

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA



Guilherme Henrique de Aguirre

**CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA DE
FRAGMENTOS DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA MONTANA**

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)
GUILHERME HENRIQUE DE AGUIRRE
e aprovada pela Comissão Julgadora.

A handwritten signature in blue ink, reading "Flávio Antônio Maes dos Santos".

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biologia para obtenção
do Título de Mestre em Ecologia

Orientador : Prof. Dr. Flávio Antonio Maës dos Santos

2008

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP**

Ag94c Aguirre, Guilherme Henrique de
Caracterização da vegetação arbustivo-arbórea de fragmentos de Floresta Ombrófila Densa Montana / Guilherme Henrique de Aguirre. – Campinas, SP: [s.n.], 2008.

Orientador: Flavio Antonio Maës dos Santos.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Mata Atlântica. 2. Fragmentação florestal. 3. Árvores. I. Santos, Flavio Antonio Maës dos. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

Título em inglês: Characterization of the shrub and tree vegetation from Montane Ombrophilous Dense Forest fragments.

Palavras-chave em inglês: Atlantic Forest; Forest fragmentation; Trees.

Área de concentração: Ecologia.

Titulação: Mestre em Ecologia.

Banca examinadora: Flavio Antonio Maës dos Santos, Adriaa Maria Zanforlin Martini, Flavio Nunes Ramos.

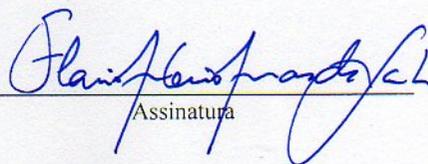
Data da defesa: 27/02/2008.

Programa de Pós-Graduação: Ecologia.

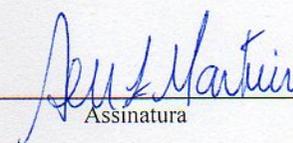
Campinas, 27 de fevereiro de 2008.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos (Orientador)


Assinatura

Prof (a). Dr (a). Adriana Maria Zanforlin Martini


Assinatura

Prof. Dr. Flavio Nunes Ramos


Assinatura

Prof. Dr. Paulo Inácio de Knegt López de Prado

Assinatura

Prof. Dr. Rafael Silva Oliveira

Assinatura

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para que esta dissertação se concretizasse.

Ao prof. Flavio A. M. dos Santos pela oportunidade e valiosa orientação.

Ao Paulo Inácio pela oportunidade no projeto São Luiz do Paraitinga, pelas idéias e análises.

Ao Jorge Tamashiro pelos ensinamentos taxonômicos e pela amizade.

Aos professores Adriana Martini, Luciana Alves, Flávio Ramos e Paulo Inácio pela participação na banca e/ou banca.

A todos que ajudaram nas identificações botânicas. Aos especialistas Marcos Sobral (Myrtaceae), Sigrid Jung-Mendaçoli (Rubiaceae), Tiago Barbosa e Pedro Moraes (Lauraceae), Ana Tozzi e seus alunos (Fabaceae), João Semir (Asteraceae), Jorge Tamashiro (várias). Ao Leonardo Meirelles, Cátia Urbanetz e tantos outros amigos da Taxonomia.

Ao Rômulo Batista pela ajuda com SIG.

Aos amigos da Ecologia Vegetal, Rafael, Leandro, Carol, Mari, Vanessa, Bruno, Pequeno, André, Érico, Arildo, e todos mais.

A todos que ajudaram no campo inclusive os companheiros de São Luiz: Edvaldo, Donizetti e Jhow.

Aos companheiros do Projeto São Luiz: Paulo, Rômulo, Pedro, Allan, Tati, Pirata, Danilo, Gui Becker, Marianne, Patrícia, Rô, Paula, Érica, Caê & Cia.

A todos os proprietários dos fragmentos que permitiram a realização das pesquisas.

Ao futebol de quinta feira.

A minha família Marina, Caio e Ivan que foram força motriz deste trabalho e que também foram influenciados por ele. A toda grande família, em especial aos meus pais por todas as oportunidades que me deram na vida.

À UNICAMP, ao PPG-Ecologia, ao depto. de Botânica e ao NEPAM.

À CNPq, Capes e ao programa Biota/FAPESP pelo financiamento.

SUMÁRIO

Resumo	1
Abstract	3
Introdução geral	5
CAPÍTULO 1: Composição e diversidade de árvores em fragmentos florestais em São Luiz do Paraitinga	
Introdução	23
Material e Métodos	26
Resultados	33
Discussão	46
Referências	59
CAPÍTULO 2: Composição e diversidade arbustivo-arbórea na submata e regeneração natural em fragmentos florestais em São Luiz do Paraitinga	
Introdução	66
Material e Métodos	68
Resultados	75
Discussão	91
Referências	102
Considerações finais	107
Anexo I	110

RESUMO

A Mata Atlântica apresenta altíssima biodiversidade, com destaque para elevada diversidade florística e para o elevado endemismo observado em alguns grupos vegetais. A Mata Atlântica está entre as florestas tropicais mais ameaçadas do mundo e a maioria de seus remanescentes é representada por fragmentos pequenos e alterados, ou áreas maiores encontradas em encostas de montanha com declive acentuado. O conhecimento dos remanescentes florestais quanto à composição florística, distribuição espacial dos organismos e regeneração natural é de grande importância para medidas que visem a conservação da diversidade. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo responder as seguintes questões: como a composição e a diversidade de espécies arbustivo-arbóreas se distribuem em diferentes escalas espaciais, numa região intensamente fragmentada de Mata Atlântica? Características do solo e a proximidade geográfica entre as áreas influenciam na distribuição das espécies no espaço? A composição e diversidade de espécies são relacionadas ao tamanho, forma ou isolamento dos fragmentos? Qual é o potencial de regeneração natural nos fragmentos? Foram estudados 8 fragmentos de Floresta Ombrófila Densa Montana, de 11 a 74 ha, na zona rural do município do São Luiz do Paraitinga, SP. Em cada fragmento foram realizados 30 pontos quadrante, onde foram amostrados indivíduos arbustivo-arbóreos em duas classes: classe I – indivíduos maiores que 1,5 m de altura e com DAP < 5 cm, e classe II – indivíduos com DAP ≥ 5 cm. Ao todo foram amostrados 1920 indivíduos pertencentes a 196 espécies e 44 famílias. De forma geral, as comunidades arbustivo-arbóreas nos fragmentos de mata estudados são muito heterogêneas, sendo a composição de espécies influenciada pela distância geográfica e pelo tamanho dos fragmentos. A riqueza e diversidade nos fragmentos não responderam às métricas usualmente utilizadas em estudos de fragmentação (área, forma e isolamento). O fato de

cada fragmento ter apresentado uma composição de espécies diferente, ou seja, uma baixa similaridade de espécies entre fragmentos e a alta diversidade beta, ressaltam a importância da conservação, mesmo de pequenos fragmentos, para a manutenção da elevada diversidade regional. O alto potencial de regeneração natural dos fragmentos analisados em conjunto evidencia ainda mais a importância da manutenção de diferentes fontes de regeneração na manutenção da elevada diversidade florística nos fragmentos florestais da região.

Palavras chave: Mata Atlântica, Fragmentação, Partição aditiva de diversidade, Composição, Riqueza.

ABSTRACT

The Atlantic Forest possesses enormous biodiversity and is highlighted by the high floristic diversity and endemism in some plant groups. The Atlantic Forest is among the most endangered tropical forests in the world and most of its remnants are small and altered fragments, or larger areas in mountains, with pronounced slope. Knowledge of the forest remnants as to floristic composition, spatial distribution of the organisms and natural regeneration is very important for measures that aim diversity conservation. In this manner, the goal of the present study was to answer the following questions: how are composition and diversity of the shrub and tree species distributed across different spatial scales, in a highly fragmented region of Atlantic Forest? Are the composition and diversity of species related to size, shape or isolation of the fragments? What is the natural regeneration potential in the fragments? Eight fragments of Montane Ombrophilous Dense Forest, sized 11 to 74 ha, were studied in the rural area of the Municipality of São Luis do Paraitinga, State of São Paulo, Southeast Brazil. In each fragment 30 point-centered quadrat were established, where shrub and tree individuals were sampled in two groups: group I – individuals larger than 1.5 m height and DBH < 5 cm; group II – individuals with DBH \geq 5 cm. A total of 1920 individuals from 196 species and 44 families were sampled. In most cases the shrub and tree communities in the studied fragments are very heterogeneous, and the species' composition is influenced by geographical distance and fragment size. Richness and diversity in the fragments did not answer to the metrics usually employed in fragmentation studies (area, shape and isolation). The fact that each fragment presented a different species composition, that is, a low species similarity among fragments and high diversity between them, highlight the importance of conservation, even of small fragments, for the maintenance of the high regional diversity. The great natural regeneration potential

of the analyzed group of fragments brings out even more the importance of keeping different sources of regeneration in the maintenance of the high floristic diversity in the forest fragments in the region.

Key words: Atlantic Forest, Fragmentation, Additive diversity partitioning, Composition, Richness.

INTRODUÇÃO GERAL

Fragmentação florestal é um processo decorrente da ocupação humana e da exploração de uma área, que ocorre em escala de paisagem, no qual amplas áreas de floresta nativa são progressivamente subdivididas, resultando numa série de manchas remanescentes ou fragmentos de mata entremeados por uma matriz de vegetação diferenciada e/ou de usos diversos (Wilcove *et al.* 1986, Turner *et al.* 2001). Alteram-se assim os fluxos de vento, radiação e água ao longo da paisagem. Todos os remanescentes de vegetação estão expostos a essas mudanças, em maior ou menor grau, mas seus efeitos são modificados pelo tamanho, forma e posição na paisagem de cada fragmento em particular (Saunders *et al.* 1991).

A fragmentação é um dos fatores capazes de promover a perda de diversidade, pois restringe populações de animais e vegetais a áreas geralmente pequenas, onde a reprodução e o fluxo genético podem ser tão restritivos que levam à extinção local (Leitão Filho 1994, Laurance *et al.* 2002, Jules & Shahani 2003). Algumas espécies de plantas não persistiriam em fragmentos devido ao declínio da reprodução causado pela perda de polinizadores (Aizen & Feinsinger 1994). Outras se extinguiriam devido às alterações das condições microclimáticas em relação à floresta contínua, resultantes do efeito de borda, que se dá pela interação do fragmento com a matriz em que está inserido, provocando alterações bióticas e abióticas na borda com variadas distâncias de penetração (Murcia 1995, Lovejoy *et al.* 1996, Kapos *et al.* 1997).

Estas alterações levam a mudanças na composição florística original, com perda de algumas espécies e com o favorecimento de outras: espécies associadas às atividades antrópicas e espécies características de ambientes perturbados, como espécies dos estádios

sucessionais iniciais, teriam suas capacidades de colonização e expansão aumentadas (Laurance *et al.* 2002). As espécies dispersadas pelo vento (anemocóricas) também poderiam ser beneficiadas em paisagens fragmentadas. Em ambientes mais abertos (como matrizes de pastagens), suas chances de atingirem longas distâncias são maiores (Howe & Smallwood 1982), enquanto para as espécies zoocóricas, esta matriz, muitas vezes, constitui um obstáculo intransponível. O aumento excessivo da abundância dessas espécies alteraria gradualmente a composição original das florestas fragmentadas e também influenciaria a abundância e persistência de espécies da composição original (Terborgh 1992).

De forma geral, as pesquisas realizadas sobre fragmentação de habitat são baseadas na Teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson 1967) e Teoria de Metapopulações (Gilpin & Hanski 1991): fragmentos relativamente pequenos e isolados sofrem taxas de imigração reduzidas, abrigam populações com elevada probabilidade de extinção, e eventualmente contêm menos espécies.

Devido ao fato dos fragmentos terem sido estudados, freqüentemente, em função de seus tamanhos e da distância entre eles, pesquisadores têm focado seus estudos no fragmento em si, ignorando características da matriz em que estão inseridos. Entretanto, a matriz tem grande importância na qualidade de paisagens fragmentadas (Jules & Shahani 2003), influenciando nos fluxos biológicos entre fragmentos.

Os estudos da matriz e da paisagem em que os fragmentos estão inseridos devem ser interpretados não somente no contexto de distúrbios naturais, mas também nos padrões históricos de atividades antrópicas (Foster *et al.* 1997, Chazdon 2003). A fragmentação interage com mudanças ecológicas envolvendo ações humanas, como caça, fogo e corte, representando coletivamente uma grande ameaça à biota tropical (Laurance *et al.* 2002).

A ecologia da conservação consolidou-se como a disciplina que busca os princípios biológicos e processos ecológicos para a manutenção da biodiversidade, frente às alterações impostas pelo ser humano (Srivastava 2002). Avaliar a riqueza de espécies de uma área é uma questão importante, pois o conhecimento da diversidade biológica muitas vezes direciona as ações de conservação. Geralmente, áreas de alta diversidade e/ou com muitas espécies raras ou endêmicas são priorizadas em tais ações (Prendergast *et al.* 1993). As medidas de diversidade são freqüentemente vistas como indicadores do estado de conservação dos sistemas ecológicos (Magurran 2004).

A Mata Atlântica (*senso latu*) apresenta altíssima biodiversidade, com destaque para elevada diversidade florística, além de elevado endemismo observado em alguns grupos vegetais (Leitão Filho 1994, Tabarelli & Mantovani 1999, Scudeller *et al.* 2001). A Mata Atlântica está entre as florestas tropicais mais ameaçadas do mundo, atualmente reduzida a cerca de 7% da sua cobertura original (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2002), tendo a maioria de seus remanescentes representada por fragmentos pequenos, isolados e alterados, ou áreas maiores encontradas em encostas de montanha com declive acentuado (Leitão Filho 1994, Oliveira Filho & Fontes 2000). É importante ressaltar que os fragmentos restantes são, em sua maioria, áreas de baixa aptidão agrícola e de difícil acesso como grotas ou topos de morro. Assim, a disposição dos fragmentos remanescentes são resultantes de um processo de escolha (ou seja, um processo não aleatório) dos proprietários ao longo do tempo, podendo ter ocasionado alterações na biota regional.

Dessa forma, o conhecimento dos remanescentes florestais quanto à composição florística e distribuição espacial dos organismos se torna de grande importância, pois é essencial para elaboração de medidas que visem a conservação da diversidade (Fahrig 2003, Oliveira Filho *et al.* 2004, Pereira *et al.* 2007), em regiões onde as florestas se

encontram muito fragmentadas, como é o caso da maioria das paisagens onde ocorre a Mata Atlântica.

Além disso, é necessário um conhecimento sobre o processo de regeneração em florestas tropicais sujeitas a diferentes regimes de perturbação para que seja utilizado na resolução de questões sobre conservação, manejo e restauração de florestas tropicais (Guariguata *et al.* 1997, Rodrigues & Leitão-Filho 2000, Alves & Metzger 2006).

O presente estudo teve como objetivo caracterizar a vegetação arbustivo-arbórea em fragmentos florestais numa região de Mata Atlântica intensamente fragmentada, para o melhor entendimento dos padrões de distribuição das espécies e da regeneração natural nos fragmentos. Esta dissertação foi dividida em dois capítulos. O primeiro capítulo avaliou somente as espécies arbóreas e teve como objetivo responder as perguntas: como a composição e a diversidade de espécies arbóreas nos fragmentos florestais se distribuem em diferentes escalas espaciais? Características do solo e a proximidade geográfica entre as áreas influenciam na distribuição das espécies no espaço? A composição e diversidade de árvores estão relacionadas à área, à forma ou ao isolamento dos fragmentos?

O segundo capítulo avaliou as espécies presentes na submata dos fragmentos florestais. Neste estrato da floresta estão presentes espécies de arbustos e de arvoretas que passam toda sua vida no estrato inferior da floresta e também indivíduos jovens de árvores que têm o potencial de emergir para o estrato superior. Este capítulo teve como objetivo responder as seguintes perguntas: como a composição e a diversidade de espécies arbustivo-arbóreas presentes na submata dos fragmentos florestais se distribuem em diferentes escalas espaciais? Características do solo e a proximidade geográfica entre as áreas influenciam na distribuição das espécies no espaço? A composição e a diversidade na submata estão relacionadas à área, à forma ou ao isolamento dos fragmentos? Qual é o

potencial da regeneração natural nos fragmentos de mata?

Contextualização

O presente estudo foi desenvolvido como parte do projeto de pesquisa “Biodiversidade e processos sociais em São Luiz do Paraitinga, SP” (BIOTA-FAPESP). Dessa forma, esta parte da dissertação tem como objetivo expor ao leitor o contexto em que este estudo foi realizado, o delineamento amostral e algumas características da região, das paisagens e dos fragmentos.

Área de Estudo: Caracterização ambiental, histórica e social da região

O vale do rio Paraíba do Sul localiza-se em uma das regiões mais densamente povoadas e industrializadas do país, o eixo Rio de Janeiro - São Paulo. A cobertura vegetal original da região é a Mata Atlântica (*senso latu*) e foi primeiramente fragmentada de forma intensa durante o ciclo do café, no século XIX (Dean 1997). Com a substituição da floresta pelo café, a fertilidade do solo decaiu rapidamente. A economia subsequente ao fim do ciclo do café baseou-se na formação de pastagens para a pecuária leiteira e na industrialização das cidades localizadas às margens da Via Dutra, tais como São José dos Campos (SP), Resende (RJ) e Taubaté (SP).

O município de São Luiz do Paraitinga (23°13'23"S; 45°18'38"W) localiza-se na Serra do Mar, na região conhecida como Alto Paraíba – situada entre o Vale do Paraíba e o Litoral Norte do Estado de São Paulo. Faz divisa com os municípios de Taubaté, Lagoinha, Natividade da Serra, Cunha e Ubatuba. O censo demográfico de 2000 registrou 10.400 habitantes no município, dos quais aproximadamente 40% vivem na zona rural (IBGE 2004). A ocupação da região deu-se basicamente por pequenas propriedades rurais

dedicadas a uma agricultura de excedentes, permeada por alguns poucos e breves ciclos de dedicação a alguns produtos específicos – como o algodão, o café (sem dúvida o mais importante), a cebola e, por último, a pecuária leiteira. A ocupação é antiga: segundo Brandão (1995), São Luiz do Paraitinga foi fundada oficialmente em 1769, mas há documentação demonstrando a ocupação de colonos desde 1608. Após a decadência do café, houve uma considerável estagnação econômica no município. As lavouras foram sendo substituídas por pastagens para produção de gado leiteiro, que hoje se encontram em geral decadentes em função da degradação ambiental. Há aproximadamente 30 anos foram instaladas no município monoculturas de eucalipto de empresas, de grande porte, de papel e celulose.

Além de um antigo histórico de fragmentação das florestas (Schmidt 1949), na segunda metade do século XX o corte de árvores para produção de carvão era uma atividade econômica importante em São Luiz do Paraitinga, empregando por volta de 2000 lenhadores, que derrubavam até 10 quilômetros quadrados de mata por ano no município. A lenha produzida visava o abastecimento de usinas de aço paulistas (Dean 1997). Podemos supor, portanto, que a maioria dos fragmentos florestais hoje existentes no município sofreu algum tipo de intervenção humana nos últimos 100 anos, talvez com a exceção de trechos de difícil acesso na Serra do Mar, na porção sudeste de São Luiz do Paraitinga, que faz divisa com o município de Ubatuba. Esta é a região do município que possui maior extensão de remanescentes florestais, tendo sido incluída em 1977 no Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar. O restante do município, que tem relevo ondulado mas não acidentado, é ocupado hoje por uma matriz de pastagens e eucaliptais, com pequenos fragmentos florestais, que raramente excedem 150 ha. Nesta área fortemente fragmentada foram selecionados os fragmentos que foram estudados.

A vegetação

A vegetação dos fragmentos pode ser classificadas como Floresta Ombrófila Densa Montana (Veloso *et al.* 1991) com altitudes médias variando de 780 m a 1100 m. Conforme classificação de Köppen, o clima regional é do tipo Cwa, com verão quente e úmido e inverno seco e frio (Moreira & Vila Nova 2002). A pluviosidade média anual é de 1300 mm de chuva, sendo que a média mensal varia de 26 mm em agosto a 209 mm em janeiro (Figura 1). Predominam na região solos do tipo Latossolo Vermelho Amarelo e Cambissolo Háptico (IBGE 2001).

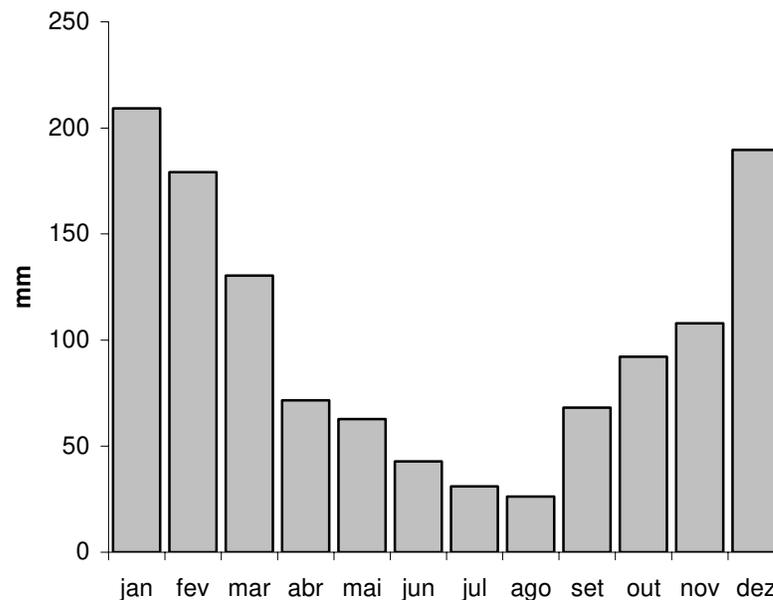


Figura 1 – Precipitação média mensal para a região estudada em São Luis do Paraitinga, SP, (23°14'S 45°18'W) para o período de 1972 – 2004. (SIGRH 2007).

Apesar da classificação da região do presente estudo como Floresta Ombrófila Densa Montana (Veloso *et al.* 1991), São Luiz do Paraitinga está localizada numa área de confluência de padrões fitogeográficos (ver mapa em Oliveira Filho & Fontes 2000), tendo a vegetação características predominantes de Floresta Ombrófila Densa, com muitos

elementos em comum com Floresta Estacional Semidecídua e alguns poucos com Cerrado. A influência da altitude no clima, além de criar gradientes de temperatura e ocorrências de geadas, também diminui a pressão atmosférica, aumenta a radiação solar, acelera as massas de ar, ocasiona mais formação de nuvens e chuvas (Oliveira Filho & Fontes 2000). Esses fatores promovem um gradiente de diferenciação na composição da Floresta Ombrófila Densa (de Planície até Montana), do litoral para o interior do continente, com aumento das altitudes na subida da Serra do Mar que tem seu fim na porção sudeste do município de São Luiz do Paraitinga, que faz divisa com Ubatuba e possui maior extensão de remanescentes florestais, incluindo o Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar. O restante do município tem relevo ondulado, mas não acidentado. A diferenciação entre floresta ombrófila e semidecídua ocorre principalmente pela variação da pluviosidade com formação de uma estação seca definida (Oliveira Filho & Fontes 2000). No município de São Luiz do Paraitinga, observa-se uma transição de precipitação nos meses de junho, julho e agosto que varia de menos chuvosos na região do Núcleo Santa Virgínia (CIIAGRO 2006), à esporadicamente secos no restante do município (Figura 1), que justifica a influência de espécies de florestas semidecíduas nas áreas estudadas, que se encontram no limite oeste do município.

A vegetação dos fragmentos florestais pode ser classificada como vegetação secundária, ou seja, vegetação resultante dos processos naturais de sucessão, após supressão total ou parcial da vegetação primária por ações antrópicas, podendo ocorrer remanescentes de vegetação primária. De forma geral, cada fragmento apresenta grande heterogeneidade na vegetação, com características predominantes (florísticas e estruturais) de estágio médio de regeneração, apresentando também, trechos com características de estágio inicial de sucessão e outros de estágio avançado (CONAMA 1993).

O projeto “Biodiversidade e processos sociais em São Luiz do Paraitinga, SP”

O projeto “Biodiversidade e processos sociais em São Luiz do Paraitinga, SP” foi um projeto interdisciplinar que tinha como objetivo estabelecer relações entre processos sociais e biodiversidade, utilizando a paisagem como uma categoria que media as relações entre cultura e natureza. As comparações foram feitas utilizando um delineamento amostral usual para as ciências biológicas: duas paisagens similares, exceto em uma variável (presença de plantações de eucalipto), das quais foram amostrados os mesmos fragmentos florestais, para pesquisas biológicas em seu interior, e sociais em seu entorno.

Delineamento amostral e caracterização da cobertura vegetal das diferentes escalas

O município

A classificação da imagem LANDSAT-7 de 2002 indica que 28% da área de São Luiz do Paraitinga está coberta por matas. A mata está fortemente concentrada na extremidade sudeste do município, que inclui o Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar. Esta região do município corresponde a 20% de sua área, mas abriga 56% da sua cobertura de mata, a maior parte em um grande bloco de floresta (Figura 2). Tal heterogeneidade da paisagem de São Luiz do Paraitinga testemunha os limites espaciais do uso intensivo da terra no Vale do Paraíba, que foi barrado pelas escarpas íngremes da Serra do Mar. Quanto mais se afasta da serra, em direção à Taubaté e ao Vale do Paraíba (noroeste), mais escassas e fragmentadas tornam-se as matas.

As paisagens

Uma pesquisa de campo preliminar, com o auxílio da Casa de Agricultura de São

Luiz do Paraitinga, permitiu dividir o município em quatro regiões sócio-econômicas. A base cartográfica mostra que estas regiões, que diferem quanto a características sociais (atividade econômica, histórico de ocupação e tamanho de propriedade), também têm diferenças marcantes quanto à cobertura vegetal, uso do solo e grau de fragmentação florestal.

Foram escolhidas duas destas regiões, nas quais foram delimitadas duas áreas (paisagens A e B, Figura 2), que apresentassem contrastes sociais e de estrutura da paisagem, mas com relevo, clima e solo similares. Estas duas paisagens ocupam uma área de cerca de 7000 ha cada e localizam-se na porção noroeste do município, que tem altitudes entre 760 e 1100 m.

As duas paisagens são também muito similares quanto à cobertura vegetal atual, o que mostra um padrão de uso intensivo da terra pela pecuária (Tabela 1). Em ambas, a matriz é formada por pastos, que ocupam cerca de 60% da área de cada paisagem. Capoeiras, aqui entendidas como os estágios mais iniciais da regeneração, sem componente arbóreo dominante, ocupam outros 20%. Matas, isto é, formações florestais nativas, com componente arbóreo dominante, cobrem 10% de cada paisagem, distribuídas em manchas muito pequenas (máximo de 70 ha, Tabela 2). Porém, apesar de terem a mesma cobertura de matas, as duas paisagens diferem quanto ao grau de fragmentação florestal, sendo que a mata da paisagem A está distribuída em fragmentos menores e mais isolados (embora esta diferença não seja muito acentuada) e o número de fragmentos seja maior nesta paisagem, apesar do número de fragmentos grandes ser menor.

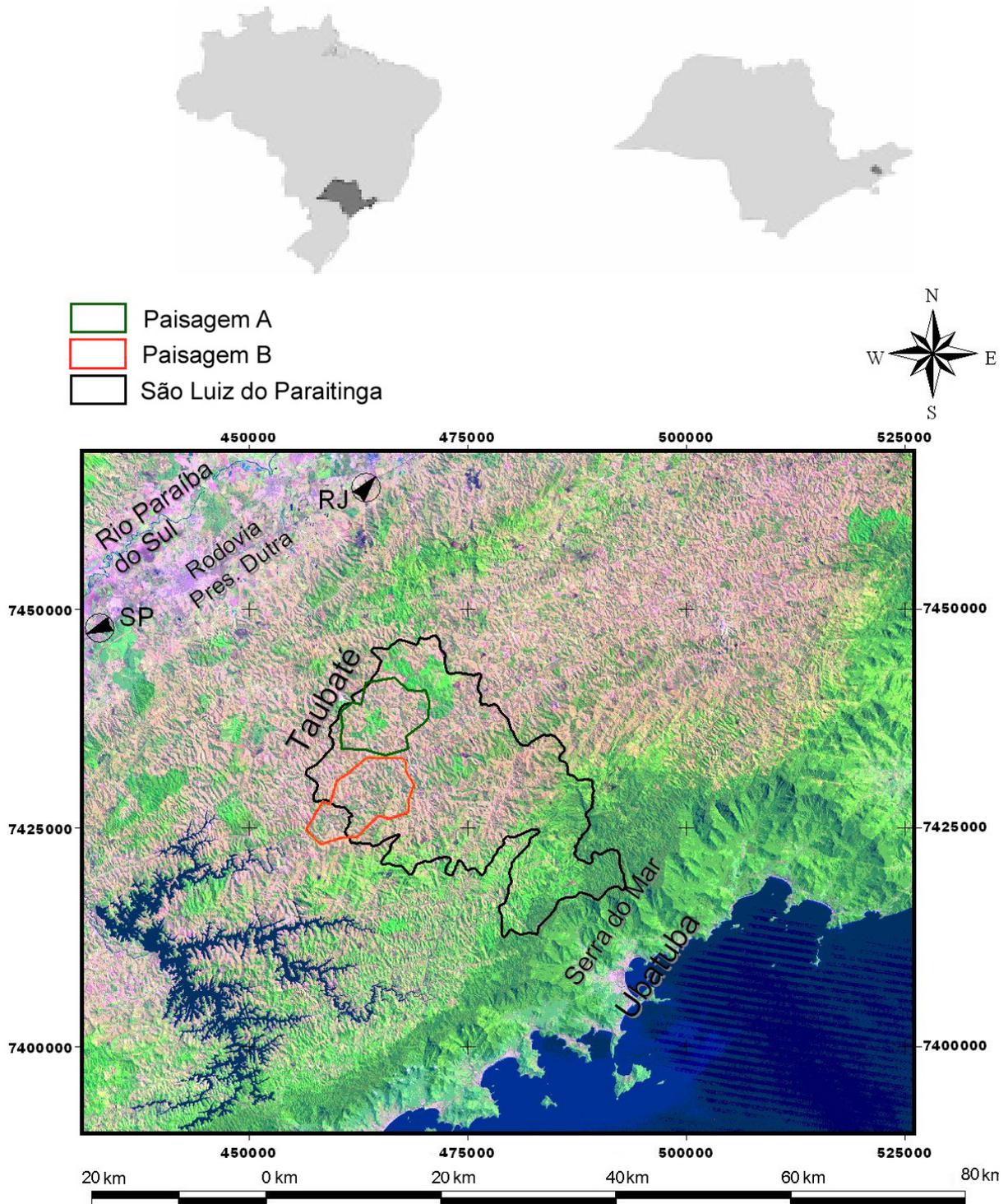


Figura 2 – Localização e cobertura vegetal no município de São Luiz e Paraitinga e nas paisagens de estudo. A figura é uma composição colorida de imagem de satélite LANDSAT-7 de 2002, em que áreas com cobertura vegetal densa (matas, capoeiras e reflorestamentos) aparecem em verde. Áreas com cobertura escassa (principalmente pastos) estão em rosa, áreas urbanas e solo exposto em roxo, e água em azul.

A principal diferença entre as paisagens é a cobertura de 9% de reflorestamento na paisagem A, contra 0,1% na paisagem B. Embora os reflorestamentos não sejam uma das coberturas dominantes mesmo na paisagem A, é importante notar que eles começaram a ser plantados na década de 1970, e já ocupam uma área equivalente à das matas, nesta paisagem.

Tabela 1 – Cobertura vegetal percentual em 2002 nas duas paisagens, estimada por classificação de imagem SPOT (pixel de 5 m).

Classe de cobertura	Paisagem A	Paisagem B
Mata	10,20	10,40
Capoeira	19,62	21,61
Reflorestamento	8,92	0,10
Pasto e pasto sujo	59,64	63,99
Solo exposto ou cobertura escassa	1,44	2,44
Corpos d'água	0,09	1,45
Brejos ou alagados	0,11	0,02

Tabela 2 – Índices de fragmentação da classe de cobertura “mata” em 2002.

Variável	Paisagem A	Paisagem B
Numero de manchas	270	224
Área da maior mancha (ha)	47,7	69,4
Nº. de manchas \geq 10 ha	14	21
% da área formada por manchas \geq 10 ha	43,88	63,73
Índice de proximidade mediano ¹	82,25	210,02
Distância média ao vizinho mais próximo	123,48	114,91

1- Índice de proximidade (Gustafson & Parker 1992) expressa a proximidade e abundância de manchas do mesmo tipo no entorno de cada mancha. A distância do entorno foi definida 200 m.

Os fragmentos

Através de uma classificação visual preliminar da cobertura vegetal, a partir de uma imagem de satélite SPOT pan-cromática (pixel de 5 m), os fragmentos florestais das duas paisagens foram delimitados, e sua área, perímetro, e índice padronizado de densidade de vegetação (NDVI) foram calculados. Para cada fragmento de uma paisagem, foi

identificado aquele mais similar na outra paisagem. A similaridade foi calculada por distância euclidiana padronizada, usando as variáveis de área, relação perímetro/área e NDVI dos fragmentos. Destes pares de fragmentos similares, foram sorteados cinco pares de fragmentos que foram utilizados no projeto “Biodiversidade e Processos Sociais em São Luiz do Paraitinga, SP”, dentre os quais foram selecionados quatro pares para a realização do presente estudo. Aqui, estes fragmentos foram nomeados com uma sigla alfanumérica com uma letra que indica a paisagem em que o fragmento está inserido (A ou B) e um número que os ordena em ordem crescente da área do fragmento em cada paisagem e remete ao fragmento mais similar na outra paisagem (Tabela 3 e Figura 3). Dessa forma, o fragmento representado pela sigla A1 é o menor fragmento da paisagem A, e tem B1 como o mais similar na paisagem B.

Tabela 3 – Área, altitude e localização dos fragmentos florestais estudados em São Luiz do Paraitinga, SP.

Fragmento	Área (ha)	Altitude (m)		Localização (UTM)*	
		mín.	máx.	eixo X	eixo Y
A1	13,21	701	801	470030	7437560
A2	15,76	817	881	464020	7436250
A3	42,34	820	920	461150	7436850
A4	53,81	801	901	464430	7437870
B1	11,05	778	841	463280	7431320
B2	17,42	821	881	467610	7427940
B3	54,08	760	880	461130	7425675
B4	73,42	840	1080	465570	7427190

*Datum SAD 69

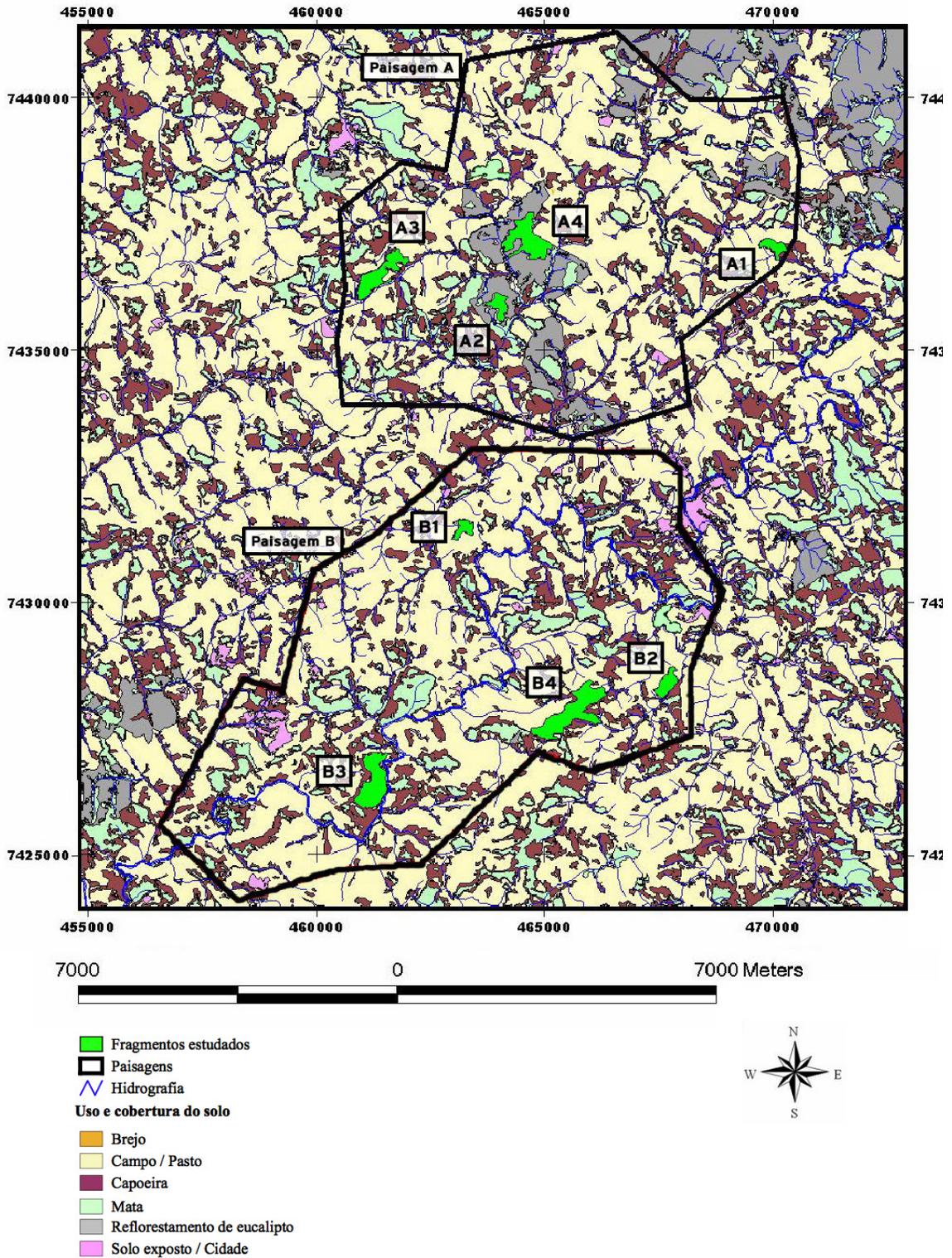


Figura 3 – Fragmentos florestais estudados em São Luiz do Paraitinga, SP e classificação do uso e cobertura do solo da paisagem.

REFERÊNCIAS

- AIZEN, M.A. & FEINSINGER, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.
- ALVES, L.F. & METZGER, J.P. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* v6–
<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>
- BRANDÃO, C.R., 1995. Partilha da vida. São Paulo: GEIC/ Cabral Editora
- CHAZDON, R. L. 2003 Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6:51-71
- CIIAGRO 2006. Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas
<http://ciiagro.iac.sp.gov.br/>. Site consultado em setembro de 2006.
- CONAMA 1993. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA N°10 de 01 de outubro de 1993.
- DEAN, W., 1997. A ferro e fogo. A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.
- FOSTER, D.R., ABER, J.D., MELILLO, J.M., *et al.*. 1997. Forest response to disturbance and anthropogenic stress. *BioScience* 47:437-445.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). 2002. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: período 1995-2000.
- GILPIN, M.E. & HANSKI, I.A. 1991. Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations. Academic Press. London.
- GUARIGUATA, M.R., CHAZDON, R.L., DENSLOW, J.S., DUPUY, J.M., ANDERSON, L. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology* 132:107-120.
- GUSTAFSON E.J. & PARKER G.R. 1992. Relationship between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7:101-110.
- HOWE, H.F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of*

- Ecology and Systematics 13: 201-228.
- IBGE. 2001. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa de Solos do Brasil - escala 1:5.000.000
- IBGE. 2004. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. www.ibge.gov.br Site consultado em 19/09/2004.
- JULES, E.S. & SHAHANI, P., 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix is more important than we thought. *Journal of Vegetatio Science* 14:459-464.
- KAPOS, V., WANDELLI, E., CAMARGO, J.L. & GANADE, G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: W.F. Laurance & R.O Bierregaard (ed.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of forest communities*. Chicago: University of Chicago Press.
- LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E., VASCONCELOS, H.L. *et al.* 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22 year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.
- LEITÃO FILHO, H.F. 1994. Diversity of arboreal species in atlantic rain forest. *Anais Academia Brasileira de Ciências* 66: 91-96.
- LOVEJOY, T.E., BIERREGAARD, R.O., RYLANDS *et al.* 1996. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: M.E. Soule (ed.). *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer. pp 257-285.
- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- MAGURRAN, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford UK.
- MOREIRA, P.R. & VILLA NOVA, N. 2002. Planejamento conservacionista e monitoramento do entorno de parques e reservas, considerando a microbacia: uma proposta metodológica. *Anais do V Simpósio Nacional de Recuperação de áreas degradadas*, pp: 32-34.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.

- OLIVEIRA FILHO, A.T. & FONTES, 2000. Patterns of floristic differentiation among atlantic rain Forest in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.
- OLIVEIRA FILHO, A. T.; CARVALHO, D. A.; VILELA, E. A.; CURI, N. & FONTES, M. A. L. 2004. Diversity and structure of the tree community of a patch of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest Domain 15 and 40 years after logging. *Revista Brasileira de Botânica* 27: 685-701.
- PEREIRA, J.A.A., OLIVEIRA-FILHO, A.T., LEMOS FILHO, J.P. 2007. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane Forest fragments in SE Brazil. *Biodiversity Conservation* 16:1761-1784.
- PRENDERGAST, J.R., QUINN, R.M., LAWTON, J.H., EVERSHAM, B.C. & GIBBONS, DW. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365: 335- 367.
- RODRIGUES, R.R. & LEITÃO FILHO, H.F. 2000. Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo, Edusp/Fapesp.
- SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- SCHIMDT, J.C. 1949. A habitação rural na região do Paraitinga. *Revista de Geografia* 34-45.
- SCUDELLER, V. V.; MARTINS, F. R.; SHEPHERD, J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic Ombrophilous Dense Forest in Southeastern Brazil. *Plant Ecology* 152: 185-199.
- SIGRH. 2007. Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo ([http:// www.sigrh.sp.gov.br](http://www.sigrh.sp.gov.br)) consultado em 30 de janeiro de 2007
- SRIVASTAVA, D., 2002. The role of conservation in expanding biodiversity research. *Oikos* 98:351-360.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1999 A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). *Revistata Brasileira de Botânica* 22:217-223.
- TERBORGH, J., 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24: 283-

292.

TURNER, M.G., GARDNER, R.H., O'NEILL, R.V. 2001. Landscape ecology in theory and practice. Pattern and Processes. New York: Springer-Verlag.

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

WILCOVE, D.S., McLELLAN, C.H. & DOBSON, A.P. 1986. Habitat fragmentation in temperate zone. In: Soulé, M.S. (ed.) Conservation Biology. 1986. Saunderland: Sinauer Associates.

Capítulo 1 – Composição e diversidade de árvores em fragmentos florestais em São Luiz do Paraitinga

INTRODUÇÃO

A fragmentação florestal é um processo decorrente da ocupação humana e da exploração de uma área. Ocorre em escala de paisagem, na qual amplas áreas de floresta nativa são progressivamente removidas e subdivididas, resultando numa série de manchas remanescentes ou fragmentos de mata entremeados por uma matriz de vegetação diferenciada ou de usos diversos. Os fluxos de vento, radiação e água são alterados, além do fluxo de organismos ao longo da paisagem. Todos os remanescentes de vegetação estão expostos a essas mudanças, em maior ou menor grau, mas seus efeitos são modificados pelo tamanho, forma e posição de cada um na paisagem (Saunders *et al.* 1991). Estas alterações podem levar a mudanças na diversidade e composição de espécies, com a perda de algumas e o favorecimento de outras.

A Mata Atlântica está entre as florestas tropicais mais ameaçadas do mundo, atualmente reduzida a cerca de 7% da sua cobertura original (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2002), tendo como a maioria de seus remanescentes fragmentos pequenos e alterados, ou áreas maiores encontradas em encostas de montanha com declive acentuado (Oliveira Filho & Fontes 2000). A Mata Atlântica apresenta altíssima biodiversidade, com destaque para elevada diversidade florística, além de elevado endemismo observado em alguns grupos vegetais (Leitão Filho 1993; Tabarelli & Mantovani 1999).

Tendo em vista o estado atual de degradação da Mata Atlântica, estratégias de conservação que visem proteger de forma efetiva seus remanescentes florestais têm que

levar em consideração os padrões de distribuição de organismos em uma paisagem fragmentada (Fahrig 2003). Para isso é necessário compreender como os padrões de diversidade variam através de diferentes escalas espaciais (Summerville *et al.* 2003). Uma maneira de abordar este problema é através da partição aditiva de diversidade (Lande 1996), em que a diversidade total (γ) é dividida entre a diversidade dentro (α) e entre (β) amostras. A maneira como a diversidade de espécies se distribui em diferentes escalas pode ter uma grande relevância para testar teorias ecológicas que busquem entender os processos que geram estes padrões e possuem um grande potencial de aplicação em biologia da conservação (Veech *et al.* 2002).

Uma outra forma de abordar a questão é através do entendimento de como certas variáveis da paisagem e dos fragmentos (como tamanho, forma e isolamento do fragmento) estão relacionadas à composição e diversidade de espécies. A relação entre a área do fragmento e a riqueza de espécies foi verificada para diferentes grupos taxonômicos, em particular para plantas vasculares (Laurance *et al.* 2002, Ross *et al.* 2002, Hill & Curran 2003). Várias hipóteses relacionam área à riqueza de espécies (Lomolino 2001). A redução de área pode gerar redução de heterogeneidade e, conseqüentemente, redução no número de espécies no fragmento (Saunders *et al.* 1991). Dessa forma, o efeito seria de redução de heterogeneidade de habitat e um pedaço de área de tamanho semelhante em um fragmento florestal e em uma floresta contínua deveria conter o mesmo número de espécies, embora no geral, a floresta contínua tenha mais espécies (Laurance *et al.* 2002). Por outro lado, a redução de área pode levar a extinção local de certas espécies pelo fato da área existente ser insuficiente para a manutenção de certas populações (Saunders *et al.* 1991, Rolstad 1991). Nesse caso, um pedaço de área em um fragmento florestal deve conter menos espécies do que um pedaço de área semelhante em uma floresta contínua.

O processo de fragmentação impõe a criação de bordas de floresta onde estas não existiam, expondo locais anteriormente de interior de mata a condições externas. A extinção local de muitas espécies (principalmente as de interior de mata) pode ocorrer devido a alterações das condições microclimáticas em relação à floresta contínua, resultantes do efeito de borda (Murcia 1995, Kapos *et al.* 1997). Dessa forma, poderíamos esperar que quanto mais irregular é a forma de um fragmento (ou seja, maior quantidade de borda), menor seria o número de espécies arbóreas.

O isolamento, outra consequência do processo de fragmentação, é um dos principais fatores que influenciam as taxas de dispersão, imigração e recolonização em um fragmento (Haila *et al.* 1993). Imigrantes contribuem genética e demograficamente para populações dos fragmentos e aumentam o tamanho e a aptidão de suas populações (Brown & Kodric-Brown 1977). Assim, é esperado que o número de espécies de árvores seja maior em fragmentos menos isolados e em paisagens mais conectadas.

A composição de espécies arbóreas também é alterada com a fragmentação florestal. Se houver uma seqüência previsível de perda de espécies à medida que um fragmento de habitat for reduzido ou degradado, seria esperado que fragmentos menores tivessem a composição de espécies mais similares entre si, pois somente um subgrupo limitado de espécies poderia sobreviver com as novas condições do habitat, caracterizando uma comunidade “aninhada” (Patterson 1987). Dessa forma, fragmentos menores devem apresentar composição similar quando comparados entre si e devem ser um subconjunto dos fragmentos maiores. Além disso, podemos esperar que fragmentos menores e mais isolados apresentem uma menor proporção de espécies zoocóricas (Tabarelli *et al.* 1999) e maior proporção de anemocóricas, que podem ser beneficiadas em ambientes fragmentados por apresentarem maior chance de atingir longas distâncias em ambientes abertos, como

pastagens (Howe & Smallwood 1982). Outros fatores, como características do solo e proximidade geográfica entre áreas, também podem influenciar a distribuição das espécies no espaço.

Para melhor compreensão dos padrões de distribuição das espécies de árvores em fragmentos florestais numa região de Mata Atlântica intensamente fragmentada, o presente estudo teve como objetivo responder as seguintes perguntas: como a composição e a diversidade de espécies arbóreas nos fragmentos florestais se distribuem em diferentes escalas espaciais? Características do solo e a proximidade geográfica entre as áreas influenciam na distribuição das espécies no espaço? A composição e diversidade de árvores estão relacionadas à área, à forma ou ao isolamento dos fragmentos?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi realizado na zona rural do município de São Luiz do Paraitinga, São Paulo, Brasil. Foram delimitadas duas áreas (paisagens A e B, ver “Contextualização”), que apresentavam contrastes sociais (atividade econômica, histórico de ocupação e tamanho de propriedade) e de estrutura da paisagem, mas com relevo, clima e solo similares. Estas duas paisagens ocupam uma área de cerca de 7000 ha cada e localizam-se na porção noroeste do município, que tem altitudes entre 760 e 1100 m. A principal diferença entre as paisagens é a cobertura de 9% de reflorestamento de eucalipto na paisagem A, contra 0,1% na paisagem B. No contexto do presente estudo, estas paisagens foram utilizadas principalmente para analisar a distribuição da composição e diversidade de espécies arbóreas em diferentes escalas espaciais.

Em cada paisagem foram amostrados quatro fragmentos florestais (Tabela 1). A amostragem nestes fragmentos foi realizada em áreas de mata, em topo de morro (declividade 0° a 6°), que eram ocupadas por mata em 1973 e em 2002, segundo sobreposição de fotos aéreas da época com as imagens de satélite SPOT V de 2002 e cartas topográficas do IBGE (1:50000), digitalizadas e incorporadas numa base cartográfica digital, utilizando o software ArcView 3.2 GIS®. Esta escolha foi feita a fim de homogeneizar as áreas amostradas em diferentes fragmentos, uma vez que estes apresentam alta heterogeneidade ambiental interna. A escolha de áreas de topo de morro evitou que fossem amostradas áreas em diferentes situações topográficas, que podem resultar em diferenças na vegetação de acordo com a inclinação e a orientação da vertente em relação ao sol. A escolha de áreas que eram ocupadas por matas em 1973 evitou que fossem amostradas áreas em estágio de regeneração inferior a 30 anos.

Tabela 1 –Área, índice de forma (IF), distância média ao vizinho de mata mais próximo (DVP) e índice de proximidade mediano (IPM) dos fragmentos florestais estudados em São Luiz do Paraitinga, SP.

Fragmento	Área (ha)	IF	DVP	IPM	Altitude (m)		Localização (UTM)	
					mín.	máx.	eixo X	eixo Y
A1	13,21	0,44	14,8	22,36	701	801	470030	7437560
A2	15,76	0,46	46,95	33,54	817	881	464020	7436250
A3	42,34	0,2	31,59	42,72	820	920	461150	7436850
A4	53,81	0,22	23,57	25	801	901	464430	7437870
B1	11,05	0,45	3,14	56,57	778	841	463280	7431320
B2	17,42	0,52	6,28	46,1	821	881	467610	7427940
B3	54,08	0,39	10,22	32,78	760	880	461130	7425675
B4	73,42	0,21	7,34	54,88	840	1080	465570	7427190

Amostragem

Para coleta de dados foi utilizado uma adaptação do método de ponto quadrante (Cottam & Curtis 1956), pois não foram tomadas as medidas de distância das plantas ao

ponto. Em cada fragmento foram amostrados 30 pontos, dispostos de 10 em 10 m em transecções que percorreram áreas semelhantes em todos os fragmentos, evitando as áreas de borda, numa faixa de 20 m. Em cada quadrante foram coletadas amostras para identificação dos indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (1,3 m do solo; DAP) maior ou igual a 5 cm, totalizando 120 indivíduos por amostra.

Tratamento dos dados

Os indivíduos amostrados foram classificados quanto à espécie, família e síndrome de dispersão. As identificações taxonômicas foram feitas segundo técnicas usuais em taxonomia e os espécimes foram incluídos em famílias segundo o sistema de classificação APG II (Bremer *et al.* 2003).

As espécies foram agrupadas por síndromes de dispersão, para verificar a proporção de indivíduos e espécies zoocóricas, anemocóricas e autocóricas em cada fragmento. Foram consideradas espécies *zoocóricas* aquelas que produzem frutos carnosos (baga ou drupa), sementes ariladas ou diásporos com adaptações que permitam dispersão por animais; *anemocóricas*, as espécies cujos diásporos apresentam formas, estruturas ou dimensões que permitem a dispersão pelo vento; e *autocóricas*, espécies com diásporos que não apresentam nenhuma das características indicadas acima, sendo a dispersão realizada por queda livre ou pela impulsão causada pela rápida abertura do fruto (van der Pijl 1982, Mantovani & Martins 1988). A diferença entre as proporções de espécies das diferentes síndromes entre os fragmentos foi testada utilizando o teste de qui-quadrado com correção de Bonferroni (Sokal & Rohlf 1995).

As relações de similaridade entre os fragmentos, em relação à paisagem em que estão inseridos e suas características físicas, foram investigadas através da análise de

agrupamento UPGMA, pelo programa Fitopac (Shepherd 2006), utilizando coeficiente de Bray-Curtis. Para avaliar se houve diferença na composição de espécies entre as duas paisagens foi utilizada a análise MRPP (*Multi-Response Permutation Procedure*). Para analisar a similaridade entre os fragmentos em relação à composição do solo, foi realizada uma análise de agrupamento UPGMA, utilizando a distância euclidiana simples, com os dados padronizados.

Foi testado o aninhamento da comunidade de árvores com o programa NestsCalc (Atmar & Patterson 1995), que expressa o quanto uma matriz de espécies por locais se afasta de um arranjo perfeitamente aninhado com um índice que vai de zero a cem, denominado “temperatura”. O aninhamento de comunidades ocorre quando aquelas com menor riqueza são constituídas de um subconjunto das comunidades mais ricas (Atmar & Patterson 1995). No contexto de fragmentação, o aninhamento de comunidades pode ocorrer caso haja uma seqüência previsível de perda de espécies, à medida que um fragmento de hábitat é reduzido ou degradado (Patterson & Atmar 2000). Dessa forma, em sistemas com baixas temperaturas, a ordem de extinção e/ou substituição das espécies é mais fixa, sendo a área mais pobre em riqueza de espécies representada por um subgrupo da área mais rica, enquanto em sistemas com maiores temperaturas as extinções e/ou substituições ocorrem em uma ordem mais aleatória (Atmar & Patterson 1995).

Foi utilizado o teste de Mantel simples para verificar se há correlação entre: (i) a similaridade da composição de espécies arbóreas dos fragmentos e a distância geográfica entre as áreas, (ii) a similaridade da composição de espécies arbóreas e a similaridade da composição do solo dos fragmentos e (iii) a similaridade da composição do solo e a distância geográfica. Para testar a correlação entre duas destas matrizes, controlando o efeito de uma terceira, foi utilizado o teste de Mantel parcial (Anderson & Legendre 1999).

Para a realização do teste de Mantel simples foram utilizadas 10000 randomizações e no teste parcial (com três matrizes) 100000 randomizações, utilizando a permutação dos resíduos de um modelo nulo (Anderson & Legendre 1999). Os teste foram realizado com o programa ZT (Bonnet & Peer 2002).

As matrizes de similaridade florística foram calculadas através do coeficiente de Bray-Curtis, que é calculado com a abundância das espécies. Bray-Curtis é um índice de dissimilaridade florística, ou seja, quanto menor o coeficiente, maior a similaridade entre as áreas. Para a composição do solo, foi utilizada a distância euclidiana simples com os dados padronizados de composição química e granulométrica do solo (Tabela 2). As amostras de solo consistiram em uma amostra composta, por fragmento de mata. A composição desta amostra foi feita através de 10 sub-amostras de solo, coletadas a 20 cm de profundidade, em cada fragmento, na área onde foram amostradas as plantas. As análises foram realizadas pelo Laboratório de Análise de Solo e Plantas, do Instituto Agronômico de Campinas.

A análise da diversidade de espécies foi feita utilizando o número de espécies coletadas (S) e o índice de diversidade de Shannon (H') calculado na base e (nats/indivíduo) (Magurran 2004). Para a estimativa da riqueza de espécies em cada amostra foi utilizado o estimador de riqueza Chao I (Chao 1984, Magurran 2004).

Tabela 2 – Composição química e granulométrica do solo dos fragmentos estudados em São Luiz do Paraitinga, SP.

	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4
M.O. (g/dm ³)	52	60	46	56	42	47	38	36
pH	4,0	3,9	3,9	3,9	3,8	3,7	3,8	3,8
P (mg/dm ³)	10	11	9	10	13	16	13	13
K (mmolc/dm ³)	1,1	1,0	0,8	1,1	1,0	1,2	1,1	2,1
Ca (mmolc/dm ³)	1	5	1	2	2	2	3	4
Mg (mmolc/dm ³)	1	2	1	1	1	2	2	4
H+Al (mmolc/dm ³)	135	150	135	150	109	150	109	109
S.B. (mmolc/dm ³)	3,1	8,0	2,8	4,1	4,0	5,2	6,1	10,1
C.T.C. (mmolc/dm ³)	137,8	157,6	137,5	153,7	113,1	154,8	115,2	119,2
V (%)	2	5	2	3	4	3	5	8
Argila (%)	45,0	45,0	45,0	37,5	40,0	40,0	40,0	35,0
Silte (%)	15,0	14,6	8,2	17,2	16,9	17,9	11,3	12,0
Areia Total (%)	40,0	40,4	46,8	45,3	43,1	42,1	48,7	53,0

Foi utilizada a análise de partição aditiva da diversidade (Lande 1996, Crist *et al.* 2003, Veech 2005) para testar se as espécies de árvores se distribuem aleatoriamente nas diferentes escalas espaciais. Na partição aditiva de diversidade (aqui calculada para riqueza de espécies e para o índice de diversidade de Shannon), a diversidade total (γ) é dividida em componentes α e β que são expressos na mesma unidade. A riqueza de espécies total (γ) em um conjunto de amostras pode ser dividida na média da riqueza dentro das amostras (α) e na média da riqueza ausente em cada amostra (β ; Veech *et al.* 2002). Dessa forma, $\gamma = \alpha + \beta_1 + \beta_2 + \dots + \beta_n$ onde $n =$ número de escalas, e $\beta_n = \alpha_{n+1} - \alpha_n$ (ver Crist *et al.* 2003).

Assim, para verificar a variação espacial da diversidade foi calculada a média de diversidade nos fragmentos e nas paisagens como componentes da diversidade total. Estes dados de diversidade observados foram comparados com um modelo nulo de distribuição da diversidade que consiste nas médias das diversidades obtidas através de 4000 aleatorizações. Para calcular a diversidade esperada, os indivíduos foram embaralhados entre os fragmentos e os fragmentos entre as paisagens (Crist *et al.* 2003).

Para verificar se a riqueza e a diversidade de espécies de árvores, e se a proporção de espécies de diferentes síndromes de dispersão são relacionadas com o tamanho, a forma e o isolamento dos fragmentos na paisagem foram realizados testes de regressão linear simples. Para a normalização dos dados, todos os valores foram transformados em \log_{10} , exceto as proporções de espécies por síndrome que foram transformadas em arcoseno da raiz quadrada.

O *tamanho* do fragmento foi calculado pela área em hectares. A *forma* foi calculada pelo índice de forma (IF), que é a razão entre a área do fragmento e a área de um círculo com o mesmo perímetro do fragmento (Meunier 1998). Assim, se $IF = 1,0$ o fragmento é perfeitamente circular, e quanto menor o índice, mais irregular é sua forma.

Índices de isolamento em geral utilizam a distância entre fragmentos como uma medida fundamental em seu cálculo. A quantidade do mesmo tipo de habitat e das conexões entre as manchas de habitat dentro de um certo raio também influenciam no grau de isolamento de um fragmento em particular. As medidas utilizadas para caracterizar o grau de isolamento dos fragmentos no presente estudo levam em consideração o grupo de manchas de mata que circundam os fragmentos estudados dentro de um raio pré-estabelecido.

Como medidas de *isolamento* foi utilizada a distância média ao fragmento de mata mais próximo, que expressa a média da distância de cada fragmento em relação a seu vizinho mais próximo, e o índice de proximidade mediano (Gustafson & Parker 1992) que expressa a proximidade e abundância de manchas do mesmo tipo no entorno de cada mancha. A distância do entorno é definida pelo usuário e no caso foi definida arbitrariamente em 2 km.

Para testar a correlação entre as variáveis dos fragmentos (área, forma e isolamento), foram calculados coeficientes de correlação de Pearson entre todos os pares de variáveis dos fragmentos.

RESULTADOS

Composição florística

Dentre os 960 indivíduos amostrados nos oito fragmentos de mata foram encontradas 143 espécies, 96 gêneros pertencentes a 39 famílias (Anexo I). As famílias mais ricas foram Fabaceae (com 22 espécies), Lauraceae (16) e Myrtaceae (15) (Figura 1). Os gêneros mais ricos foram *Ocotea* (7 espécies), *Eugenia* (5), *Myrcia* (5), *Machaerium* (4) e *Miconia* (4).

As espécies mais freqüentes nas áreas estudadas foram *Myrcia splendens*, que ocorreu em todos os oito fragmentos, *Protium heptaphyllum* e *Guatteria nigrescens*, que ocorreram em sete fragmentos, e *Amaoiua intermedia*, *Croton floribundos*, *Cupania ludowigii*, *Jacaranda micrantha*, *Maytenus salicifolia* e *Cordia sellowiana*, que ocorreram em seis fragmentos. Estas nove espécies representam 7,0 % das 143 espécies amostradas e a soma do número de seus indivíduos representa 24,1 % do total amostrado. Do número total de espécies amostradas, 16,1 % ocorreram em quatro ou cinco dos fragmentos, 34,3 % em dois ou três, e 43,4% ocorreram em apenas um fragmento (Figura 2).

A freqüência e a abundância dos indivíduos foram positivamente correlacionadas ($r_{\text{Pearson}}=0,82$ $p<0,001$), ou seja, de forma geral, as espécies mais abundantes foram as mais freqüentes. Entretanto, algumas espécies tiveram alta abundância e baixa freqüência, como é o caso de *Piptadenia gonoacantha*, *Clethra scabra* e *Pseudopiptadenia contorta*, enquanto outras tiveram baixa abundância e alta freqüência, como *Maytenus salicifolia*, *Aspidosperma camporum* e *Sapium glandulatum*.

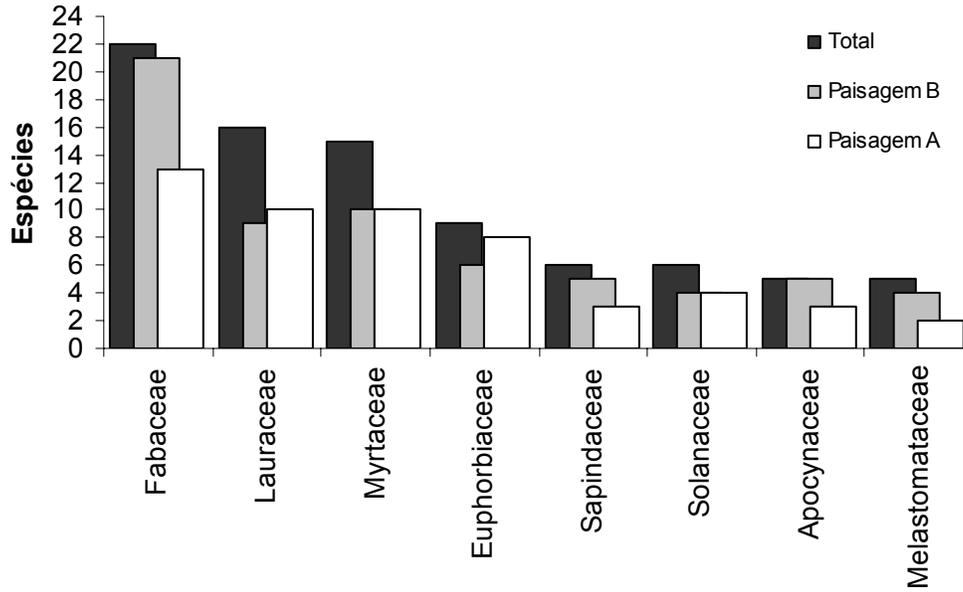


Figura 1 – Número de espécies das famílias mais ricas, dos indivíduos com DAP \geq 5 cm em São Luiz do Paraitinga, SP.

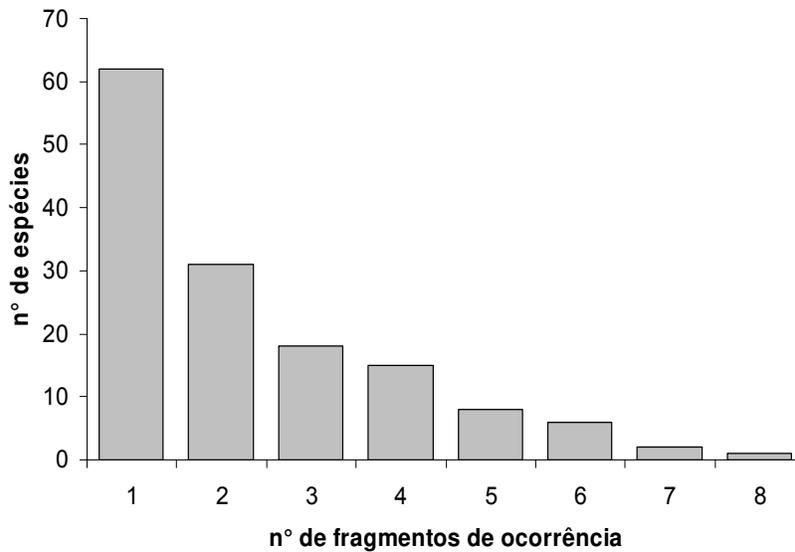


Figura 2 – Distribuição de espécies por número de fragmentos em que ocorreram, dos indivíduos com DAP \geq 5 cm, em São Luiz do Paraitinga, SP.

Somando-se as espécies mais abundantes de cada fragmento, temos um total de 36 espécies (Tabela 3). Nenhuma espécie esteve entre as mais abundantes em todos os fragmentos. *Protium heptaphyllum* esteve entre as mais abundantes em cinco fragmentos, e *Andira fraxinifolia* em quatro.

As famílias mais ricas são as mesmas nas duas paisagens (Figura 1). *Ocotea* (6), *Myrcia* (5) e *Solanum* (3) foram os gêneros mais ricos na paisagem A, enquanto *Machaerium* (4), *Myrcia* (4), *Eugenia* (3), *Ocotea* (3) e *Miconia* (3) foram os mais ricos na paisagem B.

Tabela 3 – Número de indivíduos das espécies de árvores mais abundantes, com DAP \geq 5 cm, nos fragmentos amostrados em São Luiz do Paraitinga, SP.

A1	A2	A3	A4
<i>Protium heptaphyllum</i> (13)	<i>Jacaranda micrantha</i> (12)	<i>Myrcia splendens</i> (20)	<i>Clethra scabra</i> (9)
<i>Tapirira marchandii</i> (9)	<i>Cupania ludowigii</i> (7)	<i>Clethra scabra</i> (11)	<i>Guatteria nigrescens</i> (8)
<i>Nectandra megapotamica</i> (8)	<i>Andira fraxinifolia</i> (7)	<i>Swartzia multijuga</i> (10)	<i>Gordonia fruticosa</i> (7)
<i>Andira fraxinifolia</i> (8)	<i>Protium heptaphyllum</i> (6)	<i>Ormosia arborea</i> (7)	<i>Schefflera morototoni</i> (6)
<i>Tovomitopsis paniculata</i> (7)	<i>Solanum rufescens</i> (5)	<i>Andira fraxinifolia</i> (6)	<i>Protium heptaphyllum</i> (5)
<i>Ocotea aciphylla</i> (7)	<i>Tabebuia serratifolia</i> (5)	<i>Myrcia guianensis</i> (6)	<i>Andira fraxinifolia</i> (5)
			<i>Cupania ludowigii</i> (5)
			<i>Ocotea bicolor</i> (5)
B1	B2	B3	B4
<i>Tapirira marchandii</i> (12)	<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (15)	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (35)	<i>Guapira opposita</i> (18)
<i>Protium heptaphyllum</i> (11)	<i>Bauhinia sp.</i> (13)	<i>Piptocarpha macropoda</i> (10)	<i>Croton floribundus</i> (15)
<i>Miconia inconspicua</i> (10)	<i>Maprounea guianensis</i> (9)	<i>Tabebuia chrysotricha</i> (7)	<i>Piptadenia paniculata</i> (11)
<i>Machaerium nyctitans</i> (10)	<i>Protium heptaphyllum</i> (8)	<i>Cupania vernalis</i> (7)	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (6)
<i>Myrcia splendens</i> (8)	<i>Xylopia brasiliensis</i> (7)	<i>Croton floribundus</i> (5)	<i>Myrcia tomentosa</i> (6)
<i>Amaioua intermedia</i> (6)	<i>Swartzia langsdorffii</i> (6)		<i>Casearia sylvestris</i> (6)

Cerca de 40% das espécies encontradas co-ocorreram nas duas paisagens estudadas, sendo que 35 espécies só ocorreram em A e 51 só ocorreram em B. As espécies que só foram amostradas em um fragmento (“exclusivas”) podem nos dar uma idéia sobre a raridade de certas espécies na amostra total. Porém, é importante considerar que as amostras em cada fragmento foram pequenas e que nem sempre as espécies que foram

amostradas em um único fragmento realmente são exclusivas deste. Na paisagem B houve maior número de espécies “exclusivas” por fragmento que em A (Tabela 4). As espécies mais abundantes foram diferentes em cada paisagem (Tabela 5), com exceção de *Myrcia splendens* e *Protium heptaphyllum*.

Tabela 4 – Número de indivíduos (N), de espécies (S), espécies “exclusivas” e índice de diversidade de Shannon (nats/ind) (H') por fragmento de mata e por paisagem, dos indivíduos arbóreos com DAP ≥ 5 cm.

Fragmento	N	S	“Exclusivas”	H'
A1	120	38	6	3,29
A2	120	58	8	3,75
A3	120	36	2	3,15
A4	120	44	4	3,53
<i>Sub-total Paisagem A</i>	<i>480</i>	<i>92</i>	<i>20*</i>	<i>4,06</i>
B1	120	46	10	3,39
B2	120	39	9	3,25
B3	120	40	11	2,99
B4	120	36	12	3,09
<i>Sub-total Paisagem B</i>	<i>480</i>	<i>108</i>	<i>42*</i>	<i>3,99</i>
Total Total	960	143	62	4,40

*O sub-total de “exclusivas” representa a soma do número de espécies exclusivas por fragmento, em cada paisagem.

Tabela 5 – Número de indivíduos (N) das espécies de árvores mais abundantes, com DAP ≥ 5 cm, nas duas paisagens amostradas em São Luiz do Paraitinga, SP.

N	Paisagem A	N	Paisagem B
31	<i>Myrcia splendens</i> (Myrtaceae)	42	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Fabaceae)
27	<i>Protium heptaphyllum</i> (Burséraceae)	24	<i>Croton floribundus</i> (Euphorbiaceae)
26	<i>Andira fraxinifolia</i> (Fabaceae)	22	<i>Protium heptaphyllum</i> (Burséraceae)
22	<i>Clethra scabra</i> (Clethraceae)	19	<i>Guapira opposita</i> (Nyctaginaceae)
20	<i>Jacaranda micrantha</i> (Bignoniaceae)	17	<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (Fabaceae)
18	<i>Cupania ludowigii</i> (Sapindaceae)	15	<i>Myrcia splendens</i> (Myrtaceae)
17	<i>Tapirira marchandii</i> (Anacardiaceae)	15	<i>Machaerium nyctitans</i> (Fabaceae)
16	<i>Gutteria nigrescens</i> (Annonaceae)	15	<i>Bauhinia sp.1</i> (Fabaceae)

As espécies zoocóricas representaram a maior proporção entre as síndromes de dispersão nos fragmentos de mata analisados (Figura 3). Não houve diferença significativa

entre as proporções das síndromes de dispersão das espécies entre os fragmentos (todos valores de $\chi^2 < \chi_c = 9,21$ gl=2) e entre as paisagens ($\chi^2 = 0,005$ gl=2 p=0,997).

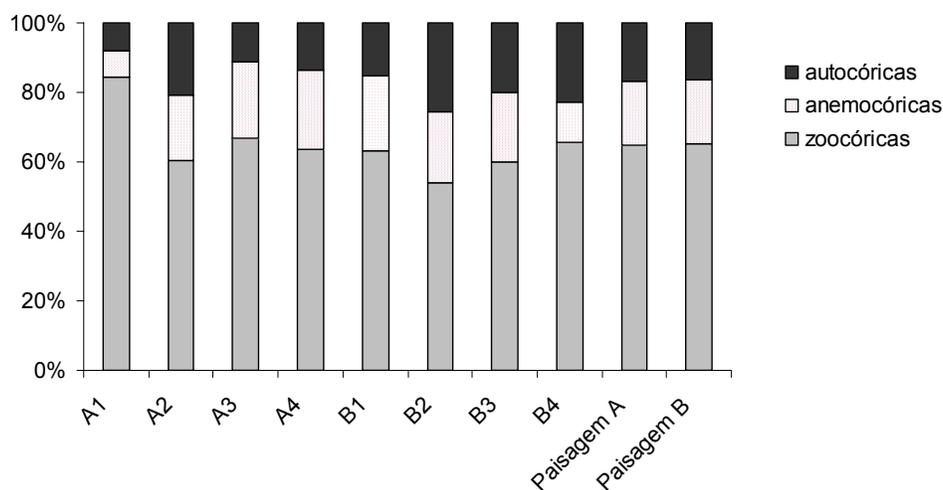


Figura 3 – Proporção de espécies de árvores com $DAP \geq 5$ cm, por fragmento de mata e por paisagem, segundo a síndrome de dispersão de seus diásporos.

De maneira geral, a similaridade florística entre os fragmentos é baixa (Tabela 6), indicada pelo alto valor médio (\pm desvio padrão) ($0,77 \pm 0,12$) do coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis. A maior similaridade encontrada (0,56) foi entre os dois menores fragmentos da paisagem A (A1 e A2) e a menor (0,91) foi entre o menor fragmento de A e o maior de B (A1 e B4). Os fragmentos da paisagem A são mais similares entre si (média $0,64 \pm 0,08$) do que os fragmentos da paisagem B (média $0,84 \pm 0,7$). Um dos fatores que contribui para isso é o fato dos fragmentos B3 e B4 terem apresentado uma composição de espécies menos similar a composição dos demais fragmentos.

Tabela 6 – Matriz de distância geográfica em quilômetros (acima da diagonal) e dissimilaridade florística de Bray-Curtis (abaixo da diagonal) entre os fragmentos de mata estudados em SP.

	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4
A1	0,00	6,24	8,60	5,45	9,14	9,81	14,60	11,30
A2	0,56	0,00	2,60	1,68	4,94	9,04	10,72	9,26
A3	0,77	0,71	0,00	5,45	5,90	9,81	11,15	12,18
A4	0,62	0,58	0,59	0,00	6,28	10,27	12,41	10,71
B1	0,61	0,68	0,63	0,68	0,00	5,58	5,85	4,80
B2	0,77	0,68	0,83	0,78	0,72	0,00	6,80	2,28
B3	0,88	0,79	0,87	0,89	0,82	0,85	0,00	4,50
B4	0,91	0,87	0,90	0,90	0,88	0,90	0,86	0,00

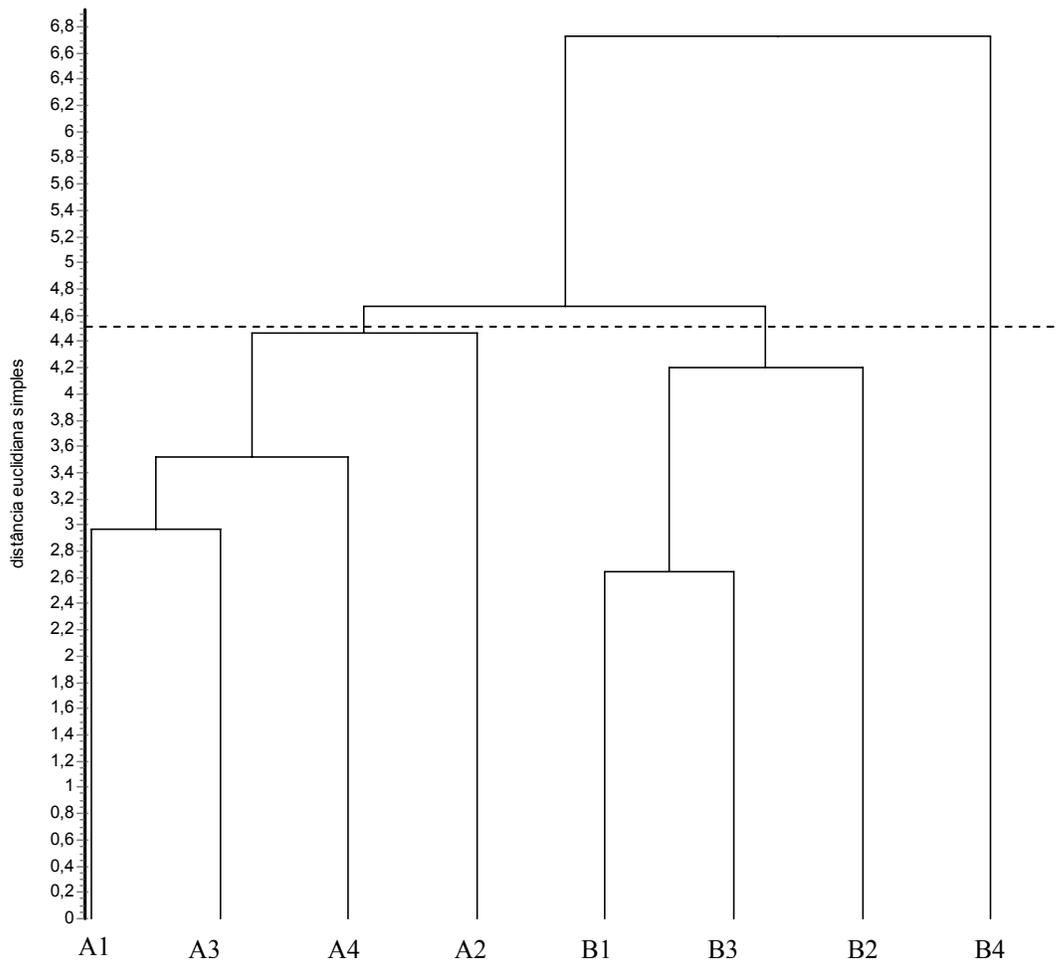


Figura 4 – Análise de agrupamento pelas características do solo dos oito fragmentos de mata estudados no município de São Luiz do Paraitinga, SP. Método de agrupamento por média de grupo (UPGMA), utilizando distância euclidiana simples, com os dados padronizados.

Na análise de agrupamento dos fragmentos pela composição do solo (Figura 4) foram formados dois grupos, agrupando fragmentos da mesma paisagem, evidenciando que há diferenças entre as características do solo entre a paisagem A e B. O fragmento B4 apresentou características do solo distintas dos demais e, assim, não se agrupou.

Na análise de agrupamento pela composição de espécies (Figura 5) ocorreu a formação de um grupo constituído por todos os fragmentos estudados da paisagem A, com adição de B1. Este grupo se mostrou consistente em análises preliminares utilizando outros métodos de agrupamento (ligação completa, método Ward e WPGMA). A maior similaridade dentro deste grupo foi entre os dois menores fragmentos da paisagem A, seguido pelos maiores fragmentos desta paisagem. O fragmento B1 se insere neste grupo apresentando alta similaridade relativa com o grupo formado pelos menores fragmentos da paisagem A. O fragmento B1 é o mais próximo (em distância geográfica) aos fragmentos da paisagem A. Os demais fragmentos da paisagem B não se agruparam.

Em relação à composição de espécies, houve uma diferença marginalmente significativa entre as duas paisagens (MRPP, $p = 0,056$).

A distância geográfica entre os fragmentos variou de 1,68 a 14,6 km, com média de $7,76 \pm 3,33$ km. Entre os fragmentos da paisagem A, a distância variou de 1,68 a 8,60 km, com média de $5,00 \pm 2,52$ km, e entre os da paisagem B foi de 2,28 a 6,80 km, com média de $4,97 \pm 1,55$ km (Tabela 6).

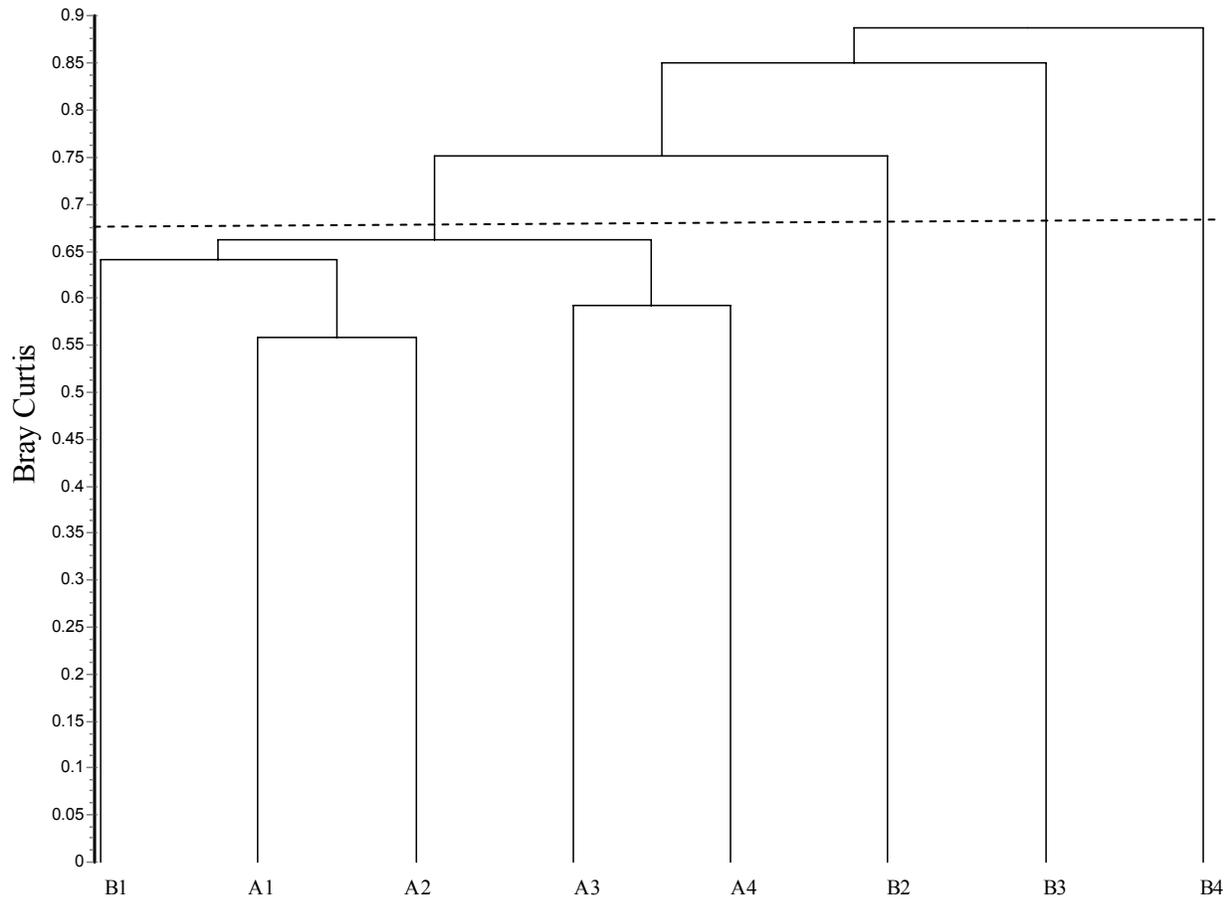


Figura 5 – Análise de agrupamento resultante da abundância de espécies arbóreas de oito fragmentos de mata do município de São Luiz do Paraitinga, SP. Coeficiente de Bray-Curtis e método de agrupamento por média de grupo (UPGMA).

Foi observada uma correlação positiva significativa entre a similaridade da composição de espécies arbóreas e a distância geográfica entre os fragmentos e entre a composição de espécies e características do solo (Tabela 7). Isso significa que quanto mais próximos os fragmentos, maior a similaridade em relação às espécies de árvores. A correlação entre as características do solo e a distância geográfica entre os fragmentos foi marginalmente significativa. A composição de espécies foi correlacionada com a distância geográfica quando controlado o fator das características do solo, e foi marginalmente

significativa entre a composição de espécies e as características do solo quando controlado o fator distância entre os fragmentos. Assim, a distância entre os fragmentos e as características do solo são fatores que influenciam na composição de espécies de árvores nos fragmentos analisados, sendo a distância geográfica o fator de maior importância.

Tabela 7 – Teste de Mantel entre a composição de espécies arbóreas com DAP ≥ 5 cm, a distância geográfica entre os fragmentos e características do solo (composição química e granulométrica). Valor de p obtido através de 10000 permutações para os testes simples e 100000 para os parciais. As variáveis controladas no Teste de Mantel Parcial estão entre parênteses.

Teste de Mantel Simples	r	p
árvores x distância	0,47	0,001*
árvores x solo	0,60	0,013*
solo x distância	0,30	0,064
Teste de Mantel Parcial		
árvores x distância x (solo)	0,38	0,047*
árvores x solo x (distância)	0,53	0,072

O valor de temperatura obtido na análise de aninhamento para a composição de espécies arbóreas dos fragmentos estudados foi alto ($63,8^\circ$), assim como a média gerada pelo modelo de aleatorização com 1000 interações (Monte-Carlo) ($53,45^\circ \pm 3,9^\circ$). Assim, a distribuição florística das espécies não tem um padrão aninhado e as áreas com menores riquezas não representam subgrupos derivados das áreas de maior riqueza.

Diversidade

A média do número de espécies amostradas por fragmento foi 42 ($\pm 7,46$) (Tabela 4). A riqueza estimada por Chao I variou de 54,75 ($\pm 13,08$) a 88,40 ($\pm 30,70$) (Figura 6). Na maioria das amostras, a relação do número de espécies observadas e estimadas foi entre 60 e 70%. Analisando os intervalos de confiança dos valores de riqueza estimada, observamos

que a riqueza estimada tende a ser semelhante entre todos os fragmentos. Segundo o estimador Chao I, a riqueza estimada para paisagem B é maior que na paisagem A. O índice de diversidade de Shannon nos fragmentos variou de 2,99 a 3,75 nats/ind (Tabela 4) e a diversidade regional foi muito alta ($H' = 4,39$ nats/ind).

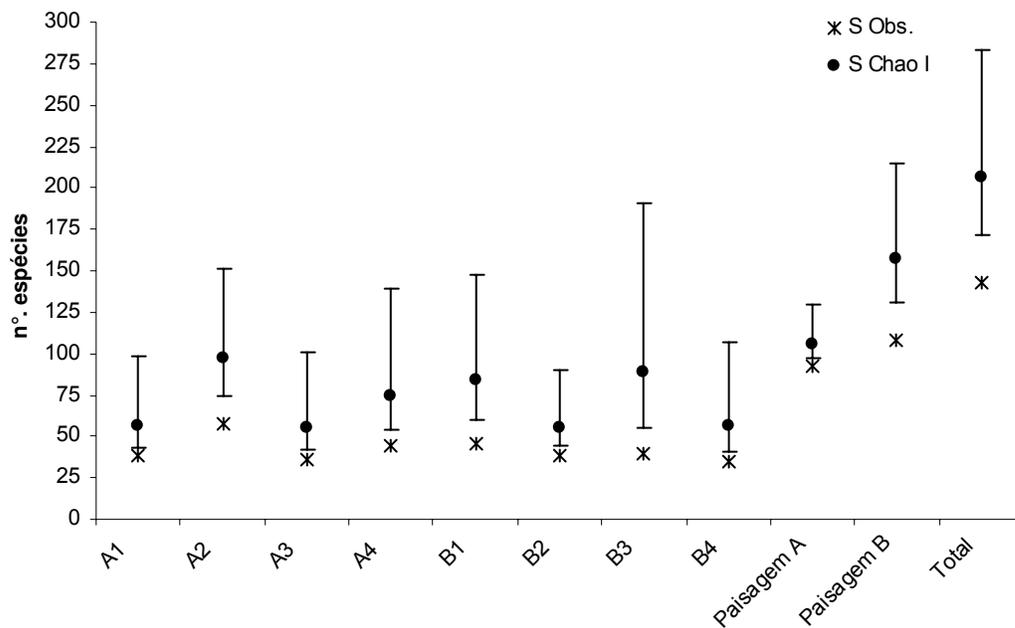


Figura 6 – Riqueza estimada por Chao I, com respectivos intervalos de confiança, em relação ao número de espécies amostradas nos fragmentos estudados em São Luiz do Paraitinga, SP. *S obs.* = Número de espécies amostradas e *S Chao I* = Número de espécies estimadas. *Paisagem A e B* representam o conjunto de espécies amostradas nos fragmentos pertencentes a cada paisagem. *Total* representa o conjunto de todas as áreas amostradas.

Houve uma correlação negativa entre o tamanho do fragmento e o índice de forma ($r=-0,81$ $p=0,015$), indicando que fragmentos maiores apresentam forma mais irregular, representado por baixos valores do índice de forma. As demais variáveis não foram correlacionadas.

Não houve relações significativas entre a riqueza e a diversidade de espécies com as variáveis dos fragmentos na paisagem (área, índice de forma, índice de proximidade mediano e distância média ao vizinho mais próximo). As proporções de espécies das diferentes síndromes de dispersão em cada fragmento também não foram correlacionadas com estas variáveis.

A análise da partição aditiva de diversidade indica que a riqueza de espécies nos fragmentos (diversidade α) contribuiu com cerca de 30% da riqueza regional (Figura 7) e foi menor que o esperado, caso a distribuição dos indivíduos pelos fragmentos fosse ao acaso ($p<0,00025$). Conseqüentemente, a diversidade beta entre fragmentos (β_1) foi maior que o esperado ($p<0,00025$), respondendo por 40% da riqueza total (Figura 7). Isso indica que os indivíduos de uma mesma espécie tendem a se agregar por fragmentos, diminuindo a riqueza α e aumentando-a na escala seguinte, entre os fragmentos (β_1). O ganho de riqueza quando passamos à escala de paisagens (β_2) não foi diferente do esperado, caso os fragmentos se distribuíssem ao acaso entre as paisagens ($p=0,086$). Assim, os conjuntos de espécies diferem entre os fragmentos, ou seja, a taxa de substituição de espécies entre eles é alta, representada pelo alto valor de β_1 .

Para o índice de Shannon, a diversidade α contribuiu com cerca de 75% da diversidade total de árvores. Em contraste com a riqueza de espécies, menos de 20% da diversidade foi encontrada entre os fragmentos (β_1) e menos de 10% entre as paisagens (β_2). A diversidade β_1 foi maior que o esperado ao acaso ($p<0,00025$), pois a diversidade α foi

menor que o esperado ao acaso ($p < 0,00025$), refletindo o fato das espécies estarem agrupadas nos fragmentos, como visto na partição aditiva da riqueza, e sugerindo que algumas espécies tiveram alta abundância em alguns fragmentos, reduzindo a equabilidade entre as espécies e conseqüentemente o índice de diversidade. A diversidade β_2 observada não foi diferente de uma distribuição ao acaso ($p = 0,61$).

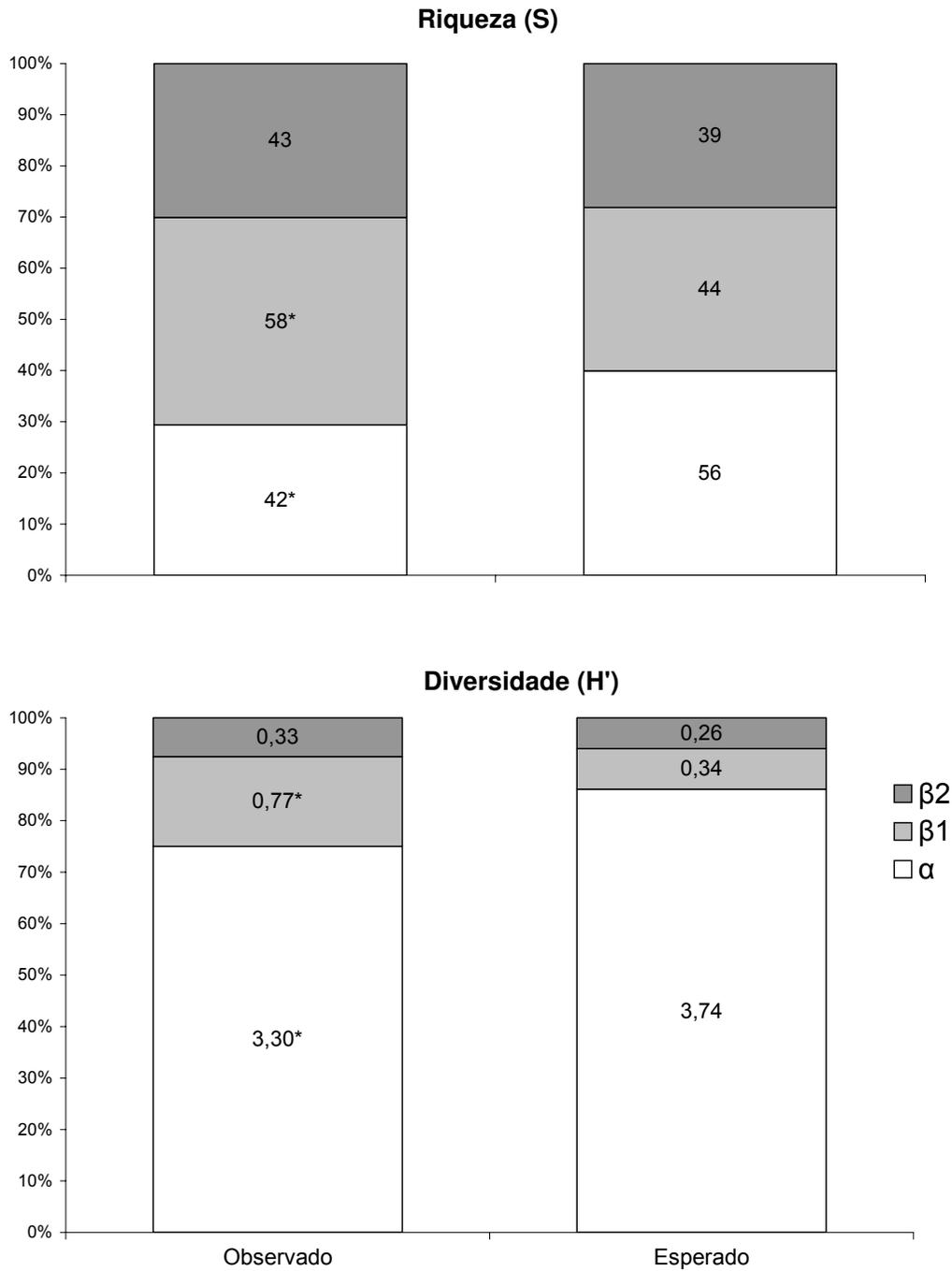


Figura 7 – Partição aditiva da diversidade de espécies arbóreas com DAP ≥ 5 cm: riqueza (S), Índice de Shannon (H'), decompostos em diversidade média na escala mais baixa (diversidade α , nos fragmentos), e o ganho de diversidade em cada escala (diversidade β_1 entre fragmentos e β_2 entre paisagens). A soma desses componentes resulta na diversidade total (γ) das duas paisagens estudadas. Os asteriscos indicam valores observados significativamente diferentes do esperado, caso a distribuição fosse ao acaso.

DISCUSSÃO

Composição florística

As famílias mais ricas do presente estudo estão entre as comumente citadas como mais ricas em Floresta Ombrófila Densa (Oliveira-Filho & Fontes 2000, Siqueira 1994). Fabaceae foi a família mais rica deste estudo, e em comparações entre áreas de floresta madura e secundária, outros autores (Leitão Filho 1993, Pessoa *et al.* 1997, Tabarelli 1997) notaram um aumento no número de espécies de Fabaceae nas matas secundárias. Lauraceae e Myrtaceae costumam apresentar grande número de espécies em formações secundárias ou maduras de Mata Atlântica no sudeste do Brasil (Lima & Guedes-Bruni *et al.* 1997, Tabarelli 1997 e Catharino *et al.* 2006). A elevada riqueza destas famílias também já foi citada para florestas montanas no Brasil (Lima & Guedes-Bruni 1997, Tabarelli 1997, Oliveira Filho & Fontes 2000, Sanchez 2001, Catharino *et al.* 2006). Dessa forma, percebemos que apesar das condições de intensa fragmentação florestal da região estudada, a composição da vegetação ainda preserva características da composição original, como as famílias e gêneros mais ricos.

Ocotea, *Eugenia*, *Myrcia* e *Miconia* são os gêneros mais ricos em Floresta Ombrófila Densa (Oliveira-Filho & Fontes 2000) e foram os gêneros mais ricos do presente estudo. O gênero *Ocotea* é muito característico de florestas bem preservadas da porção sul-sudeste do bioma Mata Atlântica, onde a família Lauraceae tem um dos seus principais centros de diversificação (Vattimo 1959), e consta, segundo Siqueira (1994), como o gênero de maior ocorrência na Mata Atlântica, seguido de *Eugenia*.

Miconia é um gênero muito diversificado no neotrópico e cuja explosão de espécies pode estar associada ao seu comportamento generalista que a capacita à ocupação de áreas

em estádios sucessionais iniciais (Lima & Guedes-Bruni 1997). Seus frutos são de grande importância para pequenos pássaros frugívoros neotropicais (Stiles & Rosselli 1993).

Myrtaceae, Lauraceae e Melastomataceae são famílias que representam rica fonte de alimento para a fauna. Myrtaceae representa o principal recurso para frugívoros de médio e grande porte na Floresta Atlântica Montana (Moraes 1992). A elevada riqueza de Myrtaceae pode ser um indicador da restauração de aspectos funcionais da mata, como a capacidade de manter grupos de animais (Tabarelli 1997).

Apesar de nas áreas amostradas cerca de 60% das espécies serem zoocóricas, este valor pode ser considerado baixo quando comparado a trechos de Floresta Ombrófila Densa Montana madura (98,9%), de 40 anos (87,7%) e 18 anos (78,5%) após corte e queima, analisados por Tabarelli (1997) no Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar. Catharino e colaboradores (2006) em estudo em áreas maduras e secundárias de Floresta Ombrófila Densa Montana em Cotia, SP, também encontraram valores maiores (77-89%) que os do presente estudo. A influência da ocorrência de invernos secos e a conseqüente influência de espécies da Floresta Estacional Semidecídua, que apresentam menores proporções de espécies zoocóricas (em torno de 60%) (Santos 2003) é um dos fatores que pode estar influenciando a baixa porcentagem de espécies zoocóricas nos fragmentos estudados.

A caça para o lazer é uma atividade culturalmente difundida há muitos anos entre os moradores de São Luiz do Paraitinga. Em três dos fragmentos foram encontrados vestígios de caçadores (como estruturas de “espera” e de “ceva” de caça). Como atualmente restam poucos e pequenos fragmentos de mata, muitos moradores relatam a escassez de animais nestes remanescentes.

A extinção local de muitas espécies de pássaros e mamíferos nesta região pode ser resultado de um intenso processo de fragmentação florestal e pode ter sido acentuada pela caça. Além disso, este fato é agravado pela dificuldade em se atravessar longas distâncias na matriz, impossibilitando a recolonização de fragmentos (Silva & Tabarelli 2000). Assim, em locais onde dispersores vertebrados chave foram eliminados, o fluxo de sementes de muitas espécies de árvores pela paisagem se torna muito limitado, o que pode reduzir sua frequência nos fragmentos. A família Sapotaceae, por exemplo, que é uma família caracterizada por sementes médias ou grandes, apresentou reduzida riqueza de espécies no presente estudo, assim como em outros estudos em áreas de florestas secundárias (Leitão Filho 1993, Tabarelli 1997). A redução de indivíduos de espécies com grandes sementes pode ser reflexo da diminuição de dispersores eficientes na paisagem, como aves com grande abertura do bico (Silva & Tabarelli 2000).

Diversidade

De maneira geral, a diversidade nos fragmentos (em média $H' = 3,31$) foi semelhante à de outros estudos realizados em áreas de mata secundária (Tabelas 4 e 8). A diversidade regional é alta ($H' = 4,40$ nats/ind) mas deve-se considerar que a amostragem no presente estudo abrangeu fragmentos numa área de cerca de 14000 ha, que contribuiu para o aumento deste índice.

Alguns estudos (Leitão Filho 1993, Sanchez *et al.* 1999) atribuem os altos valores de diversidade encontrados na Mata Atlântica à heterogeneidade ambiental das florestas, que podem apresentar variações topográficas, solos com diferentes níveis de fertilidade, profundidade e idade pedogenéticas, presença de áreas de encosta com diferentes orientações das vertentes em relação ao mar e ao trajeto do sol, com alterações nos regimes

de ventos, umidade do ar, precipitação e luminosidade, além de processos de perturbação da comunidade. Estes fatores propiciam condições muito diversificadas que favorecem o estabelecimento de um número muito grande de espécies capazes de ocupar diferentes habitats. A alta diversidade regional do presente estudo é influenciada pela heterogeneidade das comunidades arbóreas entre os fragmentos (das 142 espécies amostradas, 64,8% ocorreram somente em uma ou duas áreas, e apenas 12,0% ocorreram em cinco ou mais áreas), que pode ser devido a diferenças pré-existentes entre as áreas por alguns fatores citados acima, e ao fato de estarem inseridas numa paisagem fragmentada há mais de 50 anos, expostas a diferentes variáveis ambientais, que podem ter direcionado a composição e estrutura das comunidades a diferentes direções. Além disso, segundo Connel (1978), florestas sob um regime de perturbação intermediário seriam ricas em espécies, pois conteriam tanto espécies pioneiras quanto aquelas tolerantes à sombra, como parece ser o caso dos fragmentos analisados neste estudo.

Tabela 8 – Riqueza e diversidade de árvores em estudos em Floresta Ombrófila Densa. MP = mata primária; MS= mata secundária (idade); DAP = diâmetro à altura do peito; N = número de indivíduos amostrados; S = número de espécies e H' = índice de diversidade de Shannon (nats/ind).

Local	Método	DAP	N	S	H'	Referência	
Ubatuba, SP	MP	quadrantes	10 cm	640	123	4,07	Silva e Leitão Filho 1982
Picinguaba, SP	MP	parcelas	6 cm	673	120	4,07	Sanchez <i>et al.</i> 1999
Macaé de Cima, RJ	MP	parcelas	5 cm	2288	189	4,05	Guedes-Bruni <i>et al.</i> 1997
Ilha Grande, RJ	MP	parcelas	2,5 cm	519	134	4,28	Oliveira 2002
Cotia, SP	MP	quadrantes	5 cm	1200	179	4,54	Catharino <i>et al.</i> 2006
Macaé de Cima, RJ	MS (30 anos)	parcelas	5 cm	2217	155	3,66	Pessoa <i>et al.</i> 1997
Ilha Grande, RJ	MS (5 anos)	parcelas	2,5 cm	498	26	2,51	Oliveira 2002
Ilha Grande, RJ	MS (25 anos)	parcelas	2,5 cm	724	70	3,33	Oliveira 2002
Ilha Grande, RJ	MS (50 anos)	parcelas	2,5 cm	591	63	3,10	Oliveira 2002
Cotia, SP	MS (>80 anos)	quadrantes	5 cm	1200	157	4,25	Catharino <i>et al.</i> 2006

A maior parte (70%) da riqueza regional de espécies de árvores foi devido a diversidade β entre fragmentos e entre paisagens. Em contraste, a maior parte do índice de

Shannon foi encontrada dentro dos fragmentos. Assim como no presente estudo, outros pesquisadores encontraram resultados similares para a contribuição de α e β para riqueza de espécies e para o índice de Shannon na partição aditiva de diversidade (Wagner *et al.* 2000, Crist *et al.* 2003). O resultado contrastante entre a partição de diversidade com a riqueza de espécies e com o índice de Shannon pode ser explicado pelo padrão de dominância ou raridade das espécies (Crist *et al.* 2003, Gering *et al.* 2003) e pelas mudanças na abundância relativa das espécies entre fragmentos.

A análise de partição aditiva de diversidade indicou uma variação considerável da riqueza de espécies entre os fragmentos estudados. A diversidade α foi significativamente menor e β_1 significativamente maior do que o esperado, caso a distribuição fosse ao acaso. Assim, de acordo com o conjunto de espécies amostrados regionalmente, cada fragmento apresenta uma diversidade menor do que o esperado, se as espécies fossem distribuídas ao acaso. Além disso, a taxa de substituição de espécies entre fragmentos é muito alta, o que eleva a diversidade regional. O fato da diversidade β_1 ter diferido de uma distribuição ao acaso pode indicar um padrão de agregação intraespecífica das espécies de árvores nos fragmentos limitando a diversidade α e aumentando β (Veech 2005). Diferenças nas condições abióticas entre as localizações geográficas das comunidades, a presença de competidores (como bambus, por exemplo) ou predadores e diferenças nas adaptações e modos de dispersão das espécies são fatores que podem influenciar na distribuição das espécies entre comunidades, podendo levar a agregação (Veech 2005). Além disso, fatores locais relacionados à chegada e estabelecimento diferencial das espécies, como chuva de sementes, taxa de germinação, predação e herbivoria também podem ser importantes para explicar as altas taxas de diversidade β_1 .

De forma geral, os fragmentos da região estudada são formados por um mosaico de vegetação com características distintas (como, por exemplo, porte, densidade e diversidade das árvores, abertura do dossel e invasão por gramíneas exóticas ou bambus), que variam de acordo com o tipo, a frequência e intensidade dos distúrbios que estão expostos. Porém, há fragmentos que ainda abrigam áreas de floresta em bom estado de conservação. Acima de tudo, a região estudada apresenta uma alta diversidade, e cada fragmento deste estudo exhibe uma composição de espécies que parece resultante de uma série de fatores que variaram diferentemente ao longo do espaço e do tempo, tendo cada um, um conjunto de características próprias. A alta diversidade encontrada entre fragmentos ressalta a importância da manutenção desses fragmentos, mesmo dos pequenos, para a conservação da diversidade regional de uma paisagem intensamente fragmentada. Estes fragmentos aumentam a probabilidade de sobrevivência de diversas espécies e muitas vezes podem abrigar espécies em extinção (Turner & Corllet 1996, Santos *et al.* 2007, Franco *et al.* 2007).

No presente estudo, foram amostradas duas espécies consideradas ameaçadas de extinção: *Ocotea odorifera*, ocorreu com um indivíduo em B3 e é classificada como “vulnerável” na lista de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção (Biodiversitas 2006) e *Campomanesia sessiliflora*, ocorreu com um indivíduo em B2 e B3, e é classificada como “em perigo crítico” na lista de espécies da flora do Estado de São Paulo ameaçadas de extinção (SMA 2004). Este fato reforça ainda mais a importância da conservação de pequenos fragmentos, mesmo que alterados, para a conservação da diversidade regional.

Diferenças entre as paisagens

As famílias mais ricas são as mesmas nas duas paisagens, mas os gêneros mais ricos e as espécies mais abundantes são diferentes. Muitas espécies co-ocorrem nas duas paisagens e a paisagem B tem mais espécies exclusivas que a A. As proporções de espécies por síndrome de dispersão também não foram diferentes entre as duas paisagens. O valor de riqueza estimado por Chao I para a paisagem B é maior que para a paisagem A. O estimador utilizado é sensível a espécies raras e foi influenciado pelo maior número de espécies “exclusivas” na paisagem B.

O resultado marginalmente significativo na análise MRPP de comparação da composição de espécies arbóreas entre as paisagens pode ser refletido na formação de um grupo de similaridade (ainda que baixa) dos fragmentos da paisagem A, com adição de B1. Neste grupo, os fragmentos de tamanhos similares apresentaram maior similaridade florística, sendo que os maiores fragmentos da paisagem se separaram dos menores, e estes foram similares ao menor fragmento da paisagem B. Os fragmentos B3 e B4 apresentaram expressivas diferenças na composição de espécies arbóreas em relação aos demais. O fragmento B4, é o fragmento com maior altitude (1080 m) e apresenta características do solo menos semelhante às dos outros fragmentos. O fragmento B3, em 1973 apresentava o tamanho equivalente a 10% de sua área em 2002. Isso significa que este fragmento passou por um processo drástico de redução de área, redução do número de espécies e do tamanho das populações, e posterior regeneração natural e expansão de área, o que pode ter influenciado diferenciadamente a composição da comunidade de árvores.

A distância geográfica entre os fragmentos e as características do solo foram os fatores que melhor explicaram as semelhanças florísticas entre os fragmentos estudados, sendo a distância geográfica o fator de maior importância. Na análise de agrupamento dos

fragmentos pelas características do solo, podemos perceber que há diferenças nas características do solo entre a paisagem A e B. Entretanto, fragmentos mais similares em relação ao solo não foram mais similares em relação à composição de espécies arbóreas. No grupo formado na análise de agrupamento, o fragmento B1 se mostrou mais similar aos fragmentos da paisagem A. Este fragmento da paisagem B também é o mais próximo geograficamente aos fragmentos da paisagem A, o que provavelmente resultou na sua inclusão no grupo formado.

Scudeller e colaboradores (2001), num estudo em maior escala, revelaram que a similaridade de espécies arbóreas entre áreas de Floresta Ombrófila Densa no estado de São Paulo é relacionada com a distância geográfica entre as áreas. Assim como no presente estudo, outros pesquisadores (Santos *et al.* 2007) encontraram uma relação significativa entre a composição de espécies e a distância geográfica das áreas, podendo indicar que áreas de Mata Atlântica podem ser heterogêneas, mesmo em escalas menores. Dessa forma, a semelhança e diferença entre as áreas pode ser explicada por diferenças pré-existentes entre a vegetação das áreas amostradas.

Portanto, a composição e diversidade de espécies arbóreas nos fragmentos de mata estudados são heterogêneas e não respondem aos fatores analisados aqui na escala das paisagens, sendo provável que sejam afetadas por fatores que atuem em escalas espaciais menores. Assim, as diferenças na cobertura de reflorestamentos de eucalipto e de processos sociais que diferenciavam as duas paisagens parecem não influenciar diretamente na vegetação dos fragmentos. Provavelmente, a forma de uso das áreas vizinhas às matas e as práticas humanas no entorno e interior dos fragmentos, têm maior influência na vegetação dessas áreas.

Relações entre diversidade de árvores e variáveis dos fragmentos

Apesar da previsão de uma relação positiva entre riqueza e área, análises desta relação têm gerado resultados inconsistentes para a riqueza de espécies de plantas: alguns autores confirmaram esta expectativa (Laurance *et al.* 2002, Ross *et al.* 2002, Hill & Curran 2003), mas outros, incluindo o presente estudo, não encontraram relação entre a riqueza de espécies lenhosas com o tamanho do fragmento (Ochoa-Gaona *et al.* 2004, Pessoa & Oliveira 2006, Santos *et al.* 2007).

De forma geral, a relação espécie-área nos fragmentos florestais não é simples, especialmente considerando que o número de espécies nestes pode diminuir com extinções, pode ser mantido ou ainda aumentar através de fluxos entre os fragmentos e a matriz em que está inserido (Gascon *et al.* 1999).

O efeito de borda desempenha um importante papel na dinâmica de fragmentos florestais (Murcia 1995, Laurance *et al.* 2002, Laurance *et al.* 2006). Assim, a forma do fragmento pode ser um fator potencialmente importante para sobrevivência de algumas espécies, podendo influenciar na sua riqueza e diversidade. No presente estudo, não houve relação entre a diversidade de árvores com a forma do fragmento. Porém, Hill & Curran (2003) estudando fragmentos florestais em Gana verificaram que a forma dos fragmentos explicou parcialmente a diversidade de espécies de árvores, levando em conta o grupo funcional a que pertenciam, tendo, por exemplo, a proporção de indivíduos regenerantes de espécies pioneiras aumentado com o aumento da irregularidade da forma dos fragmentos. Assim, a forma do fragmento parece influenciar de maneira distinta diferentes grupos de espécies.

No presente estudo, assim como para Ochoa-Gaona *et al.* (2004), foi encontrada uma correlação entre o tamanho e a forma do fragmento, sendo que os fragmentos maiores

apresentaram maior irregularidade na forma. De certa forma, é esperado que fragmentos menores tenham maior probabilidade de terem forma circular que os fragmentos maiores. Na região do estudo, as extensas áreas de borda em fragmentos maiores são parcialmente devido à presença de projeções lineares de mata, situações freqüentes em áreas de alta declividade, de topo de morro e de grotas, em função dos padrões de uso da terra pelos proprietários. Entretanto, é importante ressaltar que os fragmentos maiores, apesar de mais irregulares, podem apresentar importantes áreas de interior, enquanto pequenos fragmentos com formas simples podem ser considerados como quase totalmente borda (Kapos 1989).

O isolamento é freqüentemente considerado um dos mais importantes fatores na dinâmica de populações. Entretanto, ainda há incerteza em relação aos seus efeitos na riqueza de espécies, em parte pelo fato das conseqüências biológicas dependerem da escala do organismo envolvido e também pela auto-ecologia das espécies envolvidas (como dispersão, germinação e estabelecimento, por exemplo).

Ochoa-Gaona *et al.* (2004) encontraram uma relação negativa entre isolamento e riqueza de lenhosas, indicando que quanto mais isolados os fragmentos, menor é o número de espécies. No presente estudo, assim como para Hill & Curran (2003), não houve relação entre o isolamento e a riqueza de árvores, indicando que a diversidade na região estudada deve ser mais fortemente influenciada por outros fatores não relacionados diretamente ao fluxo de espécies através da paisagem, ou ainda, mesmo os considerados conectados nesse estudo, estejam isolados.

Uma das razões para explicar a ausência de relação entre a diversidade de espécies com a área, forma e isolamento dos fragmentos pode ser a resposta lenta de certos organismos às alterações ambientais (Tilman *et al.* 1994, Loehle & Li 1996). As árvores de florestas tropicais, em geral, têm um longo tempo de vida (Martinez-Ramos & Alvarez-

Buylla 1998) e os indivíduos adultos presentes num fragmento podem ser representativos de um tempo em que as condições ambientais eram outras, como por exemplo, diferentes intensidades de fragmentação florestal na paisagem e diferentes tamanhos e formas dos fragmentos.

Os resultados de dados de SIG do projeto “Biodiversidade e processos sociais em São Luiz do Paraitinga” (dados não publicados) revelaram que os fragmentos e certas características das paisagens são dinâmicos no tempo. Nas paisagens estudadas, em 1975 havia 10% a mais de cobertura de florestas secundárias do que em 2002, o que indica uma perda líquida de cerca de 150 ha no período. No entanto, as perdas brutas devem ter sido bem maiores, compensadas pela regeneração das florestas em pastos abandonados e capoeiras, que foi freqüente. O sensoriamento remoto também revelou que todos os fragmentos estudados, com uma exceção, incluem áreas que eram pasto em 1975. Por outro lado, a maioria dos fragmentos perdeu alguma área para pastagens, nesse mesmo período. Deste modo, o tamanho, forma e isolamento dos fragmentos, assim como a permeabilidade da matriz, se alteram ao longo do tempo, o que dificulta a tentativa de se obter relações entre variáveis da paisagem e dos fragmentos com a diversidade de espécies atual.

Helm *et al.* (2006) não encontraram relação entre a riqueza de espécies de plantas vasculares com a área e a conectividade atual de manchas de campos de gramíneas em ilhas na Estônia, porém a relação foi significativa para a área e conectividade das manchas há 70 anos. Lindborg & Eriksson (2004), estudando campos seminaturais de gramíneas na Suíça, também não encontraram relação entre a área e conectividade atual e riqueza de espécies, mas a relação foi significativa para a conectividade entre as manchas 50-100 anos antes. Um estudo analisando as relações entre riqueza de espécies e o histórico ecológico da

região, através de seqüências temporais de imagens, poderia ser útil na compreensão de padrões de riqueza na paisagem estudada.

O projeto “Biodiversidade e processos sociais em São Luiz do Paraitinga, SP” revelou (dados não publicados) que na região há uma histórica e presente dinâmica de concentração e fragmentação de propriedades rurais, de mudança de proprietários e do tipo de propriedade, que interage com a dinâmica das comunidades biológicas em um processo integrado, que dá origem à paisagem que se vê no município. Pode-se dizer que a dinâmica espacial na região é regida pela propriedade rural, que significa que cada proprietário tem relativo domínio das decisões sobre o território que lhe pertence. Entretanto, há fluxos de pessoas, animais e plantas entre elas e há usos das unidades da paisagem que não respeitam as fronteiras das propriedades (como é o caso dos caçadores clandestinos).

De forma geral, as comunidades de árvores nos fragmentos de mata estudados são muito heterogêneas e não respondem diretamente a fatores em escala de paisagem. As manchas de vegetação estudadas passaram por um processo de fragmentação florestal que reduziu o tamanho populacional e o número de espécies arbóreas de forma diferenciada. A fragmentação também levou ao isolamento das manchas de vegetação e a exposição destas a diferentes variáveis ambientais e sociais, de acordo com o uso e ocupação do solo no entorno dos fragmentos e com as práticas humanas, tanto no seu interior quanto em seu entorno. As práticas sociais que mais influenciam na comunidade vegetal são as relacionadas ao corte de árvores, acesso ao gado e ao fogo, e caça nos fragmentos. É importante ressaltar que os fatores históricos influenciam fortemente a estruturação da comunidade vegetal atual. Assim, as diferenças entre as comunidades de árvores dos fragmentos de mata estudados podem ser devido a diferenças pré-existentes entre as áreas e acentuadas pelo fato de estarem inseridos numa paisagem fragmentada há mais de 50 anos,

expostas a diferentes variáveis ambientais e sociais, que podem ter direcionado a composição e estrutura das comunidades para diferentes arranjos. O fato de cada fragmento apresentar uma composição de espécies diferente, ou seja, uma baixa similaridade de espécies arbóreas entre fragmentos e a alta diversidade entre eles ressaltam a importância da conservação, mesmo de pequenos fragmentos, para a manutenção da elevada diversidade regional.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, M.J. & LEGENDRE, P. (1999) An empirical comparison of permutation methods for tests of partial regression coefficients in a linear model. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 62: 271-303.
- ATMAR, W. & PATTERSON, B. D. 1995. The nestedness temperature calculator: a visual basic program, including 294 presence-absence matrices. – AICS Research Incorporate and The Field Museum.
- BIODIVERSITAS. 2006. Revisão da Lista da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção. http://www.biodiversitas.org.br/florabr/consulta_fim.asp (último acesso em 01/02/2008).
- BONNET, E. & VAN DE PEER, Y. 2002. ZT: a software tool for simple and partial Mantel tests. *Journal of Statistical Software* 7 (10): 1-12.
- BROWN, J.H. & KODRIC-BROWN, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.
- BREMER B, BREMER K, CHASE M.W., *et al.* 2003. An update of angiosperm phylogeny group classification for orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnaean Society* 141: 399-436.
- CATHARINO, E.L.M, BERNACCI, L.C., FRANCO, G.A.D.C., DURIGAN, G., METZGER, J.P. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* v6 (n2) –<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006>
- CHAO, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- CONNEL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- COTTAM, G. & CURTIS, J.T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37:451-460.
- CRIST, T.O., VEECH, J.A, GERING, J.C., SUMMERVILLE, K.S. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of α , β and γ diversity. *The American Naturalist* 162: 734-743.

- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.
- FRANCO, G.A.D.C, SOUZA, F.M., IVANAUSKAS, N.M, N.M.; MATTOS, I.F.A.; BAITELLO, J.B.; AGUIAR, O.T.; CATARUCII, A.F. M. AND POLISEL, R.T.. 2007. Importância dos remanescentes florestais de Embu - SP para a conservação da flora regional. *Biota Neotropica*. vol. 7, no.3
<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn02507032007>
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). 2002. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: período 1995-2000.
- GASCON, C., T. E. LOVEJOY, R. O. BIERREGAARD, J. R. *et al.* 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223–229.
- GERING, J. C., CRIST, T.O., VEECH, J.A. 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology* 17:488–499.
- GUEDES-BRUNI, R.R., PESSOA, S.V.A., KURTZ, B.C. 1997. Florística e estrutura do componente arbustivo arbóreo de um trecho preservado de Floresta Montana da Reserva Ecológica de Macaé de Cima *in*: LIMA, H.C. E GUEDES BRUNI, R.R. (eds) 1997. Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.
- GUSTAFSON, E.J. & PARKER, G.R. 1992. Relationship between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7: 101-110.
- HAILA, Y, HANSKI, I.K, RAIVIO, S. 1993 Turnover of Breeding Birds in Small Forest Fragments: The "Sampling" Colonization Hypothesis Corroborated. *Ecology* 74: 714-725
- HELM, A., HANSKI, I., PÄRTEL, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9:72-77
- HILL, J.L. & CURRAN, P.J. 2003 Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30: 1391–1403.

- HOWE, H.F. & SMALLWOOD, J., 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201–228.
- KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173–185.
- KAPOS, V., WANDELLI, E., CAMARGO, J.L. & GANADE, G. 1997. Edge- related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. *In: W. F. Laurance & R.O. Bierregaard, (eds.) Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities* (Chicago University Press, New York, p.33-44.
- LANDE, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.
- LAURANCE, W.E., NASCIMENTO, H.E.M., LAURANCE, S. G., *et al.* 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* 87:469–482.
- LAURENCE, W.F., LOVEJOY, T.E., VASCONCELOS, H.L. *et al.* 2002. “Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22 year investigation”. *Conservation Biology* 16(3):605-618.
- LEITÃO FILHO, H.F. 1993. *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão*. Editora Unesp e Editora da Unicamp, Campinas, SP.
- LIMA, H.C. & GUEDES BRUNI, R.R. 1997. Plantas arbóreas da Reserva Ecológica de Macaé de Cima *in: LIMA, H.C. E GUEDES BRUNI, R.R. (eds) 1997. Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.
- LINDBORG, R. & ERIKSSON, O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85, 1840–1845.
- LOEHLE, C. & LI, L. 1996. Habitat destruction and the extinction debt revisited. *Ecological Applications* 6: 784-789.
- LOMOLINO, M.V. 2001. The species-area relationship: new challenges for an old pattern. *Progress in Physical Geography* 25:1-21.
- MAGURRAN, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford UK.

- MANTOVANI, W. & MARTINS, F.R. 1988. Variações fenológicas das espécies do cerrado da reserva biológica de Mogi-Guaçu, estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 11: 101-112.
- MARTINEZ-RAMOS, M. & ALVAREZ-BUYLLA, E.R. 1998. How old are tropical rain forest trees? *Trends in Plant Science* 3:400–405.
- MEUNIER, I. 1998. Conservação da Reserva Ecológica de Dois Irmãos – Potencial e carências para a condução de um plano de manejo de área silvestre. In: MACHADO, I. C., LOPES, A. V. & PÔRTO, K. C. Reserva ecológica de Dois Irmãos: estudos de um remanescente de Mata Atlântica em área urbana. Recife: Imprensa Universitária - UFPE.
- MORAES, P.L.R. 1992. Dispersão de sementes pelo mono-carvoeiro (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy, 1806) no Parque Estadual de Carlos Botelho. *Revista Instituto Florestal* 4: 1199-1205.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- OCHOA-GAONA, S. GONZALEZ-ESPINOSA, MEAVE, J.A., BON, V.S.D. 2004. Effect of forest fragmentation on the woody flora of highlands of Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 13:567-884.
- OLIVEIRA FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in Southeastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810
- PATTERSON, B.D. 1987. The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. *Conservation Biology* 1: 323-334.
- PATTERSON, B.D. & ATMAR, W. 2000. Analyzing species composition in fragments. In: Rheinwald, G. (Ed.) *Isolated Vertebrate Communities in the Tropics*. Bonn Zoological Monographs 46: 9-24.
- PESSOA, S.V.A., GUEDES BRUNI, R.R., KURTZ, B.C. 1997. Composição florística e estrutural do componente arbustivo-arbóreo de um trecho secundário de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima *in*: LIMA, H.C. E GUEDES BRUNI, R.R. (eds). Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

- PESSOA, S.V.A. & OLIVEIRA, R.R. 2006. Análise estrutural da vegetação arbórea em três fragmentos florestais na reserva biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 57: 391-411.
- ROLSTAD, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnaean Society* 42: 149-163.
- ROSS, K.A., FOX, B.J., FOX, M.D., 2002. Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. *Journal of Biogeography* 29: 749–765.
- SANCHEZ, M. 2001. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea num gradiente altitudinal da Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, Unicamp, Campinas, SP.
- SANCHEZ, M., PEDRONI, F., LEITÃO FILHO, H.F. E CÉSAR, O. 1999. Composição florística de um trecho de floresta ripária na Mata Atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 22: 31-42
- SANTOS, K. 2003. Caracterização florística e estrutural de onze fragmentos de mata estacional semidecidual da área de proteção ambiental do município de campinas – SP. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. Campinas, SP.
- SANTOS, K., KINOSHITA, L.S., SANTOS, F.A.M. 2007. Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 35: 268–277.
- SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J., MARGULES, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- SCUDELLER, V.V., MARTINS, F.R., SHEPHERD, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. *Plant Ecology* 152: 185–199.
- SHEPHERD, G.J., 2006. FITOPAC – versão preliminar. Manual do usuário. Departamento de Botânica. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- SILVA J.M.C. & TABARELLI M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72–73.

- SIQUEIRA, M.F. 1994. Análise florística e ordenação de espécies arbóreas da Mata Atlântica através de dados binários. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia, Unicamp, Campinas, SP.
- SMA (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo). 2004. Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo. Resolução SMA 48, de 21 de setembro de 2004.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 3rd edition. W. H. Freeman and Co.: New York.
- STILES, F.G., ROSSELLI, L. 1993. Consumption of fruits of the Melastomataceae by birds: how diffuse is coevolution? *Vegetatio* 107/108:57-73
- SUMMERVILLE, K.S., BOULWARE, M., VEECH, J.A., CRIST, T.O. 2003. Spatial variation in species diversity and composition of forest Lepidoptera in Eastern Deciduous Forests of North America. *Conservation Biology* 17: 1045-1057.
- TABARELLI, M. 1997. A regeneração da Floresta Atlântica Montana. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999 A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil)”. *Revta Brasil. Bot.* 22(2):217-223.
- TABARELLI, M., MANTOVANI, W. & PERES, C. A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- TILMAN, D.; MAY, R. M.; LEHMAN, C. L. & NOWAK, M. A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 370: 66.
- TURNER, I.M. & CORLETT, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 330-333.
- VAN DER PIJL, A. 1982. Principles of Dispersal in Higher Plants, 2nd Edition. Springer-Verlag, Berlin
- VATTIMO, I. 1959. O gênero *Ocotea* Aubl. no sul do Brasil. *Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro* 17: 199-226
- VEECH, J.A. 2005. Analyzing patterns of species diversity as departures from random expectations. *Oikos* 108: 149-155.

- VEECH, J.A., SUMMERVILLE, K.S., CRIST, T.O., GERING, J.C. 2002. The additive partitioning of diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* 99:3–9.
- WAGNER, H. H., WILDI, O., EWALD, K. C. 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology* 15: 219– 227.

Capítulo 2 – Composição e diversidade arbustivo-arbórea na submata e regeneração natural em fragmentos florestais em São Luiz do Paraitinga

INTRODUÇÃO

Em florestas tropicais, o estudo da vegetação tem se restringido, em grande parte, ao conjunto de árvores adultas e, mais recentemente, tem se voltado a outras classes de tamanho, principalmente às plântulas e indivíduos jovens, por representarem o potencial regenerativo da estrutura arbórea (Oliveira *et al.* 2001, Alves & Metzger 2006, Salles & Schiavini 2007).

Apesar de sua complexidade, é necessário um conhecimento mais sintético sobre o processo de regeneração em florestas tropicais sujeitas a diferentes regimes de perturbação, tanto natural como antrópico, para que se faça uso desse conhecimento na resolução de questões sobre conservação, manejo e restauração de florestas tropicais (Guariguata *et al.* 1997, Rodrigues & Leitão-Filho 2000, Alves & Metzger 2006).

Tendo em vista o estado atual de degradação da Mata Atlântica, estratégias de conservação que visem proteger de forma efetiva seus remanescentes florestais têm que levar em consideração os padrões de distribuição de organismos em uma paisagem fragmentada (Fahrig 2003). Para isso é necessário compreender como os padrões de diversidade variam através de diferentes escalas espaciais (Summerville *et al.* 2003).

Uma maneira de abordar este problema é através da partição aditiva de diversidade (Lande 1996), em que a diversidade total (γ) é dividida entre a diversidade dentro (α) e entre (β) amostras. A maneira como a diversidade de espécies se distribui em diferentes escalas tem uma grande relevância para testar teorias ecológicas que busquem entender os

processos que geram estes padrões e possuem um grande potencial de aplicação em biologia da conservação (Veech *et al.* 2002).

Outra forma de abordar a questão dos padrões de distribuição de organismos em uma paisagem fragmentada é através do entendimento de como certas variáveis dos fragmentos (como tamanho, forma e isolamento do fragmento) estão relacionadas à diversidade de espécies. Entretanto, alguns organismos podem apresentar respostas lentas às alterações ambientais (Tilman *et al.* 1994, Loehle & Li 1996). As árvores de florestas tropicais, em geral, têm um longo tempo de vida (Martinez-Ramos & Alvarez-Buylla 1998) e os indivíduos adultos presentes num fragmento podem ser representativos de um tempo em que as condições ambientais eram outras, como por exemplo, diferentes intensidades de fragmentação florestal na paisagem e diferentes tamanhos e formas dos fragmentos. Dessa forma, efeitos de alterações ambientais em árvores em fragmentos remanescentes podem ser expressados mais fortemente pelas populações do estrato de regeneração natural (Hill & Curan 2003).

A composição de espécies arbustivo-arbóreas também pode ser alterada com a fragmentação florestal. Se houver uma seqüência previsível de perda de espécies à medida que um fragmento de habitat for reduzido ou degradado, seria esperado que fragmentos menores tivessem a composição de espécies mais similares entre si, pois somente um subgrupo limitado de espécies poderia sobreviver com as novas condições do habitat, caracterizando uma comunidade “aninhada” (Patterson 1987). Dessa forma, fragmentos menores devem apresentar composição similar quando comparados entre si, e devem ser um subgrupo dos fragmentos maiores.

Além disso, podemos esperar que fragmentos menores e mais isolados apresentem uma menor proporção de espécies zoocóricas (Tabarelli *et al.* 1999) e maior proporção de

anemocóricas. A maioria das aves florestais é incapaz de atravessar mais que 100-200m de espaço aberto, e até mesmo alguns mamíferos não conseguem viajar por longas distâncias na matriz, restringindo a dispersão de sementes de várias espécies na paisagem (Silva & Tabarelli 2000). Assim, espécies anemocóricas podem ser beneficiadas em ambientes fragmentados por apresentarem maior chance de atingir longas distâncias em ambientes abertos, como pastagens (Howe & Smallwood 1982). Adicionalmente, outros fatores ambientais, como características do solo e proximidade geográfica entre áreas, também podem influenciar a distribuição das espécies no espaço.

Para o melhor entendimento dos padrões de distribuição das espécies arbustivo-arbóreas e da regeneração natural em fragmentos florestais numa região de Mata Atlântica intensamente fragmentada, o presente estudo teve como objetivo responder as seguintes perguntas: como a composição e a diversidade de espécies arbustivo-arbóreas presentes na submata dos fragmentos florestais se distribuem em diferentes escalas espaciais? Características do solo e a proximidade geográfica entre as áreas influenciam na distribuição das espécies no espaço? A composição e diversidade na submata estão relacionadas à área, à forma ou ao isolamento dos fragmentos? Qual é o potencial da regeneração natural nos fragmentos de mata?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi realizado na zona rural do município de São Luiz do Paraitinga, São Paulo, Brasil. Foram delimitadas duas áreas (paisagens A e B, ver “Contextualização”), que apresentavam contrastes sociais (atividade econômica, histórico de ocupação e tamanho de propriedade) e de estrutura da paisagem, mas com relevo, clima e solo

similares. Estas duas paisagens ocupam uma área de cerca de 7000 ha cada e localizam-se na porção noroeste do município, que tem altitudes entre 760 e 1100 m. A principal diferença entre as paisagens é a cobertura de 9% de reflorestamento de eucalipto na paisagem A, contra 0,1% na paisagem B. No contexto do presente estudo, estas paisagens foram utilizadas principalmente para analisar a distribuição da composição e diversidade de espécies arbóreas em diferentes escalas espaciais.

Em cada paisagem foram amostrados quatro fragmentos florestais (Tabela 1). A amostragem nestes fragmentos foi realizada em áreas de mata, em topo de morro (declividade 0° a 6°), que eram ocupadas por mata em 1973 e em 2002, segundo sobreposição de fotos aéreas da época com as imagens de satélite SPOT V de 2002 e cartas topográficas do IBGE (1:50000), digitalizadas e incorporadas numa base cartográfica digital, utilizando o software ArcView 3.2 GIS®. Esta escolha foi feita a fim de homogeneizar as áreas amostradas em diferentes fragmentos, uma vez que estes apresentam alta heterogeneidade ambiental interna. A escolha de áreas de topo de morro evitou que fossem amostradas áreas em diferentes situações topográficas, que podem resultar em diferenças na vegetação de acordo com a inclinação e a orientação da vertente em relação ao sol. A escolha de áreas que eram ocupadas por matas em 1973 evitou que fossem amostradas áreas em estágio de regeneração inferior a 30 anos.

Tabela 1 –Área, índice de forma (IF), distância média ao vizinho de mata mais próximo (DVP) e índice de proximidade mediano (IPM) dos fragmentos florestais estudados em São Luiz do Paraitinga, SP.

Fragmento	Área (ha)	IF	DVP	IPM	Altitude (m)		Localização (UTM)	
					mín.	máx.	eixo X	eixo Y
A1	13,21	0,44	14,8	22,36	701	801	470030	7437560
A2	15,76	0,46	46,95	33,54	817	881	464020	7436250
A3	42,34	0,2	31,59	42,72	820	920	461150	7436850
A4	53,81	0,22	23,57	25	801	901	464430	7437870
B1	11,05	0,45	3,14	56,57	778	841	463280	7431320
B2	17,42	0,52	6,28	46,1	821	881	467610	7427940
B3	54,08	0,39	10,22	32,78	760	880	461130	7425675
B4	73,42	0,21	7,34	54,88	840	1080	465570	7427190

Amostragem

Para coleta de dados foi utilizado uma adaptação do método de ponto quadrante (Cottam & Curtis 1956), pois não foram tomadas as medidas de distância das plantas ao ponto. Em cada fragmento foram amostrados 30 pontos, dispostos de 10 em 10 m em transecções que percorreram áreas semelhantes em todos os fragmentos, evitando as áreas de borda, numa faixa de 20 m. Em cada quadrante foram coletados materiais para identificação dos indivíduos arbustivo-arbóreos maiores que 1,5 m de altura e com diâmetro a altura do peito (1,3 m do solo; DAP) menor que 5 cm, totalizando 120 indivíduos por amostra. Os indivíduos amostrados foram considerados como indivíduos na submata. A submata aqui é considerada como o conjunto da vegetação presente no estrato vertical abaixo do dossel, que é composta de arbustos, arvoretas e indivíduos jovens de árvores.

Tratamento dos dados

Os indivíduos amostrados foram classificados quanto à espécie, família e síndrome de dispersão. As identificações taxonômicas foram feitas segundo técnicas usuais em taxonomia e os espécimes foram incluídos em famílias segundo o sistema de classificação APG II (Bremer *et al.* 2003). As espécies foram classificadas quanto ao hábito, de acordo com observações de campo e informações registradas em herbário, em: arbustos, arvoretas ou árvores. Foram considerados arbustivas as espécies lenhosas cujos indivíduos tenham ramificações permanentes originando-se até 50 cm acima do solo. As espécies cujos indivíduos apresentassem ramificações acima de 50 cm do solo e que apresentassem altura máxima de 7 m foram consideradas “arvoretas”, que são árvores pequenas, usualmente comuns na submata de florestas tropicais. Foram consideradas “árvores” as espécies lenhosas cuja altura dos indivíduos ultrapasse 7 m. A diferença entre as proporções de espécies das diferentes hábitos entre os fragmentos foi testada utilizando o teste de qui-quadrado com correção de Bonferroni (Sokal & Rohlf, 1995).

As espécies foram agrupadas por síndromes de dispersão, para verificar a proporção de indivíduos e espécies zoocóricas, anemocóricas e autocóricas em cada fragmento. Foram consideradas espécies *zoocóricas* aquelas que produzem frutos carnosos (baga ou drupa), sementes ariladas ou diásporos com adaptações que permitam dispersão por animais; *anemocóricas*, as espécies cujos diásporos apresentam formas, estruturas ou dimensões que permitem a dispersão pelo vento; e *autocóricas*, espécies com diásporos que não apresentam nenhuma das características indicadas acima, sendo a dispersão realizada por queda livre ou pela impulsão causada pela rápida abertura do fruto (van der Pijl 1982, Mantovani & Martins 1988). A diferença entre as proporções de espécies das diferentes

síndromes entre os fragmentos foi testada utilizando o teste de qui-quadrado com correção de Bonferroni (Sokal & Rohlf, 1995).

As relações de similaridade entre os fragmentos, em relação à paisagem em que estão inseridos e suas características físicas, foram investigadas através da análise de agrupamento UPGMA, utilizando o programa FITOPAC (Shepherd 2006). Para avaliar se houve diferença na composição de espécies entre as duas paisagens foi utilizada a análise MRPP (*Multi-Response Permutation Procedure*).

Foi testado o aninhamento da comunidade com o programa Nestcalc (Atmar & Patterson 1995), que expressa o quanto uma matriz de espécies por locais se afasta de um arranjo perfeitamente aninhado com um índice que vai de zero a cem, denominado “temperatura”. O aninhamento de comunidades ocorre quando aquelas com menor riqueza são constituídas de um subconjunto das comunidades mais ricas (Atmar & Patterson 1995). No contexto de fragmentação, o aninhamento de comunidades pode ocorrer caso haja uma seqüência previsível de perda de espécies, à medida que um fragmento de hábitat é reduzido ou degradado; ou, de maneira inversa, se há uma seqüência previsível de colonização de espécies à medida que uma mancha cresce (Patterson & Atmar 2000). Dessa forma, em sistemas com baixas temperaturas, a ordem de extinção ou colonização das espécies é mais fixa, sendo a área mais pobre em riqueza de espécies um subgrupo da área mais rica, enquanto em sistemas com maiores temperaturas as extinções ou colonizações ocorrem em uma ordem mais aleatória (Atmar & Patterson 1995).

O teste de Mantel é utilizado para testar se há correlação entre matrizes de dissimilaridade (ou similaridade). Dessa forma, foi utilizado o teste de Mantel simples para testar se há correlação entre: (i) a similaridade da composição de espécies lenhosas na submata dos fragmentos e distância geográfica entre as áreas, (ii) a similaridade da

composição de espécies e a similaridade da composição do solo dos fragmentos e (iii) a similaridade da composição do solo e a distância geográfica. Para testar a correlação entre duas destas matrizes controlando o efeito de uma terceira foi utilizado o teste de Mantel parcial (Anderson & Legendre 1999).

Para a realização do teste de Mantel simples foram utilizadas 10000 randomizações e no teste parcial (com três matrizes) 100000 randomizações, utilizando a permutação dos resíduos de um modelo nulo (Anderson & Legendre 1999).

As matrizes de similaridade florística foram calculadas através do coeficiente de Bray-Curtis, que é calculado com a abundância das espécies. Bray-Curtis é um índice de dissimilaridade florística, ou seja, quanto menor o coeficiente, maior a similaridade entre as áreas. Para a composição do solo, foi utilizada a distância euclidiana simples com os dados padronizados de composição química e granulométrica do solo (Tabela A do Capítulo 1). As amostras de solo consistiram em uma amostra composta, por fragmento de mata. A composição desta amostra foi feita através de 10 sub-amostras de solo, coletadas a 20 cm de profundidade, em cada fragmento, na área onde foram amostradas as plantas. As análises foram realizadas pelo Laboratório de Análise de Solo e Plantas, do Instituto Agronômico de Campinas.

A análise da diversidade de espécies foi feita utilizando o número de espécies coletadas (S) e o índice de diversidade de Shannon (H') calculado na base e (nats/indivíduo) (Magurran 2004). Para a estimativa da riqueza de espécies em cada amostra foi utilizado o estimador de riqueza Chao I (Chao 1984, Magurran 2004).

Para verificar se a riqueza e a diversidade de espécies de árvores, e se a proporção de espécies de diferentes síndromes de dispersão são relacionadas com o tamanho, a forma e o isolamento dos fragmentos na paisagem foram realizados testes de regressão linear simples.

Para a normalização dos dados, todos os valores foram transformados em log₁₀, exceto as proporções de espécies por síndrome que foram transformadas em arco-seno da raiz quadrada. Os valores de tamanho, forma e isolamento dos fragmentos (Tabela 1) foram obtidos segundo descrição em Material e Métodos do Capítulo 1 desta dissertação.

Foi utilizada a análise de partição aditiva da diversidade (Lande 1996, Crist *et al.* 2003, Veech 2005) para testar se as espécies lenhosas na submata se distribuem aleatoriamente nas diferentes escalas espaciais. Na partição aditiva de diversidade (aqui calculada para riqueza de espécies e para o índice de diversidade de Shannon), a diversidade total (γ) é dividida em componentes α e β que são expressos na mesma unidade. A riqueza de espécies total (γ) em um conjunto de amostras pode ser dividida na média da riqueza dentro das amostras (α) e na média da riqueza ausente em cada amostra (β ; Veech *et al.* 2002). Assim, $\gamma = \alpha + \beta_1 + \beta_2 + \dots + \beta_n$ onde n = número de escalas, e $\beta_n = \alpha_{n+1} - \alpha_n$ (ver Crist *et al.* 2003)

Assim, para verificar a variação espacial da diversidade foi calculada a média da diversidade nos fragmentos e nas paisagens como componentes da diversidade total. Estes dados de diversidade observados foram comparados com um modelo nulo de distribuição da diversidade que consiste nas médias das diversidades obtidas através de 4000 aleatorizações. Para calcular a diversidade esperada, os indivíduos foram embaralhados entre os fragmentos e os fragmentos entre as paisagens (Crist *et al.* 2003).

Para análise da regeneração natural dos fragmentos foram comparados os conjuntos de dados do estrato inferior da mata, aqui definido como “classe I”, composto pelos indivíduos amostrados maiores que 1,5 m de altura e com DAP < 5 cm e o conjunto de dados do estrato superior, aqui denominados “classe II”, composto pelos indivíduos com DAP \geq 5 cm, dados apresentados no capítulo 1 desta dissertação. Nestas comparações

foram utilizadas apenas as espécies classificadas como árvores e arvoretas nas classes I e II. Foram calculadas as co-ocorrências de espécies entre as classes, a porcentagem de co-ocorrências (em relação ao total de espécies de árvores e arvoretas nas classes I e II), a porcentagem de espécies que ocorreram na classe II e também ocorreram na classe I (em relação ao número de espécies amostradas na classe II), e o coeficiente de similaridade de Sørensen. O coeficiente de Sørensen é um índice de similaridade que permite a avaliação da similaridade florística entre amostras, através de dados de presença/ausência.

RESULTADOS

Composição florística

Dentre os 960 indivíduos amostrados nos oito fragmentos de mata foram encontradas 156 espécies, 94 gêneros pertencentes a 39 famílias (Anexo I). Oitenta e oito espécies foram classificadas como árvores, 34 como arvoretas e 27 como arbustos. Sete espécies não foram classificadas quanto ao hábito devido ao fato de terem sido identificadas com confirmação até gênero e por serem raras nas amostras, impossibilitando a confirmação do hábito em campo (Figura 1). Cerca de 20% das espécies e 30% dos indivíduos amostrados são de espécies arbustivas. As proporções de espécies por hábito entre os fragmentos (todos valores de $\chi^2 < \chi_c=9,21$ gl=2) e entre as paisagens ($\chi^2=2,54$ gl=3 p=0,469) não foram significativamente diferentes. Entretanto, as proporções de indivíduos foram diferentes entre muitos fragmentos (Tabela 2) e entre as paisagens ($\chi^2=63,36$ gl=3 p<0,0001), tendo a paisagem A, maior proporção de indivíduos arbustivos.

Tabela 2 – Qui-quadrado (χ^2) das proporções de indivíduos por hábito. $\chi_c=9,21$ gl=2 alfa=0,01. Os valores significativos estão indicados com asterisco.

	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4
A1								
A2	7,546							
A3	20,201*	6,167						
A4	17,139*	3,457	2,759					
B1	3,377	19,966*	36,730*	33,793*				
B2	3,838	20,975*	38,717*	34,721*	0,249			
B3	12,224*	29,368*	54,034*	46,641*	7,094	5,534		
B4	7,293	2,783	13,407*	11,265*	16,898*	17,816*	22,025*	

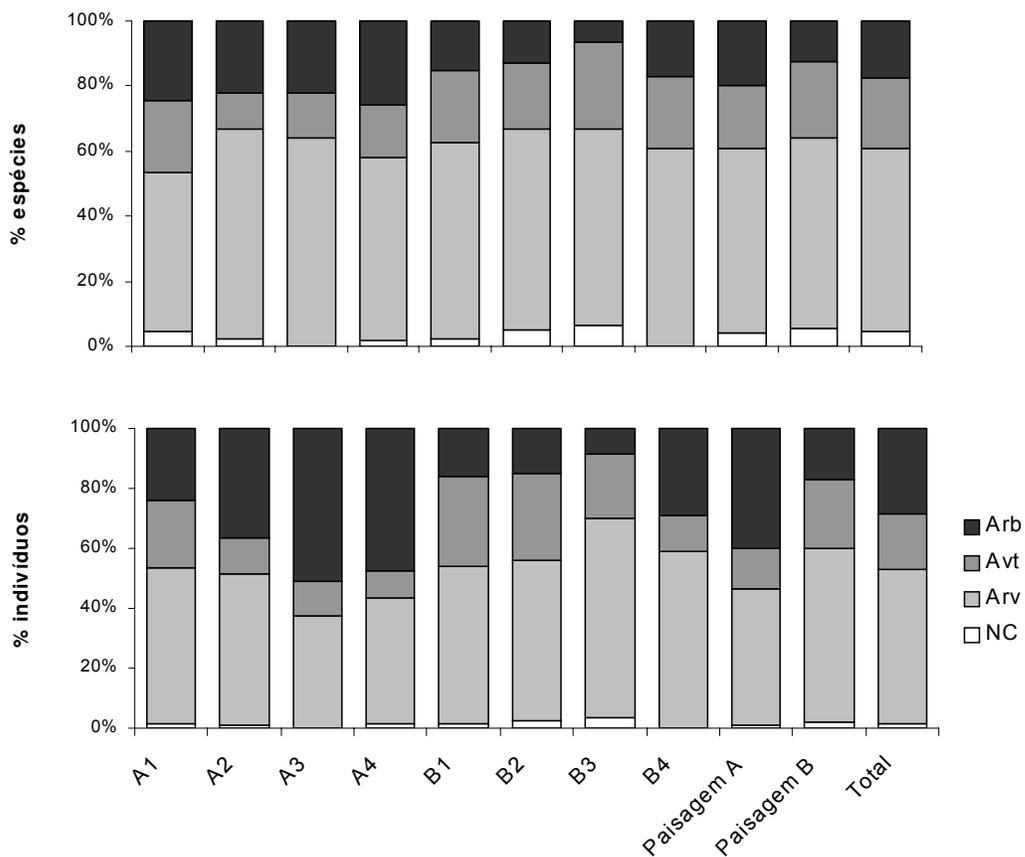


Figura 1 – Porcentagem do número de espécies e de indivíduos das espécies classificadas quanto ao hábito: Árvores (Arv), Arvoretas (Avt), Arbusto (Arb) e Não classificadas (NC), por fragmento de mata e por paisagem, em São Luiz do Paraitinga, SP.

As famílias mais ricas foram Fabaceae (com 21 espécies), Myrtaceae (20), Melastomataceae (16), Rubiaceae (13) e Lauraceae (12) (Figura 2). Os gêneros mais ricos foram *Miconia* com 10 espécies, *Psychotria* com sete e *Eugenia*, *Myrcia*, *Ocotea* e *Solanum* com seis espécies cada.

As espécies mais frequentes nas áreas estudadas foram *Myrcia splendens* e *Psychotria vellosiana* que ocorreram em todos os oito fragmentos, *Alibertia* aff. *concolor*, *Endlicheria paniculata* e *Protium heptaphyllum* que ocorreram em sete fragmentos, *Cupania ludowigii*, *Dalbergia frutescens* e *Miconia inconspicua* que ocorreram em seis fragmentos. Estas oito espécies representam 5,1% das 156 espécies amostradas e a soma do número de seus indivíduos representa 24,6% do total amostrado. Do número total de espécies amostradas, 12,8% ocorreram em quatro ou cinco dos fragmentos, 32,7% em dois ou três, e 49,4% ocorreram em apenas um fragmento (Figura 3).

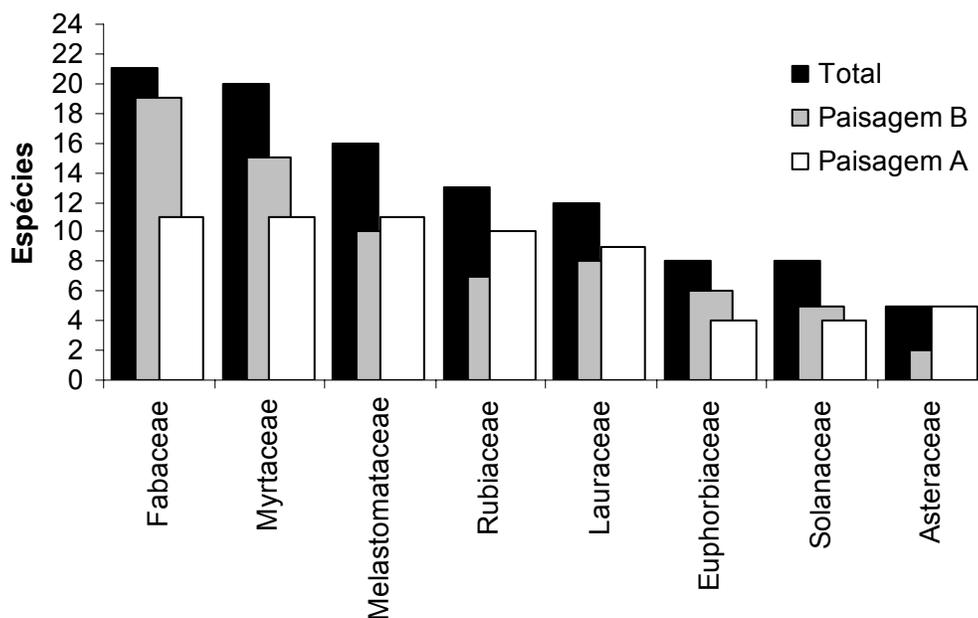


Figura 2 – Número de espécies das famílias mais ricas, dos indivíduos maiores que 1,5 m de altura e com DAP < 5 cm, em São Luiz do Paraitinga, SP.

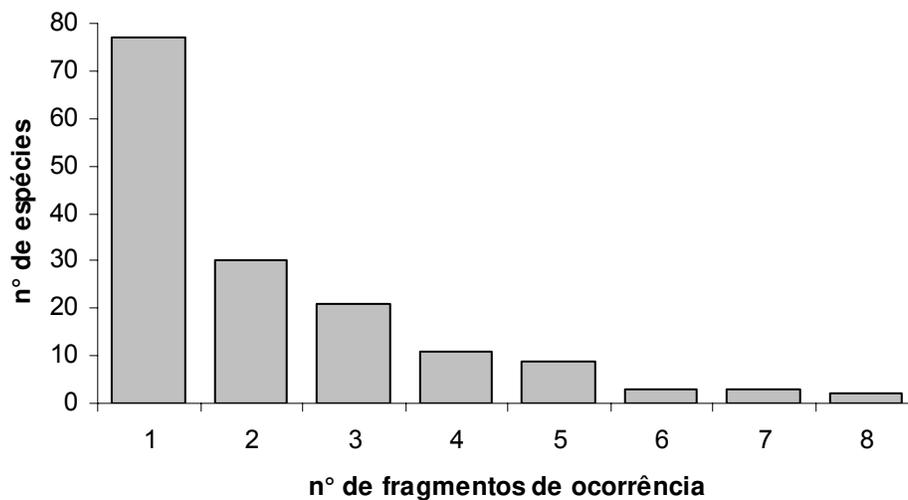


Figura 3 – Distribuição de espécies por número de fragmentos em que ocorreram, dos indivíduos maiores que 1,5 m de altura e com DAP < 5 cm, em São Luiz do Paraitinga, SP.

A frequência e a abundância dos indivíduos foram positivamente correlacionadas ($r_{\text{Pearson}}=0,83$ $p<0,001$), ou seja, de forma geral, as espécies mais abundantes foram as mais frequentes. Entretanto, algumas espécies tiveram alta abundância e baixa frequência, como é o caso de *Pseudopiptadenia contorta*, enquanto outras tiveram baixa abundância e alta frequência, como *Endlicheria paniculata* e *Miconia inconspicua*.

Somando-se as espécies mais abundantes de cada fragmento, temos um total de 28 espécies (Tabela 3). Nenhuma espécie esteve entre as mais abundantes em todos os fragmentos, sendo que *Myrcia splendens* e *Psychotria vellosiana* estiveram entre as mais abundantes em cinco fragmentos.

Tabela 3 – Número de indivíduos das espécies arbustivo-arbóreas mais abundantes por fragmento, dos indivíduos maiores que 1,5 m de altura e com DAP < 5 cm, em São Luiz do Paraitinga, SP. Entre parênteses estão o número de indivíduos e a classificação da espécie quanto ao hábito: Arb = arbusto, Avt = arvoreta e Arv = árvore.

A1	A2	A3	A4
(12) <i>Miconia urophylla</i> (Avt)	(17) <i>Psychotria vellosiana</i> (Arb)	(23) <i>Leandra purpurascens</i> (Arb)	(13) <i>Leandra purpurascens</i> (Arb)
(12) <i>Ocotea aciphylla</i> (Arv)	(15) <i>Leandra purpurascens</i> (Arb)	(13) <i>Brunfelsia brasiliensis</i> (Arb)	(11) <i>Leandra scabra</i> (Arb)
(8) <i>Clidemia urceolata</i> (Arb)	(8) <i>Bauhinia</i> sp. (Avt)	(9) <i>Myrcia guianensis</i> (Avt)	(11) <i>Psychotria stachyoides</i> (Arb)
(7) <i>Protium heptaphyllum</i> (Arv)	(7) <i>Cabreraea canjerana</i> (Arv)	(8) <i>Miconia valtherii</i> (Arb)	(7) <i>Cupania ludowigii</i> (Arv)
(6) <i>Myrcia splendens</i> (Arv)	(5) <i>Nectandra oppositifolia</i> (Arv)	(7) <i>Psychotria vellosiana</i> (Arb)	(5) <i>Brunfelsia brasiliensis</i> (Arb)
(5) <i>Psychotria stachyoides</i> (Arb)	(5) <i>Nectandra megapotamica</i> (Arv)	(6) <i>Myrcia splendens</i> (Arv)	(5) <i>Psychotria vellosiana</i> (Arb)
(5) <i>Nectandra oppositifolia</i> (Arv)		(6) <i>Leandra scabra</i> (Arb)	(5) <i>Myrsine umbellata</i> (Arv)
B1	B2	B3	B4
(17) <i>Bauhinia</i> sp. (Avt)	(20) <i>Pseudopiptadenia contorta</i> (Arv)	(13) <i>Cupania vernalis</i> (Arv)	(17) <i>Guapira opposita</i> (Arv)
(14) <i>Cupania ludowigii</i> (Arv)	(14) <i>Bauhinia</i> sp. (Avt)	(11) <i>Myrcia splendens</i> (Arv)	(16) <i>Alibertia</i> aff. <i>concolor</i> (Arb)
(8) <i>Myrcia splendens</i> (Arv)	(7) <i>Alibertia</i> aff. <i>concolor</i> (Arb)	(10) <i>Piptocarpha macropoda</i> (Arv)	(14) <i>Psychotria vellosiana</i> (Arb)
(7) <i>Protium heptaphyllum</i> (Arv)	(6) <i>Dalbergia frutescens</i> (Avt)	(8) <i>Psychotria vellosiana</i> (Arb)	(9) <i>Myrcia splendens</i> (Arv)
(6) <i>Amaioua intermedia</i> (Arv)	(6) <i>Erythroxylum pelleterianum</i> (Avt)		(7) <i>Cupania vernalis</i> (Arv)
(5) <i>Miconia urophylla</i> (Avt)	(6) <i>Abarema</i> cf. <i>cochliocarpos</i> (Arv)		(5) <i>Casearia sylvestris</i> (Avt)
(5) <i>Miconia valtherii</i> (Arb)			

As famílias mais ricas são as mesmas nas duas paisagens (Figura 2). *Psychotria* (7), *Miconia* (6), *Eugenia* e *Ocotea* (5) e *Myrcia* (4) foram os gêneros mais ricos na paisagem A. Já na paisagem B, *Psychotria* e *Ocotea* não estiveram entre os gêneros mais ricos, que foram *Miconia* (8), *Eugenia* e *Myrcia* (4).

Cerca de 36% das espécies encontradas co-ocorreram nas duas paisagens estudadas, sendo que 44 espécies só ocorreram em A e 56 só ocorreram em B. As espécies que só foram amostradas em um fragmento (“exclusivas”) podem nos dar uma idéia sobre a raridade de certas espécies na amostra total. Porém, é importante considerar que as amostras em cada fragmento foram pequenas e que nem sempre as espécies que só foram amostradas em um único fragmento realmente são exclusivas deste. Na paisagem B houve maior número de espécies “exclusivas” que em A (Tabela 4). As espécies mais abundantes

foram diferentes em cada paisagem (Tabela 5), com exceção de *Psychotria vellosiana*, *Myrcia splendens* e *Cupania ludowigii*.

Tabela 4 – Número de indivíduos (N), de espécies (S), espécies “exclusivas” e índice de diversidade de Shannon (nats/ind) (H') por fragmento de mata e por paisagem, dos indivíduos maiores que 1,5 m de altura e com DAP < 5 cm.

Fragmento	N	S	"Exclusivas"	H'
A1	120	45	13	3,44
A2	120	45	9	3,34
A3	120	36	3	3,05
A4	120	50	7	3,50
<i>Sub-total Paisagem A</i>	<i>480</i>	<i>100</i>	<i>32</i>	<i>3,98</i>
B1	120	40	4	3,25
B2	120	39	10	3,22
B3	120	48	18	3,49
B4	120	41	13	3,15
<i>Sub-total Paisagem B</i>	<i>480</i>	<i>112</i>	<i>45</i>	<i>4,07</i>
Total Total	960	156	77	4,33

*O sub-total de “exclusivas” representa a soma do número de espécies exclusivas por fragmento, em cada paisagem.

Tabela 5 – Número de indivíduos (N) das espécies arbustivo-arbóreas mais abundantes, dos indivíduos maiores que 1,5 m de altura e com DAP < 5 cm, nas duas paisagens amostradas em São Luiz do Paraitinga, SP. Arb = arbusto, Avt = arvoreta e Arv = árvore.

N	Paisagem A	N	Paisagem B
52	<i>Leandra purpurascens</i> (Melastomataceae) – Arb	35	<i>Bauhinia</i> sp. (Fabaceae) – Avt
31	<i>Psychotria vellosiana</i> (Rubiaceae) – Arb	32	<i>Myrcia splendens</i> (Myrtaceae) – Arv
21	<i>Brunfelsia brasiliensis</i> (Solanaceae) – Arb	30	<i>Psychotria vellosiana</i> (Rubiaceae) – Arb
20	<i>Psychotria stachyoides</i> (Rubiaceae) – Arb	27	<i>Alibertia</i> aff. <i>concolor</i> (Rubiaceae) – Arb
18	<i>Leandra scabra</i> (Melastomataceae) – Arb	21	<i>Guapira opposita</i> (Nyctaginaceae) – Arv
17	<i>Myrcia splendens</i> (Myrtaceae) – Arv	21	<i>Cupania vernalis</i> (Sapindaceae) – Arv
15	<i>Cupania ludowigii</i> (Sapindaceae) – Arv	20	<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (Fabaceae) – Arv
15	<i>Protium heptaphyllum</i> (Burseraceae) – Arv	17	<i>Cupania ludowigii</i> (Sapindaceae) – Arv

É importante salientar que algumas espécies ocorreram em alta abundância em uma das paisagens, não ocorrendo (ou ocorrendo em baixa abundância) em outra (Tabelas 2 e 4). Na paisagem A, podemos observar a alta abundância de algumas espécies arbustivas que praticamente não ocorreram em B. É o caso de *Psychotria stachyoides* que só ocorreu na paisagem A, com total de 20 indivíduos, *Leandra purpurascens* e *Brunfelsia brasiliensis*

que ocorreram em todos fragmentos da paisagem A e apenas em um da paisagem B, com total de 56 e 22 indivíduos, respectivamente. Na paisagem B, *Pseudopiptadenia contorta* ocorreu em apenas um fragmento com 20 indivíduos e *Bauhinia* sp. ocorreu em todos fragmentos da paisagem B e em um de A, totalizando 43 indivíduos.

As espécies zoocóricas representaram a maior proporção entre as síndromes de dispersão nos fragmentos de mata analisados (Figura 4). Não houve diferença significativa entre as proporções das síndromes de dispersão das espécies entre os fragmentos (todos valores de $\chi^2 < \chi_c=9,21$ gl=2) e entre as paisagens ($\chi^2=3,40$ gl=2 p=0,183).

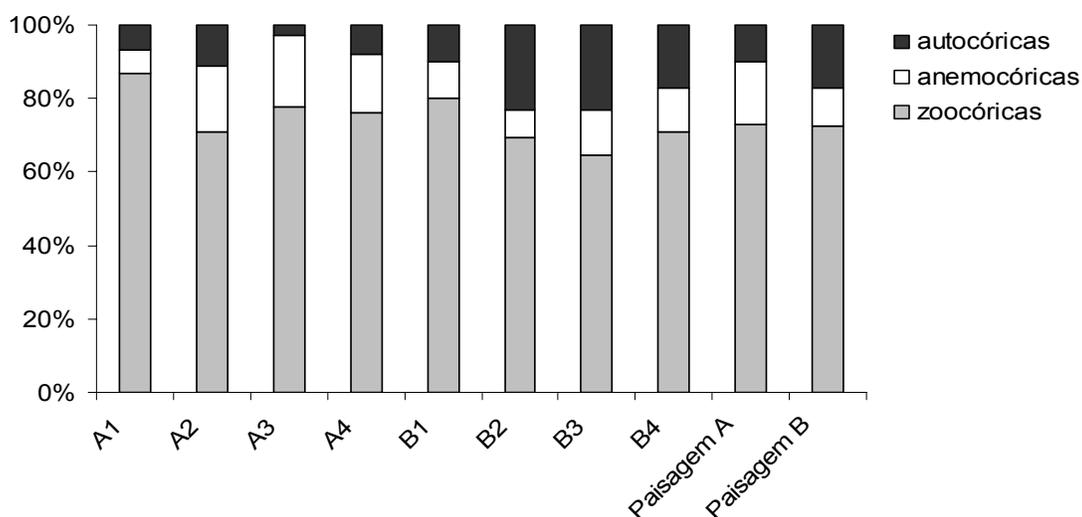


Figura 4 – Proporção de espécies de árvores, dos indivíduos maiores que 1,5 m de altura e com DAP < 5 cm, por fragmento de mata e por paisagem, segundo a síndrome de dispersão de seus diásporos.

De maneira geral, a similaridade florística entre os fragmentos é baixa (Tabela 6), indicada pelo alto valor médio ($0,75 \pm 0,09$) do coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis. A maior similaridade encontrada (0,50) foi entre os dois maiores fragmentos da paisagem A (A3 e A4) e a menor (0,89) foi entre o menor fragmento de A e o maior de B (A1 e B4). Os fragmentos da paisagem A são mais similares entre si (média $0,66 \pm 0,12$) do

que os fragmentos da paisagem B (média $0,74 \pm 0,8$). Um dos fatores que contribui para isso é o fato dos fragmentos B3 e B4 terem apresentado uma composição de espécies menos similar a composição dos demais fragmentos.

Na análise de agrupamento (Figura 5) ocorreu a formação de um grupo constituído por três fragmentos da paisagem A (A2, A3, A4), sendo os dois fragmentos maiores mais similares entre si. O fragmento A1 não se agrupou a outros fragmentos. Nesta análise também podemos observar um grupo formado pelos dois menores fragmentos da paisagem B (B1 e B2) e um outro grupo, formado pelos dois maiores fragmentos desta paisagem (B3 e B4). Estes três grupos se mostraram consistentes em análises preliminares utilizando outros métodos de agrupamento (ligação mínima, ligação completa, método Ward e WPGMA). O grupo formado por B1 e B2 foi mais similar ao grupo de fragmentos da paisagem A, enquanto o grupo “B3 e B4” se mostrou mais dissimilar em relação aos demais fragmentos analisados.

Em relação à composição de espécies, há uma diferença significativa entre as duas paisagens (MRPP, $R=0,059$ $p=0,017$). As diferenças na composição podem ser percebidas nas espécies mais comuns de cada paisagem, na formação de um grupo com três dos quatro fragmentos da paisagem A e, principalmente, na maior abundância de indivíduos arbustivos na paisagem A (Figura 1).

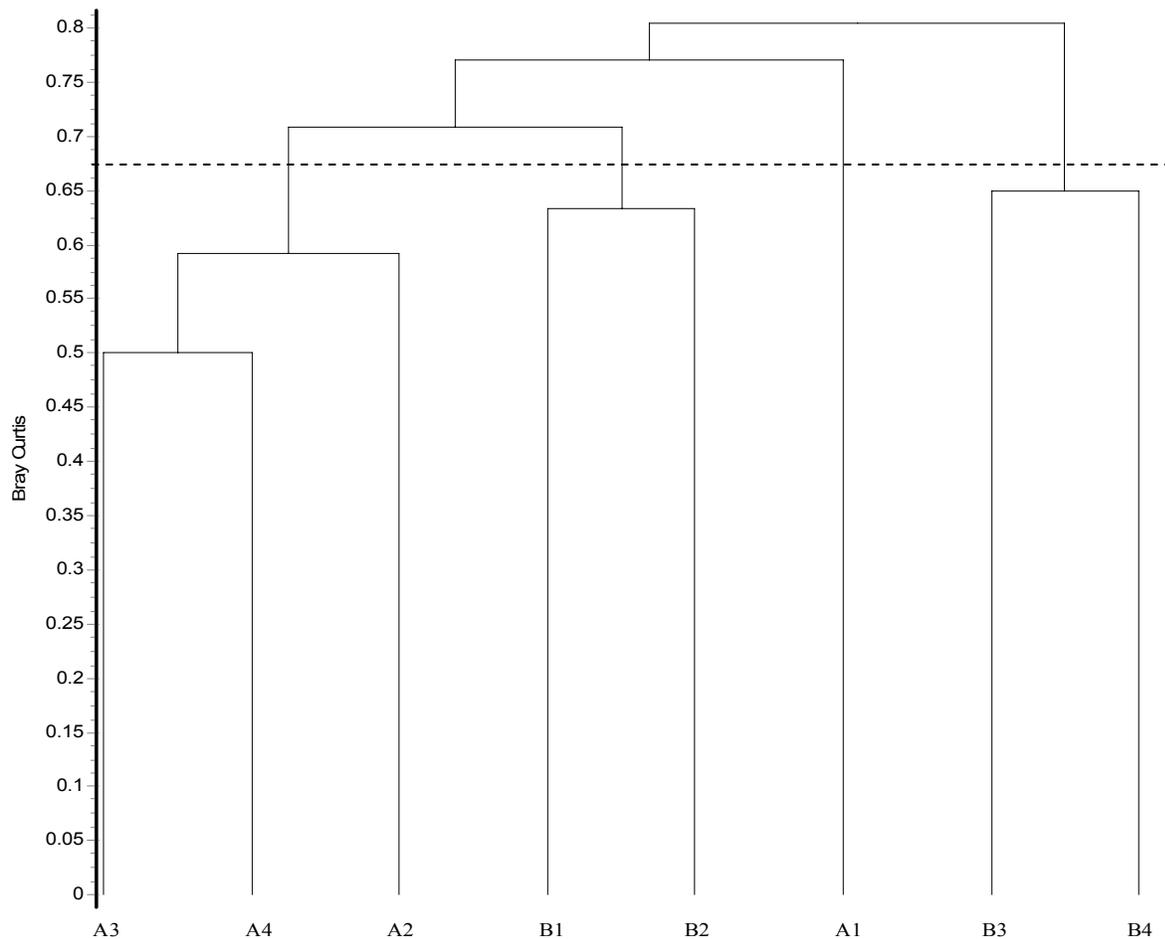


Figura 5 – Análise de agrupamento resultante da abundância de espécies arbustivo-arbóreas dos indivíduos maiores que 1,5 m de altura e com DAP < 5 cm de fragmentos de mata no município de São Luiz do Paraitinga, SP. Coeficiente de Bray-Curtis e método de agrupamento por média de grupo (UPGMA).

A distância geográfica entre os fragmentos variou de 1,68 a 14,6 km, com média de $7,76 \pm 3,33$ km. Entre os fragmentos da paisagem A, a distância variou de 1,68 a 8,60 km, com média de $5,00 \pm 2,52$ km, e entre os da paisagem B foi de 2,28 a 6,80 km, com média de $4,97 \pm 1,55$ km (Tabela 6).

Tabela 6 – Matriz de distância geográfica em quilômetros (acima da diagonal) e dissimilaridade florística de Bray-Curtis (abaixo da diagonal) dos indivíduos maiores que 1,5 m de altura e com DAP < 5 cm, entre os fragmentos de mata estudados em SP.

	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4
A1	0,00	6,24	8,60	5,45	9,14	9,81	14,60	11,30
A2	0,75	0,00	2,60	1,68	4,94	9,04	10,72	9,26
A3	0,79	0,59	0,00	5,45	5,90	9,81	11,15	12,18
A4	0,74	0,59	0,50	0,00	6,28	10,27	12,41	10,71
B1	0,75	0,65	0,65	0,68	0,00	5,58	5,85	4,80
B2	0,82	0,68	0,79	0,80	0,63	0,00	6,80	2,28
B3	0,84	0,76	0,81	0,83	0,74	0,84	0,00	4,50
B4	0,89	0,73	0,80	0,85	0,75	0,81	0,65	0,00

Foi observada uma correlação positiva significativa entre a similaridade da composição de espécies na submata e a distância geográfica entre os fragmentos e entre a composição de espécies e características do solo (Tabela 7). Isso significa que quanto mais próximos os fragmentos, maior a similaridade em relação às espécies na submata. A correlação entre as características do solo e a distância geográfica entre os fragmentos foi marginalmente significativa. A composição de espécies foi correlacionada com a distância geográfica quando controlado o fator das características do solo, e não foi correlacionada com as características do solo quando controlado o fator distância entre os fragmentos. Assim, a distância entre os fragmentos é o fator que mais influencia a composição de espécies de arbustivo-arbóreas na submata dos fragmentos analisados.

Tabela 7 – Teste de Mantel entre a composição de espécies arbustivo-arbóreas da submata, a distância geográfica entre os fragmentos e características do solo (composição química e granulométrica). Valor de p obtido através de 10000 permutações para os testes simples e 100000 para os parciais. As variáveis controladas no Teste de Mantel Parcial estão entre parênteses.

Teste de Mantel simples	r	p
submata x distância	0,67	<0,001*
submata x solo	0,40	0,029*
solo x distância	0,30	0,064
Teste de Mantel Parcial		
submata x distância x (solo)	0,62	<0,001*
submata x solo x (distância)	0,28	0,144

O valor de temperatura obtido na análise de aninhamento para a composição de espécies arbóreas dos fragmentos estudados foi alto (68,16°), assim como a média gerada pelo modelo de aleatorização com 1000 interações (Monte-Carlo) (53,22°±4,15°). Assim, a distribuição florística das espécies não tem um padrão aninhado e as áreas com menores riquezas não representam subgrupos derivados das áreas de maior riqueza.

Riqueza e diversidade

O número médio de espécies amostradas por fragmento foi de 43±4,78 (Tabela 4). A riqueza estimada por Chao I variou de 51,80±8,37 a 81,00±20,34 (Figura 6). A riqueza estimada foi semelhante em todos os fragmentos e entre as duas paisagens. Na maioria das amostras, a relação do número de espécies observadas e estimadas foi entre 60 e 70%. A riqueza observada para o conjunto de todos os fragmentos (156 espécies) representou 80% da riqueza estimada (195,44±15,08).

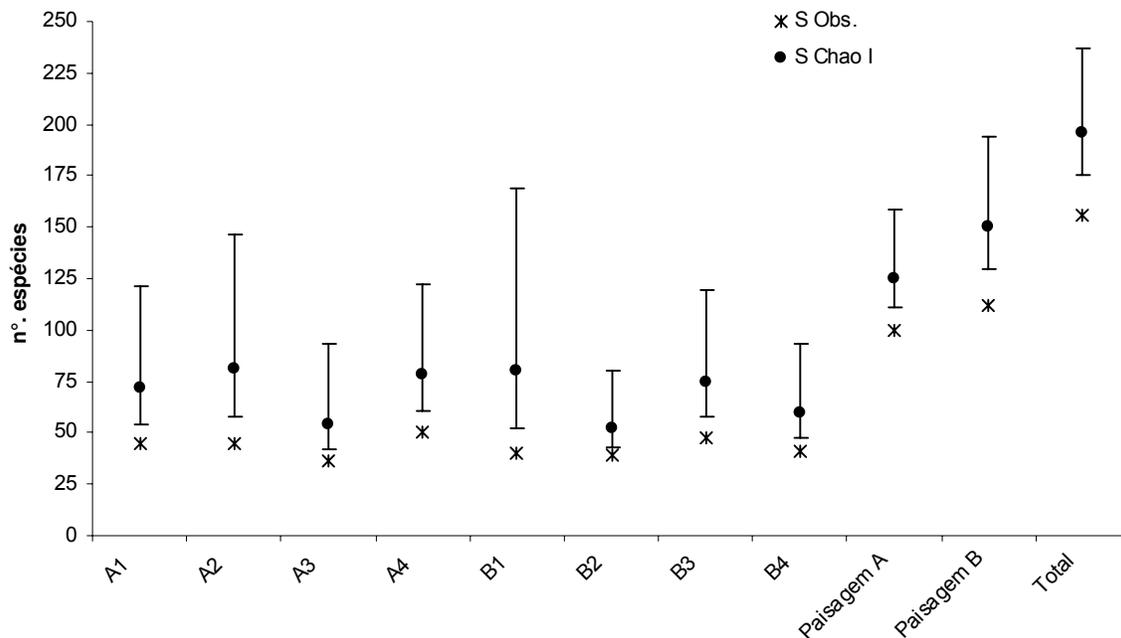


Figura 6 – Riqueza estimada por Chao I, com respectivos intervalos de confiança, em relação ao número de espécies amostradas nos fragmentos estudados em São Luiz do Paraitinga, SP. *S obs.* = Número de espécies amostradas e *S Chao I* = Número de espécies estimadas. *Paisagem A e B* representam o conjunto de espécies amostradas nos fragmentos pertencentes a cada paisagem. *Total* representa o conjunto de todas as áreas amostradas.

Não houve relações significativas entre a riqueza e a diversidade de espécies com as variáveis dos fragmentos na paisagem (área, índice de forma e distância média ao vizinho mais próximo), com exceção do índice de proximidade mediano de mata que foi negativamente correlacionado com a riqueza ($F=6,66$ $b= -0,23$ $R^2=44,69\%$ $p=0,041$) e com a diversidade ($F=8,71$ $b= -0,11$ $R^2=52,43\%$ $p=0,025$). Este resultado indica que quanto mais próximo um fragmento está a outras manchas de mata, menor é a sua riqueza e diversidade.

As proporções de espécies das diferentes síndromes de dispersão em cada fragmento também não foram correlacionadas com estas variáveis.

A riqueza de espécies nos fragmentos (diversidade α) contribuiu com cerca de 30% da riqueza regional (Figura 7) e foi menor que o esperado, caso a distribuição dos indivíduos pelos fragmentos fosse ao acaso ($p < 0,00025$). Conseqüentemente, a diversidade beta entre fragmentos (β_1) foi maior que o esperado ($p < 0,00025$), respondendo por 40% da riqueza total (Figura 7). Isso indica que os indivíduos de uma mesma espécie tendem a se agregar por fragmentos, diminuindo a riqueza α e aumentando-a na escala seguinte, entre os fragmentos (β_1). O ganho de riqueza quando passamos à escala de paisagens (β_2) representa cerca de 30% da riqueza total e não foi diferente do esperado, caso os fragmentos se distribuíssem ao acaso entre as paisagens ($p = 0,137$). Assim, os conjuntos de espécies diferem entre os fragmentos, ou seja, a taxa de substituição de espécies entre eles é alta, representada pelo alto valor de β_1 .

Para o índice de Shannon, a diversidade α contribuiu com cerca de 75% da diversidade total. Em contraste com a riqueza de espécies, menos de 20% da diversidade foi encontrada entre os fragmentos (β_1) e menos de 10% entre as paisagens (β_2). A diversidade β_1 foi maior que o esperado ao acaso ($p < 0,00025$), pois a diversidade α foi menor que o esperado ao acaso ($p < 0,00025$), refletindo o fato das espécies estarem agrupadas nos fragmentos, como visto na partição aditiva da riqueza, e sugerindo que algumas espécies tiveram alta abundância em alguns fragmentos, reduzindo a equabilidade entre as espécies e conseqüentemente o índice de diversidade.

A diversidade β_2 observada na partição do H' foi significativamente maior que o esperado caso a distribuição dos fragmentos nas paisagens fosse ao acaso ($p = 0,029$). Isto ocorreu, pois a diversidade média das paisagens nas aleatorizações dos fragmentos dentro de duas paisagens ($H' = 4,09$), foi maior que o observado ($H' = 4,02$) ($p < 0,00025$), levando a uma diversidade β_2 esperada menor que a observada. Ou seja, as diversidades observadas

nas paisagens foram menores que o esperado ao acaso, e a diversidade observada entre as paisagens foi maior que o esperado ao acaso. Assim, podemos dizer que há uma diferença, não trivial, na composição de espécies entre as paisagens. Esta diferença não foi observada no número de espécies, portanto podemos atribuí-la às espécies que apresentam alta abundância em uma das paisagens, não ocorrendo, ou ocorrendo em baixa abundância na outra.

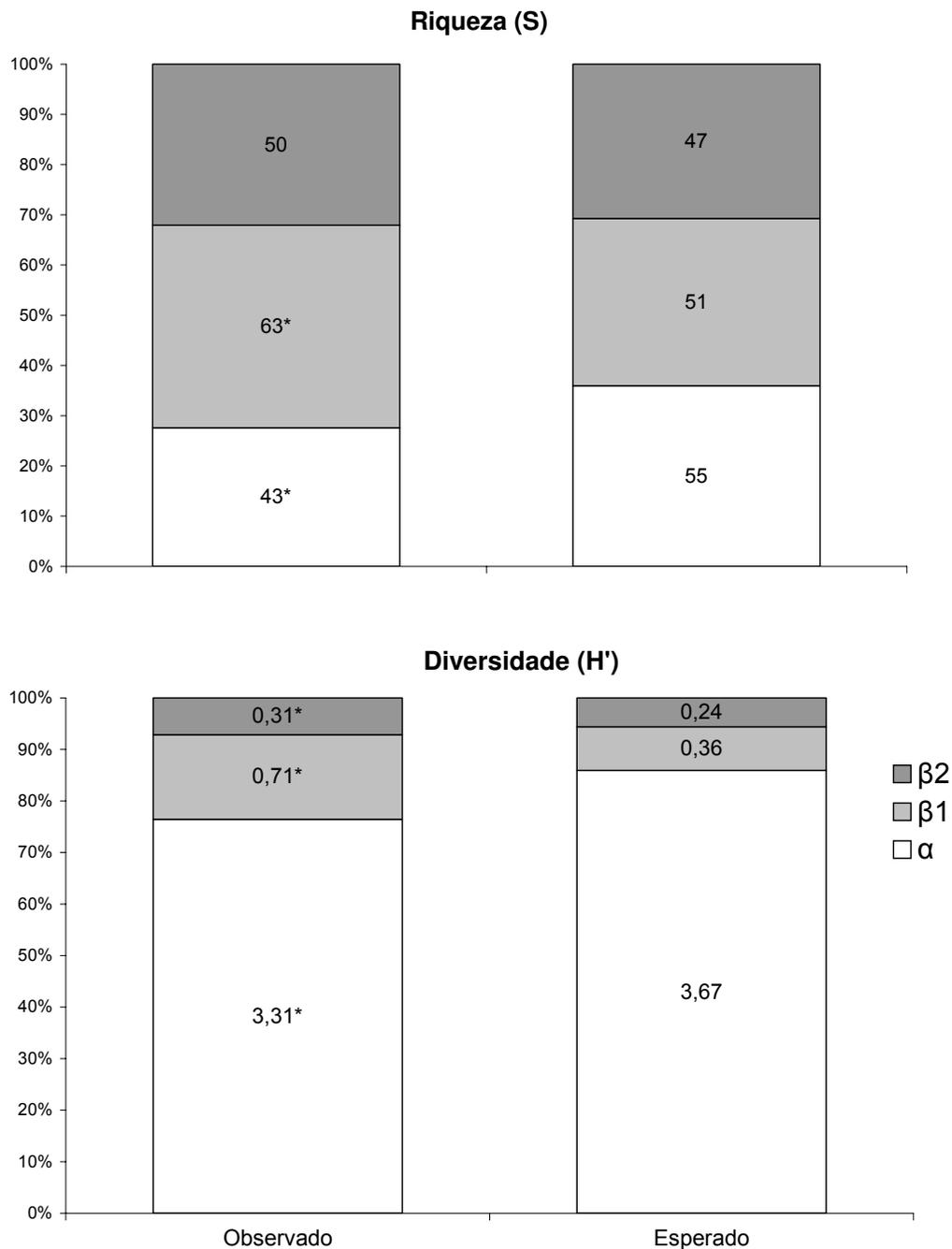


Figura 7 – Partição aditiva da diversidade de espécies arbóreas e arbustivas dos indivíduos maiores que 1,5 m de altura e com DAP < 5 cm: riqueza (S), Índice de Shannon (H'), decompostos em diversidade média na escala mais baixa (diversidade α , nos fragmentos), e o ganho de diversidade em cada escala (diversidade β_1 entre fragmentos e β_2 entre paisagens). A soma desses componentes resulta na diversidade total (γ) das duas paisagens estudadas. Os asteriscos indicam valores observados significativamente diferentes do esperado, caso a distribuição fosse ao acaso.

Regeneração natural

Do total de 196 espécies amostradas nas duas classes, 159 foram espécies de árvores ou arvoretas, e, dentre estas, a classe II apresentou maior riqueza de espécies (134) que a classe I (122) (Tabela 8). De forma geral, a paisagem B é mais rica que A. A porcentagem de co-ocorrência das espécies variou de 27-41%. O índice de similaridade de Sørensen foi maior entre os fragmentos da paisagem A ($0,536 \pm 0,054$) que os da B ($0,495 \pm 0,065$). Ao analisar a similaridade do total de espécies de cada paisagem, a paisagem A também apresenta maior similaridade entre as classes I e II, refletindo o fato de nesta paisagem haver maior porcentagem de co-ocorrência entre as classes. Analisando as espécies arbóreas no total dos fragmentos estudados, podemos notar uma alta similaridade entre as classes (0,758).

Tabela 8 – Número de espécies de árvores e arvoretas na classe I (S.I) e na II (S.II), número de espécies co-ocorrentes nas duas classes (Cooc), porcentagem das espécies presentes na classe I que ocorreram na classe II (Cooc/S.II), porcentagem de co-ocorrências (%Cooc) e coeficiente de similaridade de Sorensen (Sor).

Fragmento	S.I	S.II	Cooc	Cooc/S.II	% Cooc	Sor
A1	32	38	16	42%	30%	0,457
A2	34	56	25	45%	38%	0,556
A3	28	34	18	53%	41%	0,581
A4	36	44	22	50%	38%	0,550
Paisagem A	76	88	59	67%	56%	0,720
B1	33	42	16	38%	27%	0,427
B2	32	38	16	42%	30%	0,457
B3	42	39	23	59%	40%	0,568
B4	34	34	18	53%	36%	0,529
Paisagem B	92	102	64	63%	49%	0,660
Total	122	134	97	72%	61%	0,758

DISCUSSÃO

Composição florística

As famílias mais ricas do presente estudo estão entre as comumente citadas como mais ricas em Floresta Ombrófila Densa (Oliveira-Filho & Fontes 2000, Siqueira 1994). Fabaceae foi a família mais rica deste estudo, e em comparações entre áreas de floresta madura e secundária, outros autores (Leitão Filho 1993, Pessoa *et al.* 1997, Tabarelli 1997, Neto 2004) notaram um aumento no número de espécies de Fabaceae nas matas secundárias. Lauraceae e Myrtaceae costumam apresentar grande número de espécies em formações secundárias ou maduras de Mata Atlântica (Lima & Guedes-Bruni 1997, Tabarelli 1997, Catharino *et al.* 2006). A elevada riqueza destas famílias também já foi citada para florestas montanas no Brasil (Lima & Guedes-Bruni 1997, Tabarelli 1997, Oliveira Filho & Fontes 2000, Sanchez 2001 Catharino *et al.* 2006). Melastomataceae e Rubiaceae também são citadas como famílias mais ricas em Florestas Ombrófilas Densas submontanas e montanas (Oliveira-Filho & Fontes 2000, Tabarelli & Mantovani 1999b). Tabarelli & Mantovani (1999a,b) em estudo sobre a regeneração da Floresta Ombrófila Densa montana numa reserva em São Luiz do Paraitinga, apontaram Myrtaceae, Lauraceae, Melastomataceae e Rubiaceae como as famílias mais ricas, apresentando tendências de modificações em suas importâncias relativas durante a regeneração da floresta.

Dessa forma, percebemos que apesar das condições de intensa fragmentação florestal da região estudada, a composição da vegetação ainda preserva características da composição original, como as famílias e gêneros mais ricos.

Miconia, *Psychotria*, *Eugenia*, *Myrcia*, *Ocotea* e *Solanum* estão entre os gêneros mais ricos em Floresta Ombrófila Densa (Oliveira-Filho & Fontes 2000) e foram os gêneros mais ricos do presente estudo.

Miconia é um gênero muito diversificado no neotrópico e cuja explosão de espécies pode estar associada ao seu comportamento generalista que a capacita à ocupação de áreas em estádios sucessionais iniciais (Lima & Guedes-Bruni 1997). Seus frutos são de grande importância para pequenos pássaros frugívoros neotropicais (Stiles & Rosselli 1993). *Miconia* apresentou muitas espécies arbustivas ou de arvoretas no presente estudo, e teve um aumento de seis espécies em relação à amostragem realizada na classe II. Oliveira-Filho & Fontes (2000) apontaram, entre outros, *Miconia* e *Solanum* como gêneros que têm sua importância relativa aumentada com aumento da altitude nas principais formações de Floresta Atlântica. *Psychotria*, que ocorreu com apenas uma espécie na classe II, apresentou sete espécies, em sua maioria arbustivas, na classe I.

O gênero *Ocotea* é muito característico de florestas bem preservadas da porção sudeste do bioma Mata Atlântica, onde a família Lauraceae tem um dos seus principais centros de diversificação (Vattimo 1959), e consta, segundo Siqueira (1994), como o gênero de maior ocorrência na Mata Atlântica, seguido de *Eugenia*.

Tabarelli & Mantovani (1999b) observaram que em florestas em estágios iniciais de regeneração, as espécies de arbustos e arvoretas são principalmente pioneiras dos gêneros *Miconia*, *Leandra*, *Psychotria*, entre outros. Espécies destes gêneros são frequentes nas florestas abertas dos topos de morros (Tabarelli e Mantovani 1999b, Lima & Guedes Bruni 1997), onde a luz solar direta pode chegar até o estrato arbustivo da floresta, favorecendo o estabelecimento destas espécies.

Myrtaceae, Lauraceae e Melastomataceae são famílias que representam rica fonte de alimento para a fauna. Myrtaceae representa o principal recurso para frugívoros de médio e grande porte na Floresta Atlântica Montana (Moraes 1992). A elevada riqueza de

Myrtaceae pode ser um indicador da restauração de aspectos funcionais da mata, como a capacidade de suportar grupos de animais (Tabarelli 1997).

As espécies de arbustos e arvoretas da submata foram predominantemente classificadas como zoocóricas (Anexo I). Conseqüentemente, nas áreas amostradas, cerca de 70% das espécies foram classificadas como zoocóricas, cerca de 10% a mais em relação ao conjunto das árvores amostradas com DAP > 5 cm nas mesmas áreas. Mesmo assim, a proporção de espécies zoocóricas encontrada no presente estudo foi menor que de outros estudos em Floresta Ombrófila Densa Montana (Tabarelli 1997, Catharino *et al.* 2006, Alves & Metzger 2006).

Na análise de agrupamento, os fragmentos se agruparam primeiramente a fragmentos da mesma paisagem e de tamanho semelhante. A2, A3 e A4 formam um grupo de fragmentos próximos na mesma paisagem. Estes fragmentos apresentam alta abundância de arbustos na submata, com destaque para *Leandra purpurascens*, *Psychotria vellosiana* e *Leandra scabra* que apresentaram grande número de indivíduos (Tabela 3). O grupo B1 e B2 é formado por dois fragmentos pequenos e não muito próximos entre si, mas que apresentam riqueza e diversidade semelhantes, ambos com alta abundância de *Bauhinia* sp. na submata. B3 e B4 formam um grupo que se difere mais dos outros grupos formados. O fragmento B3, em 1973 apresentava o tamanho equivalente a 10% de sua área em 2002. Isso significa que este fragmento passou por um processo mais drástico de redução de área, redução do número de espécies e do tamanho das populações, e posterior regeneração natural e expansão de área, em relação aos demais fragmentos estudados. O fragmento B4 é o fragmento com maior altitude (1100 m) e apresenta características do solo menos semelhante à dos outros fragmentos. Esses fatos podem ter contribuído de maneira

expressiva nas diferenças da composição de espécies arbóreas desses fragmentos com os demais.

Comparando as análises de agrupamento entre as classes I e II, podemos notar que, na classe II, A1 e A2 apresentaram a maior similaridade na composição entre todos os fragmentos. Entretanto, na classe I, A1 apresentou baixa similaridade com os demais fragmentos da paisagem A, resultado de expressivas diferenças na abundância de algumas espécies: em A1 há muitos indivíduos de *Miconia urophylla* e *Ocotea aciphylla*, que praticamente não ocorrem nos outros fragmentos da paisagem A, enquanto os outros fragmentos desta paisagem apresentam elevadas abundâncias de *Leandra purpurascens*, que só ocorre com um indivíduo em A1. Estas diferenças provavelmente levaram ao não agrupamento deste fragmento com os demais da paisagem A.

Outro fato interessante é que apesar de na classe II os fragmentos da paisagem B não terem sido agrupados, na classe I os fragmentos de tamanho similar se agruparam, assim como na paisagem A. Dessa forma, parece haver uma tendência da composição da vegetação na submata estar mais fortemente associada a fatores influenciados pelo tamanho do fragmento, que a vegetação arbórea adulta (classe II).

Diversidade

A análise de partição aditiva de diversidade para a classe I, foi semelhante à análise realizada com o conjunto de dados da classe II, e indicou uma variação considerável da riqueza de espécies entre os fragmentos estudados. A maior parte (70%) da riqueza de espécies da submata foi devido a diversidade β entre fragmentos e entre paisagens. Em contraste, a maior parte do índice de Shannon foi encontrada dentro dos fragmentos. Assim

como no presente estudo, outros pesquisadores encontraram resultados similares para a contribuição de α e β para riqueza de espécies e para o índice de Shannon na partição aditiva de diversidade (Wagner *et al.* 2000, Crist *et al.* 2003). O resultado contrastante entre a partição de diversidade com a riqueza de espécies e com o índice de Shannon pode ser explicado pelo padrão de dominância ou raridade das espécies (Crist *et al.* 2003, Gering *et al.* 2003). Assim como para a classe II, para a classe I o fato da diversidade β_1 ter diferido de uma distribuição ao acaso pode indicar um padrão de agregação intraespecífica das espécies de árvores nos fragmentos limitando a diversidade α e aumentando β_1 (Veech 2005).

Diferente dos resultados obtidos para as árvores com $DAP \geq 5$ cm, a diversidade β_2 observada na partição do H' na classe I foi maior que o esperado caso a distribuição fosse ao acaso e indica que há diferenças entre os conjuntos de espécies de cada paisagem. Este resultado reflete o fato de certas espécies terem ocorrido em alta abundância em uma das paisagens, não ocorrendo (ou ocorrendo em baixa abundância) na outra.

Este resultado, juntamente com o resultado significativo da análise de MRPP, reforçam as diferenças existentes entre as comunidades na submata das paisagens A e B.

De forma geral, apesar de muitos fragmentos apresentarem algumas áreas com a vegetação visivelmente perturbada, há fragmentos que ainda abrigam áreas de mata em bom estado de conservação. Acima de tudo, a região estudada apresenta uma alta diversidade, e cada fragmento deste estudo exibe uma composição de espécies que parece resultante de uma série de fatores que variaram diferentemente ao longo do espaço e do tempo, tendo cada um, um conjunto de características próprias. A alta diversidade encontrada entre fragmentos ressalta a importância da manutenção desses fragmentos, mesmo dos pequenos, para a conservação da diversidade regional de uma paisagem

intensamente fragmentada. Estes fragmentos aumentam a probabilidade de sobrevivência de diversas espécies e muitas vezes podem abrigar espécies ameaçadas de extinção (Turner & Corllet 1996, Santos *et al.* 2007, Franco *et al.* 2007). No presente estudo, foram amostradas duas espécies consideradas ameaçadas de extinção: *Ocotea odorifera*, ocorreu com um indivíduo na classe II em B3 e um outro na classe I em A1, e é classificada como “vulnerável” na lista de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção (Biodiversitas 2006) e *Campomanesia sessiliflora*, ocorreu na classe II com um indivíduo em B2 e B3 e na classe I com um indivíduo em B1 e dois em B4, e é classificada como “em perigo crítico” na lista de espécies da flora do Estado de São Paulo ameaçadas de extinção (SMA 2004). Este fato reforça ainda mais a importância da conservação de pequenos fragmentos, mesmo que alterados, para a conservação da diversidade regional.

Diferenças entre as paisagens

As famílias mais ricas são as mesmas nas duas paisagens, mas a riqueza de espécies em cada família é diferente em cada paisagem. Os gêneros mais ricos são praticamente os mesmos, enquanto as espécies mais abundantes são diferentes. Muitas espécies co-ocorrem nas duas paisagens, tendo a paisagem B mais espécies exclusivas que a A. As proporções de espécies por síndrome de dispersão não foram diferentes entre as duas paisagens.

Segundo o estimador Chao I, a riqueza estimada de espécies lenhosas na submata não difere entre as duas paisagens. Entretanto, na partição aditiva de diversidade, a distribuição da diversidade dada pelo índice de Shannon entre as duas paisagens foi diferente de uma distribuição ao acaso, indicando que há diferenças na composição entre as paisagens, principalmente influenciadas pelo padrão de abundância de certas espécies. Outra forma de

interpretar este resultado é que a amostra de apenas uma das paisagens não é representativa do conjunto de espécies da região.

O resultado significativo na análise MRPP confirma a existência de diferenças na composição de espécies entre as paisagens, e pode ser refletido no padrão de agrupamento observado entre os fragmentos. De forma geral, os fragmentos se agruparam primeiramente a fragmentos da mesma paisagem e de tamanho semelhante.

A distância geográfica entre os fragmentos e as características do solo contribuíram para explicar as semelhanças florísticas entre os fragmentos estudados, sendo a distância geográfica o fator de maior importância. Assim como no presente estudo, outros pesquisadores (Santos *et al.* 2007) encontraram uma relação significativa entre a composição de espécies e a distância geográfica das áreas, podendo indicar que áreas de Mata Atlântica podem ser heterogêneas, mesmo em escalas menores. Dessa forma, semelhanças e diferenças entre as áreas amostradas podem ser explicadas, em parte, por diferenças pré-existentes da vegetação.

É importante ressaltar que a distância geográfica teve maior influência sobre a composição de espécies na submata (Mantel Parcial: $r = 0,62$; $p < 0,001$) que para as árvores na classe II ($r = 0,38$; $p = 0,047$). Assim, uma hipótese levantada seria que espécies arbustivas da submata, que são predominantemente zoocóricas, sofrem maior influência da distância entre os fragmentos que as espécies arbóreas, pois certos dispersores de espécies de submata, como aves que vivem neste estrato da floresta, têm maior dificuldade em cruzar grandes distâncias em matriz aberta que algumas aves de dossel.

Portanto, a composição e diversidade de espécies arbustivo-arbóreas nos fragmentos de mata estudados são heterogêneas e, de certa forma, respondem a fatores na escala das paisagens analisadas. As diferenças encontradas entre as paisagens podem ser consequência

da distância geográfica entre os fragmentos, que foi um fator fortemente correlacionado com a composição de espécies na submata. Além disso, a maior presença de eucaliptais na paisagem A também pode ter contribuído para diferenças na composição de espécies na submata entre as paisagens, principalmente para espécies arbustivas. A matriz de eucaliptais pode ser mais permeável para animais dispersores de espécies da submata, como algumas aves, por exemplo, podendo colaborar para o fluxo de espécies entre os fragmentos. Mesmo assim, ainda temos que considerar que outras práticas humanas, além do plantio de eucalipto (como fogo, corte de árvores, acesso ao gado e caça), no entorno e interior dos fragmentos, podem ter grande influência na vegetação dessas áreas.

Relações entre diversidade de árvores e variáveis dos fragmentos

Apesar de ser esperado que as espécies presentes na submata apresentassem uma resposta mais evidente às métricas de fragmentação (Hill & Curran 2003, Ochoa-Gaona *et al.* 2004), os resultados deste estudo não mostram relações entre riqueza e diversidade das espécies com área, forma e isolamento. A correlação negativa encontrada no presente estudo entre o IPM e a riqueza e diversidade de espécies na submata é difícil de ser explicada.

Portanto, a riqueza e diversidade de espécies arbustivo-arbóreas amostradas nos fragmentos florestais de São Luiz do Paraitinga, tanto na classe I quanto na II, não estão relacionadas às variáveis utilizadas comumente em estudos de fragmentação, embasados na teoria da Biogeografia de Ilhas. A fragmentação na Mata Atlântica está intrinsecamente atrelada à ocupação humana. As atividades antrópicas que causam perturbações nos fragmentos de mata são muito diversificadas, variando muito em tipo e intensidade de acordo com o perfil e as necessidades das pessoas que interagem com a mata, além de

variar no tempo. Além disso, estes fatores são difíceis de serem quantificados para serem utilizados em estudos clássicos de ecologia. Entretanto, a incorporação de fatores históricos ligados à dinâmica das alterações da paisagem e aos padrões de uso da terra pode ser importante na compreensão do estado atual de comunidades em ambientes fragmentados (Thompson *et al.* 2002, Lunt & Spooner 2005).

Regeneração natural

A regeneração natural nos fragmentos estudados é heterogênea, o que pode ser observado pela grande variação das porcentagens de espécies que co-ocorrem nas duas classes.

A alta similaridade florística entre os estratos pode significar a manutenção das espécies do dossel pela geração futura, ou ainda, representar uma pequena intensidade de chegada de sementes de outras áreas dentro do mesmo fragmento, ou de outros fragmentos. Por outro lado, a baixa similaridade entre os estratos pode significar que as espécies de dossel que estão se desenvolvendo na submata são diferentes das espécies atualmente presentes no dossel, podendo representar maior chegada de sementes imigrantes e futuras substituições na composição do dossel.

O fragmento B1 apresentou a menor proporção de espécies que co-ocorreram nas duas classes. Este é um fragmento pequeno, intensivamente afetado por corte seletivo de árvores, bosqueamento e entrada de gado. Neste fragmento pode estar havendo uma tendência de substituição de espécies do dossel por espécies mais típicas de áreas abertas. O fragmento A3 apresentou a maior proporção de espécies que co-ocorreram nas duas classes e o maior índice de Sørensen. Este é um fragmento que contém áreas em bom estado de

conservação, tem elevada abundância e riqueza de arbustos na submata e apresenta uma forte tendência de manutenção das espécies do dossel.

Por outro lado, B3 foi um fragmento que apresentou altos valores de porcentagem de co-ocorrência e similaridade entre as classes. Este fragmento, como já dito, passou por uma redução drástica de tamanho no passado. Apesar da amostragem ter sido realizada numa área de remanescente da vegetação original, esta área sofreu influência de fatores bióticos e abióticos resultantes da redução de habitat (por exemplo: redução no número de espécies, isolamento e diminuição no tamanho de populações, aumento do efeito de borda e alterações no microclima). Este fato pode ter levado este fragmento a apresentar menor riqueza e abundância de arbustos na submata. Segundo Tabarelli & Mantovani (1999a), durante a regeneração da Floresta Ombrófila Densa Montana há um aumento percentual de espécies de submata, e conseqüentemente, uma redução de espécies de árvores do dossel. Assim, a elevada riqueza de árvores e arvoretas na classe I em B3, pode ter influenciado nos altos valores de similaridade neste fragmento.

Podemos perceber que na região do estudo, grande parte (72%) das espécies de árvores amostradas na classe II também foram amostradas na classe I. Este valor é muito alto e representa um grande aumento na similaridade entre as classes em comparação ao valor médio destas porcentagens por fragmento (48%). Isso ocorreu, pois muitas espécies de árvores ocorreram na classe I de um fragmento e não ocorreram na classe II do mesmo, mas estiveram presentes na classe II de outros fragmentos estudados. Talvez, com um aumento no esforço amostral em cada fragmento, a similaridade entre as classes dentro dos fragmentos aumentasse. Mesmo assim, provavelmente, a diversidade entre os fragmentos ainda seria alta, pelas diferenças na composição de espécies entre eles que podem ser notadas não só pelas análises realizadas, mas também em observações em campo.

Assim, as análises de co-ocorrência e similaridade entre as classes I e II do total de espécies amostradas reforçam ainda mais a importância da manutenção de diferentes fontes de regeneração na manutenção da diversidade florística nos fragmentos florestais da região.

Em síntese, a riqueza e diversidade de espécies arbustivo-arbóreas não respondem à área, forma e isolamento nos fragmentos estudados. A composição de espécies varia entre os fragmentos e é influenciada pela distância geográfica e possivelmente pelo tamanho do fragmento. A alta diversidade entre os fragmentos reforça a importância da manutenção de várias áreas, mesmo as pequenas, para a conservação da alta diversidade regional. A regeneração natural nos fragmentos estudados em São Luiz do Paraitinga também apresentou grande heterogeneidade espacial na composição de espécies e no padrão de diversidade. O alto potencial de regeneração natural dos fragmentos analisados em conjunto enfatiza ainda mais a necessidade da preservação de vários fragmentos para conservação da diversidade regional.

REFERÊNCIAS

- ALVES, L.F. & METZGER, J.P. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* v6 (n2) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>
- ANDERSON, M.J. & LEGENDRE, P. (1999) An empirical comparison of permutation methods for tests of partial regression coefficients in a linear model. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 62: 271-303.
- ATMAR, W. & PATTERSON, B. D. 1995. The nestedness temperature calculator: a visual basic program, including 294 presence-absence matrices. – AICS Research Incorporate and The Field Museum.
- BIODIVERSITAS. 2006. Revisão da Lista da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção. http://www.biodiversitas.org.br/florabr/consulta_fim.asp (último acesso em 01/02/2008).
- BREMER B., BREMER K., CHASE M.W., *et al.* 2003. An update of angiosperm phylogeny group classification for orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society* 141: 399-436.
- CATHARINO, E.L.M., BERNACCI, L.C., FRANCO, G.A.D.C., DURIGAN, G., METZGER, J.P. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* v6 (n2) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006>
- CHAO, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- COTTAM, G. & CURTIS, J.T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37:451-460.
- CRIST, T.O., VEECH, J.A, GERING, J.C., SUMMERVILLE, K.S. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of α , β and γ diversity. *The American Naturalist* 162: 734-743.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.

- FRANCO, G.A.D.C, SOUZA, F.N, IVANAUSKAS, N.M, *et al.* 2007. Importância dos remanescentes florestais de Embu - SP para a conservação da flora regional. *Biota Neotropica*. vol. 7, no.3
<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn02507032007>
- GERING, J. C., CRIST, T.O., VEECH, J.A. 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology* 17:488–499.
- GUARIGUATA, M.R., CHAZDON, R.L., DENSOLOW, J.S., DUPUY, J.M., ANDERSON, L. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology* 132:107-120.
- HILL, J.L. & CURRAN, P.J. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography*. 30, 1391–1403.
- HOWE, H.F. & SMALLWOOD, J., 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201–228.
- LANDE, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.
- LEITÃO FILHO, H.F. 1993. *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão*. Editora Unesp e Editora da Unicamp, Campinas, Sp.
- LIMA, H.C. & GUEDES BRUNI, R.R. 1997. Plantas arbóreas da Reserva Ecológica de Macaé de Cima *in*: LIMA, H.C. E GUEDES BRUNI, R.R. (eds) 1997. *Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.
- LOEHLE, C. & LI, L. 1996. Habitat destruction and the extinction debt revisited. *Ecological Applications* 6: 784-789.
- LUNT, D.I. & SPOONER, P. 2005. Using historical ecology to understand ecology to understand patterns of biodiversity in fragmented agricultural landscapes. *Journal of Biogeography* 32:1859-1873.
- MAGURRAN, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford UK.

- MANTOVANI, W. & MARTINS, F.R. 1988. Variações fenológicas das espécies do cerrado da reserva biológica de Mogi-Guaçu, estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 11: 101-112.
- MARTINEZ-RAMOS, M. & ALVAREZ-BUYLLA, E.R. 1998. How old are tropical rain forest trees? *Trends in Plant Science* 3:400–405.
- MORAES, P.L.R. 1992. Dispersão de sementes pelo mono-carvoeiro (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy, 1806) no Parque Estadual de Carlos Botelho. *Revista Instituto Florestal* 4: 1199-1205.
- NETO, E.M. 2004. Efeitos da fragmentação sobre comunidades arbustivo-arbóreas em Mata Atlântica, Una BA. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- OCHOA-GAONA, S. GONZALEZ-ESPINOSA, MEAVE, J.A., BON, V.S.D. 2004. Effect of forest fragmentation on the woody flora of highlands of Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 13:567-884.
- OLIVEIRA, R.J., MANTOVANI, W. & MELO, M.M.R.F. 2001. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da floresta atlântica de encosta, Peruíbe, SP. *Acta Botânica Brasílica* 15:391-412.
- OLIVEIRA FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in Southeastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.
- PATTERSON, B.D. 1987. The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. *Conservation Biology* 1: 323-334.
- PATTERSON, B.D. & ATMAR, W. 2000. Analyzing species composition in fragments. In: Rheinwald, G. (Ed.) *Isolated Vertebrate Communities in the Tropics*. Bonn Zoological Monographs 46: 9-24.
- PESSOA, S.V.A., GUEDES BRUNI, R.R., KURTZ, B.C. 1997. Composição florística e estrutural do componente arbustivo-arbóreo de um trecho secundário de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima *in*: LIMA, H.C. E GUEDES BRUNI, R.R. (eds). *Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

- RODRIGUES, R.R. & LEITÃO FILHO, H.F. 2000. Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo, Edusp/Fapesp.
- SALLES, J.C. & SCHIAVINI, I. 2007. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. *Acta Botânica Brasílica*. 21:223-233.
- SANCHEZ, M. 2001. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea num gradiente altitudinal da Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, Unicamp, Campinas, SP.
- SANTOS, K., KINOSHITA, L.S., SANTOS, F.A.M. 2007. Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 35: 268–277.
- SHEPHERD, G.J., 2006. FITOPAC – versão preliminar. Manual do usuário. Departamento de Botânica. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- SILVA, J.M.C. & TABARELLI, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. *Nature* 404:72-74.
- SIQUEIRA, M.F. 1994. Análise florística e ordenação de espécies arbóreas da Mata Atlântica através de dados binários. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia, Unicamp, Campinas, SP.
- SMA (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo). 2004. Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo. Resolução SMA 48, de 21 de setembro de 2004.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3rd edition. W. H. Freeman and Co.: New York.
- STILES, F.G. & ROSSELLI, L. 1993. Consumption of fruits of the Melastomataceae by birds: how diffuse is coevolution? *Vegetatio* 107/108:57-73
- SUMMERVILLE, K.S., BOULWARE, M., VEECH, J.A., CRIST, T.O. 2003. Spatial variation in species diversity and composition of forest Lepidoptera in Eastern Deciduous Forests of North America. *Conservation Biology* 17: 1045-1057.
- TABARELLI, M. 1997. A regeneração da Floresta Atlântica Montana. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999a. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 59:239-250.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999b. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta Atlântica montana. *Revista Brasileira de Biologia* 59:251-261.
- TABARELLI, M., MANTOVANI, W. & PERES, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- THOMPSON, J., BROKAW, N., ZIMMERMAN, J.K., *et al.* 2002. Land use history, environment, and tree composition in a tropical forest. *Ecological Applications* 12:1344-1363.
- TILMAN, D.; MAY, R.M.; LEHMAN, C.L. & NOWAK, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 370: 66.
- TURNER, I.M. & CORLETT, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 330-333.
- VAN DER PIJL, A. 1982. *Principles of Dispersal in Higher Plants*, 2nd Edition. Springer-Verlag, Berlin
- VATTIMO, I. 1959. O gênero *Ocotea* Aubl. no sul do Brasil. *Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro* 17: 199-226
- VEECH, J.A. 2005. Analyzing patterns of species diversity as departures from random expectations. *Oikos* 108: 149-155.
- VEECH, J.A., SUMMERVILLE, K.S., CRIST, T.O., GERING, J.C. 2002. The additive partitioning of diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* 99:3-9.
- WAGNER, H. H., WILDI, O., EWALD, K. C. 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology* 15: 219- 227.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

De forma geral, as comunidades arbustivo-arbóreas entre os fragmentos de mata estudados são muito heterogêneas, sendo a composição de espécies influenciada pela distância geográfica e possivelmente pelo tamanho dos fragmentos. As manchas de vegetação estudadas passaram por um processo de fragmentação florestal que reduziu o tamanho populacional e o número de espécies de forma diferenciada. A fragmentação também levou ao isolamento das manchas de vegetação e a exposição destas a diferentes variáveis ambientais e sociais, de acordo com as práticas humanas, tanto no seu interior quanto em seu entorno. É importante ressaltar que os fatores históricos influenciam fortemente a estruturação da comunidade vegetal atual. Assim, as diferenças entre as comunidades de árvores dos fragmentos de mata estudados podem ser devido a diferenças pré-existentes entre as áreas, e foram acentuadas pelo fato de estarem inseridos numa paisagem fragmentada há mais de 50 anos, expostas a diferentes variáveis ambientais e sociais, que podem ter direcionado a composição e estrutura das comunidades para diferentes arranjos. Estudos em diferentes áreas (de mesma situação topográfica) dentro de um grande fragmento na região poderiam ser importantes para responder se as diferenças entre as comunidades de árvores dos fragmentos são devido a diferenças pré-existentes ou se eles se diferenciaram por diferentes pressões impostas pelo processo de fragmentação.

O fato de cada fragmento apresentar uma composição de espécies diferente, ou seja, uma baixa similaridade de espécies arbóreas entre fragmentos e a alta diversidade entre eles, ressaltam a importância da conservação, mesmo de pequenos fragmentos, para a manutenção da elevada diversidade regional. O alto potencial de regeneração natural dos fragmentos analisados em conjunto e a presença de espécies ameaçadas de extinção evidencia ainda mais a importância da manutenção de diferentes fontes de regeneração na

manutenção da elevada diversidade florística nos fragmentos florestais da região. Estudos de dinâmica (de comunidades ou populações) florestal e de sucessão natural podem ser importantes para o melhor entendimento de questões como a regeneração natural nos fragmentos, assim como a manutenção, extinção ou substituição de espécies.

A riqueza e diversidade de espécies arbustivo-arbóreas amostradas nos fragmentos florestais de São Luiz do Paraitinga não estão relacionadas às variáveis utilizadas comumente em estudos de fragmentação, embasados na teoria da Biogeografia de Ilhas. A fragmentação na Mata Atlântica está intrinsecamente atrelada à ocupação humana. As atividades antrópicas que causam perturbações nos fragmentos de mata são muito diversificadas, variando muito em tipo e intensidade de acordo com o perfil e as necessidades das pessoas que interagem com a mata, além de variar no tempo, e podem ter maior influência na diversidade dos fragmentos. Além disso, estes fatores são difíceis de serem quantificados para serem utilizados em estudos clássicos de ecologia. Entretanto, a incorporação de fatores históricos ligados à dinâmica das alterações da paisagem e aos padrões de uso da terra pode ser importante na compreensão do estado atual de comunidades em ambientes fragmentados.

O projeto “Biodiversidade e processos sociais em São Luiz do Paraitinga, SP” revelou que na região há uma histórica e presente dinâmica de concentração e fragmentação de propriedades rurais, de mudança de proprietários e do tipo de propriedade, que interage com a dinâmica das comunidades biológicas em um processo integrado, que dá origem à paisagem que se vê no município. Pode-se dizer que esta dinâmica espacial na região é regida pela propriedade rural, que significa que cada proprietário tem relativo domínio das decisões sobre o território que lhe pertence. As práticas sociais que mais influenciam na comunidade vegetal são as relacionadas ao corte de árvores (corte raso ou corte seletivo),

acesso ao gado e ao fogo, e caça nos fragmentos. Se uma propriedade é dividida entre herdeiros, o fragmento de mata, em geral, também é repartido. Esta divisão impõe diferentes regiões de um mesmo fragmento a diferentes decisões de seus proprietários, o que pode levar a uma grande heterogeneidade interna no fragmento.

Portanto, as características dos fragmentos e da paisagem se alteram ao longo do tempo e do espaço, o que dificulta a tentativa de se obter relações entre variáveis da paisagem e dos fragmentos com a diversidade de espécies atual.

Dessa forma, pesquisas de cunho interdisciplinar que levem em consideração a paisagem como um objeto híbrido de natureza e cultura se tornam importantes em investigações de padrões e processos ecológicos, principalmente em paisagens agrícolas intensivamente fragmentadas, como é o caso de muitas regiões onde se encontram remanescentes de Mata Atlântica.

Anexo I

Relação das 44 famílias e 196 espécies e morfo-espécies amostradas nos fragmentos estudados no município de São Luiz do Paraitinga, SP. Onde “+” indica ocorrência da espécie no conjunto DAP \geq 5 cm; “x” indica ocorrência da espécie no conjunto DAP < 5 cm, maiores que 1,5 m de altura; “+x” indica a ocorrência da espécie em ambos os conjuntos de dados. *Si* = Classificação da espécie quanto à síndrome de dispersão das sementes: a = anemocórica, z = zoocórica, u = autocórica. *Ha* = classificação da espécie quanto ao hábito: arv = árvore, avt = arvoreta, arb = arbusto.

Família/Espécie	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4	<i>Si</i>	<i>Ha</i>
ACANTHACEAE										
<i>Justicia</i> sp.							x		u	arb
ANACARDIACEAE										
<i>Tapirira marchandii</i> Engl.	+	+	+x	x	+x		x		z	arv
ANNONACEAE										
<i>Annona cacans</i> Warm.		x		+					z	arv
<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.					+				z	arv
<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	+	+x	+x	+x	+x	+x	+		z	arv
<i>Rolinoa sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Martius								x	z	avt
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.				x		+x			z	arv
APOCYNACEAE										
<i>Aspidosperma camporum</i> Müll. Arg		+		+	+	+	+x		a	arv
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll. Arg	x	+x				+		+	a	arv
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.		x				+			a	arv
<i>Malouetia arborea</i> (Vell.) Miers		+x				+	+		a	arv
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.								+	z	avt
ARALIACEAE										
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	x								z	avt
<i>Schefflera morototoni</i> (Marchal) Frodin			+	+x					z	arv
ARECACEAE										
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	+x						x		z	avt
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman					+	+		+	z	arv
ASTERACEAE										
<i>Baccharis</i> cf. <i>salzmannii</i>				x					a	arb
<i>Piptocarpha axilaris</i> (Less.) Baker			+	+					a	arv
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	+	x			+		+x		a	arv
<i>Vernonia</i> cf. <i>petiolaris</i>		x	x	x					a	arb
<i>Vernonia diffusa</i> Less.		+	+x	+	+		+x	x	a	arv
<i>Vernonia</i> sp.				x					a	arb
BIGNONIACEAE										
<i>Cybistax anthissiphylitica</i> (A. St.-Hil.) Ravenna				x			x		a	avt
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	+	+	+	+	+	+			a	arv
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.				+x	x		+x		a	avt
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo		+x							a	arv
BORAGINACEAE										
<i>Cordia magnoliifolia</i> Cham.								x	z	avt
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	+x	+x	+	x	+	+	+x		z	arv
<i>Cordia superba</i> Cham.							x	+x	z	avt

Família/Espécie	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4	Si	Ha
BURSERACEAE										
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	+x		z	arv						
CELASTRACEAE										
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek					+			x	z	avt
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	+	+x	+	+x	+	x	x	+x	z	arv
<i>Peritassa flaviflora</i> A.C. Sm.					+	+			z	arv
CLETHRACEAE										
<i>Clethra scabra</i> Pers.		+	+x	+					a	arv
CLUSIACEAE										
<i>Tovomitopsis paniculata</i> (Spreng.) Planch. & Triana	+x	+	x	+	+	x			z	arv
<i>Vismia brasiliensis</i> (Choisy) Kuntze	x								z	avt
COMBRETACEAE										
<i>Buchenavia kleinii</i> Exell		+x							z	arv
<i>Buchenavia</i> sp.	+								z	arv
<i>Terminalia</i> sp.					+				a	nc
CUNONIACEAE										
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	+	+x		+x	+	x			u	arv
ELAEOCARPACEAE										
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	+			+				+	z	arv
ERYTHROXYLACEAE										
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.-Hil.		x	+x	+		x			z	avt
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A. St.-Hil.						+			z	arv
EUPHORBIACEAE										
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.		+				+	+		u	arv
<i>Alchornea triplinervea</i> (Spreng.) Müll. Arg.	x	+		+					u	arv
<i>Croton floribundus</i> Spreng.		+x	+	+x	+		+x	+x	u	arv
<i>Croton vulnerarius</i> Baill.	x			+					u	arv
<i>Manihot</i> cf. <i>pilosa</i>							x		u	avt
<i>Maprounea guianensis</i>	+x	+		+x	x	+x			u	arv
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	+	+		+	+x	+			z	arv
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	+	+		+	+		+x		z	arv
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.								+x	u	arv
<i>Sebastiania klotzschiana</i> (Müll. Arg.) Müll. Arg.		+							u	arv
FABACEAE										
<i>Abarema</i> cf. <i>cochliocarpos</i>		+					+x		u	arv
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan		+						+x	+x	u
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	+x	+	+x	+x	+				z	arv
<i>Bauhinia</i> sp.		+x			+x	+x	+x	x	u	avt
<i>Copaifera langsдорffii</i> Desf.	+	x				x			z	arv
<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne						x			z	arv
<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme							x		u	avt
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	+x	x	+x	x	+x			+x	a	avt
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.					+x			x	z	arv
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W. Grimes		+x	+			+x	x	+x	u	arv
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A. M. G. Azevedo & H. C. Lima							+		u	arv
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	x	+x	x	x	+x				a	arv
<i>Machaerium isadelphum</i> (E. Mey.) Standl								+x	a	arv
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth		+	+x	+x	+x	+	x	x	a	arv
<i>Machaerium</i> sp.								+	a	arv

Família/Espécie	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4	Si	Ha
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms			+x		+		x		u	arv
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr						+	+x	+x	u	arv
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth		+x			+x		+x	+	u	arv
<i>Platymiscium</i> sp.					+				u	arv
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P. Lewis & M.P. Lima						+x		+	u	arv
<i>Senna macranthera</i> (Collad.) H.S. Irwin & Barneby			+	x	x	+x	+x		u	avt
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby								+x	u	avt
<i>Swartzia langsdorffi</i> Raddi							+x		z	arv
<i>Swartzia multijuga</i> Vogel			+x				+		z	arv
LAMIACEAE										
<i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng.	+			x				+x	z	arv
LAURACEAE										
<i>Aniba</i> aff. <i>firmula</i>								+	z	arv
<i>Cinnamomum</i> cf. <i>pseudoglaziovii</i>									+	z
<i>Cinnamomum</i> cf. <i>sellowianum</i>								+	z	arv
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	+x	+x	x	+	x	x	x	x	z	arv
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm.						+		x	x	z
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees & C. Mart. ex Nees								+x	z	arv
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	+x	+x	+x	+x					x	z
<i>Nectandra oppositifolia</i> Ness	+x	+x			+x	+x	+x		z	arv
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	+x								z	arv
<i>Ocotea</i> aff. <i>laxa</i>	x						x		z	nc
<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo	+		x	+x					z	arv
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	+	+							z	arv
<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez									x	z
<i>Ocotea kuhlmanii</i> Vattimo			+						+	z
<i>Ocotea lanata</i> (Nees & Martius) Mez	+	+x		x	+	x			z	arv
<i>Ocotea odorifera</i> (Vellozo) Rohwer	x							+	z	arv
<i>Ocotea vellosiana</i> (Meisn.) Mez		+							z	arv
<i>Persea</i> aff. <i>rufotomentosa</i>	x			+					z	arv
MALVACEAE										
<i>Ceiba speciosa</i> (K. Schum.) A. Robyns									x	a
<i>Eriotheca candolleana</i> (Mart.) Mart.						+			a	arv
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.		+	+					+	a	arv
MELASTOMATACEAE										
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	x			x					z	arb
<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.						x			z	arb
<i>Leandra purpurascens</i> (DC.) Cogn.	x	x	x	x	x				z	arb
<i>Leandra scabra</i> DC.	x		x	x					z	arb
<i>Leandra</i> sp.				x					z	arb
<i>Miconia</i> aff. <i>pseudonervosa</i>									x	z
<i>Miconia brunnea</i> Mart. ex DC.							+x		z	avt
<i>Miconia budlejoides</i> Triana	x			x			x		z	arb
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin						x			z	arv
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	x								z	avt
<i>Miconia inconspícua</i> Miq.	x	+x	+x	+x	+x		x		z	avt
<i>Miconia pussiliflora</i> (DC.) Naudin								x	z	avt
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin		+x	+x	+x					z	arv
<i>Miconia urophylla</i> DC.	x			x	+x				z	avt

Família/Espécie	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4	Si	Ha
<i>Miconia valtherii</i> Naudin		x	x		x	x			z	arb
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.					+		+		a	arv
<i>Tibouchina fothergillae</i> (DC.) Cogn.			x						a	avt
MELIACEAE										
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.		x	x	x	x				z	arv
<i>Cedrella fissilis</i> Vell.							+		a	arv
MONIMIACEAE										
<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.							+		z	arv
MORACEAE										
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber						+	+x		z	arv
<i>Ficus</i> sp.					+				z	arv
MYRSINACEAE										
<i>Cybianthus peruvianus</i> (A. DC.) Miq.	+x			x					z	avt
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw) R. Br. ex Roem & Schult.			+x	+x	+x				z	arv
<i>Myrsine umbellate</i> (Mart.) Mez.		+		+x		x			z	arv
MYRTACEAE										
<i>Blepharocalix salicifolius</i> (Kunth) O. Berg					+x				z	arv
<i>Calyptranthes</i> cf. <i>widgreniana</i>							x		z	nc
<i>Calyptranthes clusiaefolia</i> (Miq.) O. Berg							x	+	z	arv
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg								+x	+	z
<i>Campomanesia sessiliflora</i> (O. Berg) Mattos					x	+	+	x	z	avt
<i>Eugenia</i> cf. <i>melanogyna</i>		x							z	arv
<i>Eugenia</i> cf. <i>sphenophylla</i>	+x	+x			x				z	arv
<i>Eugenia</i> cf. <i>subundulata</i>			+	+	+		+x		z	arv
<i>Eugenia kleinii</i> D. Legrand		x			x				z	avt
<i>Eugenia</i> sp.1		x					+x		z	nc
<i>Eugenia</i> sp.2				x					z	nc
<i>Eugenia</i> sp.3			+						z	nc
<i>Eugenia</i> sp.4					+				z	nc
<i>Myrcia</i> cf. <i>pulchra</i>	x								z	avt
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.			+x	x					z	avt
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.		+		+	x	+		+x	z	arv
<i>Myrcia</i> sp.	x		+		+x				z	nc
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	+x	z	arv							
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.		+			x	x		+x	z	arv
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	x						x	x	z	avt
<i>Psidium</i> cf. <i>pilosum</i>							x		z	nc
<i>Siphoneugena densiflora</i>	+			+	x				z	arv
NYCTAGINACEAE										
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	+	+x	+		x		+x	+x	z	arv
OPILIACEAE										
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	+							+	z	arv
PIPERACEAE										
<i>Piper</i> sp.								x	z	arb
POLYGONACEAE										
<i>Coccoloba warmingii</i> Meisn.					x			x	z	arv
ROSACEAE										
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.							x		z	arv

Família/Espécie	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4	Si	Ha
RUBIACEAE										
<i>Alibertia</i> aff. <i>concolor</i>	x	x	x	x	+x	x		+x	z	arb
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	+	+	+x	+x	+x	+			z	arv
<i>Chomelia</i> cf. <i>catharinae</i>							x		z	avt
<i>Coffea</i> sp.								x	z	arb
<i>Guettarda virbunoides</i> Cham. & Schltld.							x	+	z	arv
<i>Palicourea marcgravii</i> A. St.-Hil.				x	x		x		z	arb
<i>Psychotria</i> cf. <i>forsteronioides</i>		x							z	arb
<i>Psychotria</i> cf. <i>leiocarpa</i>		x							z	arb
<i>Psychotria forsteronioides</i> Müll. Arg.	x								z	arb
<i>Psychotria hastisepala</i> Müll. Arg.	x								z	arb
<i>Psychotria ruelliaefolia</i> (Cham. & Schltld.) Müll. Arg.	x								z	arb
<i>Psychotria stachyoides</i> Benth.	x	x	x	x					z	arb
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	x	+x	x	x	x	x	x	x	z	arb
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.								+	z	avt
RUTACEAE										
<i>Dyctioloma vandellianum</i>							x		a	avt
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.			+	+	+		x		z	arv
SALICACEAE										
<i>Casearia</i> cf. <i>obliqua</i>		+					x	+x	z	arv
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.								+x	z	arv
<i>Xylosma ciliatifolium</i> (Clos) Eichler	+	x		x				+x	z	arv
SAPINDACEAE										
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.								+x	z	avt
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	+	+							z	arv
<i>Cupania ludowigii</i> Somner e Ferrucci	+x	+x	x	+x	+x	+x	+		z	arv
<i>Cupania tenuivalves</i> Radlk.							x		u	avt
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.			x		x		+x	x	z	arv
<i>Matayba juglandifolia</i> Radlk.							+		z	arv
<i>Matayba</i> sp.	x	+	+x	+	+				z	arv
SAPOTACEAE										
<i>Chrysophyllum viride</i>	x						+x		z	arv
<i>Pouteria</i> cf. <i>gardneri</i>			+					+	z	arv
SOLANACEAE										
<i>Brunfelsia brasiliensis</i> (Spreng.) L.B. Sm. & Downs	x	+x	x	x				x	z	arb
<i>Cestrum</i> sp.								+x	z	nc
<i>Sessea brasiliensis</i> Toledo								+	z	arv
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	+	+						+x	+	z
<i>Solanum</i> cf. <i>caeruleum</i>									x	z
<i>Solanum</i> cf. <i>schwackei</i>	x								z	avt
<i>Solanum decorum</i> Sendtn.		x							z	arb
<i>Solanum rufescens</i> Sendtn.	+x	+	x	x		+	+		z	arv
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.		+			x		x		z	avt
STYRACACEAE										
<i>Styrax latifolius</i>									+	z
<i>Styrax sieberi</i>									+	z
THEACEAE										
<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H. Keng		+		+x					z	arv
URTICACEAE										

Família/Espécie	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4	Si	Ha
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.		+							z	arv
VIOLACEAE										
<i>Hibanthus artropurpureus</i> (A. St.-Hil.) Taub.								x	u	arb
VOCHYSIACEAE										
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.			+	+	+				a	arv
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	+x						x		a	arv
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.		+	+		+				a	arv