

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

GUILHERME OKUDA LANDGRAF

**Efeitos da fragmentação sobre espécies arbóreas em remanescentes de
floresta estacional semidecidual**

Maringá
2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

GUILHERME OKUDA LANDGRAF

**Efeitos da fragmentação sobre espécies arbóreas em remanescentes de
floresta estacional semidecidual**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. João Batista Campos
Coorientador: Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros
Ferraz

Maringá
2013

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

L256e

Landgraf, Guilherme Okuda, 1982-

Efeitos da fragmentação sobre espécies arbóreas em remanescentes de floresta estacional semidecidual / Guilherme Okuda Landgraf. -- Maringá, 2013.
60 f. : il. (algumas color.).

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2013.

Orientador: Prof. Dr. João Batista Campos.

Coorientador: Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz.

1. Ecologia de florestas - Fragmentação - Diamante do Norte (Município) - Paraná (Estado). 2. Ecologia da paisagem - Fragmentação - Diamante do Norte (Município) - Paraná (Estado). 3. Paisagem fragmentada - Padrões de aninhamento - Diamante do Norte (Município) - Paraná (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.3427098162
NBR/CIP - 12899 AACR/2

Maria Salete Ribelatto Arita CRB 9/858
João Fábio Hildebrandt CRB 9/1140

GUILHERME OKUDA LANDGRAF

Efeitos da fragmentação sobre espécies arbóreas em remanescentes de floresta estacional semidecidual

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. João Batista Campos
IAP/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Marcia Cristina Mendes Marques
Departamento de Botânica/Universidade Federal do Paraná

Prof. Dr. Marcos Rafael Nanni
DAG/Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 22 de março de 2013

Local de defesa: Sala 102, Bloco G90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha família pelo apoio nesta jornada, em especial aos meus pais, Helena e Alberto, a minha esposa Patrícia e ao meu filho Bernardo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

Ao meu orientador Dr. João Batista Campos pelo apoio incondicional em todos os meus projetos e empreitadas.

Aos colegas e professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Agradeço também, o pessoal da Estação Ecológica do Caiuá em especial ao colega Valdir Leite da Silva pela grande contribuição e ajuda neste trabalho.

Efeitos da fragmentação sobre espécies arbóreas em remanescentes de floresta estacional semidecidual

RESUMO

A fragmentação de *habitat* e o decorrente processo de perda de biodiversidade hoje é o principal problema a ser enfrentado por ecólogos. Diversas modificações são decorrentes deste processo em comunidades vegetais como alterações na composição de espécies, modificações estruturais e funcionais. Os objetivos do estudo foram avaliar a influência da fragmentação sobre a composição, riqueza, diversidade, equitabilidade e características funcionais entre fragmentos florestais de diferentes tamanhos, além de verificar a existência de padrões de aninhamento entre as comunidades e a influência de variáveis ambientais e espaciais sobre estes padrões. Foram amostradas 12 áreas em 12 fragmentos florestais de FES na Estação Ecológica do Caiuá e sua área de entorno no município de Diamante do Norte – PR, sendo uma área amostral por fragmento. Para o inventário da vegetação foi utilizado o método de quadrantes para 2 estratos amostrais, sendo o estrato 1 para indivíduos com Perímetro a Altura do Peito (PAP) > 15 cm e o estrato 2 para indivíduos maiores que 1 m de altura e com PAP < 15 cm. A comunidade arbórea apresentou-se altamente influenciada pelo processo de fragmentação, apresentando diferenças significativas entre o tamanho dos fragmentos para riqueza de espécies, diversidade, equitabilidade e grupos funcionais. Processos de extinção seletivos gerando comunidades aninhadas foram detectados entre as comunidades sendo influenciados principalmente pela forma e altitude dos fragmentos. De maneira geral, o estudo indica diferenças na composição e estrutura das comunidades arbóreas entre fragmentos com diferentes áreas e formas. Fragmentos maiores se mostraram mais propícios na manutenção de uma comunidade arbórea com maior riqueza, diversidade e equitabilidade. No entanto, a preservação de áreas menores se faz importante na manutenção da riqueza de micro-*habitat* e processos de conectividade. O aparecimento dos padrões de aninhamento indicou a existência de processos de extinção seletivos sobre a comunidade, decorrentes da fragmentação demonstrando a importância desses padrões no planejamento e nas ações conservacionistas em paisagens fragmentadas.

Palavras-chave: Floresta Atlântica. Ecologia vegetal. Débito de extinção. *Single Large or Several Small* (SLOSS). Comunidades aninhadas.

Fragmentation effects on tree species in patches of Semideciduous Forest

ABSTRACT

The fragmentation of habitats and the resulting biodiversity loss process today is the main problem to be faced by environmentalists. Several changes are resulting from this process in plant communities as changes in species composition, structural and functional modifications. The study objectives were to evaluate the influence of fragmentation on the composition, richness, diversity, evenness and functional characteristics between forest patches of different sizes, and check for nesting patterns between communities and the influence of environmental and spatial variables on these patterns. Twelve areas were sampled in 12 forest fragments in FES Caiuá Ecological Station and its surrounding area in the city of North Diamond - PR, one sample area per patch. For the inventory of vegetation was used the point center quarter method for two quadrants of sampling strata, stratum 1 for individuals with Circumference at Breast Height (CBH) > 15 cm 2 for individuals and stratum greater than 1 m in height and with CBG <15 cm. The tree community appeared highly influenced by the fragmentation process, with significant differences found between the size of the fragments to species richness, diversity, evenness and functional groups. Selective extinction processes generating nested communities were detected between communities is influenced mainly for shape and altitude of the fragments. Overall, the study indicates differences in the composition and structure of tree communities in fragments between different areas and shapes. Larger fragments were more conducive to maintaining a tree community with greater richness, diversity and evenness, however, the preservation of smaller areas becomes important in maintaining the richness of micro-habitats and connectivity processes. The onset of nesting patterns indicated response processes of extinction on the community resulting from the fragmentation demonstrating the importance of these standards in planning and implementing conservation actions in fragmented landscapes.

Keywords: Atlantic Forest. Plant ecology. Extinction Debt. *Single Large or Several Small* (SLOSS). Nested communities.

Dissertação de mestrado elaborada de acordo com as
normas da publicação científica *Acta Botânica
Brasilica* disponível em:
<http://www.scielo.br/revistas/abb/pinstruc.htm#002>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE ARBÓREA EM REMANESCENTES DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO NOROESTE DO PARANÁ	11
RESUMO	11
ABSTRACT	12
2.1 INTRODUÇÃO	13
2.2 MATERIAIS E MÉTODOS	14
2.3 RESULTADOS	17
2.4 DISCUSSÃO	24
REFERÊNCIAS	28
ANEXO A - Lista de espécies e famílias amostradas no estudo para as 12 áreas amostrais (A1-12), as espécie que constam número de registro encontram-se anexadas no Herbário da Universidade Estadual de Maringá (HUEM).	32
3 EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE ESPÉCIES ARBÓREAS EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA: RIQUEZA, DIVERSIDADE, EQUITABILIDADE E PADRÕES DE ANINHAMENTO	38
RESUMO	38
ABSTRACT	39
3.1 INTRODUÇÃO	40
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS	42
3.2.1 <i>Área de estudo</i>	42
3.2.2 <i>Histórico da fragmentação</i>	43
3.2.3 <i>Levantamento da vegetação e classificação de grupos funcionais</i>	44
3.2.4 <i>Análise dos dados</i>	45
3.3 RESULTADOS	48
3.4 DISCUSSÃO	51
REFERÊNCIAS	56
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	60

1 INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica (FA) além de ser uma das principais formações florestais brasileiras é um dos ecossistemas mais ameaçados pelas atividades antrópicas. O que já foi a segunda maior floresta tropical das Américas hoje não passa de algo em torno 8% de sua área original. A Floresta Estacional Semidecidual uma das fitofisionomias da Floresta Atlântica tornou-se um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta devido ao seu rápido e quase completo processo de desflorestamento. Como resultado desse processo o que antes era uma floresta contínua hoje conta com menos de 1% de sua cobertura florestal original. Essa tipologia vegetacional é pouco conhecida na porção Norte-Noroeste do Estado tendo seu conhecimento fundamentado em poucos estudos em áreas ripárias. Além da pouco documentada florística, os processos da estrutura e dinâmica populacionais e das comunidades de espécies arbóreas carecem de estudos aprofundados. Efeitos da fragmentação sobre a comunidade de espécies arbóreas têm sido amplamente reportados. Dentre eles podemos citar o aumento de espécies pioneiras, alterações sucessionais na comunidade o aumento do efeito de borda e mortalidade de espécies de grande porte e padrões de extinções gerando comunidades aninhadas. Apesar do grande número de trabalhos relacionando as comunidades arbóreas com o processo de fragmentação grande parte dos trabalhos foram desenvolvidos na Floresta Amazônica e muitos efeitos da fragmentação sobre as comunidades arbóreas ainda são pouco conhecidos sendo necessários mais estudos sobre o tema principalmente na Floresta Atlântica. Dessa forma este estudo visa caracterizar a vegetação em áreas secas de Floresta Estacional Semidecidual no extremo Noroeste do Paraná e avaliar a influência da fragmentação sobre padrões ecológicos da comunidade arbórea.

2 EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE ARBÓREA EM REMANESCENTES DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO NOROESTE DO PARANÁ

RESUMO

A fragmentação de habitats e o decorrente processo de perda de biodiversidade é o principal problema a ser enfrentado por ecólogos atualmente. Diversas modificações na estrutura e composição das comunidades são decorrentes deste processo, no entanto poucos estudos têm considerado explicitamente o efeito dos atributos espaciais sobre a vegetação e os impactos da fragmentação em espécies arbóreas. Os objetivos do estudo foram avaliar a influência de atributos espaciais (área e perímetro) sobre a composição e estrutura da vegetação arbórea em 12 fragmentos florestais de Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica do Caiuá e seu entorno. Foram testadas as seguintes hipóteses: (1) A composição da comunidade arbórea é diferente entre as áreas estudadas sendo estas diferenças definidas pelo tamanho dos fragmentos, (2) a comunidade também difere entre os estratos refletindo processos de dinâmica populacionais e (3) os parâmetros fitossociológicos gerais (área basal, densidade, diâmetro médio, dominância absoluta, área do indivíduo, altura, Índices de Eberhardt, Shannon-Wiener, Simpson e Equabilidade de Pielou) são influenciados pela área e o perímetro dos fragmentos. Ao total de 3304 indivíduos pertencentes a 33 famílias e 107 espécies utilizando o método de quadrantes para dois estratos. O estrato 1 com Perímetro a Altura do Peito (PAP) > 15 cm e o estrato 2 com PAP < 15 cm e altura maior que 1 m. De maneira geral, as áreas maiores apresentaram maior riqueza de espécies. A composição das espécies diferiu significativamente entre os estratos, no entanto entre o tamanho dos fragmentos o resultado não foi significativo. *Metrodorea nigra* apresentou grande dominância refletido pelos altos valores de IVI, outras espécies de relevante interesse ecológico como *A. polyneuron* e *B. riedelianum* também apresentaram padrões demográficos relevantes. A estrutura da vegetação também diferiu significativamente entre as áreas amostradas sendo esta diferença diretamente correlacionada com a área e o perímetro dos fragmentos. Os resultados obtidos indicam influência significativa dos atributos espaciais dos fragmentos sobre a composição e estrutura da comunidade analisada, entretanto poucos estudos avaliam estas relações que apresentam grandes implicações teóricas e no manejo de áreas florestais.

Palavras-chave: Floresta Atlântica, Fragmentos florestais, Ecologia vegetal, Estação Ecológica do Caiuá.

ABSTRACT

Habitat fragmentation and the resulting process of biodiversity loss is the major problem to be faced by ecologists today. Several changes in the structure and composition of communities are resulting from this process, however few studies have explicitly considered the effect of spatial attributes on vegetation and the impacts of fragmentation on tree species. Here we evaluate the influence of spatial attributes (area and perimeter) on the composition and structure of woody vegetation in 12 patches of semideciduous forest in the Ecological Station Caiuá and its surroundings in Diamante do Norte, PR, Brazil. We tested the following hypotheses: (1) Tree community composition differs between the study areas and these differences are defined by the size of the fragments, (2) the community also differs between strata reflecting population dynamic processes and (3) the general phytosociological parameters (basal area, density, diameter, absolute dominance, the individual area, height, indices Eberhardt, Shannon-Wiener, Simpson and evenness) are influenced by the area and perimeter of the fragments. A total of 3304 individuals belonging to 33 families and 107 species using the method of quarters to two strata. Stratum 1 with the Perimeter Breast Height (PBH) > 15 cm and stratum 2 with PBH <15 cm and height taller than 1 m. In general, larger areas presented higher species richness. The species composition differed significantly between strata, however the between size of the fragments the result was not significant. *Metrodorea nigra* showed great dominance reflected by the high values of IVI, other species of ecological interest as *Aspidosperma polyneuron* and *Balfourodendron riedelianum* also presented relevant demographic patterns. The vegetation structure also differed significantly between the sampling areas and this difference is directly correlated with the area and perimeter of the fragments. The results indicate a significant influence of the patches spatial attributes on the community composition and structure, however few studies have evaluated these relations that have major theoretical implications and management of forest areas.

Palavras-chave: Atlantic forest, Forest patches, Plant ecology, Caiuá Ecological Station.

2.1 INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitats e o decorrente processo de perda de biodiversidade é o principal problema a ser enfrentado por ecólogos atualmente (Echeverría *et al.* 2007, Myers *et al.* 2000, Rockström *et al.* 2009). Este processo de fragmentação engloba além de redução de área de habitat e isolamento das áreas (Fahrig 2003), alterações microclimáticas (D'Angelo *et al.* 2004, Laurance *et al.* 1998), aumento da exposição ao vento (Laurance & Curran 2008), aumento do efeito de borda (Tabarelli *et al.* 2008) e proliferação de lianas (D'Angelo *et al.* 2004).

Diversas modificações estruturais e funcionais são decorrentes deste processo de fragmentação sobre as comunidades vegetais (Laurance *et al.* 2000; Fahrig 2003; Bernacci *et al.* 2006; Nascimento & Laurance 2006). Dentre elas podemos citar alterações na estrutura diamétrica das comunidades (Lopes *et al.* 2011), modificações na composição funcional, aumento de espécies pioneiras (Tabarelli *et al.* 2010) e o aumento da mortalidade de grandes indivíduos (Laurance *et al.* 2000).

Intensos processos de alteração no uso do solo tornaram a Floresta Atlântica completamente fragmentada causando alterações na forma, tamanho e distribuição de fragmentos florestais (Ranta *et al.* 1998). Além de ser uma das principais formações florestais brasileiras, a FA é um dos ecossistemas mais ameaçados pelas atividades antrópicas no mundo. O que já foi a segunda maior floresta tropical das Américas (Tabarelli & Gascon 2005), hoje não passa de algo em torno 8% de sua área original (SOS Mata Atlântica & INPE 2009).

Este bioma é formado por regiões fitofisionômicas de Florestas Ombrófilas e Florestas Estacionais que ocorrem no interior em ambientes menos úmidos e com pluviosidade sazonal (Joly *et al.* 2012). Aproximadamente um século atrás a Floresta Estacional Semidecidual (FES) recobria praticamente a metade dos estados de São Paulo e Paraná. Esta subfisionomia da Floresta Atlântica se tornou a mais ameaçada em vistas de seu desflorestamento quase completo e muito rápido (Campos 1999; Durigan *et al.* 2000; Metzger 2000; Santos *et al.* 2009; Dan *et al.* 2010; Gubert Filho 2010).

Como resultado do processo de ocupação desordenada, as formações florestais da porção Norte e Noroeste do estado do Paraná foram dizimadas. Essa área que foi uma floresta contínua, hoje conta com menos de 1% de sua cobertura original, sendo poucos os remanescentes significativos dessa tipologia florestal com poucos

remanescentes preservados (Campos 2004, Tabarelli & Gascon 2005, Durigan *et al.* 2000).

Poucos estudos têm considerado explicitamente o efeito de atributos espaciais sobre a vegetação e os impactos da fragmentação em espécies arbóreas (Echeverría *et al.* 2007). Além da ampla documentada influência deste processo sobre a composição e das comunidades, aspectos estruturais, como alterações na área basal (Echeverría *et al.* 2007) e densidade (Laurance *et al.* 2006) também sofrem alterações. Em paisagens fragmentadas, os efeitos de borda têm um importante papel sobre a estrutura florestal (Nascimento & Laurance 2006).

Dessa forma, esse estudo tem como objetivo avaliar influência da fragmentação de hábitat sobre a estrutura e a composição da vegetação arbórea entre fragmentos florestais de Floresta Estacional Semidecidual e testar as seguintes hipóteses: (1) A composição da comunidade arbórea é diferente entre as áreas estudadas sendo estas diferenças definidas pelo tamanho dos fragmentos, (2) a comunidade também difere entre os estratos refletindo processos de dinâmica populacionais e (3) os parâmetros fitossociológicos gerais são influenciados pela área e o perímetro dos fragmentos.

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Para realização do estudo foram selecionados 12 fragmentos florestais na região da Estação Ecológica do Caiuá (EECAIUÁ) sendo 3 deles pertencentes a área da reserva e outros 9 em sua área de entorno (Figura 1). Todas as áreas se localizam no município de Diamante do Norte – PR, Brasil (22°41'00" S e 52° 55'00"O) (Costa-Filho & Campos, 2008).

A vegetação na região é do tipo Floresta Estacional Submontana de planaltos areníticos. *Aspidosperma polyneuron* e espécies dos gêneros *Astronium*, *Peltophorum*, *Handroanthus* e *Balfourodendron* caracterizam esta fisionomia vegetal (IBGE 2012). Todas as áreas foram escolhidas de forma homogênea sendo definidas como áreas secas (sem influência ripária) e de relevo plano.

A EECAIUÁ, um dos últimos remanescente significativos de FES, foi criada como medida compensatória pela construção da Unidade Hidrelétrica de Rosana sendo um dos últimos remanescente significativos de FES. A grande quantidade de remanescentes de grande porte no entorno da reserva aumenta ainda mais a importância ecológica da área (Fig.1).

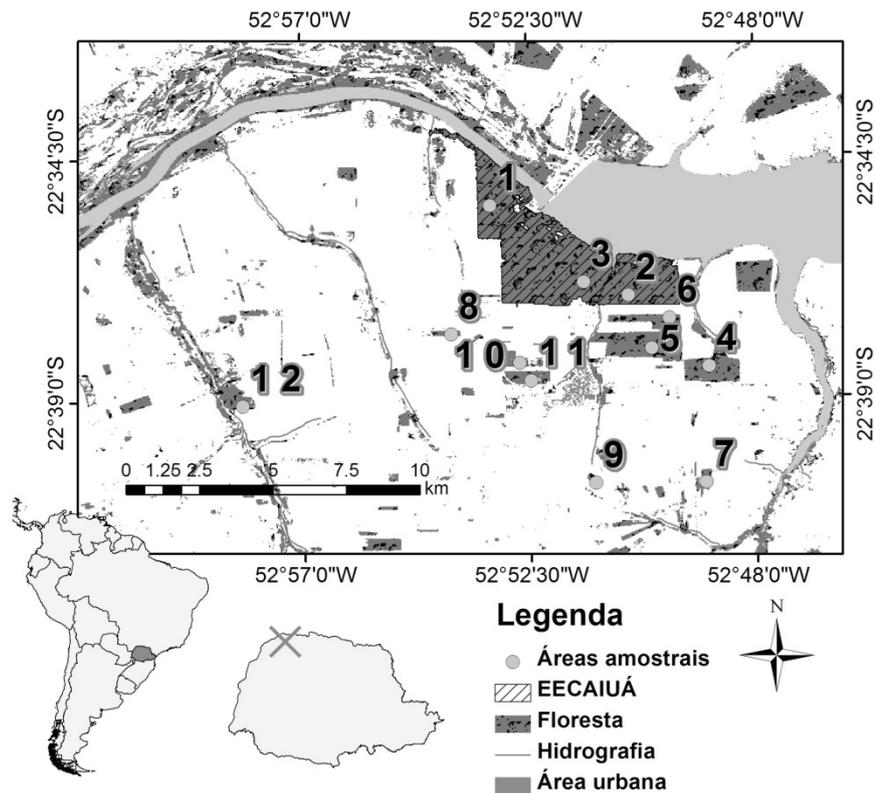


Figura 1. Mapa da área de estudo com as 12 áreas amostradas: Estação Ecológica do Caiuá e fragmentos do entorno, todos eles no Município de Diamante do Norte, PR, Brasil.

A região é uma zona de transição entre a região tropical e a região subtropical com clima, segundo a classificação de Köppen, do tipo Cfa, subtropical, úmido, mesotérmico, com verões quentes e geadas pouco frequentes. Para a amostragem da vegetação foram selecionadas 12 áreas amostrais (uma área por fragmento) escolhidas de forma homogênea, fora da influência de áreas ripárias.

Para a amostragem da vegetação arbórea foi utilizado uma variação do método original de quadrantes (Cottam & Curtis 1956). Foram amostrados oito indivíduos por ponto de amostragem divididos em dois estratos, sendo o primeiro estrato composto pelos indivíduos com perímetro a altura do peito (PAP) ≥ 15 cm e o segundo estrato composto pelos indivíduos com altura superior a 1m e PAP < 15 cm (Volpato *et al.* 2010). Os estratos foram analisados separadamente quanto a sua composição de espécies e em relação aos parâmetros fitossociológicos de dominância, densidade e frequência relativa, sendo que a soma destes três índices forma o Índice de Valor de Importância (IVI).

As áreas amostrais foram divididas em duas classes de tamanho em relação ao tamanho dos fragmentos: fragmentos grandes (> 100 ha) e fragmentos pequenos (< 100 ha). Nas áreas amostrais inseridas em grandes fragmentos (Áreas 1-6) foram amostrados

no mínimo 40 e no máximo 50 pontos por área. Em áreas amostrais pertencentes a fragmentos pequenos foram amostrados 25 pontos por área. Os pontos foram dispostos em transectos perpendiculares à borda dos fragmentos retirando os 30 m metros iniciais para o primeiro ponto a fim de remover áreas muito impactadas pelo efeito de borda.

As identificações das espécies foram realizadas ao menor nível taxonômico possível utilizando o sistema de classificação APG (“*Angiosperm Phylogeny Group*”) II (2003). As espécies encontradas com material reprodutivo foram coletadas e os *vouchers* anexados ao Herbário da Universidade Estadual de Maringá (HUEM). Para a determinação das espécies ameaçadas foram consultadas as listas vermelhas do estado do Paraná (IAP 2008) e do Brasil (MMA 2008).

Para avaliar o esforço amostral, a taxa de incremento de espécies por pontos amostrais e comparar a riqueza entre as áreas amostrais foram criadas curvas de rarefação com intervalo de confiança (IC) de 95% e 999 permutações, para todas as áreas em conjunto e separadamente. Para avaliação estrutural quantitativa da vegetação foram calculados parâmetros fitossociológicos gerais (Riqueza, Riqueza de Famílias, Densidade, Área Basal, Dominância Absoluta, Volume total, Diâmetro médio, Altura média, Área média por indivíduo, Índice de Eberhardt, Índice de diversidade de Shannon-Winner, Equabilidade de Pielou, e o Índice de diversidade de Simpson) para as áreas amostrais utilizando os dados somente do estrato 1, e para espécies utilizando o software FITOPAC 2.1.2.85 (Sheperd 2011).

Para ordenar as áreas amostrais baseada na matriz de abundância das espécies arbóreas foi utilizada uma Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) sendo retidos para análise somente os eixos que apresentarem autovalores maiores que a média utilizando segundo critério de Kaiser-Guttman (Borcard *et al.* 2011).

Para testar a hipótese 1 de que a área dos fragmentos têm influência sobre a composição da comunidade e a hipótese 2 de que o estrato pode refletir diferenças na dinâmica das comunidade foi aplicada uma Análise de Variância sobre os scores dos eixos retidos para explicação utilizando a função *aov* do pacote *stats* do software estatístico R. v.2.15.0.

Para testar a hipótese 3 de que a áreas e o perímetro dos fragmentos influenciam os parâmetros estruturais das áreas amostradas foi utilizado um teste de Mantel, parametrizado para método de correlação de Pearson com 999 randomizações que correlaciona as duas matrizes de similaridade e calcula a significância entre elas.

2.3. RESULTADOS

Ao total foram amostrados 3304 indivíduos pertencentes a 33 famílias e 107 espécies (ANEXO A). A curva de rarefação para todas as áreas em conjunto não atingiu a assíntota mesmo atingindo 400 pontos amostrais (figura 2). As áreas amostrais ordenadas pelo número de espécies foram A2(49), A6(49), A1(47), A12(43), A3(41), A4(40), A5(38), A11(32), A9(31), A10(29), A7(22) e A8(20) (figura 3).

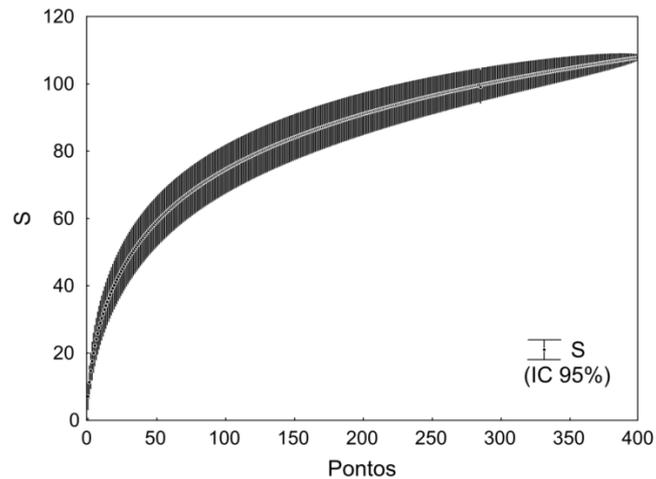


Figura 2. Curva de rarefação para todas as áreas amostrais em conjunto, indicando a riqueza (S) de espécies obtida no estudo, com intervalo de confiança de 95% e 999 permutações.

As famílias mais representativas em número de espécies foram Fabaceae (Fabaceae) (17), Myrtaceae (16), Meliaceae (9), Lauraceae (7), Rutaceae (6) e Salicaceae (5) correspondendo a 56% do total das espécies coletadas (figura 3), mesmo padrão apresentado para outras áreas de FES (Salis *et al.* 1995). No entanto, com relação ao número de indivíduos as famílias mais representativas foram Rutaceae (1020), Myrtaceae (454), Leguminosae (344), Meliaceae (319), Euphorbiaceae (270), Anacardiaceae (218) e Apocynaceae (150), correspondendo a 84% dos indivíduos amostrados.

Este grande número de indivíduos nas famílias mais representativas é definido por espécies abundantes nestas formações florestais como o carrapateiro (*Metrodorea nigra*) para a família Rutaceae, a peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron*) para Apocynaceae, o guaritá (*Astronium graveolens*) para Anacardiaceae e a baga-de-

morcego (*Trichilia casaretti*) para Meliaceae. Outras famílias com grande representatividade no número de indivíduos possuem contribuições significativas de mais de uma espécie, sendo este o caso das Myrtaceae e Fabaceae.

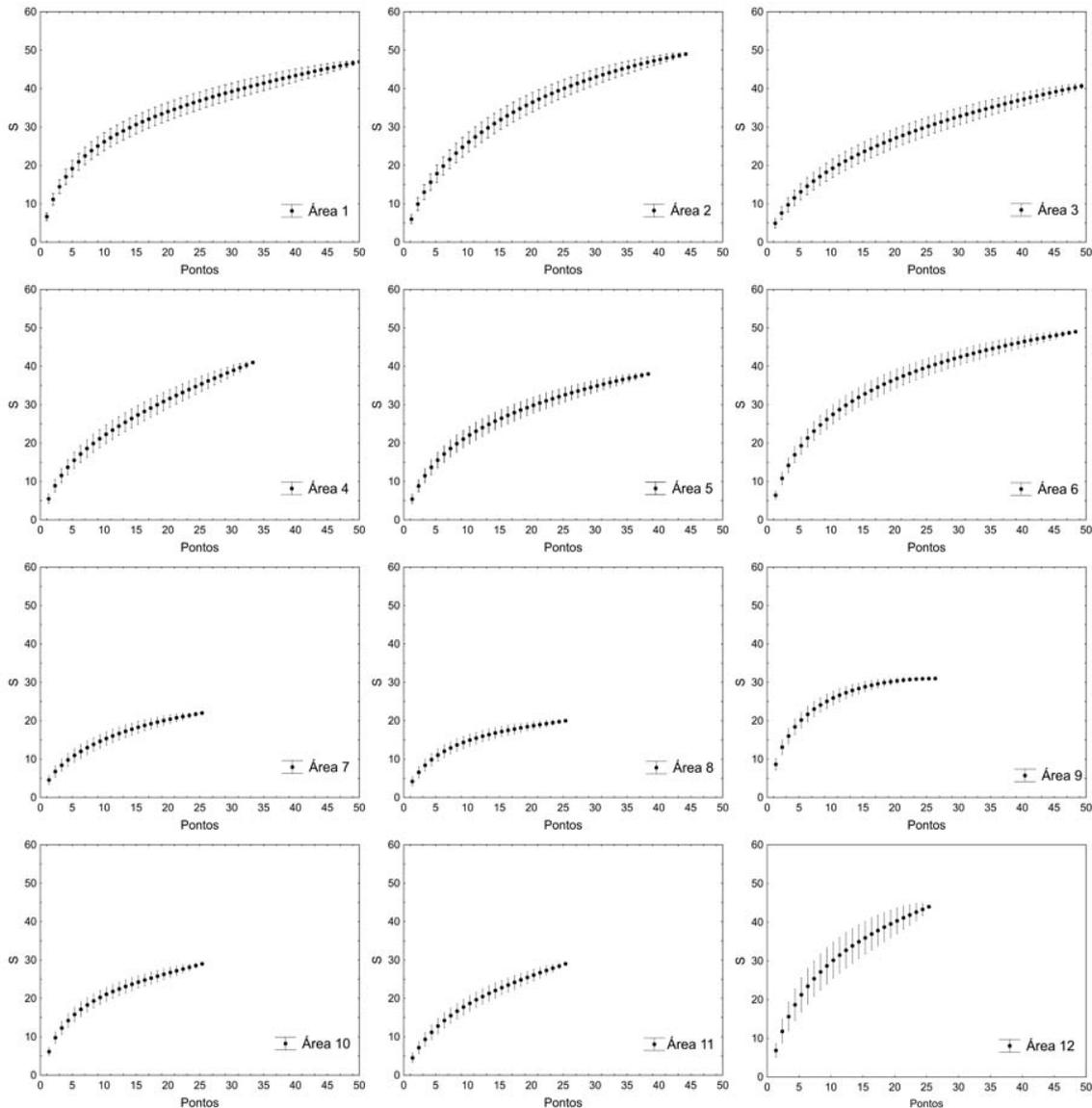


Figura 3. Curvas de rarefação para as áreas amostrais 1 a 12 separadamente, indicando a riqueza de espécies para cada área e a velocidade do incremento de espécies em relação aos pontos amostrais.

As espécies mais representativas em número de indivíduos no levantamento foram *Metrodorea nigra* (904), *Actinostemon concolor* (226), *Astronium graveolens* (218), *Trichilia casaretti* (218), *Plinia rivularis* (151), *Aspidosperma polyneuron* (139), *Chrysophyllum gonocarpum* (106) e *Balfourodendron riedelianum* (105) correspondendo a 56% do total dos indivíduos encontradas no levantamento.

Analisando todas as áreas amostrais em conjunto (Σ_{IVI}) as espécies que mais se destacaram em relação ao índices de valor de importância (IVI) para o estrato 1 foram:

Metrodorea nigra (516,62) com valores altos de densidade e frequência, *Astronium graveolens* (408,48) com valores altos para densidade, frequência e valores significativos de dominância e *Aspidosperma polyneuron* (290,99) com um altos valores de dominância e densidade e frequências menores (figura 4A).

Novamente para o segundo estrato *Metrodorea nigra* foi a espécie de maior IVI (1142,79) com valores altos para densidade frequência e dominância, seguido do branquilha *Actinostemon concolor* (407,32) e *Trichilia casaretti* (196,47). Neste estrato indivíduos juvenis de espécies de grande porte como *Aspidosperma polyneuron*, *Astronium graveolens*, *Balfourodendron riedelianum*, *Casearia gossypiosperma* se unem a espécies de menor porte como *Trichilia elegans*, *Rudgea jasminoides*, *Actinostemon conceptiones* e *Actinostemon concolor* para compor as espécies com IVI mais significativo (Figura 4B).

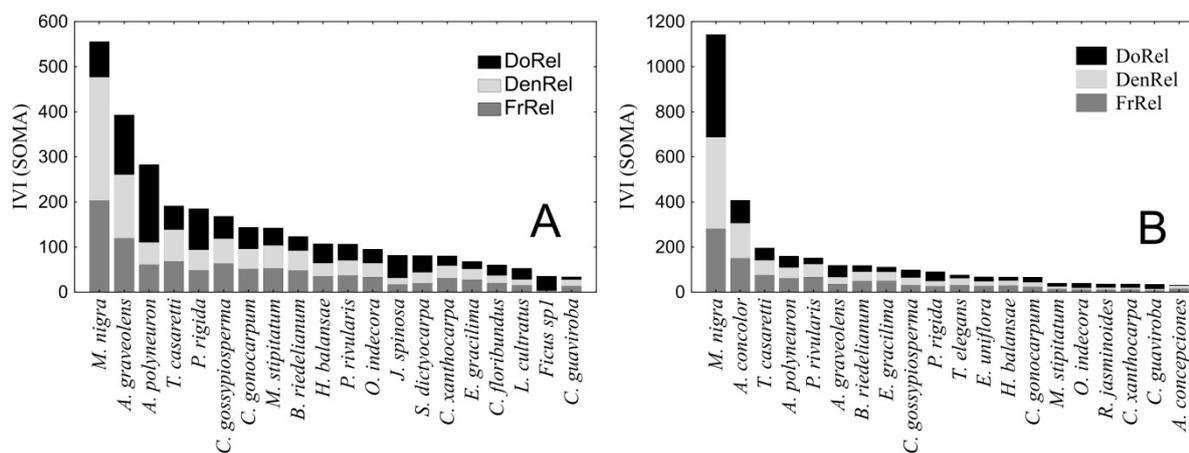


Figura 4. Ranking das 20 espécies com maior Índice de valor de importância (Σ_{IVI}) para todas as áreas amostrais: (A) resultados para o estrato 1; (B) Resultados para o estrato 2. As coçres cinza-claro, preto e cinza-escuro indicam respectivamente, a dominância relativa da espécie (DoRel), densidade relativa (DenRel) e a frequência relativa (FrRel). As somas dos três valores compõem o IVI.

Analisando o IVI das separadamente *Metrodorea nigra* se destacou por ser a espécie mais significativa em cinco áreas amostrais praticamente metade do total com destaque para A11 com valor de IVI de 97.7, com exceção da A1 e A12 onde a espécie apresentou valores menores em todas as outras áreas *M. nigra* apresentou altos valores de IVI.

A espécie também esteve presente em todas as áreas amostrais. *Astronium graveolens* ocorreu em 10 áreas amostrais e liderou o IVI de três áreas amostrais, com destaque para a A7 e A9 com valores de IVI de 113 e 94 respectivamente. *Aspidosperma polyneuron* ocorreu também nas doze áreas amostrais, no entanto, só

liderou o IVI em uma área amostral A12 com valor de IVI de 39,7. *Parapiptadenia rigida*, *Machaerium stiptatum*, *Chrysophyllum gonocarpum* e *Balfourodendron riedelianum* também ocorreram nas 12 áreas amostrais (tabela 1).

Analisando o IVI das áreas amostrais separadamente para o estrato 1 *Metrodorea nigra* se destacou por ser a espécie mais significativa em cinco áreas amostrais praticamente metade do total com destaque para A11 com valor de IVI de 97,7, com exceção da A1 e A12 onde a espécie apresentou valores menores em todas as outras áreas *M. nigra* apresentou altos valores de IVI.

A espécie também esteve presente em todas as áreas amostrais. *Astronium graveolens* ocorreu em 10 áreas amostrais e liderou o IVI de três áreas amostrais, com destaque para a A7 e A9 com valores de IVI de 113 e 94 respectivamente. *Aspidosperma polyneuron* ocorreu também nas doze áreas amostrais, no entanto, só liderou o IVI em uma área amostral A12 com valor de IVI de 39,7. *Parapiptadenia rigida*, *Machaerium stiptatum*, *Chrysophyllum gonocarpum* e *Balfourodendron riedelianum* também ocorreram nas 12 áreas amostrais (tabela 1).

Para o segundo estrato, *Metrodorea nigra* liderou o ranking do IVI em oito áreas amostrais com valores altos em todos eles com amplitude de valores variando de 82 a 190, mostrando enorme dominância neste estrato. *Actinostemon concolor* liderou o IVI em duas áreas amostrais, mostrando grande importância na caracterização do sub-bosque pelo seu alto valor de IVI para todas as áreas em conjunto. *Parapiptadenia rigida* liderou o IVI na última área amostral (Tabela 2).

Metrodorea nigra e *Trichilia casaretti* ocorreram em todas as áreas amostrais. *Aspidosperma polyneuron*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Actinostemon concolor*, *Eugenia gracilima* (11), *Balfourodendron riedelianum* e *Plinia rivularis* (10) ocorreram também em praticamente todas as áreas. As outras espécies variaram entre 5 a 9 área de ocorrência e *Campomanesia guaviroba* ocorreu em apenas 3 áreas amostrais.

Os valores de densidade apresentaram uma grande variação entre as áreas amostrais variando de 1,089 a 2,707 ind/ha, valores de dominância absoluta, volume total e área basal também apresentaram grande variação entre as áreas amostrais. O Índice de diversidade de Shannon variou de 2,006 até 3,062 enquanto os valores de equitabilidade foram de 0,694 a 0,875 (tabela 3).

Tabela 1. Ranking das 20 espécies de maior IVI (SOMA); número de ocorrências nas áreas amostrais - N(Áreas); IVI por área amostral - A1-A12; número de espécies raras por área amostral. Estão destacados em negrito os maiores valores de IVI para as áreas amostrais

Rank	Espécie	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	Σ_{IVI}	Constância
1	<i>Metrodorea nigra</i>	8,49	47,4	53,69	62,9	61,6	33,5	44,65	72,5	39,66	26,1	97,7	7,5	516,62	12
2	<i>Astronium graveolens</i>	42,2	26,81	-	41,18	10,93	22,12	113	9,14	94	18,7	14,69	-	408,48	10
3	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	18,37	10,35	27,55	9,37	23,56	22,31	15,42	35,2	17,17	12,62	51,38	39,7	290,99	12
4	<i>Trichilia casaretti</i>	17,49	-	87,94	29,68	1,69	-	-	27,2	15,61	-	10,38	-	207,48	8
5	<i>Parapiptadenia rigida</i>	18,58	3,87	1,25	10,48	1,73	13,47	9,56	35,23	7	49,84	10,93	23,15	199,8	12
6	<i>Casearia gossypiosperma</i>	20,4	1,38	4,05	10,99	8,04	3,9	13,89	-	2,85	60,2	23,47	19,03	187,23	11
7	<i>Machaerium stipitatum</i>	18,63	1,58	1,33	12,4	9,16	3,69	16,56	5,84	19,4	15,95	6,02	32,03	159,64	12
8	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	12,28	13,32	7,44	17,2	19,51	42,3	2,9	9,51	5,74	8,31	11,37	7,31	156,18	12
9	<i>Balfourodendron riedelianum</i>	8,01	2,83	2,73	1,98	1,89	6,18	40,57	5,09	6,01	20,14	2,65	25,39	128,65	12
13	<i>Ocotea indecora</i>	1,12	31,94	8,12	17,45	7,46	26,68	2,49	-	-	-	-	-	118,52	7
10	<i>Holocalyx balansae</i>	8,84	13,16	4,62	7,94	11,91	11,16	5,91	22,55	21,4	-	-	-	103,17	9
11	<i>Plinia rivularis</i>	13,94	36,33	14,04	3,39	18,34	9,37	-	3,35	5,97	-	-	2,19	84,53	9
12	<i>Savia dictyocarpa</i>	-	-	35,42	-	-	-	-	45,73	-	-	-	-	81,15	2
14	<i>Jaracatia spinosa</i>	2,08	-	8,75	-	27,68	12,94	-	-	13,98	-	10,91	5,7	77,17	7
15	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	5,28	9	1,22	12,32	1,74	4,59	5,9	-	19,74	14,43	6,36	-	76,86	10
19	<i>Ficus obtusiuscula</i>	32,98	-	-	-	-	-	-	-	-	2,53	-	-	65,96	2
16	<i>Eugenia gracilima</i>	2,73	9,91	4,92	1,94	19,64	4,78	11,5	10,04	-	2,66	-	-	60,94	9
17	<i>Croton floribundus</i>	-	-	2,67	3,57	19,67	-	-	-	-	22,42	8,14	4,12	60,59	6
18	<i>Lonchocarpus cultratus</i>	-	4,79	1,24	-	3,79	2,37	-	-	-	2,21	-	38,79	48,4	6
20	<i>Campomanesia guaviroba</i>	1,44	-	2,38	-	-	-	-	-	7,78	15,65	-	7,05	35,74	5

Tabela 2. Ranking das 20 espécies de maior IVI (SOMA); número de ocorrências nas áreas amostrais - N(Áreas); IVI por área amostral - A1-A12; número de espécies raras por área amostral. Estão destacados em negrito os maiores valores de IVI para as áreas amostrais

Rank	Espécie	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	Σ_{IVI}	Constância
1	<i>Metrodorea nigra</i>	18,72	92,68	127,45	113,16	140,89	82,62	144,18	190,01	59,62	25,51	131,02	16,93	1142,79	12
2	<i>Actinostemon concolor</i>	40,21	20,52	30,66	36,2	37,49	32,31	61,39	-	65,24	11,96	57,8	13,54	407,32	11
3	<i>Trichilia casaretti</i>	30,1	7,18	43,66	18,65	11,4	23,71	9,16	11,32	24,02	2,41	10,53	4,33	196,47	12
4	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	18,54	17,18	7,85	35,26	20,05	26,49	12,04	12,12	2,76	5,52	-	2,45	160,26	11
5	<i>Plinia rivularis</i>	28,01	29,13	16,99	18,76	15,07	13,89	-	14,5	3,15	-	8,07	4,76	152,33	10
6	<i>Astronium graveolens</i>	30,48	6,39	-	2,21	-	2,37	18,25	5,32	3,69	50,27	-	-	118,98	8
7	<i>Balfourodendron riedelianum</i>	15,81	4,61	8,65	2,1	-	4,7	14,34	3,33	27,56	23,04	-	14,46	118,6	10
8	<i>Eugenia gracilima</i>	10,03	17,6	3,9	15,29	13,91	8,28	2,92	10,47	11,68	11,47	6,31	-	111,86	11
9	<i>Casearia gossypiosperma</i>	1,38	5,49	-	-	2,58	-	-	-	4,79	58,5	6,27	20,13	99,14	7
10	<i>Parapiptadenia rigida</i>	1,22	-	-	-	-	1,25	-	-	-	31,59	13,53	43,82	91,41	5
11	<i>Eugenia uniflora</i>	1,45	-	7,96	3,11	3,92	4,07	-	-	-	3,83	25,87	17,73	67,94	8
12	<i>Holocalyx balansae</i>	10,5	-	2,65	9,21	5,75	9,76	7,3	-	5,46	4,54	-	12,26	67,43	9
13	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	11,53	4,14	3,39	14,32	7,86	5,12	6,7	3,61	2,93	4,87	-	2,26	66,73	11
14	<i>Machaerium stipitatum</i>	10,33	2,25	-	-	-	2,7	3,11	6,02	2,62	-	-	13,03	40,06	7
15	<i>Ocotea indecora</i>	1,22	14,68	2,2	2,1	2,05	14,06	-	-	3,69	-	-	-	40	7
16	<i>Rudgea jasminoides</i>	-	17,35	3,22	-	2,05	6,84	-	-	7,01	-	-	-	36,47	5
17	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	6,06	-	1,4	-	1,78	7,28	-	-	-	2,32	17,6	-	36,44	6
18	<i>Campomanesia guaviroba</i>	-	-	-	-	3,73	-	-	-	-	29,06	-	2,26	35,05	3
19	<i>Actinostemon conceptiones</i>	-	2,87	-	2,35	-	1,21	-	7,53	-	-	13,2	4,43	31,59	6
20	<i>Trichilia elegans</i>	4,38	3,44	1,28	3,86	1,74	3,52	-	-	4,02	2,27	-	6,83	31,34	9

Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos gerais por áreas amostrais (A1-A12). Riqueza (S); número de famílias (F), Dens - Densidade (n° de indivíduos/ha); AB - Área Basal - (m²/ha); DoAbs - Dominância Absoluta (AB/ha); VolTot - Volume total (m³/ha); Diam - Diâmetro médio (cm); Alt - Altura média (m); ÁreaInd - Área média por indivíduo (m²); Eberh - Índice de Eberhardt; H - Índice de Shannon-Wiener; J - Equabilidade de Pielou; D - Índice de diversidade de Simpson.

Áreas amostrais	S	F	Dens	AB	DoAbs	Vol Tot	Diâm	Alt	Área Ind	E	H	J	D
A1	38	19	1947,32	33,14	33,242	55,457	10,534	7,548	5,135	1,281	3,062	0,842	0,068
A2	40	15	1526,6	21,67	21,624	29,471	11,086	7,224	6,551	1,57	2,911	0,789	0,091
A3	32	15	1089,46	27,25	27,311	74,563	12,788	9,26	9,179	1,317	2,304	0,665	0,182
A4	31	14	1297,67	17,68	17,691	19,544	10,903	7,409	7,706	1,179	2,616	0,762	0,135
A5	29	14	1525,17	22,09	22,166	24,614	10,739	7,099	6,557	1	2,687	0,798	0,114
A6	40	16	1204,98	31,44	31,377	72,091	14,127	9,023	8,299	1,153	3,046	0,826	0,07
A7	18	11	2217,48	24,62	24,574	15,087	10,331	9,79	4,51	1,022	2,006	0,694	0,211
A8	18	10	1935,43	37,78	38,023	33,542	11,073	7,96	5,167	1,481	2,154	0,745	0,18
A9	22	13	2037,08	22,24	22,202	13,144	10,311	9,25	4,909	1,466	2,282	0,738	0,175
A10	21	12	1325,97	9,34	9,299	6,569	7,019	5,321	7,542	1,678	2,663	0,875	0,079
A11	22	12	2707,28	43,27	43,354	22,076	9,485	6,868	3,694	1,012	2,024	0,655	0,282
A12	31	15	1491,94	26,64	26,627	26,219	10,684	7,604	6,703	1,58	2,949	0,859	0,066

Os quatro eixos calculados da DCA apresentaram autovalores iguais a $\lambda_{DCA1} = 0,3654032$; $\lambda_{DCA2} = 0,1919737$; $\lambda_{DCA3} = 0,1430627$; $\lambda_{DCA4} = 0,0750368$. Sendo retido para análise somente o eixo 1 utilizando o critério de Kaiser-Guttman ($\lambda_{kg} = 0,1938691$). Os gráficos de dispersão agrupando as áreas amostrais pelos fatores estrato (E1 ou E2) e tamanho (PQ ou GD) indicam clara separação na composição de espécies entre os estratos (Fig. 5A), no entanto, com relação ao fator tamanho existe uma sobreposição em os dois níveis do fator (Fig.5B).

A diferença na composição entre os estratos E1 e E2 foi confirmada ($F = 5,58670$; $p = 0,028332$). Entretanto o fator tamanho do fragmento não foi significativo ($F = 3,78509$, $p = 0,064651$) com um nível de significância de $p < 0,05$, assim como, a interação entre os fatores ($F=0,05178$; $p=. 0,822307$).

A DCA também revela que existe uma variação e médias semelhantes em relação ao centróide entre E1 e E2. Os fragmentos pequenos se comportaram de maneira distinta aos grandes fragmentos com uma grande distância em relação ao centróide e uma grande variação entre as áreas amostrais, com áreas próximas às áreas de grandes fragmentos e áreas distantes.

O cluster hierárquico gerou dois grupos e duas áreas amostrais isoladas (figura 6). O primeiro agrupou as áreas amostrais A1, A5, A6, A8 e A12, o segundo agrupou as áreas A11, A10, A9 e A7, os fragmentos A2 e A3 formaram cada um, outros dois

grupos isoladamente. O teste de mantel apontou significância entre as duas matrizes de distância ($r = 0,7377$; $p = 0,001$) validando a hipótese 3 e apontando uma grande correlação dos parâmetros estruturais da vegetação com a área e o perímetro dos fragmentos florestais.

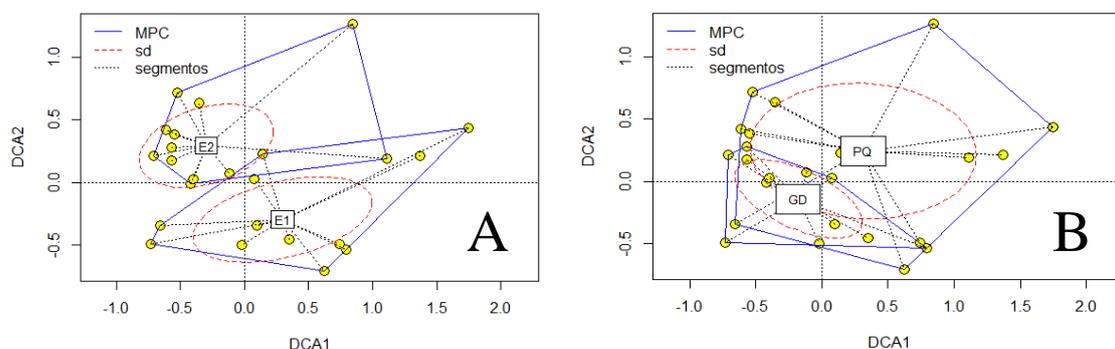


Figura 5. Ordenação das áreas amostrais em relação à matriz de abundância das espécies arbóreas amostradas. **(A)** Grupos separados pelo estrato (E1 – primeiro estrato; E2 – segundo estrato); **(B)** Grupos separados pelo tamanho do fragmento (GD - grande; PQ - pequeno). **MPC** - Mínimo Polígono Convexo (Hull), **sd** - desvio padrão; **segmentos** - retas que unem o ponto (área amostral) ao centróide do agrupamento.

O cluster hierárquico gerou dois grupos e duas áreas amostrais isoladas (figura 6). O primeiro agrupou as áreas amostrais A1, A5, A6, A8 e A12, o segundo agrupou as áreas A11, A10, A9 e A7, os fragmentos A2 e A3 formaram cada um, outros dois grupos isoladamente. O teste de mantel apontou significância entre as duas matrizes de distância ($r = 0,7377$; $p = 0,001$) validando a hipótese 3 e apontando uma grande correlação dos parâmetros estruturais da vegetação com a área e o perímetro dos fragmentos florestais.

2.4 DISCUSSÃO

A curva de rarefação da área 12 sobrepôs todas as outras seguidas das áreas 2, 6 e 1. Já as curvas das áreas 8, 9 e 11 ocuparam as posições inferiores quando comparadas com as outras áreas amostrais indicando menor riqueza de espécies e menor velocidade de incremento de espécies, ou seja, é necessário maior esforço amostral para o aumento do número de espécies. De maneira geral, as áreas pertencentes aos menores fragmentos apresentaram curvas abaixo das áreas pertencentes aos fragmentos maiores. Segundo Pellens *et al.* (2005) fragmentos menores usualmente abrigam comunidades menos ricas e isso se deve a maiores taxas de extinção ocorrerem em áreas de hábitat reduzido. A

não obtenção da assíntota não implica em uma pequena suficiência amostral, uma vez que em áreas tropicais até mesmo grandes amostras não apresentam sinais de estabilização da curva.

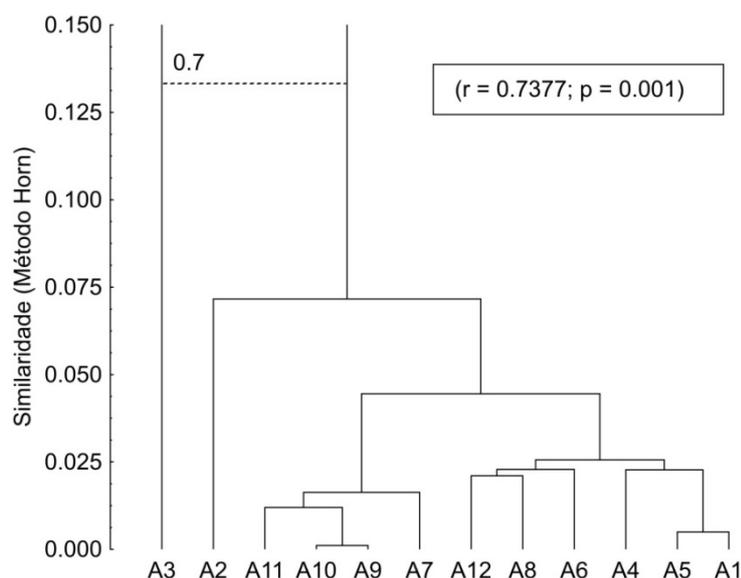


Figura 6. Cluster hierárquico da matriz de distância das áreas amostrais agrupadas pelos parâmetros estruturais gerais da comunidade arbórea. Em destaque valores obtidos através do teste de Mantel ($r = 0,7377$; $p = 0,001$) que correlacionou as duas matrizes de similaridade (Parâmetros fitossociológicos e área e perímetro dos fragmentos).

Dessa forma quando comparadas as curvas para 25 pontos amostrais surpreendentemente, a área 12 apresentou a curva acima de todas as outras áreas amostrais mesmo pertencendo a um fragmento pequeno. Mesmo a considerável distância do ri a área provavelmente ainda sofre influência ripária e da declividade do terreno caracterizando uma área de transição entre a zona ripária e as áreas secas. Estas zonas de transição apresentam maior diversidade uma vez que nela ocorrem tanto as espécies características de áreas ripárias quanto espécies de solos bem drenados (Metzger *et al.* 1998).

De maneira geral, a composição da vegetação se apresentou muito semelhante a outros estudos realizados em áreas de FES, tais como, o morro do Diabo (Baitello *et al.* 1988), áreas florestais no pontal do Paranapanema (Rodrigues & Galvão 2006; Rodrigues *et al.* 2010) e Estação Ecológica dos Caetetus (Durigan *et al.* 2000). Ela ainda apresenta semelhanças menores a estudos realizados na Estação Ecológica de Ibicatú (Costa & Mantovani 1995), um fragmento florestal de FES no município de São Carlos - SP (Silva & Soares 2002) e com o estudo de Del Quiqui *et al.* (2007) para a

EECAIUÁ. Outros estudos na EECAIUÀ apresentaram composição diferenciada por terem sido realizados em áreas ripárias com predominância de espécies higrófilas como *Triplaris americana* L., *Cecropia pachystachya* Trec. e *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Borghetti *et al.* 2004; Vellozo *et al.* 2006).

Segundo Durigan *et al.* (2000), em áreas de FES, são raros os estudos que englobam estratos distintos da vegetação e que permitem a compreensão de aspectos relacionados com a dinâmica de comunidades arbóreas. Os estratos 1 e 2 da vegetação diferiram em relação a composição de espécies (matriz de abundância). Comparando os valores de IVI do E1 e E2 para *M. nigra* pode ser observado um grande recrutamento desta espécie o que pode indicar um aumento na dominância para períodos futuros para esta espécie.

A presença das espécies ameaçadas *A. polyneuron* e *B. riedelianum* (IAP 2008) entre os maiores valores de IVI tanto do primeiro quanto para o segundo estrato indica populações adultas reprodutivas e um bom nível de recrutamento. Foi encontrado somente um indivíduo de *Aspidosperma cylindrocarpon* no levantamento, espécie que também se encontra na lista de espécies madeireiras ameaçadas. Essa espécie é muito rara nesta região sendo conhecido somente este indivíduo para toda a área do estudo tendo ocorrido na A12. *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos, importante espécie madeireira para áreas de FES foi praticamente inexpressiva no levantamento, com somente um indivíduo de grande porte amostrado (A1) e recrutamento muito pequeno no estrato inferior.

As diferenças entre os estratos indicam possíveis alterações sucessionais na comunidade arbóreas, no entanto, acessando os valores do IVI para os dois estratos (figura 4) pode ser observada uma tendência para a manutenção da estrutura da comunidade com exceção de *M. nigra* que apresenta forte dominância para o segundo estrato sendo necessários estudos da dinâmica populacional desta espécie.

Apesar da grande variação apresentada pelo índice de diversidade de Shannon os valores obtidos se encontram dentro do esperado para áreas de FES. Durigan *et al.* (2000) encontrou em seu trabalho $H=2,41$ para uma área de FES na Estação Ecológica dos Caetetus, para o estrato 1 e $H=1,83$ para o estrato 2.

Ao contrário dos resultados obtidos por Durigan *et al.* (2000) as diferenças entre os estratos se deram mais tanto pela composição de espécies quanto pela abundância. As diferenças entre os estratos indicam possíveis alterações sucessionais na comunidade arbóreas, no entanto, acessando os valores do IVI para os dois estratos pode ser

observada uma tendência para a manutenção da estrutura da comunidade com exceção de *M. nigra* que apresenta forte dominância para o segundo estrato sendo necessários estudos da dinâmica populacional desta espécie.

Já se sabe que os efeitos da fragmentação sobre a comunidade de espécies arbóreas vão além da simples redução na riqueza e diversidade. Parâmetros estruturais como a densidade e área basal também são afetados por esse processo. Diferenças estruturais também podem ocorrer entre diferentes tipos de vegetação, no entanto, Metzger *et al.* (1998) não conseguiram distinguir entre fragmentos de mata de várzea e mata seca por parâmetros estruturais de densidade e área basal. Apesar das diferenças estruturais poderem resultar das diferenças ambientais, nesse estudo isto não ocorre, pois todas as áreas são bastante similares quanto às características ambientais.

No entanto, a redução no tamanho dos fragmentos é relacionada com um declínio na área basal, da mesma maneira, altos valores de área basal também são associados com florestas primárias (Echeverría *et al.* 2007). Reduções na área basal da floresta representam modificações estruturais nas quais a floresta tende a retornar a um estágio sucessional anterior com proliferação de espécies pioneiras, lianas com baixa densidade de madeira reduzindo o armazenamento de carbono da floresta (Laurance & Curran 2008) este processo também altera a composição de espécies na comunidade.

Estas mudanças na dinâmica florestal podem apresentar efeitos globais em vista de que árvores grandes são mortas e substituídas por árvores muito menores liberando carbono na atmosfera (Laurance *et al.* 1998). As alterações estruturais na floresta podem também apresentar implicações na fauna (Ortiz *et al.* 2009). A alteração na complexidade do hábitat decorrente do aumento da densidade de arvoretas e proliferação de lianas dificulta o movimento de espécies de grande e até mesmo de pequeno porte como morcegos e aves.

De uma maneira geral, a vegetação da área de estudo se assemelha a áreas de FES do interior do Estado de São Paulo, do Pontal do Paranapanema e outras áreas florestadas ao longo do curso desse rio. Existe uma diferenciação entre a composição dos dois estratos investigados para as espécies arbóreas e uma ligeira diferenciação entre as comunidades de fragmentos grandes e pequenos, no entanto, ambos os fatores necessitam ser mais bem investigados. As diferenças estruturais decorrentes do processo de fragmentação de hábitat ocorrido no passado estão presentes e são influenciadas pela área e o tamanho do fragmento.

REFERÊNCIAS

- Baitello, J.B.; Pastore J.A.; Aguiar, O.T.; Sérgio, F.C. & Silva C.E.F. 1988. A vegetação arbórea do Parque Estadual do Morro do Diabo, município de Teodoro Sampaio, Estado de São Paulo. **Acta Botanica Brasilica 1** :221-230.
- Bernacci, L.C.; Franco, G.A.D.; Árbocz, G.F. *et al.*, 2006. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da reserva morro grande (Planalto de Ibiúna, SP). **Revista do Instituto Florestal 18**:121-166.
- Borcard, D.; Gillet, F. & Legendre P. 2011. **Numerical Ecology with R**. Springer, p. 319.
- Borghi, W.A.; M. E. Del-Quiqui & Nanni, M.R. 2004. Caracterização e avaliação da mata ciliar à montante da Hidrelétrica de Rosana, na Estação Ecológica do Caiuá, Diamante do Norte, PR. **Cadernos da biodiversidade 4**:9-18.
- Campos, J.B. 1999. A pecuária ea degradação social e ambiental do Noroeste do Paraná. **Cadernos da Biodiversidade 2**:1-3.
- Campos, J.B. 2004. Spatial characterization of the vegetation. In: Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (eds.) **The Upper Parana River and its Floodplain: Physical aspects, Ecology and conservation**. Leiden. Backhuys Publishers. p. 360-380.
- Costa, L. & Mantovani, W. 1995. Dinâmica sucessional da floresta mesófila semidecídua em Piracicaba (SP). **Oecologia brasiliensis 1** :291-305.
- Cottam, G. & Curtis, J. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology 37**:451-460.
- D'Angelo, S.A., Andrade, A.C.S., Laurance, S.G., Laurance, W.F. & Mesquita, R.C.G. 2004. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology 20**:243-246.
- Dan, M.; Braga, J. & Nascimento, M. 2010. Estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de floresta estacional semidecidual na bacia hidrográfica do rio São Domingos, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia 61**:749-766.
- Del-quiqui, M.E.; Martins, S.S.; Silva, C.I. *et al.*, 2007. Estudo fitossociológico de um trecho da floresta estacional semidecidual em Diamante do Norte, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Agronomia 29**:283-290.
- Durigan, G.; Franco, G.; Saito, M. & Baitello, J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica 23**:371-383.
- Echeverría, C., Newton, A.C., Lara, A., Benayas, J.M.R. & Coomes, D.A. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the

temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16:426-439.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 34:487-515.

Ferreira, L.V. & Laurance, W.F. 1997. Effects of Forest Fragmentation on Mortality and Damage of Selected Trees in Central Amazonia. **Conservation Biology** 11:797-801.

Giehl, E.L. & Budke, J.C. Aplicação do método científico em estudos fitossociológicos no Brasil: em busca de um paradigma. 2011. In: Felfili, J.M.; Eisenlohr, P.V.; Melo, M.M.R.F.; Andrade, L.A. & Neto, J.A.A.M. **Fitossociologia no Brasil**. Viçosa, Editora da Universidade Federal de Viçosa. 556p.

Gubert-Filho, F. 2010. O desflorestamento do Paraná em um século. In C Sonda & S Trauczynski (eds.), **Reforma Agrária e Meio Ambiente: teoria e prática no estado do Paraná**. Curitiba: ITCG, p. 344.

Herrera, J.M. & García, D. 2010. Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in ornithochorous trees. **Conservation biology** 24:1089-98.

IAP, 2008. **Lista oficial de espécies da flora ameaçadas de extinção no Paraná**.

IBGE, 2012. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ed. ed., Rio de Janeiro, p. 274.

Joly, C., Assis, M., Bernacci, L., Tamashiro, J., Campos, M., Gomes, J., Lacerda, M., Santos, F., PedronI, F., Pereira, L., Padgurschi, M., Prata, E., Ramos, E., Torres, R., Rochelle, A., Martins, F., Vieira, S., Martinelli, L., Camargo, P., Aidar, M., Eisenlohr, P., Simões, E., Villani, J. & Belinello, R. 2012. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. **Biota Neotropica** 12:123-145.

Laurance, W.F., Ferreira, L., Rankin-de-Merona, J. & Laurance, S. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology** 79:2032-2040.

Laurance, W.F.; Delamônica, P.; Laurance, S. G.; Vasconcelos, H.L. & Lovejoy, T.E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature** 404:836.

Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., AndradE, A.C., Fearnside, P.M., Ribeiro, J.E.L. & Capretz, R.L. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology** 87:469-82.

Laurance, W.F. & Curran, T.J. 2008. Impacts of wind disturbance on fragmented tropical forests: A review and synthesis. **Austral Ecology** 33:399-408.

Lopes, S., Schiavinil, I., Prado Júnior, J., Gusson, A., Souza neto, A., Vale, V. & Dias Neto, O. 2011. Caracterização ecológica e distribuição diamétrica da vegetação

arbórea em um remanescente de floresta estacional semidecidual , na fazenda experimental do glória , Uberlândia ,MG. **BioScience** **27**:322-335.

- Magurran, A.E. 2004. **Measuring Biological Diversity**. 1st ed., Oxford, UK: Blackwell Science Ltd, p. 256.
- Malcolm, J.R. 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. **Ecology** **75**:2438–2445.
- Metzger, J.P. 2000. Tree Functional Group Richness and Landscape Structure in a Brazilian Tropical Fragmented Landscape. **Ecological Applications** **10**:1147-1161.
- Metzger, J.P., Goldenberg, R. & Bernacci, L.C. 1998. Diversidade e estrutura de fragmentos de mata de várzea e de mata mesófila semidecídua submontana do rio Jacaré-Pepira (SP). **Revista Brasileira de Botânica** **21**:321-330.
- Moro, M.F. & Martins, F.R. 2011. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: Felfili, J.M.; Eisenlohr, P.V.; Melo, M.M.R.F.; Andrade, L.A. & Neto, J.A.A.M. **Fitossociologia no Brasil**. Editora da Universidade Federal de Viçosa, 556p.
- Müeller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 1974. Aims and methods for vegetation ecology. New York, John Wiley.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** **403**:853-8.
- Nascimento, H. & Laurance, W. 2006. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica** **36**:183 - 192.
- Ortiz, V., Faria, D., Mariano-Neto, E., Maria, A., Martini, Z., Montingelli, R., Rosso, S. & Lui, M. 2009. Forest Ecology and Management Forest structure in a mosaic of rainforest sites : The effect of fragmentation and recovery after clear cut. **Forest Ecology and Management** **257**:2226-2234.
- Pellens, R.; Grandcolas, P. & Guilbert, E. 2005. Phylogenetic algorithms and the evolution of species communities in forest fragments. **Cladistics** **21**:8-14.
- Tabarelli, M.; Aguiar, A.V; Girão, L.C.; Peres, C.A. & Lopes, A.V. 2010. Effects of Pioneer Tree Species Hyperabundance on Forest Fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biology** **24**: 1654-63.
- Ranta, P., Blom, T., Niemela, J., Joensuu, E. & Siitonen, M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation** **7**:385-403.

- Ribeiro MC, Metzger J, Martensen AC, Ponzoni FJ & Hirota MM, 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** **142**:1141-1153.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber 2009. A safe operating space for humanity. **Nature** **461**:472–475.
- Rodrigues. E.R. & Galvão, F. 2006. Florística e fitossociologia de uma área de reserva legal recuperada por meio de sistema agroflorestal na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo. **Floresta** **36**:295-303.
- Rodrigues, E.R.; Monteiro, R. & Cullen-Júnior, L. 2010. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Revista Árvore** **34**:853-861.
- Salis, S.M.; Shepherd, G.J. & Joly, C.A. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. **Vegetatio** **119**:155-164.
- Santos, K.; Kinoshita, L. & Rezende, A. 2009. Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of Southeastern Brazil. **Biota Neotropica** **9**:175-188.
- Silva, G. & Nascimento, M. 2001. Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). **Revista Brasileira de Botânica** **24**:51-62.
- Silva, L.A. & Soares, J.J. 2002. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP. **Acta Botanica Brasilica** **16**(2):205-216.
- SOS Mata Atlântica & INPE. 2009. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**.
- Tabarelli, M. & Gascon, C. 2005. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade** **1**:181-188.
- Tabarelli, M., Lopes, A. V. & Peres, C. A. 2008. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. **Biotropica** **40**:657-661.
- Vellozo, L.; Nanni, M.R. & Campos, J.B. 2006. Floristic and Phytosociological Description of a Riparian Forest and the Relationship with the Edaphic Environment in Caiuá Ecological Station - Paraná - Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** **49**:785-798.
- Volpato, G.H.; Martins, S.V.; Carvalho, J. & Anjos, L. 2010. Accuracy and efficiency evaluation of point-centered quarter method variations for vegetation sampling in an Araucaria forest. **Revista Árvore** **34**:513-520.

ANEXO A

Anexo A. Lista de espécies e famílias amostradas no estudo para as 12 áreas amostrais (A1-12), as espécies que constam número de registro encontram-se anexadas no Herbário da Universidade Estadual de Maringá (HUEM).

Família / Espécie	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	SD	CS	HUEM
Anacardiaceae															
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		ST	AN	-
Annonaceae															
<i>Annona cacans</i> Warm.											X		ST	Z	-
Apocynaceae															
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.												X	ST	AN	-
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	SI	AN	-
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> DC					X	X					X	X			
Bignoniaceae															
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> Mattos	X										X	X	ST	AN	-
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau					X								SI	AN	-
Boraginaceae															
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.									X	X			SI	Z	25485
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. Ex Steud.						X							SI	Z	-
<i>Patagonula americana</i> L.	X	X										X	ST	Z	-
Cactaceae															
<i>Cereus</i> sp.												X	-	-	-
Cannabaceae (Ulmaceae)															
<i>Trema micranta</i> (L.) Blume												X	PI	Z	25479
Caricaceae															
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	X		X		X	X			X		X		PI	Z	25480
Celastraceae															
<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.						X				X			ST	Z	25481

Família / Espécie	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	SD	CS	HUEM
Clusiaceae															
<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.*	X	X	X	X									ST	Z	-
Erythroxylaceae															
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil. Cf.		X											-	Z	-
Euphorbiaceae															
<i>Actinostemon conceptiones</i> (Chodat. & Hassl.) Hochr. Cf		X		X		X		X			X	X	ST	AU	22787
<i>Actinostemon concolor</i> Spreng.	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	ST	AU	22782
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.				X		X	X				X		PI	Z	22781
<i>Croton floribundus</i> Spreng.			X	X	X					X	X	X	PI	AU	-
Fabaceae (Leguminosae) Subfamília Caesalpinoideae															
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	ST	Z	-
Leg sp1			X										-	-	-
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	X	X		X	X							X	SI	AN	22789
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.						X						X	SI	AN	25510
Fabaceae (Leguminosae) Subfamília Faboideae															
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) Tozzi & H.C.Lima	X	X	X		X	X				X		X	SI	AN	22793
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel		X				X				X			SI	AN	-
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	SI	AN	-
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	X		X							X	X		SI	AN	22799
Fabaceae (Leguminosae) Subfamília Mimosoideae															
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose		X		X	X	X	X		X				PI	AN	22797
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	X							X	X				SI	AN	-
<i>Caliandra foliolosa</i> Benth.	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	SI	Z	22791
<i>Inga marginata</i> Wild.				X		X					X		ST	Z	22795
<i>Inga striata</i> Benth		X											ST	Z	-
Leg sp2												X	-	-	-
Leg sp3												X	-	-	-

Família / Espécie	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	SD	CS	HUEM
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi												X		AN	-
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Bent.) Brenan	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	SI	AN	22790
Indeterminada															
Indeterminada sp1.	X												-	-	-
Indeterminada sp2	X												-	-	-
Indeterminada sp3.	X												-	-	-
Indeterminada sp3.						X							-	-	-
Indeterminada sp5.									X				-	-	-
Lauraceae															
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbride		X		X									ST	Z	25496
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez						X							SI	Z	25507
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez				X									SI	Z	25498
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez		X		X		X							SI	Z	25500
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	X	X	X	X	X	X	X		X				SI	Z	25501
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil		X											ST	Z	25503
Lecythidaceae															
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	X			X									ST	AN	25443
Malvaceae (Tiliaceae)															
<i>Luehea divaricata</i> Mart.												X	ST	AN	-
Meliaceae															
<i>Cabraela canjarana</i> (Vell.) Mart.			X		X	X					X		SI	Z	25422
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.						X							SI	AN	-
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer		X	X			X							ST	Z	-
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.				X		X							ST	Z	25432
<i>Melia azedarach</i> L.												X	ST	Z	-
<i>Trichilia casaretti</i> C DC.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ST	Z	25427
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	X	X	X	X	X	X			X	X		X	ST	Z	25430

Família / Espécie	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	SD	CS	HUEM
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	X							X	X	X		X	ST	AU	25428
<i>Trichilia pallida</i> Sw.		X	X	X		X			X				ST	Z	25425
Moraceae															
<i>Ficus enormis</i> (Mart. Ex Miq.) Miq.								X						Z	25464
<i>Ficus obtusiuscula</i> Vell. Cf	X												ST	Z	-
<i>Ficus</i> sp1						X				X				Z	25466
Myrsinaceae															
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez			X			X		X					PI	X	-
Myrtaceae															
<i>Campomanesia guaviroba</i> DC. Kiaersk.	X		X		X				X	X		X	ST	Z	22492
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg.	X	X		X	X							X	ST	Z	-
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		ST	Z	-
<i>Eugenia blastantha</i> (O.Berg.) D.Legrand	X	X	X		X	X	X			X			SI	Z	22488
<i>Eugenia florida</i> DC.										X			SI	Z	22498
<i>Eugenia gracillima</i> Kiaersk	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		ST	Z	22505
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	X											X	ST	Z	22499
<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral	X	X	X		X				X				-	Z	22491
<i>Eugenia subterminalis</i> DC.	X	X		X	X						X	X	-	Z	22510
<i>Eugenia uniflora</i> L.	X		X	X	X	X				X	X	X	-	Z	22770
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	X	X		X		X						X	SI	Z	22761
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.									X				SI	Z	22771
<i>Myrciaria cuspidata</i> O. Berg		X	X		X								ST	Z	22772
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.)Rotman	X	X	X	X	X	X		X	X		X	X	ST	Z	22490
<i>Plinia trunciflora</i> (O.Berg) Kausel	X	X	X	X	X	X		X			X		ST	Z	22759
<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied				X						X	X		SI	Z	22760
Nyctaginaceae															
<i>Bouganvillea glabra</i> Choisy		X	X										ST	AN	25440

Família / Espécie	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	SD	CS	HUEM
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	X	X											-	-	25441
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	X											X	SI	Z	25437
Palmae (Arecaceae)															
<i>Acrocomea aculeata</i> (Jacq.) Lodd. Ex Mart.												X	-	Z	-
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	X		X	X	X		X						SI	Z	-
Phyllanthaceae (Euphorbiaceae)															
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll.Arg.			X					X	X				SI	AT	22800
Piperaceae															
<i>Piper amalago</i> L.					X	X						X	ST	Z	25460
Polygonaceae															
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.			X				X				X	X	ST	AN	-
Proteaceae															
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch			X			X							ST	AN	-
Rubiaceae															
<i>Coussarea contracta</i> Müll. Arg.	X	X	X	X	X								ST	Z	25423
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.		X	X		X	X			X				ST	Z	25452
Rutaceae															
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ST	AN	25521
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	X												ST	AU	25523
<i>Hellieta apiculata</i> Benth.		X									X		-	AN	25518
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ST	AU	25525
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.				X		X			X				PI	Z	25515
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.		X				X							SI	Z	25514
Salicaceae (Flacourtiaceae)															
<i>Casearia</i> aff. <i>aculeata</i> Jacq.			X										ST	Z	-
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	SI	AN	25477
<i>Casearia</i> sp1					X	X							-	-	24477

Família / Espécie	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	SD	CS	HUEM
Casearia sp2.							X					X	-	-	25474
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	X	X										X	PI	Z	25475
Sapindaceae															
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil.) Radlk						X				X	X	X	PI	Z	25472
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	X	X		X	X							X	ST	AN	-
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.		X	X			X	X	X	X				SI	Z	-
Sapindaceae sp1		X											-	-	-
Sapotaceae															
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart & Eichler) Engl.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ST	Z	25471
Verbanaceae															
<i>Aegiphyla selowiana</i> Cham		X											-	-	25469

3 EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE ESPÉCIES ARBÓREAS EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA: RIQUEZA, DIVERSIDADE, EQUITABILIDADE E PADRÕES DE ANINHAMENTO

RESUMO

Os efeitos da fragmentação sobre a comunidade de espécies arbóreas têm sido amplamente reportados. Dentre eles podemos citar o aumento de espécies pioneiras, alterações sucessionais na comunidade, como aumento na área basal de espécies pioneiras e padrões de extinções gerando comunidades aninhadas, onde as comunidades mais pobres são subconjuntos das comunidades mais ricas. O objetivo do estudo foi avaliar a influência da fragmentação sobre a riqueza, grupos funcionais (síndrome de dispersão e categoria sucessional, a existência processos de extinção seletivos gerando padrões de aninhamento entre as comunidades de espécies arbóreas em uma paisagem fragmentada de Floresta Estacional Semidecidual e testar a influência de fatores ambientais e espaciais sobre este processo. A partir da análise de fotografias históricas e imagens de satélite determinou-se um período de 40-50 anos de isolamento dos fragmentos estudados. Foi detectada diferença significativa na riqueza estimada entre áreas pertencentes a grandes fragmentos (> 100 ha) e áreas pertencentes a pequenos fragmentos (< 100 ha). De uma maneira geral as áreas pertencentes aos grandes fragmentos apresentaram maior diversidade e equitabilidade em relação as áreas pertencentes aos fragmentos menores. Diferenças significativas entre os grupos funcionais também foram detectadas, para isso as espécies foram classificadas quanto ao estágio sucessional e a síndrome de dispersão. Padrões de aninhamento entre as comunidades foram detectados sendo influenciados, dentre as variáveis ambientais e espaciais, pelo índice perímetro/área (PARA), o índice de forma (SHAPE) e a altitude

Palavras-chave: NODF, Floresta Estacional Semidecidual, débito de extinção.

ABSTRACT

The effects of fragmentation on the community of tree species have been widely reported. Among them we can mention the increase of pioneer species, successional changes in the community, such as an increase in basal area of pioneer species and extinctions patterns generating nested communities where the poorest communities are subsets of the wealthiest communities. The aim of the study was to evaluate the influence of fragmentation on the richness, functional groups (dispersion syndrome and successional category, the existence of processes generating selective extinction patterns of nesting between the communities of tree species in a fragmented landscape of forest and semideciduous test the influence of environmental and spatial factors on this process. based on an analysis of historical photographs and satellite images it was determined a period of 40-50 years of isolation of the fragments studied. Significant differences were detected in the richness estimated between areas belonging to large fragments (> 100 ha) and areas belonging to small fragments (<100 ha). generally the areas belonging to large fragments showed greater diversity and evenness over the areas belonging to smaller fragments. significant differences between groups were also functional detected for this species were classified according to successional stage and dispersion syndrome. nesting patterns were detected among the communities being influenced, among environmental variables and spatial index for the perimeter / area (PARA), the shape index (SHAPE) and altitude

Keywords: NODF, semideciduous forest, extinction debt.

3.1 INTRODUÇÃO

Alterações no uso do solo são as principais causas da perda de habitat, das alterações nos ecossistemas e da perda de biodiversidade especialmente em regiões de florestas tropicais (Pütz *et al.* 2011). A perda da biodiversidade causada pelas mudanças no uso do solo e a consequente perda e fragmentação de hábitat tem sido o principal problema a ser enfrentado pelos ecólogos atualmente (Hanski 2011; Rockström *et al.* 2009; Tilman *et al.* 1994).

Esta alteração na cobertura original do planeta vem causando uma enorme retração em áreas florestais. A fragmentação florestal causa mudanças físicas e ecológicas como resultado da perda de habitat e o consequente isolamento das áreas (Nascimento & Laurance 2006). Este processo pode ser visto de duas maneiras distintas, a perda de hábitat e a fragmentação "*per se*" (Fahrig 2003), porém tem se convencionado ao termo fragmentação a ocorrência dos dois processos.

A perda de habitat tem sido o mais danoso para as comunidades biológicas, o que vem a causar redução no tamanho das manchas contribuindo para o aumento do efeito de borda, alterações microclimáticas e diminuição da área de núcleo (Fahrig 2003, Nascimento & Laurance 2006). Myers *et al.* (2000) utiliza o conceito de perda de hábitat associado ao endemismo de espécies, para identificação de áreas de "*hotspots*" para ações conservacionistas, entre as quais encontram-se o Cerrado e a Floresta Atlântica (FA) brasileiros.

Dentre as principais fitofisionomias da FA encontra-se a Floresta Estacional Semidecidual (FES), tipologia florestal devastada mais rapidamente na FA (Durigan *et al.* 2000, Campos 2004) e entre os ecossistemas mais ameaçados do planeta (Santos *et al.* 2009).

Os efeitos da fragmentação sobre a diversidade tropical de comunidades arbóreas ainda é pouco conhecida (Laurance *et al.* 2006). No entanto, têm se acumulado grande quantidade de informação durante os últimos anos. Muito do conhecimento científico atual se deve aos 32 anos de estudo do Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) na Amazônia (Laurance *et al.* 2011) e a grande quantidade de trabalhos sobre o processo de fragmentação na FA (Pütz *et al.* 2011; Ranta *et al.* 1998).

A partir do conhecimento gerado nestes trabalhos tem sido observada uma forte influência da fragmentação sobre comunidade arbórea e em seus padrões demográficos.

(Benítez-Malvido *et al.* 2003, Fahrig 2003, Laurance *et al.* 2000). Dentre estes processos podemos citar o aumento das espécies pioneiras e alterações sucessionais na comunidade (Laurance *et al.* 2006), aumento no efeito de borda (Nascimento & Laurance 2006) e o aumento na mortalidade de indivíduos de espécies de grande porte (Laurance *et al.* 2000) e aninhamento das comunidades (Patterson & Atmar 1986).

A influência da fragmentação sobre as características funcionais das espécies também pode ser observada pela alteração sucessional e limitação de processos de dispersão das espécies. Isto pode ser observado nas características funcionais de espécies arbóreas. Segundo Laurance *et al.* (2006) a fragmentação favorece o aparecimento de espécies pioneiras e pode dificultar a dispersão de espécies zoocóricas (Herrera & García 2010).

A resposta das espécies a perda de habitat e outras alterações ambientais é tipicamente não instantânea, particularmente quando as mudanças se tratam de grandes escalas (Hanski 2011). Tilman *et al.* (1994) ilustra este processo de extinção lenta e gradativa como um débito de extinções pela destruição do habitat. Este processo ocorre como uma resposta atrasada de certas espécies após a destruição do hábitat (Hanski & Ovaskainen 2002).

Questões espaciais começaram a ser abordadas comparando paisagens fragmentadas à teoria de biogeografia de ilhas e um grande debate conservacionista foi gerado a partir dessas questões. Iniciado nos anos 70 com grande influência dos trabalhos de Robert McCarthur e Edward Wilson (Kingsland 2002) esse debate foi denominado SLOSS ("*Single Large or Several Small*" (Diamond 1975, Diamond *et al.* 1976, Simberloff & Abele 1976, 1982), nome referente a pergunta sobre o que seria melhor para maximizar a preservação da biodiversidade em uma paisagem fragmentada um único grande fragmento ou vários fragmentos pequenos.

As ideias de que o isolamento e a área teria influência nas taxas de migração e extinções das espécies começaram então a serem aplicadas em paisagens fragmentadas. Diamond (1975) começa seu trabalho dizendo: "*Um sistema de reservas naturais, cada uma circundada por habitats alterados, assemelha-se a um sistema de ilhas ...*". Ele acreditava que o número de espécies que uma área pode manter em equilíbrio é função de sua área e isolamento sugerindo princípios de design geométricos para a otimização de áreas de conservação.

O isolamento e redução da área de hábitat resultantes do processo de fragmentação podem levar a extinção de espécies (Fahrig 2003). Esse processo de

extinção pode ser acentuado em fragmentos florestais que apresentem condições adversas como maior isolamento e menor área, levando a uma maior taxa de extinção de espécies aumentando o débito de extinção que pode levar ao desaparecimento de espécies mesmo grandes períodos de tempo após a fragmentação das áreas (Hanski & Ovaskainen 2002; Tilman *et al.* 1994).

No contexto desta discussão, Patterson & Atmar (1986) em seu estudo clássico sobre o aninhamento em comunidades de mamíferos insulares encontraram implicações de suas teorias sobre o design de reservas naturais e o SLOSS. Para Patterson & Atmar fragmentos menores e mais isolados tendem a apresentar maior taxa de extinção acarretando em áreas com menos espécies em relação a áreas maiores. Por este processo, os fragmentos menores se tornariam subconjuntos das áreas maiores gerando padrões de aninhamento (Ulrich *et al.* 2009). Apesar de muitos estudos ecológicos utilizarem análises de aninhamento poucos avaliam os fatores que possam estar causando os padrões aninhados das comunidades (Florencio *et al.* 2011; Sasaki *et al.* 2012)

Descrever e explorar os padrões de diversidade é particularmente crítico para florestas tropicais. Estas florestas são sistemas que apresentam elevada diversidade, tanto localmente quanto regionalmente. Dentre as florestas tropicais as florestas "*secas*" (dry-forests) são pouco conhecidas, mas apresentam diversidade quase similar as florestas pluviais. Além disso, estas florestas encontram-se altamente ameaçadas e cobrem mais de 40% de todas as áreas tropicais do mundo (Balvanera *et al.* 2002).

Este trabalho visa avaliar os efeitos da fragmentação sobre a comunidade arbórea em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual tendo como objetivos avaliar (1) o efeito da área sobre os padrões de riqueza, diversidade e equitabilidade, (2) entender o efeito da fragmentação sobre os grupos funcionais das espécies arbóreas e por fim (3) verificar a existência de padrões de aninhamento entre as áreas estudadas e quais fatores atuam sobre estes padrões.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

Dentre as diferentes regiões fitoecológicas da FA no Paraná e no Brasil, a FES foi a mais antropizada. Este processo de desflorestamento ocorreu de forma bastante

acelerada (Campos 1999; Durigan *et al.* 2000). Como resultado deste processo, as formações florestais da porção Norte e Nordeste do estado encontram-se dizimadas com menos 1% de sua cobertura original restante com grande isolamento entre os fragmentos remanescentes (Campos 2004, Gubert Filho 2010)).

Dentre os poucos remanescentes significativos de FES na região noroeste do estado do Paraná encontra-se a Estação Ecológica do Caiuá (EECAIUÁ) e seus fragmentos de entorno (figura 1). Localizada no município de Diamante do Norte-PR Brasil às margens do Rio Paranapanema e do reservatório da Unidade Hidroelétrica de Rosana. A área da reserva assim como seu entorno tiveram sua paisagem alterada com grande impacto decorrente de atividades antrópicas como a construção da barragem para a UHE de Rosana entre os anos 1980-1981 com o seu enchimento entre os anos de 1986 e 1987.

A cobertura florestal foi reduzida a menos de 1% em relação a sua cobertura original com a derrubada da floresta para o plantio de café e, posteriormente, para a criação de pastagem e plantio de culturas como a cana-de-açúcar e a mandioca (Campos 1999).

. 3.2.2 *Histórico da fragmentação*

Para a avaliação do histórico da fragmentação florestal da região foram levantados dados históricos junto ao Instituto de Terras e Cartografia do Paraná (ITCG).

Esses dados encontram-se na forma de fotografias históricas de aerolevantamentos no estado do Paraná realizados nos anos de 1953 e 1963. Complementando estes dados foram utilizados: uma carta topográfica do IBGE datada de 1973 e imagens orbitais do satélite Landsat uma de 1978 sensor MSS com resolução espacial de 70m e as outras duas do sensor TM com resolução espacial de 30m sendo uma de 1984 e outra de 2011 Para a avaliação do histórico da fragmentação florestal da região foram levantados dados históricos junto ao Instituto de Terras e Cartografia do Paraná (ITCG).

Foram criados mosaicos com as imagens históricas gerando 5 cenários: 1953, 1963, 1973, 1984 e 2011. Os mosaicos foram georreferenciados para a aplicação de um procedimento de classificação manual da área de cobertura florestal sendo possível à partir deste procedimento o cálculo da área florestal total, o cálculo do número de fragmentos e suas áreas e determinar o tempo de isolamento das áreas amostrais.

A imagem Landsat de 1978 foi classificada manualmente para extração de uma única classe para a cobertura florestal. A partir da outra imagem Landsat de 2011 foi gerado um mapa temático da área de estudo contendo 7 classes de cobertura do solo: água, solo exposto, área urbana, cultura, pastagem, vegetação higrófilas e floresta. Para a classificação dessa imagem foi utilizado o classificador supervisionado SVM ("Support Vector Machine")

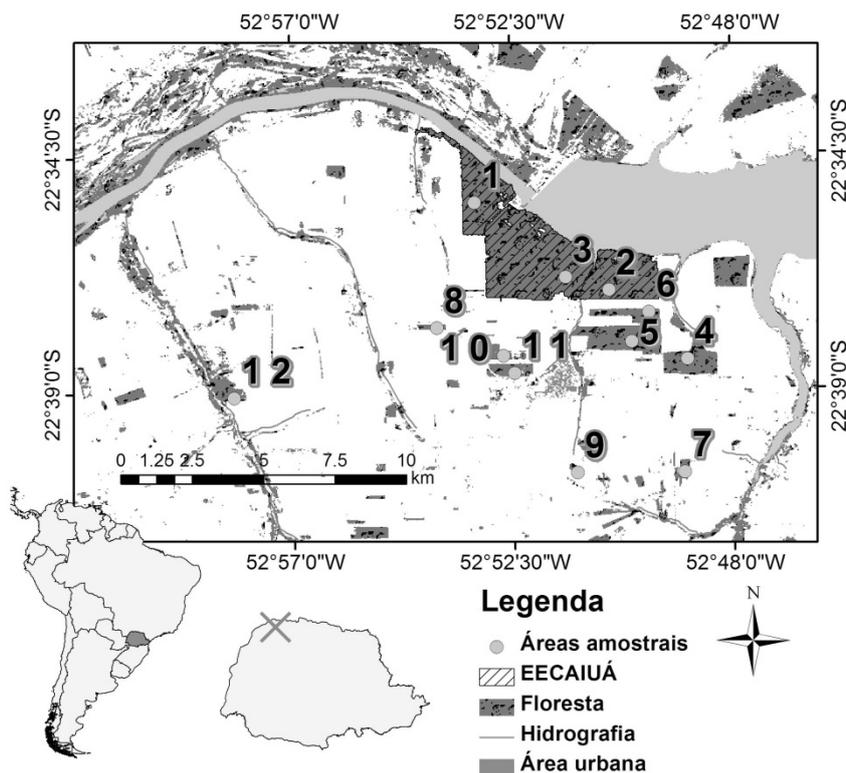


Figura 4. Mapa da área de estudo com as 12 áreas amostradas: Estação Ecológica do Caiuá e fragmentos do entorno, todos eles no Município de Diamante do Norte, PR, Brasil.

3.2.3 Levantamento da vegetação e classificação de grupos funcionais

Foram escolhidas para o estudo 12 áreas amostrais de FES na paisagem do entorno da EEC (figura 1) cada área amostral pertencente a um fragmento florestal distinto. Utilizando a classe do uso do solo floresta obtida através da classificação da imagem Landsat de 2011, os fragmentos foram divididos em duas categorias: seis fragmentos grandes (maiores que 100 ha) e seis fragmentos pequenos (menores que 100 ha).

Para a verificação da composição e estrutura da vegetação nas áreas amostrais foi utilizada uma variação do método de quadrantes original (Cottam & Curtis 1956).

Foram amostrados oito indivíduos por ponto de amostragem (ao invés de quatro) divididos em dois estratos, sendo o estrato 1 (E1) composto pelos indivíduos com perímetro a altura do peito (PAP) $\geq 15\text{cm}$ e o estrato 2 (E2) composto pelos indivíduos com altura superior a 1m e PAP $< 15\text{cm}$ (Volpato *et al.* 2010). Essa metodologia permite comparar os estratos e verificar diferença entre eles (para mais detalhes sobre a vegetação da área de estudo ver o Capítulo 1).

As espécies foram classificadas em categorias funcionais distintas, de acordo com a síndrome de dispersão e estágio sucessional. Quanto a dispersão, as espécies foram classificadas em anemocóricas (AN), zoocóricas (Z) e autocóricas (AU) esta última classe inclui todas as espécies barocóricas ou que apresentam mecanismos de auto dispersão. Quanto à categoria sucessional as espécies foram divididas em pioneiras (PI), secundária inicial (SI) e secundária tardia (ST). A classificação foi baseada em dados obtidos na literatura nos trabalhos de Costa & Mantovani (1995), Kinoshita *et al.* (2006), Noguchi *et al.* (2009), Toniato & Oliveira-Filho (2004), Yamamoto *et al.* (2007)

3.2.4 Análise dos dados

Para verificar se existem diferenças entre os fragmentos grandes e pequenos em relação aos grupos funcionais (categoria sucessional e síndrome de dispersão) foram realizados testes de qui-quadrado de Pearson.

Para uma estimativa do número de espécies da área foi utilizado o estimador não paramétrico *Jackknife 1* com intervalo de confiança de 95% para 999 permutações. A existência de diferenças na riqueza estimada média entre os fragmentos grandes e pequenos foi verificada utilizando um teste-t para amostras independentes.

Para verificação dos padrões de diversidade e comparação das áreas amostrais foram construídos perfis de diversidade de Rényi (H_α). Este perfil de diversidade foi desenhado especificamente para ordenar comunidades com relação à diversidade. Uma comunidade A pode ser considerada mais diversa do que uma comunidade B se o perfil da comunidade A sempre se manter acima do perfil da comunidade B (Kindt *et al.* 2006). Índices de diversidade comuns são casos específicos da curva de diversidade de Rényi expressa pela fórmula:

$$H_\alpha = \frac{1}{1-\alpha} \log \sum p_i^\alpha$$

onde α é o parâmetro da escala. Quando $\alpha = 0$ então o índice corresponde ao número de espécies (S), quando $\alpha = 1$ corresponde ao índice de diversidade de Shannon e quando $\alpha = 2$ corresponde ao índice de diversidade de Simpson. Para a comparação das áreas amostrais foram calculados os valores de Rényi para $\alpha = 0; 0,5; 1; 1,5; 2; 2,5; 3; 3,5; 4; 4,5$ e 5. Utilizando os valores da série de Rényi foram calculados os valores para criação de perfis de equitabilidade, de acordo com a seguinte fórmula.

$$J_{\alpha} = \frac{H_{\alpha}}{\ln(S_i)}$$

Com os perfis de diversidade e equitabilidade prontos podem ser feitas observações visuais e comparar as áreas com relação aos dois parâmetros. Para a caracterização espacial e ambiental da área de estudo foram calculadas variáveis ambientais (altitude, declividade, exposição e matrizes de distância para corpos hídricos) e variáveis espaciais que consistem de métricas de fragmentos ("*patch metrics*"). Para estes cálculos foi utilizada a classe floresta obtida através da classificação supervisionada da imagem Landsat de 2011. Para este procedimento foi utilizado o software FRAGSTATS v.4.1 (Mcgarigal & Marks 1995). As métricas selecionadas foram: área, perímetro, índice de forma, dimensão fractal, relação perímetro/área, área de núcleo, número de áreas de núcleo, distância ao vizinho mais próximo e índice de proximidade (Tabela 1).

A partir da carta topográfica do IBGE de 1973 georreferenciada foram digitalizadas as curvas de nível e os pontos cotados para a geração de um Modelo Digital de Terreno (MDT) através de procedimentos de interpolação. Este MDT por sua vez serviu de base para a criação dos mapas altimétricos, declividade, exposição do terreno e geração da rede hidrográfica fina (riachos). Para extração dos dados ambientais gerados pelo MDT foi definido um buffer de 100m ao longo do transecto de pontos nas áreas amostrais. A partir da área gerada pelo *buffer* foram extraídos os valores médios das variáveis nestas áreas. Com a tabela de atributos pronta foi criado um arquivo *raster* contendo os valores desta tabela para as variáveis espaciais, o qual foi utilizado para a criação de mapas temáticos que auxiliam a visualização destes parâmetros para a área de estudo.

Tabela 1. Variáveis espaciais selecionadas para o estudo (métricas da paisagem) (Mcgarigal & Marks 1995).

Tipo de métrica	Métrica (SIGLA)	Fórmula	Descrição
Área/Perímetro	Área (AREA)	$a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	Área total do fragmento (m ²).
	Perímetro (PERIM)	p_{ij}	Perímetro total do fragmento (m), incluindo qualquer buraco dentro do fragmento.
Forma	Índice de Forma (SHAPE)	$\frac{0.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$	Este índice apresenta valor = 1 quando a forma é circular ou quadrada e aumenta conforme a forma do fragmento se torna irregular.
	Dimensão Fractal (FRACT)	$\frac{2 \ln (0.25 p_{ij})}{\ln a_{ij}}$	A dimensão fractal é uma grandeza dimensional que apresenta valores entre 1 e 2. Os valores se aproximam de 1 quando a forma do fragmento é muito simples e se aproxima de 2 quando a forma do fragmento é convoluta.
Núcleo/Borda	Perímetro/Área (PARA)	$\frac{p}{a}$	A relação Perímetro/Área funciona como um bom índice para mensurar o efeito de borda sobre um fragmento florestal.
	Área de núcleo (CORE)	$a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$	É a área de núcleo menos a borda (nesse caso foi atribuído um valor de 50m para as bordas dos fragmentos).
Conectividade/Isolamento	Distância ao vizinho mais próximo (NEAR)	h_{ij}	É igual a distância (m) para o fragmento vizinho mais próximo.
	Índice de proximidade (PROXIM)	$\sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$	O índice de proximidade é igual a 0 se não existe nenhum fragmento da mesma classe na vizinhança e aumenta conforme ocorre o aumento do n° de fragmentos na vizinhança e quanto menor for a distância entre eles.

Para avaliar a existência de padrões de aninhamento entre as comunidades amostradas foi utilizado o método NODF ("*Nestedness metric based on Overlapp and Decreasing Fill*") (Almeida-Neto *et al.* 2008). As análises de aninhamento foram rodadas no R. v.2.15.0 utilizando a função "oecosimu" do pacote "vegan" parametrizado para gerar 999 comunidades utilizando o modelo nulo r00. Utilizando este procedimento foi possível acessar a significância entre os padrões de aninhamento das áreas amostrais e das comunidades geradas pelos modelos nulos.

Para a observação visual do aninhamento entre as comunidades foi gerada a matriz temperatura (Almeida-Neto *et al.* 2007; Atmar & Patterson 1993; Patterson & Atmar 1986). Esta matriz consiste na ordenação das áreas amostrais e espécies pelo grau de aninhamento áreas "mais aninhadas" ocupam as linhas de baixo da matriz. Estas

matrizes são muito úteis para inspeção visual dos padrões de aninhamento das áreas amostrais e avaliação dos padrões de preenchimento da matriz. bi

Para tentar identificar os fatores que determinam o aninhamento entre as comunidades foi utilizada uma análise de seleção de variáveis ambientais baseada na correlação com a matriz de incidência (utilizada na análise de aninhamento) essa análise é uma variação da função BIOENV de (Clarke & Ainsworth 1993) chamada de BIO.ENV disponível em <http://www.menugget.blogspot.com.br/2011/06/clarke-and-ainsworths-bioenv-and-bvstep.html#more>.

3.3 RESULTADOS

Os dados históricos (Fig. 2A) permitiram a criação de cinco cenários sobre o processo de fragmentação da área em questão 1953, 1963, 1973, 1978 e 2011 (Fig. 2B). Em 1953 ainda em uma paisagem de floresta contínua quase intocada pelo homem, a área de vegetação primária cobria 23.834 ha (100%). Já em 1963 a área total caiu para 9828 ha (41%) sendo que o maior fragmento nesse ano atingia 4806 ha

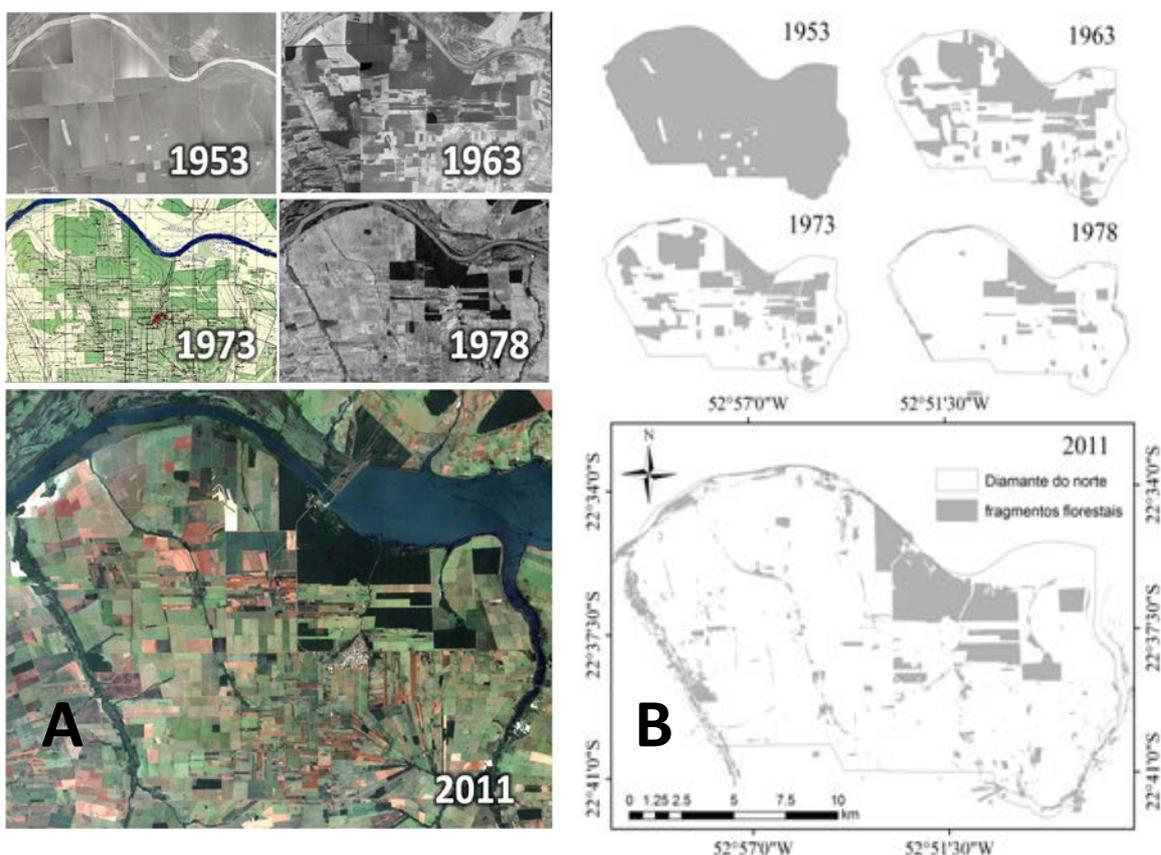


Figura 2. (A) Mosaico das fotografias do aerolevante de 1953 e 1963, recorte da carta topográfica de 1973 para a área de estudo, imagem Landsat sensor MSS de 1978 e imagem Landsat sensor TM de 2011; (B) Mapas temáticos de cobertura florestal para os cenários 1953, 1963, 1973, 1978 e 2011.

Em 1973 a área de floresta caiu para 7535 ha (31%) e o maior fragmento apresentava 2053 ha de área. No ano de 1978 só foi possível a obtenção do registro visual da situação florestal uma vez que a classificação manual da área de floresta não apresentou bons resultados devido a resolução espacial grosseira da imagem (70m).

A riqueza estimada utilizando *Jacknife 1* se mostrou uniforme entre as áreas amostrais 1 a 6 que correspondem às áreas de fragmentos grandes. As áreas amostrais 7 a 12 se mostraram heterogêneas quanto aos valores de riqueza estimada com valores muito baixos para as áreas 7 e 8, valores intermediários para as áreas 9, 10 e 11 e valores altos para a área 12 (Fig. 3A). Houve diferença na riqueza estimada média entre as áreas amostrais pertencentes a fragmentos grandes e áreas amostrais pertencentes a fragmentos pequenos ($t = 3.780842$; $p = 0.003597$) (Fig. 3B).

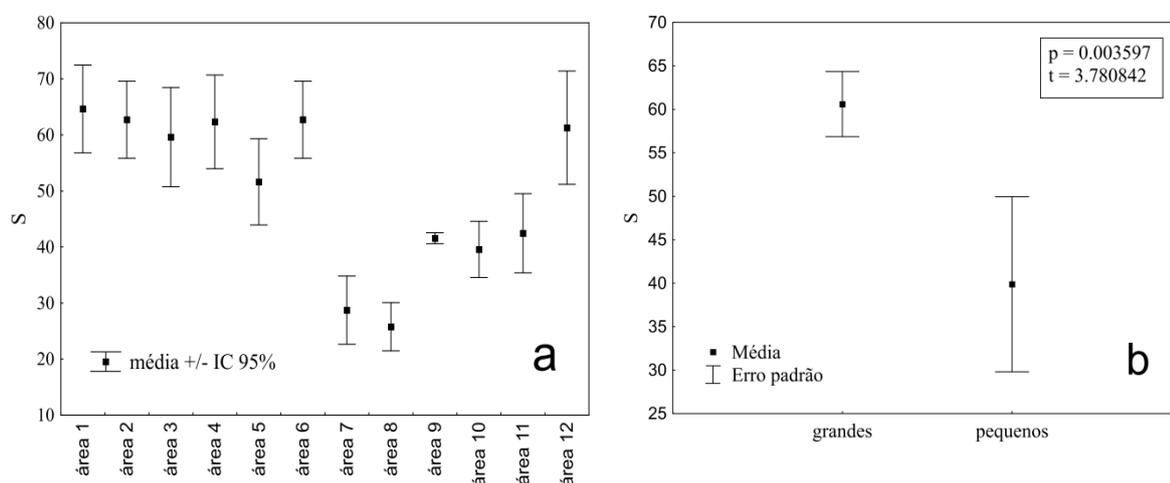


Figura 3. (a) Riqueza estimada para as áreas 1 à 12 utilizando o estimador não paramétrico *Jacknife 1* com 999 permutações e intervalo de confiança de 95%; (b) Resultado do teste-t comparando a riqueza estimada para as áreas amostrais pertencentes a grandes fragmentos (áreas 1 à 6) e áreas pertencentes a fragmentos pequenos.

Os perfis de diversidade gerados (Fig. 4A) indicam que área a A12 apresenta maior diversidade uma vez que está área só não esteve acima de todas as outras áreas para $\alpha = 0$. Apesar da A2 ocupar a posição mais alta para $\alpha = 0$ ela cai até ocupar a 6^a posição para os valores de α de 2.5 à 5. As áreas A1, A6 e A10 também apresentam bons índices de diversidade em comparação as outras áreas amostrais uma vez que estas áreas ocupam as primeiras posições para quase todos os valores de α , no entanto a área 10 apresenta posições baixas para os valores de $\alpha = 0$ e 0.5. As áreas A8, A7 e A11 apresentaram curvas de diversidade abaixo das outras áreas amostrais para todos os

valores de α . A área A8 pode ser considerada a que apresenta menores valores de diversidade, uma vez que ela ocupa a posição mais baixa para todos os valores de α .

O perfil de equitabilidade (Fig. 4b) indica a curva da A12 acima de todas as outras, podendo ser considerada a área com maior equitabilidade entre as espécies. Outras áreas que apresentaram curvas superiores foram A1 e A10. Por sua vez a A8 apresentou a curva de equitabilidade também abaixo de todas as outras áreas. Outras áreas que apresentaram curvas em posições inferiores foram A5 e A7. Apesar de algumas áreas apresentarem os mesmos padrões para as curvas de diversidade e equitabilidade, existem áreas que se apresentam de forma diferente para estes dois parâmetros ecológicos.

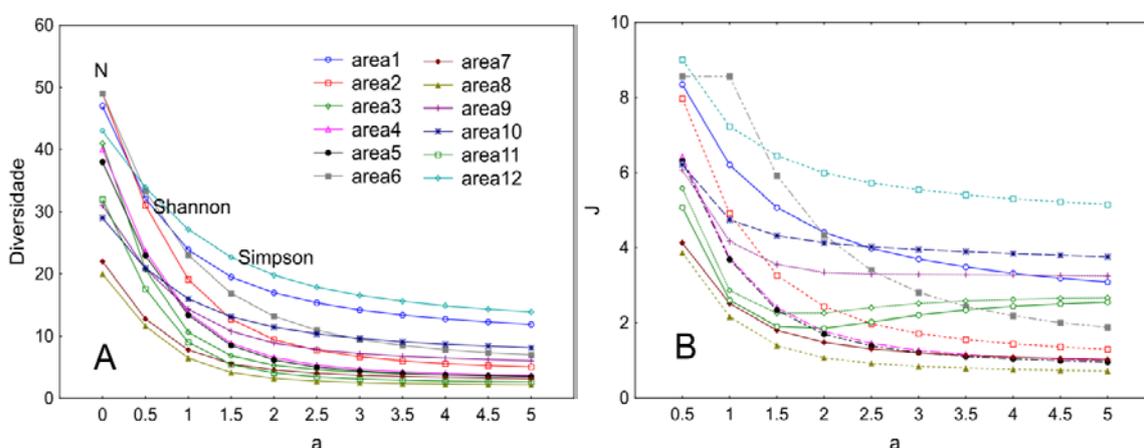


Figura 5. (A) Perfil de diversidade para as áreas amostrais 1 à 12 criado para valores de α crescentes utilizando a fórmula de $R\alpha^{-1}$ (B) Perfil de equitabilidade para as áreas amostrais 1 à 12 criado a partir dos valores obtidos para a curva de diversidade e substituídos na fórmula da equitabilidade.

Em relação às categorias sucessionais das espécies arbóreas (pioneira, secundária inicial, e secundária tardia), as áreas amostrais pertencentes aos fragmentos grandes apresentaram diferença nas frequências em relação às áreas pertencentes aos fragmentos pequenos ($\chi^2 = 12,9728$; g.l.=2; $p = 0,001524$). Com relação às síndromes de dispersão (anemocórica, autocórica, e zoocórica) os fragmentos grandes também apresentaram diferença significativa em relação aos fragmentos grandes ($\chi^2 = 151,0552$; g.l.=2; $p < 2.2e-16$).

Houve um padrão de aninhamento significativo entre as comunidades de espécies arbóreas das áreas amostrais que pode ser verificado pela matriz temperatura das áreas amostrais (Fig. 6). O valor calculado para o NODF foi de 50.868 para toda a matrix (linhas e colunas). O grau de aninhamento foi maior entre as espécies (colunas) do que entre as áreas amostrais com valores respectivos de NODF iguais a 65.411 e 50.698. Para testar se existe diferença entre os padrões de aninhamento e padrões

gerados ao acaso foram utilizados modelos nulos. Foram simuladas 999 comunidades utilizando o modelo nulo r00. Os padrões de aninhamento atingidos pelo NODF diferiram dos gerados ao acaso através dos modelos nulos com $p = 0.001$ para espécies locais e toda a matriz (Tabela 2).

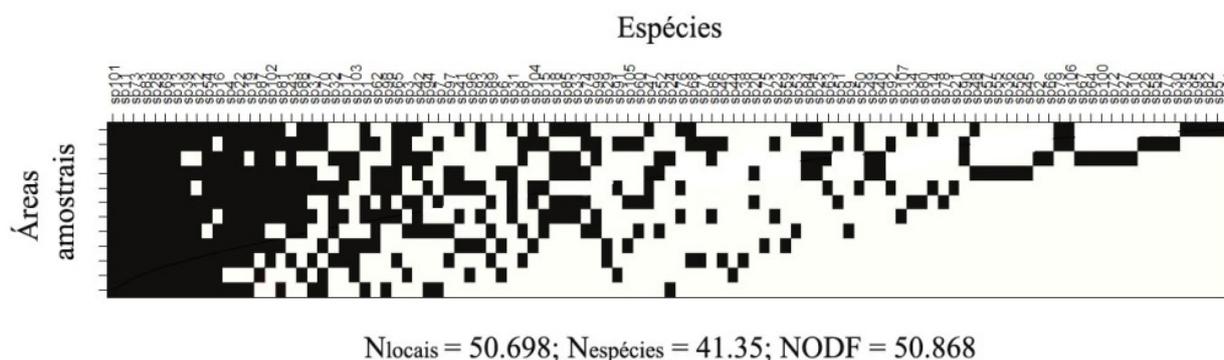


Figura 6. Matriz temperatura para as 12 áreas amostrais e 107 espécies de árvores amostradas no estudo

Tabela 2. Tabela de resultados para a NODF utilizando a matriz de presença e ausência das espécies para as 12 áreas amostrais.

	Estatística	z	2,50%	50%	97,50%	P	Preenchimento
N.colunas	65,411	18,787	31,585	35,085	37,83	0,001	-
N.linhas	50,698	13,796	33,538	35,872	37,828	0,001	-
NODF	50,868	14,01	33,546	35,857	37,815	0,001	0,3434579

As variáveis do modelo que apresentaram maior correlação com a matriz de incidência (matriz utilizada na análise de aninhamento) foram: a relação perímetro área (PARA), o índice de forma (SHAPE) e a altitude (alt). Os índices relacionados à forma dos fragmentos entre eles a relação perímetro/área e o índice de forma, são calculados utilizando valores de área e perímetro dos fragmentos como parâmetros de suas fórmulas (tabela 1).

3.4 DISCUSSÃO

Embora fragmentação e tamanho do fragmento sejam coisas distintas (Collingham & Huntley 2000), muitos trabalhos utilizam o tamanho do fragmento como medida de fragmentação (Fahrig 2003). A redução do tamanho dos fragmentos é uma resposta direta da fragmentação florestal com influência sobre a biodiversidade de áreas florestais.

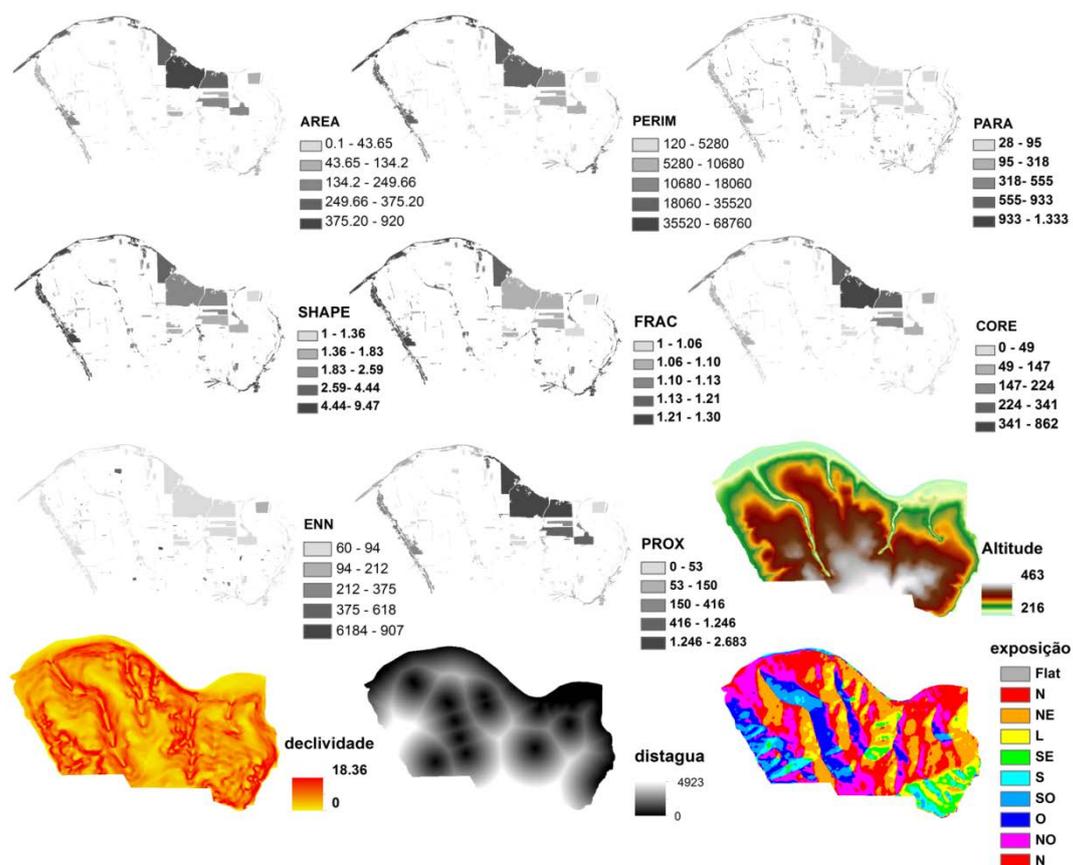


Figura 9. Variáveis espaciais e ambientais geradas para a área de estudo: Área dos fragmentos (AREA), perímetro dos fragmentos (PERIM), relação perímetro/área (PARA), índice de forma (SHAPE), índice fractal (FRACT), área de núcleo (CORE), distância ao vizinho mais próximo (ENN), índice de proximidade (PROX), altitude, declividade, distância de corpos hídricos (distagua) e exposição do terreno.

Tabela 1. Resultados da análise BIO.ENV contendo os modelos gerados pela permutação das variáveis contendo os melhores modelos para cada número de variáveis e sua correlação com a matriz de

Modelo	Variáveis incluídas no modelo	rho
1	SHAPE	0,570
2	SHAPE, alt	0,568
3	PARA, SHAPE, alt	0,586
4	PERIM, PARA, SHAPE, alt	0,576
5	PERIM, PARA, SHAPE, alt, decl	0,559
6	AREA, PERIM, PARA, SHAPE, alt, decl	0,535
7	PERIM, PARA, SHAPE, PROX, alt, decl, exp	0,500
8	AREA, PERIM, PARA, SHAPE, PROX, alt, decl, dagua	0,470
9	AREA, PERIM, PARA, SHAPE, CORE, PROX, alt, decl, dagua	0,432
10	AREA, PERIM, PARA, SHAPE, CORE, PROX, alt, decl, exp, dagua	0,392

Segundo Tilman *et al.* (1994) áreas menores apresentam maiores taxas de extinção ao longo do tempo, nesse caso com um longo período de isolamento dos fragmentos (40-50 anos) os fragmentos maiores tendem a apresentar maior riqueza de espécies em relação a fragmentos menores, pois perdem menos espécies.

As áreas pertencentes aos grandes fragmentos apresentaram também menor variância em relação às áreas pertencentes a fragmentos menores (figura 4b). A grande riqueza da área 12 pode ser explicada por essa área pertencer a uma região de transição entre a mata seca e a vegetação ripária o que na verdade teria sido um erro na escolha desta área, no entanto, optou-se por manter essa área nas análises. Essas áreas apresentam grande riqueza de espécies, pois nela ocorrem espécies de áreas secas e áreas ripárias contendo mais espécies do que as áreas secas (Metzger *et al.* 1998).

A riqueza de espécies se correlaciona com a área dos fragmentos de maneira linear e positiva (Gonzalez *et al.* 2010). Segundo Ranta *et al.* (1998) para a FA fragmentos maiores apresentam mais chances de manter mais espécies do que vários fragmentos menores uma vez que abrigaria maior área de núcleo favorecendo espécies sensíveis ao processo de fragmentação dependentes de áreas de interior. .

Pelos mesmos processos discutidos para riqueza, a diversidade e a equitabilidade também são afetadas pela fragmentação talvez de forma indireta com a redução de hábitat e isolamento das áreas, mas com grande impacto sobre as comunidades de espécies arbóreas. A perda de hábitat exerce um grande efeito negativo sobre a biodiversidade (Fahrig 2003) afetando a dinâmica de metapopulações das espécies. Paisagens que experimentaram recentemente processo de fragmentação com perda substancial de hábitat mantêm um número em excesso de espécies raras transiente (Hanski & Ovaskainen 2002) apresentando um débito de extinção (Tilman *et al.* 1994).

As áreas estudadas aparentemente já respondem aos processos de fragmentação com impactos sobre os parâmetros de riqueza, diversidade e equitabilidade da comunidade arbórea. Como resposta as áreas pertencentes a fragmentos florestais de maior tamanho apresentaram curvas de diversidade e equitabilidade acima das áreas pertencentes a fragmentos maiores.

Segundo Laurance *et al.* (2006) uma consequência crítica da fragmentação de hábitat é o aumento de distúrbios favorecendo plantas de categorias sucessionais iniciais e lianas com o declínio de plantas de crescimento tardio. Após a fragmentação a densidade e área basal de espécies pioneiras aumentam rapidamente.

As áreas amostrais pertencentes aos fragmentos menores apresentaram mais espécies pioneiras e secundárias iniciais, enquanto as áreas pertencentes aos fragmentos maiores apresentaram maior proporção de espécies secundárias tardias. As áreas pertencentes aos grandes fragmentos também apresentam maior proporção de espécies zoocóricas enquanto as áreas pertencentes aos fragmentos menores apresentam grande frequência relativa de espécies anemocóricas.

Segundo Atmar & Patterson (1993) padrões de distribuição de espécies dentro de habitats fragmentados podem apresentar padrões de aninhamento. Distribuições aninhadas têm sido documentadas para uma variedade de grupos taxonômicos em diversas escalas espaciais (Almeida-Neto *et al.* 2007). A formação destes padrões pode ser observada quando comunidades pobres consistem de subgrupos aninhados de comunidades ricas (Almeida- Neto *et al.* 2007; Atmar & Patterson 1993; Sasaki *et al.* 2012; Ulrich *et al.* 2009).

Apesar das incertezas sobre os processos geradores de padrões de aninhamento em paisagens fragmentadas, este fenômeno tem gerado muito interesse entre conservacionistas no âmbito do debate SLOSS (Boecklen 1997). Segundo Sasaki *et al.* (2012) processos de extinção e colonização seletivos podem levar a padrões de aninhamento em paisagens fragmentadas. Padrões de aninhamento podem aparecer quando espécies apresentam suas distribuições relacionadas com variáveis da paisagem ou biogeográficas (Martínez-Morales 2005).

Estes processos estariam ainda relacionados com características dos locais como o tamanho (capacidade de suporte) e o isolamento. Para o processo de extinção seletiva características populacionais como requisitos mínimos de área e tamanho populacional definem os riscos de extinção. Já para o processo de colonização seletivo o isolamento das áreas e dispersão limitada influenciam a capacidade das espécies colonizarem locais distantes.

Os resultados obtidos neste estudo são discordantes de Boecklen (1997), segundo este autor padrões de aninhamento dizem pouco sobre o planejamento e o manejo de reservas e aparenta ser uma ferramenta fraca para a conservação. Em paisagens fragmentadas de FA padrões diferenciados de extinção entre fragmentos e diferenças na habilidade de colonizar novas áreas afetam diretamente a comunidade de espécies arbóreas.

Da forma que se apresenta os maiores fragmentos abrigam mais espécies ocorrendo uma sobreposição de espécies com os fragmentos menores. Uma possível

alternativa para ações conservacionista na área de estudo seria a maximização da preservação de micro-habitats e o aumento da área dos grandes fragmentos com a criação de corredores de habitat entre eles, no entanto, existe a necessidade de mais estudos.

A análise de aninhamento não faz nenhuma suposição sobre fatores causais que possam estar reorganizando as espécies e os locais (Sasaki *et al.* 2012). É necessário utilizar outros métodos para poder inferir sobre fatores que possam causar aninhamento nessas comunidades (Ulrich *et al.* 2009). Cada estrutura aninhada detectada pode apresentar muitas causas, as quais devem ser identificadas, pois apresentam importantes aplicações teóricas e para o manejo (Martínez-Morales 2005).

A interação entre a forma do fragmento e seu tamanho pode influenciar um grande número de importantes processos ecológicos (Mcgarigal & Marks 1995) como a migração de pequenos mamíferos (Buechner 1989) e a colonização de espécies arbóreas (Hardt & Forman 1989). Segundo Ranta *et al.*(1998) devido ao pequeno tamanho e a forma irregular dos fragmentos em uma área de 623 km² de FA a área total de borda supera a área nuclear dos fragmentos quando considerado uma distância de borda de 60m. Quanto essa distância é aumentada para 300m 94% da área total do fragmento é área de borda. Isto indica que a forma do fragmento pode influenciar na quantidade de área nuclear e conseqüentemente na disponibilidade de habitat interior que pode favorecer espécies que sensíveis ao processo de fragmentação (Hill & Curran 2003).

Índices de forma por conterem os parâmetros área e perímetros refletem processos relativos a estes parâmetros também, ou seja, podem indicar efeitos indiretos de área e perímetro. Helzer & Jelinski (1999) testaram a relação perímetro/área como preditora para a riqueza e presença de espécies de aves, seus resultados indicaram esta relação como uma forte variável preditora.

Dessa forma, os resultados obtidos neste estudo indicam forte influência do processo de fragmentação sobre a comunidade de espécies arbóreas na área de estudo, apresentando alterações na riqueza, diversidade e equitabilidade das áreas correlacionadas com a área dos fragmentos. Padrões de aninhamento foram detectados entre as comunidades indicando que processos de extinção e colonização seletiva estão atuando na dinâmica das espécies arbóreas. Os fatores preditores dos padrões de aninhamento são índices de forma e altitude esta que esta diretamente ligada a disponibilidade hídrica das áreas.

REFERÊNCIAS

- Almeida-Neto, M.; Guimaraes, P.; Guimaraes, P.R.; Loyola, R. & Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos** **117**:1227-1239.
- Almeida-Neto, M.R.; Guimarães, P. & M. L.T. 2007. On nestedness analyses: rethinking matrix temperature and anti-nestedness. **Oikos** **116**:716-722.
- Atmar, W. & Patterson, B.D. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. **Oecologia** **96**:373-382.
- Balvanera, P.; Lott, E.; Gerardo, S.; Christina, S. & Angeles, I. 2002. Patterns of b - diversity in a Mexican tropical dry forest. **Journal of Vegetation Science**:145-158.
- Benítez-Malvido, J.; Martínez-Ramos, M. *et al.* 2003. Impact of Forest Fragmentation on Understory Plant Species Richness in Amazonia. **Conservation Biology****17**:389-400.
- Boecklen, W. 1997. Nestedness, biogeographic theory, and the design of nature reserves. **Oecologia** **112**:123-142.
- Buechner, M. 1989. Are small-scale landscape features important factors for field studies of small mammal dispersal sinks? **Landscape Ecology** **2**:191-199.
- Campos, J.B. 1999. A pecuária ea degradação social e ambiental do Noroeste do Paraná. **Cadernos da Biodiversidade** **2**:1-3.
- Campos, J.B. 2004. Spatial characterization of the vegetation. In: Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (eds.) **The Upper Parana River and its Floodplain: Physical aspects, Ecology and conservation**. Leiden. Backhuys Publishers. p. 360-380
- Clarke, K. & Ainsworth, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. **Marine Ecology Progress Series** **92**:205-219.
- Collingham, Y. & Huntley, B. 2000. Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates. **Ecological Applications** **10**:131-144.
- Costa, L. & Mantovani, W. 1995. Dinâmica sucessional da floresta mesófila semidecídua em Piracicaba (SP). **Oecologia brasiliensis** **1**: 291-305.
- Cottam, G. & Curtis, J. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology** **37**:451-460.
- Diamond, J. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. **Biological conservation** **7**:129-146.

- Diamond, J.; Terborgh, J.; Whitcomb, R. *et al.* 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. **Science** **193**:1027-1032.
- Durigan, G.; Franco, G.A.D.C.; Saito, M. & Baitello, J. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus , Gália , SP. **Revista Brasileira de Botânica** **23**:371-383.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** **34**:487-515.
- Florencio, M.; Díaz-Paniagua, C.; Serrano, L. & Bilton, D.T. 2011. Spatio-temporal nested patterns in macroinvertebrate assemblages across a pond network with a wide hydroperiod range. **Oecologia** **166**:469-83.
- Gonzalez, M.; Ladet, S.; Deconchat, M.; Cabanettes, A. & Alard, D. 2010. Forest Ecology and Management Relative contribution of edge and interior zones to patch size effect on species richness : An example for woody plants. **Forest Ecology and Management** **259**:266-274.
- Gubert-Filho, F. 2010. O desflorestamento do Paraná em um século. In C Sonda & S Trauczynski (eds.), **Reforma Agrária e Meio Ambiente: teoria e prática no estado do Paraná**. Curitiba: ITCG, p. 344.
- Hanski, I. & Ovaskainen, O. 2002. Extinction Debt at Extinction Threshold. **Conservation Biology** **16**:666-673.
- Hanski, I. 2011. Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. **Ambio** **40**:248-255.
- Hardt, R. & Forman, R. 1989. Boundary Form Effects on Woody Colonization of Reclaimed Surface Mines. **Ecology** **70**:1252-1260.
- Helzer, C. & Jelinski, D. 1999. The Relative Importance of Patch Area and Perimeter-Area Ratio to Grassland Breeding Birds. **Ecological Applications** **9**:1448.
- Herrera, J.M. & García, D. 2010. Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in ornithochorous trees. **Conservation biology** **24**:1089-98.
- 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.
- IAP (Instituto Ambiental do Paraná). 2008. **Lista oficial de espécies da flora ameaçadas de extinção no Paraná**.
- Kindt, R. Damme, P. & Simons, A. J. 2006. Tree Diversity in Western Kenya: Using Profiles to Characterise Richness and Evenness. **Biodiversity and Conservation** **15**:1253-1270.

- Kingsland, S.E. 2002. Designing nature reserves: adapting ecology to real-world problems. **Endeavour** **26**:9-14.
- Kinoshita, L.S.; Torres, R.B.; Forni-Martins, E.R. *et al.* 2006. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **20**:313-327.
- Laurance, W.F.; Camargo, J.L.C.; Luizão, R.C.C. *et al.* 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation** **144**:56-67.
- Laurance, W.F.; Delamônica, P.; Laurance, S.G.; Vasconcelos, H.L. & Lovejoy T.E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature** **404**:836.
- Laurance, W.F.; Nascimento, H.E.M.; Laurance, S.G. *et al.*, 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology** **87**:469-82.
- Martínez-Morales, M. 2005. Nested species assemblages as a tool to detect sensitivity to forest fragmentation: the case of cloud forest birds. **Oikos** **3**:634-642.
- Mcgarigal, K. & Marks, B.J. 1995. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure**. Portland, OR.
- Metzger, J.; Goldenberg, R. & Bernacci, L.C. 1998. Diversidade e estrutura de fragmentos de mata de várzea e de mata mesófila semidecídua submontana do rio Jacaré-Pepira (SP). **Revista Brasileira de Botânica** **21**:321-330.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2008. Instrução normativa nº6 , de setembro de 2008.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A; Mittermeier, C.G. *et al.* 2000. Biodiversity hotspots for 1 conservation priorities. **Nature** **403**:853-8.
- Nascimento, H. & Laurance, W. 2006. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica** **36**:183 - 192.
- Noguchi, D.K.; Nunes, G.P. & Sartori, A. 2009. Florística e síndromes de dispersão de espécies arbóreas em remanescentes de chaco de Porto Murinho, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Rodriguesia** **60**:353-365.
- Patterson, B. & Atmar, W. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. **Biological Journal of the Linnean Society** **28**:65-82.
- Pütz, S.; Groeneveld, J.; Alves, L.F.; Metzger, J.P. & Huth A. 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling** **222**:1986-1997.
- Ramos, V.S.; Durigan, G.; Franco, G.; Siqueira, M.F. & Rodrigues, R.R. 2007. Árvores da Floresta Estacional Semidecidual: Guia de identificação. **Revista do Instituto Florestal** **31**:137-141.

- Ranta, P.; Blom, T.; Niemela, J.; Joensuu, E. & Siitonen, M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation** 7:385-403.
- Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K. *et al.*, 2009. A safe operating space for humanity. **Nature** 461:472–475.
- Santos, K.; Kinoshita, L. & Rezende, A. 2009. Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of Southeastern Brazil. **Biota Neotropica** 9:175-188.
- Sasaki, T.; Katabuchi, M.; Kamiyama, C. *et al.* 2012. Nestedness and niche-based species loss in moorland plant communities. **Oikos** 121:1783-1790.
- Simberloff, D.S. & Abele, L. 1982. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. **American Naturalist** 120:41-50.
- Simberloff, D.S. & Abele, L. 1976. Island biogeography theory and conservation practice. **Science** 191:285-286.
- Tilman, D.; May, R.; Lehman, C. & Nowak, M. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature** 371:65-66.
- Toniato, M.T.Z. & Oliveira-Filho, A.T. 2004. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecology and Management** 198:319-339.
- Ulrich, W. Almeida-Neto, M. & Gotelli, N.J. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. **Oikos** 118:3-17.
- Volpato, G.; Martins, S.; Carvalho, J. & Anjos, L. 2010. Accuracy and efficiency evaluation of point-centered quarter method variations for vegetation sampling in an Araucaria Forest. **Revista Árvore** 34:513-520.
- Yamamoto, L.F.; Kinoshita, L.S. & Martins, F.R. 2007. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 21:553-573.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Além da ampla documentação sobre a fragmentação de *habitat* com a redução da riqueza e diversidade de espécies, outros padrões decorrentes desse processo têm sido percebidos, como alterações na composição e estrutura da comunidade, influência sobre características funcionais das espécies e o aparecimento de padrões de aninhamento.

Os resultados obtidos indicam a grande importância da preservação de áreas naturais de grande porte, tendo em vista a capacidade de manutenção dos atributos ecológicos da comunidade, tais como a riqueza de espécies, diversidade e equitabilidade. Áreas de grande porte também são menos afetadas com processos de extinção seletiva considerando a sua maior capacidade de suporte e preservação de áreas de núcleo.

Diferenças nestes padrões de extinção favoreceram o aparecimento de comunidades aninhadas cujos fragmentos menores, menos ricos em espécies, apresentaram-se como subconjuntos dos fragmentos maiores. As identificações destes padrões são de grande importância teórica e fornecem subsídios no planejamento e ações conservacionistas em paisagens fragmentadas tendo em vista a maximização da preservação da biodiversidade.