, Marília, SP

(O capítulo 3 será transcrito no formato do Periódico Científico *Acta Botanica Brasilica* e encaminhado para submissão)

1 RESUMO

Os objetivos desse estudo foram conhecer as proporções de espécies e indivíduos das síndromes de dispersão das espécies nativas da comunidade arbóreo-arbustiva do Bosque Municipal Rangel Pietraróia, localizado em Marília, SP (22°12'12''S e 49°56'03''W), e determinar os padrões de distribuição de classes diamétricas para essas espécies. Para o levantamento foram distribuídas aleatoriamente 25 parcelas (20 x 20 m cada) nas áreas ocupadas pela mata nativa (10 ha de Floresta Estacional Semidecidual), sendo amostrados todos os indivíduos vivos com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 5 cm. As espécies foram classificadas em relação às síndromes de dispersão em espécies zoocóricas, anemocóricas e autocóricas e em relação à distribuição diamétrica em quatro padrões: I ('população equilibrada'), II ('em desenvolvimento'), III ('com poucos recrutas') e IV ('sem recrutas'), e as espécies raras, em função de seu DAP, em dois padrões: V ('recruta') e VI ('não recruta'). Foram encontradas 30 espécies anemocóricas (383 indivíduos), 17 autocóricas (359) e 61 zoocóricas (359). A quantidade de espécies zoocóricas foi inferior à esperada para florestas tropicais e suas distribuições diamétricas apresentaram menor número de 'populações equilibradas', maior número de 'populações com poucos recrutas' e de espécies raras 'sem recrutas', e somente elas apresentaram o padrão 'população sem recrutas', tais como *Cordia superba* e *Inga striata*. Esses resultados indicam que as espécies zoocóricas estão com maiores dificuldades para se desenvolver no local. Portanto, é fundamental a realização de estudos mais detalhados para subsidiar medidas de manejo visando à perpetuação dessas populações, permitindo que nesse ecossistema modificado a auto-sustentabilidade, ameaçada pelas ações antrópicas, seja mantida e, ou, recuperada, fazendo com que o Bosque cumpra com eficácia o seu objetivo de conservar um fragmento florestal.

Palavras-chave: defaunação, Floresta Estacional Semidecidual, histograma de frequência, zoocoria.

2 ABSTRACT

The objectives of this study were to know the proportions of the species and individuals of the dispersion syndromes of the native species of the tree and shrub community of the Rangel Pietraróia Municipal Woods, located in Marília, SP (22°12'12"S and 49°56'03"W) and to determine the standards of diametrical classes distribution for those species. For the study, 25 plots (20 x 20m each) were randomly distributed in the occupied area by the native forest (10 ha of Seasonal Semideciduous Forest), where all the individuals were measured with diameter at breast height (DBH) higher or equal to 5 cm. The species were classified in relation to the dispersion syndrome and the zoochoric, anemochoric and autochoric species and in respect to the diametrical distribution in four standards: I - 'balance population', II - 'developing population,' III - 'few recruits population', and IV - 'no recruits population', and the rare species, due to their DBH, were classified in 'recruit' and 'no recruit'. 30 anemochoric species (383 individuals), 17 autochoric (359) and 61 zoochoric (359) were found. The quantity of zoochoric species was inferior to the expected and their diametrical distributions presented a lower number of 'balanced population', higher number of 'few recruit population' and 'no recruit' rare species, and they were the only ones to present the "no recruit population" standard, such as *Inga striata* and *Cordia superba*. These results indicate that the zoochoric species have greater difficulties to develop in the area. Therefore, further studies must be carried out to subsidize management measures aiming to perpetuate those populations, allowing the self-sustainability, threatened by the anthropic actions, to be maintained or recovered in this modified ecosystem, enabling the woods to fulfill with efficiency their objective to preserve a forest fragment.

Key-Words: defaunation, Seasonal Semideciduous Forest, frequency histogram, zoochoric

3 INTRODUÇÃO

A dispersão de sementes é um processo-chave para as plantas, pois afeta o recrutamento de plântulas, a distribuição espacial, a colonização de novas áreas, a viabilidade de populações, a reposição de indivíduos, o fluxo gênico entre populações e fragmentos e a manutenção da diversidade genética (Janzen, 1970; Howe & Smallwood, 1982; Herrera, 2002; Jordano & Godoy, 2002). Sem esse processo, as sementes e plântulas são depositadas nas imediações de co-específicos adultos onde tendem a sofrer uma alta mortalidade pela ação de predadores e patógenos (Janzen, 1970), pela alta competição intra e interespecíficas e pela interferência de co-específicos adultos, como sombreamento e alelopatia (Clark & Clark, 1984).

O fluxo de propágulos e de animais entre os fragmentos florestais pode ser impedido dependendo das características das espécies (Metzger, 2000) e da composição da matriz que circunda os fragmentos, influenciando na dinâmica e composição dos mesmos (Laurence, 1999). Os fragmentos florestais urbanos estão inseridos em uma matriz praticamente impermeável, as construções urbanas, que impede o fluxo da maioria das espécies, tornando-os altamente susceptíveis aos efeitos da fragmentação. A fragmentação gera uma série de fatores que afetam a manutenção de várias espécies (Lovejoy et al., 1986) e, conseqüentemente, as interações entre elas (Janzen, 1987). O mutualismo entre plantas e animais é uma das interações que podem ser afetadas pela fragmentação (Galetti et al., 2003), tendo sérias conseqüências por envolver relações fundamentais, como polinização, dispersão de sementes, herbívoros e predação de sementes, que são intensas e determinantes na estruturação de um

ecossistema (Kageyama & Gandara, 2003). A defaunação, que consiste na diminuição significativa da diversidade e, ou, biomassa de um ecossistema, pode ser um dos fatores responsáveis pela perda de interações (Redford, 1992).

Frequentemente pequenos fragmentos isolados apresentam menor riqueza de espécies e abundância de animais (Willis, 1979; Jordano et al., 2006). Os fragmentos florestais urbanos são exemplos de florestas defaunadas, onde além da pequena área e do intenso isolamento, contribui com a defaunação a presença constante de pessoas, o que torna inviável a presença de animais de maior porte, permanecendo no local apenas a fauna inofensiva de pequeno porte. A defaunação desses fragmentos é intensificada com a presença de cães e gatos ferais, que segundo Boitani & Ciucci (1995) são animais domésticos que habitam ambientes florestais criando hábitos selvagens, pois eles tornam-se predadores da fauna silvestre (Galletti & Sazima, 2006).

A ausência ou baixa abundância da fauna frugívora nos fragmentos pode comprometer seriamente as populações vegetais zoocóricas (Jacquemyn et al., 2001; Silva & Tabarelli, 2001). Isso ocorre, pois sem esses animais, não há o consumo dos propágulos zoocóricos e, conseqüentemente, não há a remoção desses propágulos, resultando em menores taxas de dispersão das sementes (Dirzo & Miranda, 1991), que passam a serem depositadas nas imediações da planta-mãe, onde estão sujeitas às condições adversas ao seu desenvolvimento (Janzen, 1970; Howe et al., 1985; Chapman & Chapman, 1995). Uma das conseqüências deste processo é que fragmentos defaunados podem apresentar uma menor riqueza e abundância de plântulas de espécies zoocóricas, o que compromete seu recrutamento (Chapman & Onderdonk, 1998; Cordeiro & Howe, 2003), favorecendo as espécies anemocóricas e autocóricas (Tabarelli et al., 1999), pois essas espécies não têm a dispersão impedida.

Uma das maneiras de verificar como se encontra uma comunidade arbórea, ou suas populações, é analisar seu histograma de classes diamétricas. Machado et al. (2004) citam que praticamente todos os inventários de comunidades arbóreo-arbustivas apresentam o padrão 'j invertido', onde um maior número de indivíduos ocupa a primeira classe, diminuindo gradativamente nas classes subsequentes, e de acordo com Alder & Synott (1992, apud Oliveira-Filho et al., 1994) é o padrão típico de florestas nativas. De acordo com Condit et al. (1998), quando há um grande número de indivíduos jovens em relação aos adultos, a população está equilibrada e se desenvolvendo, e a baixa quantidade de indivíduos jovens pode ocasionar o declínio da população devido à deficiência no recrutamento. A baixa densidade ou a falta de indivíduos em certas classes pode indicar que a população está com dificuldades em se desenvolver, resultante de eventos naturais e, ou, antrópicos (Mathes et al., 1985), mas também pode ser resultado das características auto-ecológicas das espécies (Oliveira-Filho et al., 1994; Schaff et al., 2006), podendo então a população estar equilibrada. Vale ressaltar que alterações populacionais fazem parte da dinâmica da comunidade (Mathes et al., 1985), fazendo com que no fragmento seja encontrado um mosaico em função da fase sucessional (Machado et al., 2008), onde populações menos adaptadas a cada fase são substituídas pelas mais adaptadas. Nesse caso o declínio de certas populações é natural, mas os declínios em função de ações antrópicas devem ser encarados como problemas e serem revertidos.

Levando em consideração que fragmentos florestais urbanos são ambientes defaunados e as consequências dessa defaunação para as espécies vegetais zoocóricas, os objetivos desse estudo são conhecer as proporções de espécies e indivíduos por síndromes de dispersão e analisar a distribuição

diamétrica das populações nativas que compõem a comunidade arbóreo-arbustiva da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia, permitindo identificar populações que podem estar com dificuldades no desenvolvimento.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado em um fragmento florestal urbano, o Bosque Municipal Rangel Pietraróia que é administrado pela Secretaria do Verde e do Meio Ambiente de Marília, SP, e localiza-se na região oeste do município, nas coordenadas geográficas 22°12'12''S e 49°56'03''W, com altitude média de 623m (Figura 1). O clima da região segundo a classificação de Köppen é Cwa (clima subtropical úmido com inverno seco), com médias anuais de 23° de temperatura 1300 mm de pluviosidade, e o solo é do tipo Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico (dados fornecidos pela Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente de Marília, SP). Em 1942 a prefeitura de Marília adquiriu um fragmento que passou a ser a reserva do município. Mas em 1959 decidiu-se transformar o local em um Bosque e começaram as obras de adequação, estando pronto em 1961. O Bosque só foi inaugurado oficialmente no dia 1 de setembro de 1974, tendo como objetivos principais ser uma área de lazer e conservar um remanescente florestal (dados obtidos no Centro de Educação Ambiental do Bosque). A área do local é de 17,7 ha, sendo aproximadamente 10 ha ocupados por vegetação nativa, classificada como Floresta Estacional Semidecidual conforme Veloso et al. (1991). Essa área ocupada pela mata nativa é toda dividida em 'subfragmentos' pelas vielas pavimentadas construídas para permitir o trânsito dos frequentadores. Além

disso, na mata nativa são encontradas a trilha ecológica, utilizada no programa de educação ambiental, e várias trilhas clandestinas abertas pelos frequentadores. No restante da área encontram-se: Centro de Educação Ambiental, administração, *play-ground*, lago, recintos das aves exóticas e outras infraestruturas, além de reflorestamentos mistos (espécies nativas e exóticas) e homogêneos (*Handroathus albus* e *Pachira aquatica*). A mata nativa apresenta um mosaico composto por pequenas áreas de mata madura e áreas em estágio inicial de sucessão, resultantes das clareiras abertas naturalmente pela queda de árvores e galhos, e a maior parte ocupada pela mata secundária em estágio avançado de regeneração, resultante das grandes clareiras abertas por incêndios e pela retirada de madeira realizada antes do local se tornar um Bosque (observação pessoal e entrevistas com funcionários do Bosque). A matriz que circunda esse fragmento é constituída em maior parte pelas construções urbanas (ruas, avenidas, casas). Nas suas proximidades existem outros remanescentes florestais, as ‘matas de encosta’, localizadas após ruas, muros e pastagens (observação pessoal). Em relação à fauna, o local pode ser considerado defaunado, pois apresenta poucas espécies e poucos indivíduos. Antes de se tornar um Bosque provavelmente o fragmento abrigou uma fauna mais rica e de maior porte que vivia e, ou, transitava pelo local. Mas a expansão da cidade, a facilidade de acesso, favorecendo a ação de caçadores, e as atividades para transformar o local em uma área de lazer, tais como presença humana constante, cercamento do local com alambrado, abertura das trilhas, contribuíram para extinguir a fauna local, além de impedir que os animais presentes nas matas vizinhas transitassem pelo local. Algumas espécies se adaptaram a esse novo ambiente e conseguiram se reproduzir, mas tiveram que ser retiradas do local, como os macacos-pregos (*Cebus apella*) e quatis (*Nasua nasua*), pois estavam

atacando os frequentadores. No entanto, a maioria das espécies não resistiu às novas condições, como as pacas (*Agouti paca*), que não conseguiram dar continuidade à população e acabaram extinguindo-se. Outras, mesmo conseguindo se desenvolver, como as cutias (*Dasyprocta agouti*), foram predadas por cães, restando poucos indivíduos. Também contribuiu para a defaunação do local a grande população de gatos que predam a fauna remanescente, principalmente as aves. Algumas espécies foram reintroduzidas, como bichos-preguiças (*Bradypus variegatus*) e saguis (*Callithrix jacchus*), que conseguiram se adaptar bem ao local. Além das cutias, bichos-preguiça e saguis, encontram-se no local: gambás (*Didelphis albiventris*), ouriços (*Coendou prehensilis*), teiús (*Tupinambis merianae*), tatus (galinha - *Dasybus novencinctus* e peba - *Euphractus sexcinctus*), jacus (*Penelope obscura*) e várias espécies de pássaros, tais como gralhas (*Cyanocorax chrysops*) e sábias (*Turdus* spp.), sendo que alguns desses animais foram soltos na mata pela Polícia Ambiental, vindos de apreensões ou capturas nas residências (observação pessoal e entrevista com funcionários do Bosque).

4.2 Amostragem da comunidade arbóreo-arbustiva

Para o levantamento foram alocadas 25 parcelas (20 x 20 m cada), totalizando 1 ha de área amostral, somente nas áreas ocupadas pela mata nativa (Figura 1), levando em consideração o tamanho do 'subfragmento' e procurando abranger todas as variações ambientais do mosaico do local. Todas as parcelas foram alocadas orientadas ao norte magnético e respeitando uma distância mínima de 10 m entre elas. No mês de janeiro de 2008 coletou-se em cada parcela dados dos indivíduos vivos e nativos dessa formação florestal que apresentaram diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 5 cm, sendo

eles: DAP (coletado com o auxílio de fita métrica) e nome da espécie. Em cada indivíduo amostrado foi fixada uma placa de alumínio numerada permitindo o controle dos dados e monitoramento estrutural posterior. As espécies não conhecidas foram identificadas através da comparação com guias especializados (Lorenzi 2000, 2002) acervos de herbários (ESAL – Lavras, MG, UFMG – Belo Horizonte, MG e UNICAMP – Campinas, SP) e consultas com especialistas. O sistema de classificação utilizado foi o Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003) (Souza & Lorenzi, 2005). Foram confeccionadas exsicatas de todas as espécies seguindo a metodologia de Mori et al. (1989), que foram incorporadas no Herbário ESAL da Universidade Federal de Lavras, MG.

4.3 Classificação das síndromes de dispersão

As espécies encontradas no interior das parcelas foram classificadas, considerando a sua principal síndrome de dispersão, de acordo com Pijl (1982), em três categorias básicas: espécie anemocórica, quando os propágulos são disseminados pelo vento; espécie zoocórica, quando seus propágulos são disseminados por animais; ou espécie autocórica, quando os propágulos são dispersos pela própria planta através pela gravidade ou por deiscência explosiva. As espécies foram distribuídas nessas categorias através do conhecimento próprio dos autores desse estudo, de observações diretas dos propágulos e informações encontradas na literatura (Morellato & Leitão-Filho, 1992; Lorenzi 2000, 2002; Barroso et al., 1999).

4.4 Distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetros

Os histogramas de frequência foram confeccionados de acordo com Scolforo & Figueiredo Filho (1998), utilizando uma amplitude entre as classes

de 5 cm. Foi realizada uma distribuição diamétrica para todos os indivíduos não zoocóricos, ou seja, os anemocóricos e autocóricos, para todos os indivíduos zoocóricos e para cada espécie que apresentou dois ou mais indivíduos cada. De acordo com o histograma apresentado a população foi classificada, neste estudo, em quatro padrões: I, quando apresentou um grande número de indivíduos na primeira classe que diminui gradativamente até a sua classe máxima, ou seja, apresentou o padrão ‘j invertido’, podendo ser considerada como uma ‘população equilibrada’; II, quando apresentou um maior número de indivíduos na primeira classe, mas ainda não atingiu sua classe máxima, podendo ser considerada uma ‘população em desenvolvimento’; III, quando apresentou um menor ou igual número de indivíduos na primeira classe do que na subsequente, ou seja, uma ‘população com poucos recrutas’; e IV, quando não apresentou indivíduos na primeira classe, ou seja, uma ‘população sem recrutas’. As espécies raras, considerando o conceito de Kageyama & Gandara (1993) que são as que apresentam um indivíduo por hectare, foram classificadas em dois padrões: V, quando ocupou a primeira classe, podendo ser considerada como ‘recruta’, ou VI, quando não ocupou a primeira classe, sendo considerada como ‘não recruta’.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Síndromes de dispersão

Foram encontradas 108 espécies arbóreo-arbustivas e palmeiras, sendo dessas 30 espécies anemocóricas (27,8% do total de espécies), 17 autocóricas (15,7%) e 61 zoocóricas (56,5%) (Tabela 1). Essa proporção está dentro do esperado para florestas tropicais, onde a zoocoria é a dispersão dominante,

seguida pela anemocoria e em menor proporção vem a autocoria (Morellato, 1995), e também foi encontrada em vários outros estudos em fragmentos estacionais semidecíduais, tais como Mathes et al. (1985) (Campinas, SP), Durigan et al. (2000) (Gália, SP), Silva & Soares (2001) (São Carlos, SP), Cielo-Filho & Santin (2002) (Campinas, SP), Nunes et al. (2003) (Lavras, MG), Giehl et al. (2007) (Santa Maria, RS), Souza-Neto et al. (2007) (Uberlândia, MG) e Yamamoto et al. (2007) (Pedreira, SP). No entanto, a proporção encontrada para as espécies zoocóricas foi inferior ao intervalo citado por Jordano (2000), onde a zoocoria ocorre entre 70 e 95% das espécies lenhosas em florestas tropicais, e mais especificamente em 74% de espécies arbóreo-arbustivas florestas estacionais semidecíduais conforme Campassi (2006). A proporção encontrada para as espécies zoocóricas do presente estudo também foi inferior aos valores encontrados em outros fragmentos estacionais semidecíduais: Nunes et al. (2003) encontraram 74,5% de espécies zoocóricas (Lavras, MG), Giehl et al. (2007) encontraram 74% (Santa Maria, RS) e Souza-Neto et al. (2007) encontraram 69,3% (Uberlândia, MG). No entanto, esse valor é compatível aos valores encontrados em fragmentos estacionais semidecíduais do interior paulista: Mathes et al. (1985) encontraram 63,6% (Campinas), Durigan et al. (2000) encontraram 53,2% (Gália), Silva & Soares (2001) encontraram 50,6% (São Carlos), Cielo-Filho & Santin (2002) encontraram 53,3% (Campinas) e Yamamoto et al. (2007) encontraram 61,6% (Pedreira). Essa menor proporção de zoocoria pode ser resultado da intensa fragmentação florestal no estado de São Paulo, e muitos animais frugívoros não transitam em certas matrizes (Silva et al., 1996), fazendo com que de acordo com isso faz com que fragmentos isolados recebam menos sementes zoocóricas de outros fragmentos (Jordano et al., 2003). Como resultado, geralmente quanto mais isolado for um fragmento,

como é o caso do Bosque, menor tende a ser a riqueza de plantas zoocóricas (Ruremonde & Kalkhoven, 1991; Ochoa-Gaona et al., 2004). Além disso, pode estar contribuindo com essa menor riqueza de espécies zoocóricas o fato de o local apresentar uma escassez de fauna frugívora, pois em fragmentos defaunados a dispersão zoocórica é limitada devido à falta de seus dispersores, podendo comprometer o recrutamento das espécies zoocóricas, que passam a apresentar uma menor riqueza (Chapman & Onderdonk, 1998; Cordeiro & Howe, 2003). Outra questão, é que parece ser característico das matas do interior paulista uma menor proporção de zoocoria. Portanto são necessários estudos mais específicos que verifiquem se essa menor proporção é uma característica natural, resultado da defaunação, ou ainda resultado de outros fatores, tendo em vista que a dispersão de sementes não é o único fator que interfere na composição de espécies de uma área.

Foi encontrado um total de 1101 indivíduos e ao analisar a quantidade de indivíduos por síndromes de dispersão verificou-se que as três síndromes apresentaram valores bem semelhantes. As espécies anemocóricas somaram 383 indivíduos (34,8% do total de indivíduos), as autocóricas 359 (32,6%) e as zoocóricas também somaram 359 indivíduos (32,6%). Mas se forem somados os indivíduos não zoocóricos, ou seja, os anemocóricos e autocóricos, a quantidade desses indivíduos é praticamente o dobro dos indivíduos zoocóricos. Mathes et al. (1985) e Cielo-Filho & Santin (2002) encontraram a maior proporção de indivíduos com dispersão zoocórica em fragmentos florestais urbanos que apresentam pequenas áreas e escassez de fauna, sendo que no primeiro estudo grande proporção de indivíduos zoocóricos é resultado da alta densidade de *Trichilia claussoni*. Durigan et al. (2000) estudando o compartimento arbóreo de uma estação ecológica rica em fauna e com uma grande extensão, encontrou

com maior proporção de indivíduos a síndrome autocórica, devido à alta densidade de *Metrodorea nigra*, seguida dos zoocóricos. Silva & Soares (2001) também encontraram esse mesmo resultado em um fragmento de 112 ha. Souza-Neto et al. (2007) e Giehl et al. (2007) encontraram maior proporção de indivíduos zoocóricos em fragmentos mais conservados e maiores, com áreas de 30 e 60 ha, respectivamente. Nunes et al. (2003) também encontraram uma maior proporção de indivíduos zoocóricos, mas em um fragmento pequeno com histórico de perturbação e localização semi-urbana. Essa comparação mostra que o fato de o fragmento florestal ser urbano e apresentar uma fauna escassa não são regras para que o local apresente um baixo número de indivíduos zoocóricos, do mesmo modo que o fato de um fragmento ser grande e apresentar uma rica fauna também não são regras para o local apresentar um maior número de zoocóricos. Essa falta de um padrão pode ser encarada como normal, pois de acordo com Giehl et al. (2007), essas diferenças são esperadas em virtude das variações na composição da flora de cada local, resultantes das características de cada sítio que apresentam diferentes características de solos, estágios sucessionais e níveis de intervenção antrópica direta (extração seletiva de espécies, por exemplo) e indireta (extinção de animais dispersores, por exemplo), e essas variações florísticas e estruturais têm sido demonstradas em vários estudos (Cielo-Filho & Santin, 2002). No entanto, não podem ser descartadas as considerações de Chapman & Onderdonk (1998) e Cordeiro & Howe (2001), que em fragmentos defaunados as espécies zoocóricas apresentam menor abundância como resultado da falta de seus dispersores que compromete o recrutamento de novos indivíduos. Sendo assim, são necessários estudos mais aprofundados que identifiquem se essa menor proporção de indivíduos

zoocóricos na mata nativa do Bosque é resultado de outros fatores, naturais ou antrópicos.

Considerando apenas as 34 espécies raras, as anemocóricas somam nove espécies (26,4% do total de espécies raras), as autocóricas quatro (11,8%) e as zoocóricas 21 espécies (61,8%). A quantidade de espécies raras zoocóricas também foi maior do que as não zoocóricas, e esse resultado também foi encontrado por Mathes et al. (1985), Durigan et al. (2000), Silva & Soares (2001) e Cielo-Filho & Santin (2002). As espécies raras são bastante susceptíveis à extinção local (Silva & Soares, 2001), pois dependendo de suas características ecológicas (Cielo-Filho & Santin, 2002) caso ocorra morte ou corte desses indivíduos, o isolamento pode impedir a reposição de indivíduos (Brow & Kodrik-Brown, 1977 apud Cielo-Filho & Santin, 2002), além de reduzir a diversidade genética. Dessa forma, caso ocorra à perda desses indivíduos, a riqueza de espécies zoocóricas do local se tornará mais baixa, e além dessa perda de espécies consequentemente serão perdidas as interações que envolvem essas espécies.

5.2 Padrões de distribuição de classes de diâmetros

Os histogramas de frequência dos indivíduos não zoocóricos e dos zoocóricos apresentaram o mesmo padrão 'j invertido' (Figura 2). Esse é o padrão característico de florestas tropicais (Harper, 1990), indicando estabilidade e crescimento (Condit, 1998). No entanto a maior quantidade de indivíduos na primeira classe não indica ausência de problemas de regeneração em certas populações (Martins, 1991), o que pode ser verificado pela análise de cada população.

As distribuições diamétricas para cada população das espécies abundantes (mais de 10 indivíduos) e pouco abundantes (de dois a indivíduos) apresentaram os quatro padrões de classificação (Tabela 1). Nas Figuras 3, 4, 5 e 6 podem ser observadas algumas espécies zoocóricas e não zoocóricas que apresentaram o padrão I ('população equilibrada'), II ('população em desenvolvimento'), III ('população com poucos recrutas') e IV ('população sem recrutas'), respectivamente. Esses diferentes padrões eram de se esperar, pois de acordo com Machado et al. (2004), quando se analisam as espécies isoladamente somente algumas seguem o padrão 'j invertido'. Outros autores também encontraram diferentes padrões para as populações analisadas, tais como Mathes et al. (1985), Oliveira-Filho et al. (1994), Carvalho et al. (1995), Machado et al. (2004), Daniel & Arruda (2005) e Schaff et al. (2006).

Das 34 espécies não zoocóricas e não raras, 15 espécies (44,1% do total dessas espécies) apresentaram o padrão I, 11 (32,4%) o II e oito espécies (23,5%) o III. Das 13 espécies não zoocóricas raras, oito espécies (61,5% do total de espécies não zoocóricas raras) foram classificadas no padrão V ('recruta') e cinco (38,5%) no padrão VI ('não recruta'). Das 38 espécies zoocóricas e não raras (excluindo as duas espécies de palmeira dessa análise), 12 espécies (31,6% do total dessas espécies) apresentaram o padrão I, 13 (34,2%) o II, oito (21%) o III e cinco (13,2%) o padrão IV. Das 21 espécies zoocóricas raras, seis espécies (28,6% do total de espécies zoocóricas raras) foram classificadas no padrão V e 15 (71,4%) no VI. Esses resultados indicam que, de forma geral, as espécies zoocóricas estão com maiores dificuldades para se desenvolver no local, pois elas apresentaram menor número de 'populações equilibradas', maior número de 'populações com poucos recrutas' e de espécies raras 'sem recrutas', e somente elas apresentaram o padrão 'população sem

recrutas'. O empobrecimento da fauna dispersora, devido o pequeno tamanho do fragmento, as influências urbanas e as intensas perturbações, é o que pode prejudicar o recrutamento de indivíduos das espécies zoocóricas nas classes de menor diâmetro (Machado et al., 2004). Outros estudos em fragmentos pequenos e com fauna escassa também indicaram problemas com as espécies zoocóricas, como no estudo de Mathes et al. (1985), onde das cinco espécies encontradas com poucos indivíduos na primeira classe, três espécies são zoocóricas e no estudo de Machado et al. (2004), que das oito espécies que compõem o grupo de espécies que apresentaram poucos indivíduos na primeira classe, cinco são zoocóricas.

As espécies com o padrão I apresentaram maior número de recruta devido encontrarem condições favoráveis ao seu desenvolvimento, podendo ser uma delas a dispersão de propágulos que está sendo eficiente. Para o desenvolvimento das espécies zoocóricas é necessário à presença de seus dispersores, ou seja, da fauna frugívora (Jordano et al., 2006). Isso mostra que apesar de escassa, a fauna frugívora do local está dispersando propágulos de algumas espécies zoocóricas, tais como *Aegiphila sellowinana*, *Celtis iguanea*, *Myrsine umbellata*, *Ocotea velutina*, *O. indecora* e *Trichilia pallida*, que são dispersas principalmente por aves (Lorenzi, 2000), não tendo sua dispersão afetada dentro do Bosque, assim como as anemocóricas e autocóricas (*Acacia poliphilla*, *Zeyheria tuberculosa*, entre outras), o que contribui na perpetuação de suas populações. Pires & Prance (1977) apud Carvalho et al. (1995) citam que em florestas maduras ou em estágio mais avançado de sucessão, espécies com o padrão 'j invertido' geralmente são as tolerantes à sombra, como as encontradas nesse estudo *Aspidosperma polyneuron*, *Campomanesia xantocarpha*, *Holocalyx balansae* e *Metrodorea nigra* (Lorenzi, 2000).

A presença de indivíduos somente na (s) primeira (s) classe (s) apresentado pelo padrão II e V pode ser resultado de vários fatores, como uma colonização ou recolonização recente da área (Martins, 1991). A ocorrência de algumas espécies adaptadas ao crescimento em ambientes sombreados nessa categoria é justificada pelo fato de o fragmento apresentar a maior parte da área em estágio mais avançado de sucessão, permitindo o desenvolvimento dessas espécies, que com o passar do tempo provavelmente se desenvolveram, como está acontecendo com *Chrysophyllum gonocarpum*. Algumas espécies têm grandes chances de serem, realmente, resultados de uma colonização recente, vindas das matas vizinhas, como as espécies anemocóricas e ornitocóricas, que por serem dispersas pelo vento e pelas aves podem ser dispersas entre os fragmentos próximos, tais como as ornitocóricas *Cupania vernalis*, *Rudgea jasminoides*, *Trichilia clausenii*, *Trichilia silvatica*, e a anemocórica *Sweetia fruticosa*, que de acordo com Lorenzi (2000, 2002) são espécies características de matas em estágio avançado de sucessão, como é o caso da mata do Bosque. Devido não terem a dispersão impedida entre os fragmentos próximos, as espécies ornitocóricas e anemocóricas tem maiores chances de um melhor desenvolvimento de suas populações, tendo em vista que é possível haver a reposição de indivíduos além de um aumento da diversidade genética. Os recrutas da autocórica *Esenbeckia grandiflora*, provavelmente são descendentes de indivíduos adultos que já existiam no fragmento, pois devido à distância entre os fragmentos e a ocupação de solo entre eles, as espécies autocóricas encontram-se isoladas no Bosque, mas não tem sua dispersão impedida dentro do local, no entanto pode haver uma diminuição da variabilidade genética devido à falta de indivíduos vindos de outras populações. Em outros casos, a presença de indivíduos somente nas classes iniciais, sendo que a espécie pode

atingir classes maiores, pode ser resultado de um abate seletivo dos indivíduos adultos (Martins, 1991), e segundo Rodrigues (1999) a exploração de madeira foi bastante comum e intensa em fragmentos de florestas estacionais semidecíduais. Esse pode ser o motivo pelo qual só ocuparam as primeiras classes *Baufourodendron riedelianum*, *Cedrela fissilis*, *Myroxylum peruiferum* e *Savia dictocarpa*, pois segundo Rodrigues (1999) essas são algumas das espécies que mais foram predadas, e esse fragmento já foi utilizado como fonte de madeira.

A relativa escassez de indivíduos nas classes inferiores apresentado pelas populações do padrão III evidencia alguma forma de limitação ao recrutamento destas espécies, onde após a perturbação do ambiente os indivíduos restantes apresentam dificuldades em renovar a população, resultando na dificuldade de formar um significativo banco de imaturos no sub-bosque (Martins, 1991; Machado et al., 2004). De acordo com Pires & Prance (1977) apud Carvalho et al. (1995), em florestas mais maduras, como é o caso da vegetação do Bosque, espécies que apresentam esse padrão são as exigentes de luz, e nesse caso é um declínio natural, pois com o sombreamento as espécies adaptadas a ambientes luminosos são substituídas pelas espécies adaptadas a ambientes sombreados. Esse padrão é um pouco preocupante, pois indica que existem poucos recrutas para a espécie, podendo ocasionar sua extinção local. Mas Schaff et al. (2005) alerta que poucos indivíduos nas primeiras classes nem sempre ocasionará na extinção da população, pois se a espécie apresentar baixa probabilidade de morrer devido à competição provavelmente se manterá na população. Algumas espécies zoocóricas podem ter apresentado esse baixo número de indivíduos na primeira classe, não apenas em função de haver no local poucos animais frugívoros, mas também em função de suas necessidades

ecológicas, como no caso de *Alchornea glandulosa*, *Cecropia glaziovii*, *Cordia ecalyculata*, *Ficus citrifolia* e *Tabernaemontana hystrix* que são espécies adaptadas em ambientes luminosos conforme Lorenzi (2000, 2002). Das espécies não zoocóricas que apresentaram esse padrão, todas com exceção de *Cariniana estrellensis*, são espécies que necessitam de luz para se desenvolver, o que pode estar limitando o desenvolvimento dessas populações, tendo em vista que a dispersão de sementes para essas espécies não é prejudicada. Mas o fato do ambiente ser sombreado não interfere no desenvolvimento das espécies *Nectandra lanceolata* (zoocórica) e *Cariniana estrellensis* (anemocórica), pois essas espécies são adaptadas ao desenvolvimento nesse ambiente. Dessa forma essas espécies apresentaram esse padrão como resultado de algum distúrbio. A zoocórica pode ter apresentado poucos indivíduos na primeira classe devido à falta de seus dispersores, mas *Cariniana estrellensis* não apresenta problemas com a dispersão, podendo ter apresentado essa menor quantidade de recrutas como resultado de outro fator.

O padrão IV, apresentado somente pelas espécies zoocóricas, e o VI são os mais agravantes, pois eles indicam que não existem recrutas para essas espécies, o que pode ocasionar na extinção local dessas espécies, devido não haver indivíduos jovens para repor os adultos que morrerem. Das espécies que apresentaram esses padrões, *Ormosia arborea* e *Schizolobium parahyba*, são espécies não zoocóricas e heliófilas, podendo não ter apresentado os recrutas devido ao fato de necessitarem de luz para se desenvolver, e aliado a esse fator a falta da fauna dispersora para as zoocóricas heliófilas, sendo elas *Cecropia pachystachya*, *Cordia superba*, *Ficus obtusifolia* e *Jacaratia spinosa*. Mas *Copaifera langsdorffii*, *Hymenaea courbaril* e *Mollinedia widgrenni*, são espécies que se conseguem se desenvolver em ambientes sombreados, portanto o

fato de o local apresentar escassez de dispersores deve estar contribuindo muito para esse padrão. A falta de animais frugívoros afeta tanto as espécies com propágulos menores (Jordano et al., 2006), como *Copaifera langsdorffi*, quanto, e principalmente, as espécies que apresentam propágulos maiores, pois de acordo com Chapman & Onderdonk (1998) e Pizo & Vieira (2004) plantas com frutos e, ou, sementes grandes, como *Hymenaea courbaril* e *Cordia superba*, são as mais afetadas pela fragmentação por necessitarem de frugívoros de maior porte para a dispersão seus propágulos. A ausência desses animais na mata nativa do Bosque prejudica o desenvolvimento das espécies dispersas por frugívoros de maior porte, pois a dispersão de suas sementes pela área e a chegada de novos indivíduos e espécies vindos das matas vizinhas são impedidas, tornando essas espécies mais susceptíveis à extinção local, principalmente para as espécies raras. Os indivíduos amostrados das palmeiras *Syagrus oleracea* e *S. romanzoffiana* são todos de porte grande (adultos), indicando que essas espécies também podem estar sofrendo com a defaunação do local, pois são espécies adaptadas a ambientes sombreados e zoocóricas.

Esse estudo identificou populações que apresentam dificuldades no seu desenvolvimento. Isso pode ocasionar, ou intensificar, o declínio dessas populações, resultando até mesmo na extinção local dessas populações, principalmente das espécies zoocóricas, pois apresentaram um maior número de populações com problemas (III, IV e VI). Os resultados desse estudo evidenciam a necessidade de estudos mais detalhados para que esclareçam se a menor proporção de espécies e indivíduos zoocóricos e a pouca quantidade ou ausência de recrutas zoocóricos, é resultado da falta de dispersores, ou é resultado de outros fatores. Estudos que verifiquem a variabilidade genética das populações dessa comunidade também são essenciais, principalmente das espécies que estão

isoladas no Bosque, como as dispersas por animais de grande porte e as autocóricas, evidenciando então a necessidade de se introduzir novos indivíduos vindos de outras populações para aumentar a variabilidade genética. Também é fundamental estudar o banco de sementes, banco de plântulas e estrato regenerante dessa comunidade para se ter dados mais concretos. Com base nos resultados obtidos com esses estudos, medidas de manejo poderam ser determinadas e realizadas visando à perpetuação dessas populações, tais como, dispersão artificial das espécies dispersas por animais não existentes no local, ou até mesmo a reintrodução de certas espécies de animais frugívoros. Essas e outras medidas de manejo são fundamentais para que o Bosque cumpra com eficácia o seu objetivo de conservar um fragmento florestal, permitindo que nesse ecossistema modificado a auto-sustentabilidade, ameaçada pelas ações antrópicas, seja recuperada e, ou, mantida.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARROSO, G. M.; MORIM, M. P.; PEIXOTO, A. L.; ICHASO, C. L. F. **Frutos e sementes:** morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas. Viçosa, MG: UFV, 1999. 186 p.
- BOITANI, L.; CIUCCI, P. Comparative social ecology of feral dogs and wolves. **Ethology Ecology & Evolution**, Firenze, v. 7, n. 1, p. 49-72, Apr. 1995.
- CAMPASSI, F. **Padrões geográficos das síndromes de dispersão e características dos frutos das espécies arbustivo-arbóreas em comunidades vegetais da Mata Atlântica.** 2006. 84 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura ‘Luiz de Queiroz’, Piracicaba.

CARVALHO, D. A. E. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GAVILANES, M. L. Estrutura diamétrica e vertical de uma floresta ripária no Alto Rio Grande (Bom Sucesso, estado de Minas Gerais). **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 19, n. 4, p. 572-586, out. 1995.

CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. **Conservation Biology**, Boston, v. 9, n. 3, p. 675-678, June 1995.

CHAPMAN, C. A.; ONDERDONK, D. A. Forest without primates: primate/plant codependency. **American Journal of Primatology**, New York, v. 45, n. 1, p. 127-141, 1998.

CIELO FILHO, R.; SANTIN, D. A. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano: Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 291-301, set. 2002.

CLARCK, D. A.; CLARCK, D. B. Spacing dynamics of a tropical rainforest tree: evaluation of the Janzen-Connell model. **American Naturalist**, Chicago, v. 124, n. 6, p. 769-788, Dec. 1984.

CONDIT, R.; SUKUMAR, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. **The American Naturalist**, Chicago, v. 152, n. 4, p. 495-509, Oct. 1998.

CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 100, n. 24, p. 14052-14056, Nov. 2003.

DANIEL, O.; ARRUDA, L. Fitossociologia de um fragmento de floresta estacional semidecidual aluvial às margens do Rio Dourados, MS. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 68, p. 69-86, ago. 2005.

DIRZO, R.; MIRANDA, A. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: PRICE, P. W.; LEWINSOHN, T. M.; FERNANDES, G. W.; BENSON, W. W. (Ed.). **Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions**. New York: J. Wiley, 1991. chap. 18, p. 273-287.

DURIGAN, G.; FRANCO, G. A. D. C.; SAITO, M.; BAITELLO, J. B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 369-382, dez. 2000.

GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C. P.; CAZETTA, E. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. **Biological Conservation**, Essex, v. 111, n. 2, p. 269-273, Mar. 2003.

GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 4, n. 1, p. 58-63, abr. 2006.

GIEHL, E. L. H.; ATHAYDE, E. A.; BUDKE, J. C.; GESING, J. P. A.; EINSIGER, S. M.; CANTO-DOROW, T. S. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 137-145, jan./mar. 2007.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. London: Academic, 1990. 892 p.

HERRERA, C. M. Seed dispersal by vertebrates. In: HERRERA, C. M.; PELLMYR, O. (Ed.). **Plant-animal interactions: an evolutionary approach**. Oxford: Blackwell, 2002. chap. 8, p. 210-220.

HOWE, H. F.; SAMLLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review Ecology & Systematics**, Princeton, v. 13, p. 201-228, Nov. 1982.

HOWE, H. F.; SCHUPP, E. W.; WESTLEY, L. C. Early consequences of seed dispersal for a neotropical tree (*Virola surinamensis*). **Ecology**, Washington, v. 66, n. 3, p. 781-79, June 1985.

JACQUEMYN, H.; BULAYE, J.; HERMY, M. Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 28, n. 6, p. 801-812, June 2001.

- JANZEN, D. H. Herbivores and the number of species in tropical forest. **American Naturalist**, Chicago, v. 104, n. 940, p. 501-528, Nov./Dec. 1970.
- JANZEN, D. H. Insect diversity of a Costa Rican dry forest: why keep it and how? **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v. 30, n. 4, p. 343-356, Apr. 1987.
- JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: FENNER, M. (Ed.). **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford: Commonwealth Agricultural Bureau International, 2000. chap. 6, p. 105-156.
- JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W. R. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: DUARTE, C. F.; BERGALLO, H. G.; SANTOS, M. A. dos; VA, A. E. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Paulo: Rima, 2006. cap. 18, p. 411-436.
- JORDANO, P.; GODOY, J. A. Frugivore-generated seed shadows: a landscape view of demographic and genetic effects. In: LEVEY, D. J.; SILVA, W.; GALETTI, M. (Ed.). **Frugivores and seed dispersal: ecological, evolutionary, and conservation**. Wallingford, UK: CAB International, 2002. chap. 14, p. 305-321.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Dinâmica de populações de espécies arbóreas implicações para o manejo e a conservação. In: SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS DA COSTA BRASILEIRA, 3., 1993, Serra Negra. **Anais...** São Paulo: USP, 1993. p. 1-12.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JÚNIOR, L.; VALLADARES-PÁDUA, C.; RUDRAN, R. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR/Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, 2003. cap. 14, p. 383-394.
- LAURENCE, W. F. Introduction and synthesis. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 2/3, p. 101-107, Dec. 1999.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas Brasil**. 3.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000.v.1, 368 p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas Brasil. 2.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002.v.2, 384 p.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S.; POWELL, A. H.; SCHUBART, H. O. R.; HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation biology**: the science of scarcity and diversity. Sunderland: Sinauer, 1986. chap.12, p.257-285.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BERG, E. van den; CARVALHO, W. A. C.; MARQUES, J. J. G. S. M.; CALEGÁRIO, N. Efeitos do substrato, bordas e proximidade espacial na estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 287- 302, abr./jun. 2008.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, W. A. C.; SOUZA, J. S.; BORÉM, R. A. T.; BOTEZELLI, L. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na Fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 4, p. 499-516, jul./ago. 2004.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: UNICAMP, 1991. 245 p.

MATTHES, L. A. F.; LEITÃO FILHO, H. F.; MARTINS, F. R. Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP): composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BOTÂNICA DE SÃO PAULO, 5., 1985, São Paulo. **Anais...** São Paulo: SBSP, 1985. p. 55-76.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, Tempe, v. 10, n. 5, p. 1147-1161, Oct. 2000.

MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. (Org.). **História natural da Serra do Japi**: ecologia e preservação de uma área no sudeste do Brasil. Campinas: UNICAMP/FAPESP, 1992. cap. 6, p. 112-141.

MORELLATO, P. C. Frutos, frugívoros e a dispersão de sementes. In: LEITÃO-FILHO, H. F.; MORELLATO, P. C. (Org.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana**: Reserva de Santa Genebra. Campinas: UNICAMP, 1995. cap. 4, p. 64-76.

MORI, S. A.; SILVA, L. A. M.; LISBOA, G.; CORADEN, L. **Manual de herbário fanerogâmico**. 2.ed. Ilhéus: Centro de Pesquisa do Cacau, 1989. 104 p.

NUNES, Y. R. F.; MENDONÇA, A. V. R.; BOTEZELLI, L.; MACAHDO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 213-229, abr./jun. 2003.

OCHOA-GAONA, S. M.; GONZALEZ-ESPINOSA, J. A.; MEAVE, L. A.; SORANI-DALBON, V. Effect of forest fragmentation on the woody flora of the highlands of Chiapas, Mexico. **Biodiversity & Conservation**, London, v. 13, n. 5, p. 867-884, May 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. Composição florística e estrutura de um remanescente de floresta semidecidual montana em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 17, n. 2, p. 167-182, dez. 1994.

PIJL, L. van der. **Principles of dispersal in higher plants**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 1982. 1661 p.

PIZO, M. A.; VIEIRA, E. M. Granivorous birds as important post-dispersal seed predators in a Brazilian forest fragment. **Biotropica**, Washington, v. 36, n. 3, p. 417-423, Sept. 2004.

REDFORD, K. H. The empty forest. **BioScience**, Washington, v. 42, n. 2, p. 412-422, Aug. 1992.

RODRIGUES, R. R. **A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno**. Piracicaba: IPEF, 1999. 17 p. (Circular Técnica IPEF, 189).

RUREMONDE, R. H. A. C. van; KALKHOVEN, J. T. R. Effects of woodlot isolation on the dispersion of plants with fleshy fruits. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 2, n. 1, p. 377-384, July 1991.

SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO-FILHO, A.; GALVÃO, F.; SANQUETA, C. R. Alteração na estrutura diamétrica de uma floresta ombrófila mista no período entre 1979 e 2000. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 30, n. 2, p. 283-295, mar./abr. 2006.

SCOLFORO, J. R. S.; FIGUEIREDO FILHO, A. **Mensuração florestal:** medição de árvores e povoamentos florestais. Lavras: UFLA/FAEFPE, 1998. v. 1. 146 p.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, London, v. 404, n. 6773, p. 72-74, Mar. 2000.

SILVA, J. M. C.; UHL, C.; MURRAY, G. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. **Conservation Biology**, Boston, v. 10, n. 2, p. 491-503, Apr. 1996.

SILVA, L. A.; SOARES, J. J. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 16, n. 2, p. 205-216, Apr. 2002.

SOUZA NETO, A. R.; LOPES, S. F.; DIAS NETO, O. C.; GUSSON, A. E.; VALE, V. S.; SCHIAVINI, I. Síndromes de dispersão em uma área de floresta estacional semidecidual em Uberlândia, MG. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu. **Anais...** Caxambu: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2007. p. 16-17.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática:** guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2005. 640 p.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 1/3, p. 119-127, Dec. 1999.

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

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da floresta estacional semidecídua montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 3, p. 553-573, jul./set. 2007.



FIGURA 1 Vista aérea do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP, onde os quadrados numerados representam as parcelas alocadas nas áreas ocupadas pela mata nativa e A-) áreas reflorestadas com espécies nativas e exóticas, B-) Centro de Educação Ambiental, C-) Recintos das aves exóticas, D-) Administração, E-) Quadra esportiva, F-) ‘Play-ground’, G-) Lanchonete, H-) Trilha ecológica, I-) Lago e J-) Reflorestamento de Ipês-brancos.¹

¹ Fonte: Google Earth <earth.google.com>. Acesso em: 15 jan. 2009 (modificado).

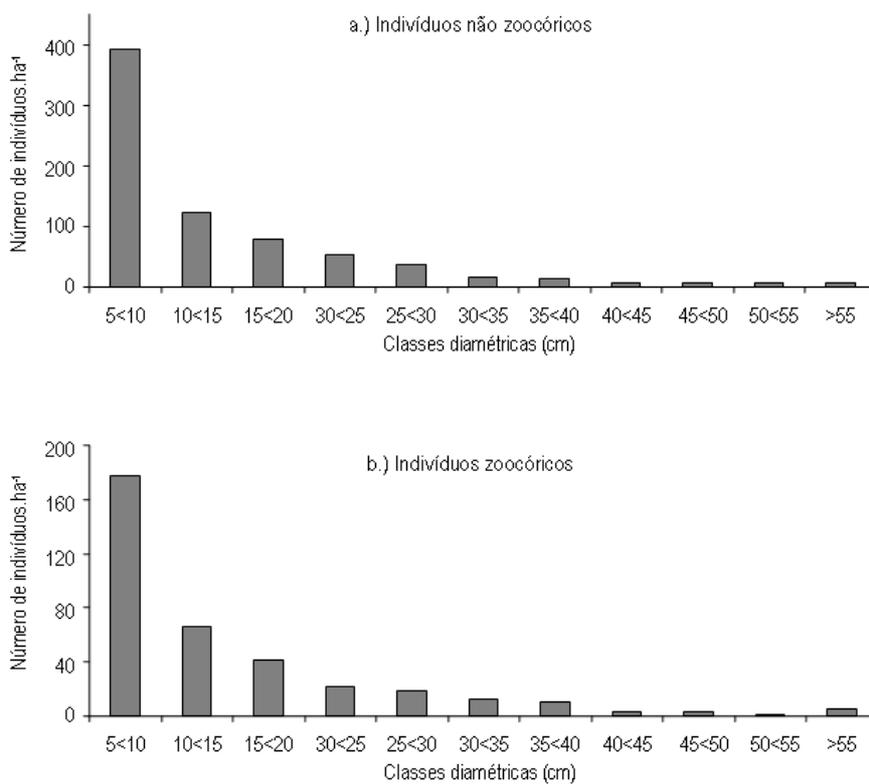


FIGURA 2 Distribuição diamétrica dos indivíduos não zoocóricos (a) e dos indivíduos zoocóricos (b) da comunidade arbóreo-arbustiva da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP.

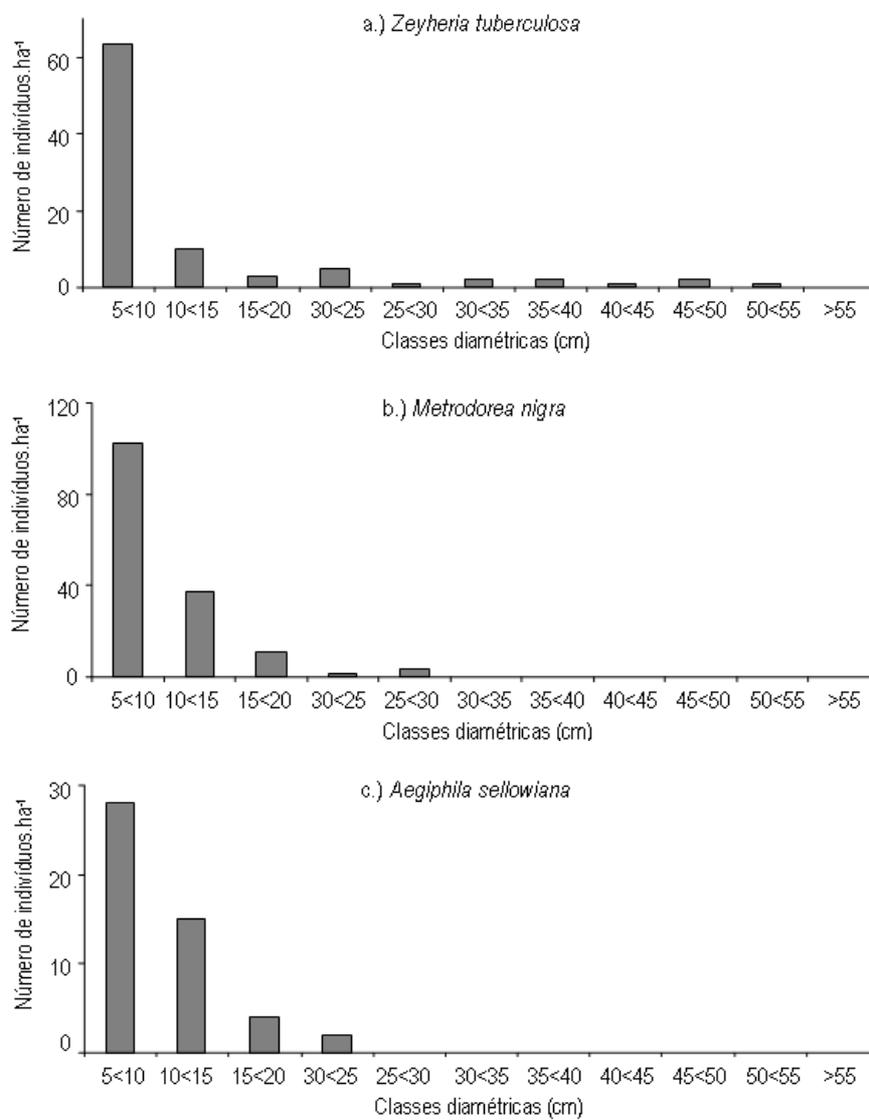


FIGURA 3 Distribuição diamétrica das espécies anemocórica (a), autocórica (b) e zoocórica (c) com padrão I ('população equilibrada') da comunidade arbóreo-arbustiva da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP.

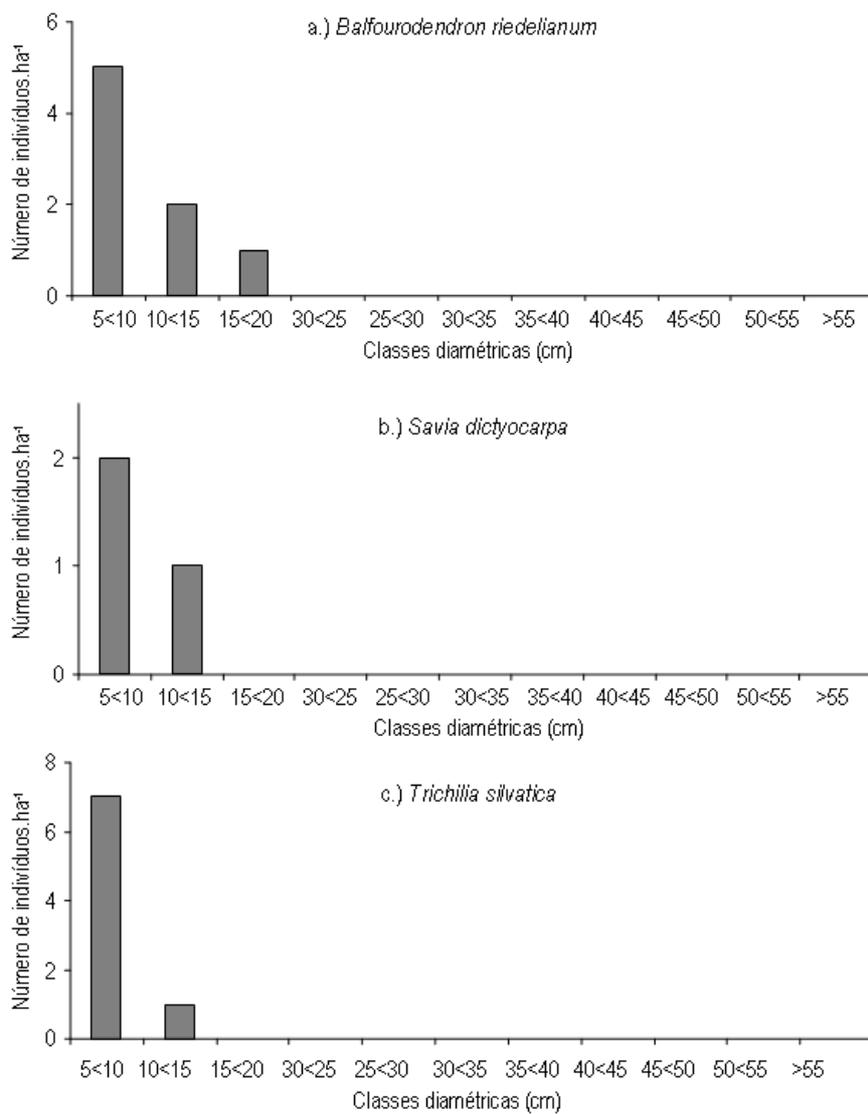


FIGURA 4 Distribuição diamétrica das espécies anemocórica (a), autocórica (b) e zoocórica (c) com padrão II ('população em desenvolvimento') da comunidade arbóreo-arbustiva da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP.

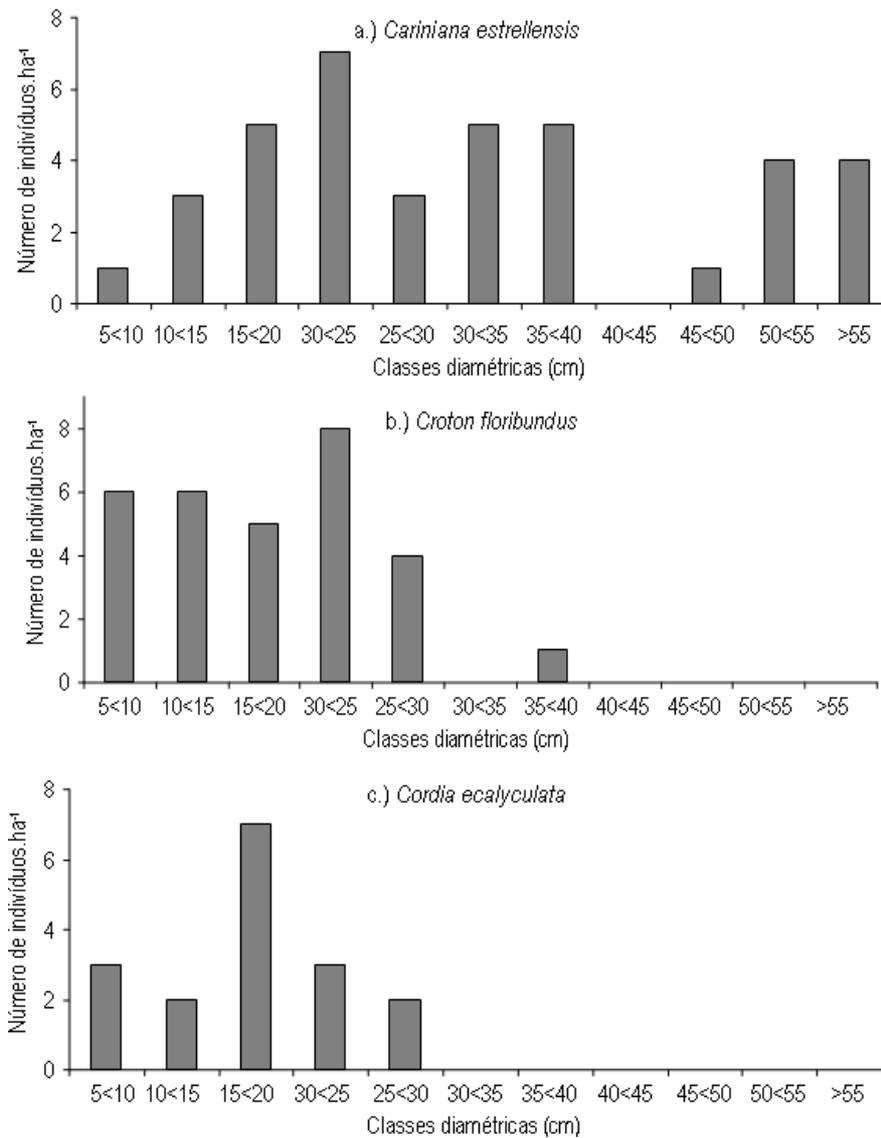


FIGURA 5 Distribuição diamétrica das espécies anemocórica (a), autocórica (b) e zoocórica (c) com padrão III ('população com poucos recrutas') da comunidade arbóreo-arbustiva da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP.

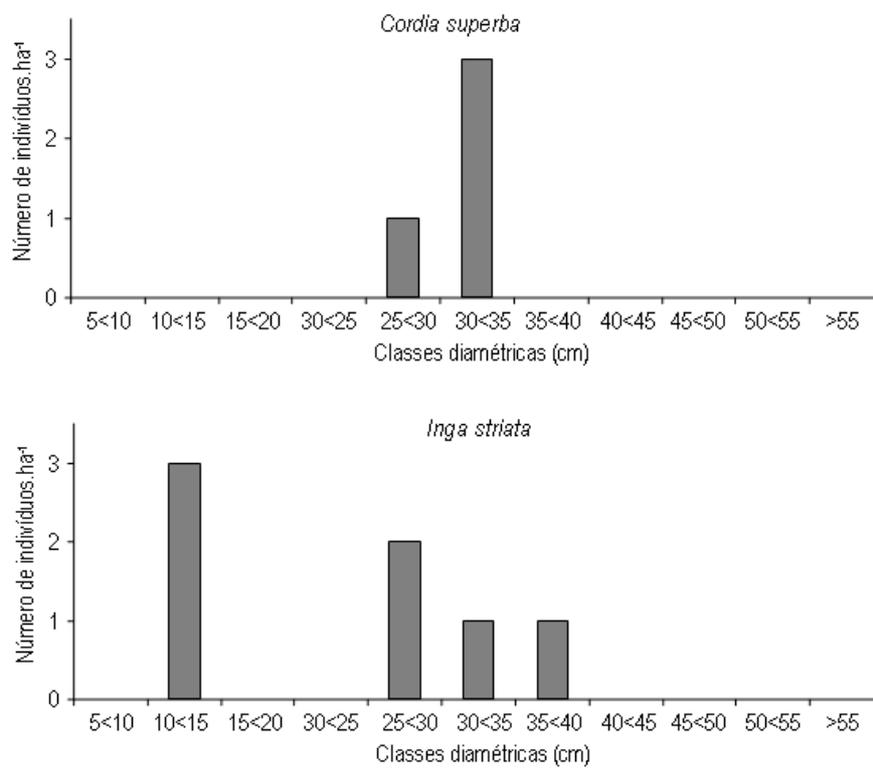


FIGURA 6 Distribuição diamétrica das espécies zoocóricas com padrão IV ('população sem recrutas') da comunidade arbóreo-arbustiva da mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP.

TABELA 1 Espécies arbóreo-arbustivas encontradas na mata nativa do Bosque Municipal Rangel Pietraróia – Marília, SP, dispostas em ordem alfabética, seguidas do número de indivíduos (N° ind.), síndromes de dispersão (ane = anemocórica, aut = autocórica e zoo = zoocórica), diâmetros à altura do peito (DAPs) mínimo e máximo, padrões de distribuição de classes diamétricas (I = população equilibrada, II = população em desenvolvimento, III = população com poucos recrutas, IV = população sem recruta, V = recruta e VI = não recruta) e número de registro no Herbário ESAL – UFLA (N° reg.)

Espécie	N° ind.	DAP mín - máx	Sínd. disp.	Padrão de dist. diam.	N° reg.
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	32	5,0 - 43,2	aut	I	25112
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	25	5,0 - 11,3	aut	I	1971
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	49	5,2 - 23,2	zoo	I	25118
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	3	9,5 - 21,2	zoo	IV	25101
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	2	14,3 - 15,1	aut	III	25095
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	14	7,7 - 56,3	zoo	III	25077
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A.Juss.) Radlk.	13	5,0 - 11,0	zoo	II	25120
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) A. Juss.	1	6,2	ane	V	1664
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H. Rainer	13	5,5 - 16,2	zoo	II	4472
<i>Aralia warmingiana</i> (Marchal) J.Wen	5	5,7 - 35,6	zoo	I	4834
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	23	5,2 - 80,6	ane	I	25060
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	8	5,3 - 27,8	ane	II	4520
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	8	5,1 - 16,5	ane	II	1015
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) D.Dietr.	1	8,8	aut	V	25049
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	3	5,1 - 6,3	zoo	II	25100
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.)Mart.	1	61,9	zoo	VI	25078

continua...

TABELA 1, cont.

<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	9	5,1	-	9,5	aut	I	25123
<i>Calyptanthes clusiifolia</i> O.Berg	1			24,4	zoo	VI	25084
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	1			11,4	zoo	VI	25074
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	16	5,8	-	36,8	zoo	I	25075
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	38	9,1	-	112,5	ane	III	25122
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	54	5,1	-	32,9	ane	I	25103
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	2	5,7	-	16,3	zoo	III	25108
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1			22,0	zoo	VI	25114
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1			9,2	ane	V	1842
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	8	7,7	-	50,8	ane	III	25119
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	4	5,7	-	21,5	zoo	I	4659
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	35	5,3	-	50,0	ane	I	25080
<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.	1			13,5	zoo	VI	1422
<i>Christiana macrodon</i> Toledo	1			12,6	ane	VI	1898
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	23	5,1	-	29,3	zoo	II	25069
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	55	5,2	-	47,2	aut	I	25077
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	2	34,2	-	87,3	zoo	IV	25047
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	17	6,3	-	29,8	zoo	III	4585
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	2	5,0	-	47,6	zoo	III	25048
<i>Cordia superba</i> Cham.	4	29,2	-	32,8	zoo	IV	25052
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	5	5,9	-	16,9	ane	I	25109
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	30	5,3	-	38,1	aut	III	25051
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	3	5,7	-	7,8	zoo	II	25124
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	1			9,2	aut	V	4759
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	3	5,1	-	6,6	aut	II	2003
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	6	5,0	-	17,9	zoo	II	25117
<i>Eugenia uniflora</i> L.	1			7,2	zoo	V	1852
<i>Faramea multiflora</i> A. C. Rich ex D. C.	1			13,2	zoo	VI	1964
<i>Ficus citrifolia</i> Mill.	5	6,8	-	28,5	zoo	III	25089

continua...

TABELA 1, cont.

<i>Ficus obtusifolia</i> (Miq.) Miq.	2	18,0	-	68,0	zoo	IV	2114
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	5	5,1	-	8,8	aut	II	25070
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	3	5,0	-	10,9	zoo	III	1585
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1			11,9	zoo	VI	4618
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	1			7,6	zoo	V	25115
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	2	5,7	-	6,5	aut	II	25107
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll. Arg.	4	5,7	-	27,3	aut	I	25059
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	1			11,2	ane	VI	1711
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A.DC.) Mattos	1			9,9	ane	V	25056
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	1			9,4	ane	V	4587
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	17	5,0	-	38,6	zoo	I	25088
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	1			40,9	zoo	VI	25053
<i>Inga marginata</i> Willd.	4	5,3	-	8,4	zoo	II	25086
<i>Inga striata</i> Benth.	7	10,9	-	37,2	zoo	IV	2058
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	38	5,0	-	28,5	ane	II	4608
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	1			48,9	zoo	VI	4500
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	1			12,3	zoo	VI	1037
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	1			5,3	zoo	V	25106
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) Az. – Tozzi & H. C. Lima	6	9,7	-	48,6	zoo	III	4548
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	4	7,1	-	20,0	ane	II	2045
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	4	7,3	-	30,5	ane	II	25072
<i>Machaerium dimorphandrum</i>	1			9,6	ane	V	1089
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	19	5,3	-	41,9	ane	I	25111
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	1			15,2	aut	VI	25067
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	1			5,3	zoo	V	25050
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	155	5,0	-	29,9	aut	I	25082
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	1			20,2	zoo	VI	25094
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	4	5,6	-	30,4	zoo	I	25116

continua...

TABELA 1, cont.

<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	6	6,4	-	10,0	zoo	II	25097
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	4	5,0	-	15,9	ane	II	25087
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	19	5,0	-	44,7	zoo	I	4474
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	2	8,2	-	19,7	zoo	III	25068
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	1			11,3	zoo	VI	25066
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	18	5,6	-	55,4	zoo	I	25099
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	11	6,1	-	47,3	zoo	I	25104
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	1			32,2	aut	VI	25073
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	10	5,9	-	117,2	ane	I	25113
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	7	7,4	-	58,3	ane	I	1088
<i>Piper amalago</i> L.	1			5,3	zoo	V	25091
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	30	5,3	-	39,7	aut	I	25083
<i>Piptocarpha macropoda</i> Baker	1			6,5	ane	V	25062
<i>Pisonia zapallo</i> Griseb.	1			31,5	zoo	VI	25110
<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	5	5,6	-	7,2	zoo	II	2019
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	6	8,7	-	35,2	zoo	I	25063
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	4	6,2	-	32,7	zoo	III	25085
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	2	9,9	-	19,2	ane	III	25098
<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied.	1			35,3	zoo	VI	4739
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	5	10,6	-	20,6	ane	III	25079
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	2	5,5	-	8,0	zoo	II	25102
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll.Arg.	3	6,7	-	14,8	aut	II	25076
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	1			72,7	ane	VI	4831
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	1			12,8	zoo	VI	25065
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	4	5,2	-	7,5	ane	II	25096
<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	2	16,6	-	23,7	zoo	-	4660

continua...

TABELA 1, cont.

<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	3	6,2	-	22,5	zoo	-	4672
<i>Tabernaemontana hystrix</i> (Steud.) A. DC.	3	7,2	-	13,0	zoo	III	4623
<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	4	5,0	-	6,8	zoo	II	4564
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	5	5,9	-	21,7	zoo	I	1504
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	14	5,3	-	18,3	zoo	I	1651
<i>Trichilia silvatica</i> C.DC.	8	5,2	-	10,4	zoo	II	1853
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	1		6,9		zoo	V	25071
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.	7	5,0	-	16,4	zoo	II	1236
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	90	5,0	-	51,3	ane	I	25054
Total	1101	-	-	-	-	-	-