



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**PADRÕES ESTRUTURAIS DE UMA PAISAGEM FRAGMENTADA NO
PLANALTO MÉDIO DO RIO GRANDE DO SUL: EFEITOS SOBRE A RIQUEZA
E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS**

GREICE MATTEI

PORTO ALEGRE, MARÇO DE 2007.

**PADRÕES ESTRUTURAIS DE UMA PAISAGEM FRAGMENTADA NO
PLANALTO MÉDIO DO RIO GRANDE DO SUL: EFEITOS SOBRE A RIQUEZA
E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS**

GREICE MATTEI

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA DO INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO
RIO GRANDE DO SUL COMO PARTE DOS REQUISITOS PARA OBTENÇÃO DO
TÍTULO DE MESTRE EM ECOLOGIA

ORIENTADOR: PROF^a. Dr^a MARIA LUIZA PORTO

BANCA EXAMINADORA: PROF^a. Dr^a GISLENE GANADE

PROF. Dr. JORGE LUIZ WAECHTER

PROF. Dr. ANDREAS KINDEL

PORTO ALEGRE, MARÇO DE 2007.

AGRADECIMENTOS

Ao término desta etapa da caminhada profissional, e pessoal, tenho muito a agradecer àqueles que tornaram meu curso de mestrado possível.

À minha orientadora, que desde os primeiros dias em que cheguei a UFRGS, ainda sem saber ao certo o caminho a tomar, me recebeu carinhosamente e abriu as portas do Laboratório de Ecologia de Paisagem. Obrigada pela confiança e liberdade que me deste na condução do trabalho.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Paisagem: Rogério Both, pelos conhecimentos transmitidos ao longo do curso e mesmo antes desse, pela paciência com que me ensinaste a usar os programas de geoprocessamento e pelas discussões que certamente contribuíram muito ao meu conhecimento. Ao Eduardo Dias Forneck, à Marisa Azzolini e à Ana Paula Moreira por todas as conversas e sugestões ao desenvolvimento do trabalho.

Aos professores do PPG em Ecologia Adriano Sanches Melo, Andreas Kindel, Heinrich Hasenack, Fernando Gertum Becker e Flávia Nogueira de Sá pela receptividade e disponibilidade que dedicaram quando estive em vossas salas na busca de sugestões ao trabalho.

Aos professores João André Jarenkow, Jorge Luiz Waechter e Marcos Sobral, ao Eduardo Giehl e ao Martin Grings pelo auxílio na identificação das plantas coletadas.

À Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, CAPES, pela bolsa de estudos concedida integralmente.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e à UFRGS pelos recursos físicos e humanos disponibilizados no decorrer do curso.

A minha família que sempre, em todas as fases da minha vida, esteve presente e apoiando fortemente a busca por caminhos que me trouxessem crescimento e desenvolvimento pessoal e profissional. Pelo intenso e permanente auxílio nos trabalhos de campo, sem o qual certamente este não seria possível.

A minha família aqui em Porto Alegre, com a qual convivi ao longo do curso, pelas conversas, sugestões, compreensão e apoio sempre.

A Deus, que acredito estar sempre presente iluminando meus passos, em todos os momentos da minha vida.

Padrões estruturais de uma paisagem fragmentada no planalto médio do Rio Grande do Sul: efeitos sobre a riqueza e diversidade de espécies arbóreas

Autor: Greice Mattei

Orientador: Maria Luiza Porto

Resumo

Os padrões estruturais da paisagem constituem o resultado do processo de fragmentação e perda de habitats. Em ambientes fragmentados a composição e riqueza de espécies nos remanescentes dependem em grande parte dos processos de colonização e extinção, conforme as teorias de biogeografia de ilhas e metapopulações. Este trabalho objetivou avaliar a influência da área, da forma e do isolamento dos fragmentos sobre a diversidade, a riqueza total e a riqueza nas categorias de dispersão e de regeneração de espécies arbóreas regenerantes. Amostraram-se 16 fragmentos de Floresta Ombrófila Mista com características geomorfológicas, sucessionais e grau de perturbação antrópica semelhantes. As relações entre área, forma e isolamento e as variáveis-resposta foram realizadas através de regressão linear e as relações entre distância geográfica entre fragmentos e similaridade florística através do teste de Mantel. A área e a forma do fragmento não influenciaram significativamente a riqueza e a diversidade de espécies. O isolamento, quando medido através da distância ao fragmento mais próximo, teve efeito negativo significativo sobre a diversidade, a riqueza total, a riqueza de secundárias tardias e de zoocóricas. Isso está relacionado à predominância desta categoria de dispersão entre as espécies amostradas, sendo estas favorecidas pelo menor isolamento entre fragmentos

em função da maior capacidade de dispersão, o que, conseqüentemente, favorece a colonização de espécies nos fragmentos. O estrato arbóreo regenerante constitui um bom indicativo dos efeitos estruturais da paisagem sobre a vegetação. Em função do período decorrente desde a fragmentação ser longo, as populações desse estrato desenvolveram-se historicamente isoladas, sendo resultado dos padrões estruturais atuais, dado pela recolonização de espécies que ali chegaram pela dispersão de diásporos vindos de outros ambientes remanescentes. O isolamento foi o padrão estrutural que apresentou maior relação com a riqueza e a diversidade de espécies.

Structural patterns of a fragmented landscape in Planalto Médio of Rio Grande do Sul: effects on diversity and richness of woody species

Author: Greice Mattei

Supervisor: Maria Luiza Porto

Abstract

The structural patterns of the landscape constitute the result of the fragmentation process and habitat loss. In fragmented environments, the composition and richness of species in the remnants to a large extent depend on the processes of colonization and extinction, according to the island biogeography and metapopulation theories. This work aims to evaluate the influence of area, shape and isolation of fragments on the diversity, total richness and species richness of dispersion syndromes and regeneration guilds. Fragments with similar characteristics such as geomorphology, successional stage and anthropogenic disturbance degree were sampled. The relationships among area, shape and isolation and the response variables were assessed through linear regression. The relationships between geographic distance between fragments and floristic similarity were evaluated through Mantel test. Area and shape of fragment didn't have significant effects on species richness and diversity. The isolation, when measured through the distance to the nearest fragment, was the structural pattern that presented the greatest relationship with species richness and diversity. This is related to the fact that most species were zoochorous, being these favored by the lower isolation between fragments, higher capacity of dispersion, which, consequently, favors the recolonization of species in the fragments.

The regenerant component constitutes a good indicator of effects of structural landscape on the vegetation. Due to the long period since fragmentation, the populations of this component have been developed historically isolated, being the result of the current structural patterns of the landscape. For instance, the regeneration component may be associated to the colonization of species that had arrived due to the dispersion of diasporous that come from other habitat remnants. The isolation was the structural pattern that had the higher influence on species richness and diversity.

SUMÁRIO

Introdução geral	2
Artigo	9
Resumo.....	9
Abstract.....	10
Introdução.....	11
Materiais e Métodos.....	13
Área de estudo.....	13
Seleção dos fragmentos.....	14
Amostragem da vegetação.....	16
Análise estatística.....	16
Resultados.....	17
Discussão.....	19
Área do fragmento.....	19
Forma do fragmento.....	21
Isolamento.....	22
Autocorrelação espacial.....	26
Conclusões.....	26
Agradecimentos.....	27
Referências Bibliográficas.....	27
Considerações Finais	37
Referências bibliográficas	39
Anexos	46
1. Mapa de uso e ocupação da área de estudo.....	46
2. Mapa dos fragmentos amostrados	47
3. Variáveis estruturais avaliadas.....	48
4. Matriz de distâncias geográficas.....	49
5. Matriz de similaridade de espécies.....	49
6. Matriz do número de indivíduos amostrado em cada fragmento.....	50
7. Lista de espécies amostradas.....	52
8. Variáveis-resposta avaliadas.....	54

INTRODUÇÃO GERAL

No Rio Grande do Sul, as primeiras alterações da paisagem pela ação humana são atribuídas aos primeiros habitantes, os indígenas, que já naquela época realizavam caça, coleta, queimadas e prática de agricultura itinerante (Dean 1996). Com a vinda dos padres jesuítas, o Rio Grande do Sul começou a ser ocupado pelos europeus, no início do século XVII. Os jesuítas reuniram os índios em reduções, onde iniciaram as práticas de agricultura (Roche 1969) e introduziram o gado bovino, o que determinou o início do desenvolvimento da pecuária (Sehn e Ilha 2000). Essas práticas, no entanto, foram de fato intensificadas com os imigrantes alemães e italianos, que a partir do século XIX começaram a colonizar o estado (Sehn e Ilha 2000), com o objetivo de ocupar principalmente as zonas distantes e produzir alimentos para o mercado interno brasileiro (Maestri 2000). Esses imigrantes foram estabelecidos em áreas florestais, sendo, portanto, impossível fazer o assentamento dos colonos, o plantio das lavouras, o comércio, a abertura de vias de transporte sem o desmatamento da vegetação (Wentz 2004).

As florestas do estado ocupavam os vales dos grandes rios, seus afluentes e principalmente a região norte do estado (Rambo 1994). Nesta, mais especificamente no nordeste, encontra-se o Planalto Sul-Brasileiro, onde predomina a Floresta Ombrófila Mista, uma formação florestal caracterizada pela *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze, sendo, por esse motivo, também chamada de mata com araucária. No final do século XIX as matas com araucária começaram a ser exploradas principalmente por imigrantes italianos que povoaram a região nordeste do estado (Dal'Moro e Rückert 2004; Wentz 2000; Correa e Bublitz 2006). Com o principal objetivo de abrir áreas para produção agrícola, a mata era derrubada e a madeira necessária para construção das moradias,

móveis, assoalhos, forros e instrumentos agrícolas era utilizada, sendo o excedente queimado nas próprias áreas desmatadas, gerando um grande desperdício de matéria-prima e degradação ambiental (Correa e Bublitz 2006). Mais tarde, nas décadas de 1930-1940, começou a ocorrer a exploração de madeira para fins comerciais e energéticos, constituindo uma das principais riquezas exploradas no sul do país e sendo, posteriormente, a base econômica da região norte do estado. A araucária era a espécie de maior valor para exportação, sendo direcionada principalmente para São Paulo, Argentina, Uruguai e Europa (Wentz 2004).

A exploração madeireira excessiva, o enorme desperdício nas áreas de desmatamento e nas indústrias madeireiras levou o governo a criar algumas medidas de preservação e reflorestamento das áreas desmatadas. Assim, implantou o Código Florestal em 1934 e criou órgãos de regulamentação e fiscalização, como o Instituto Nacional do Pinho (INP) em 1941 e o Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) em 1967, que mais tarde foi substituído pelo IBAMA. No entanto, o governo agia ao mesmo tempo atraindo mais trabalhadores, propondo melhorias no transporte e propiciando meios para a comercialização da madeira, favorecendo, assim, o processo de desflorestamento, que continuou até a escassez das florestas de araucária, aproximadamente em meados do século XX (Wentz 2004). Atualmente, essas áreas, junto àquelas de Floresta Ombrófila Mista de Santa Catarina, Paraná e São Paulo restam cerca de 1 a 4 % da área original dessa formação (Lima e Capobianco 1997; Guerra et al. 2002).

A região norte do estado, já com a maior parte de sua vegetação original derrubada e, em vista suas características agroecológicas de clima, solo e precipitação pluviométrica, tornou-se a segunda maior região de produção agrícola do País (SEMA 2001). Desde o

desenvolvimento da agricultura, a cobertura de vegetação natural em todos os continentes tem sido extensivamente modificada (Saunders et al. 1991). A intensificação da agricultura tem os maiores impactos na composição, diversidade e funcionamento dos ecossistemas terrestres e aquáticos remanescentes. Em áreas agrícolas, o uso de fertilizantes como fósforo e nitrogênio aumenta as taxas de eutrofização nos ecossistemas aquáticos, levando a alterações na estrutura das cadeias alimentares e perda de diversidade. O uso de água para irrigação também é maior em áreas de agricultura, levando a degradação dos corpos d'água pela intensidade de uso, além de alterações no ciclo hidrológico. O efeito mais direto e importante da intensificação de atividades agrícolas, no entanto, é a perda e fragmentação de habitats naturais remanescentes, aumentando ainda mais a proporção de espécies ameaçadas de extinção (Tilman 1999).

O intenso processo de desflorestamento das matas da região norte do Rio Grande do Sul, assim como na maior parte das florestas do País, constitui o processo de fragmentação. Conforme Bennett (2003), o termo fragmentação é usado para descrever o processo no qual habitats contínuos de vegetação são transformados em um maior número de fragmentos, menores e mais isolados. O habitat onde se dá o processo sofre, assim, três efeitos principais: a perda de área, a redução em tamanho e o aumento do isolamento em relação a outros ambientes semelhantes (Fahrig 2003). Diversas alterações nos habitats remanescentes podem ser facilmente medidos, como a área, a forma, o isolamento e/ou a conectividade com outros habitats, o nível de contraste com a matriz adjacente, entre outros (Turner 1989; Bennett 2003). Essas alterações estruturais, no entanto, podem ter uma série de efeitos sobre os processos ecológicos (Forman e Godron 1986; Turner 1989; Saunders et al. 1991; Wiens et al. 1993; Bennett 2003), que envolvem desde indivíduos até

ecossistemas. Em paisagens fragmentadas, as condições microclimáticas dos habitats remanescentes podem sofrer diversas alterações, principalmente nos locais próximos às bordas. Os fluxos de radiação, e assim as temperaturas, aumentam favorecendo o crescimento de epífitas e pioneiras e restringindo espécies tolerantes à sombra ao interior do fragmento. Os fluxos de vento e de água também são alterados com a maior proporção de bordas, levando à mudanças nas taxas de umidade, dissecação, evapotranspiração, erosão e deposição de nutrientes no solo (Saunders et al. 1991).

A variável estrutural de habitats remanescentes mais importante é a área, seguido do grau de isolamento entre os mesmos, em função do balanço entre os processos de colonização e extinção de espécies em ilhas ou habitats remanescentes, conforme as teorias de biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson 1967) e de metapopulações (Levins 1969). Além do nível de hierarquia ecológica abordada, populações ou comunidades, outra característica que difere essas duas teorias é o fato de que a teoria de biogeografia de ilhas prediz que há populações permanentes no “continente”, ou em áreas grandes suficientes que garantam a sobrevivência das populações locais, atuando essas como permanentes áreas “fonte” de espécies. Conforme a teoria de metapopulações, ao contrário, a partir de um dado nível de fragmentação da paisagem, não há áreas permanentes atuando como “fontes” de espécies, e sim fragmentos que tanto atuam como “fonte” como “dreno” de espécies, o que pode tornar as populações mais susceptíveis à extinção nesses ambientes (Moilanen e Hanski 1998; Hanski 2001).

Existem várias hipóteses sobre a influência da área na riqueza de espécies: i) quando a área do fragmento fica menor do que a mínima necessária para a sobrevivência das populações a riqueza diminui. Essa área mínima é determinada pelo tamanho de habitat

que cada espécie necessita para manter suas funções vitais e pelo número mínimo de indivíduos para que a população seja geneticamente viável (Rolstad 1991); ii) a diminuição da área acarreta redução nos recursos disponíveis no fragmento, levando ao aumento da competição intra e inter-específica (Bennett 2003); iii) fragmentos menores apresentam maior área sob efeito de borda, nos quais as alterações microclimáticas favorecem as espécies melhor adaptadas às maiores intensidades de luz e temperatura (Hill e Curran 2003); iv) o principal fator relacionado à área é a diminuição da heterogeneidade interna do habitat, favorecendo, assim, a ocorrência de um menor número de espécies (Peterken e Game 1984; Kohn e Walsh 1994; Bastin e Thomas 1999; Moser et al. 2002). Fragmentos maiores em geral têm maior diversidade de habitats, o que possibilita a maior ocorrência de espécies raras e especialistas (Simberloff e Gotelli 1984; Dzwonko e Loster 1989; Zacharias e Brandes 1990; Haig et al. 2000; Bennett 2003).

O isolamento entre habitats afeta principalmente os processos que dependem da matriz da paisagem, como a polinização de plantas e a dispersão de sementes. A extinção de animais em ambientes fragmentados, que tenham um papel chave na polinização ou dispersão de sementes, levará a efeitos negativos na abundância e riqueza de plantas, reduzindo suas populações, o que por sua vez, pode gerar efeitos em todo ecossistema (Bennett 2003). O quanto um dado fragmento é isolado, no entanto, depende das características individuais de cada espécie. Estas podem responder de diferentes maneiras tanto ao grau de isolamento quanto às diferentes formas de uso e ocupação da matriz, atuando esses fatores como filtros ao movimento de animais na paisagem. Algumas formas de uso impõem pouca resistência à dispersão, enquanto outras podem ser barreiras

eficientes aos movimentos (Holt et al. 1995; Kadmon 1995; Bennett 2003; Hill e Curran 2003).

Em função de a fragmentação levar a um grande número de remanescentes pequenos, cada um pode ser insuficiente para manter as populações originais ou o território de cada indivíduo. As espécies incapazes de atravessar a matriz terão, assim, sua população reduzida e dificuldade em se manter viáveis (Fahrig 2003). As espécies que apresentam maior risco de extinção são aquelas que em geral dependem unicamente de vegetação nativa, requerem grandes territórios, tem tamanho corporal maior, apresentam distribuição agregada, tem baixa densidade populacional, são muito especialistas e intolerantes às condições de não-habitat (Saunders et al. 1991; Turner 1996).

Em paisagens fragmentadas, a distribuição de espécies e a sobrevivência de populações de plantas dependem da capacidade de dispersão entre fragmentos, da taxa de produção de sementes, da viabilidade dos propágulos e da forma de crescimento das plantas (Guevara e Laborde 1993; Aizen e Feinsinger 1994; Yao et al. 1999; Herlin e Fry 2000). A dispersão de sementes por longas distâncias é considerada um processo chave em comunidades vegetais, sendo esse processo resultado da heterogeneidade ambiental, perturbações, processos demográficos e fragmentação por atividades antrópicas (Hewitt e Kellman, 2002). A presença de corredores ligando fragmentos de habitats pode aumentar bastante a dispersão entre ambientes, o qual favorece e aumenta a persistência de espécies que de outra forma não seriam capazes de cruzar a matriz (Dunning et al. 1992).

Efeitos de área e isolamento sobre a riqueza de espécies são encontrados em diferentes grupos taxonômicos, como insetos (Bierregaard et al. 1992; Collinge e Forman 1998; Tschardt et al. 2002; Baguette 2003), anfíbios (Lehtinen et al. 1999), aves (Forman

et al. 1976; van Dorp e Opdam 1987; Bierregaard et al. 1992), mamíferos (Soulé et al. 1992; Wolff et al. 1997) e plantas, incluindo briófitas (Zartman 2003; Alvarenga e Porto 2007), ervas (van Ruremonde e Kalkhoven 1991; Grashof-Bokdam 1997; Dupré e Ehrlén 2002), árvores (Weaver e Kellman 1981; Metzger 1997; Metzger 2000), plântulas e regenerantes (Benítez-Malvido 1998; Benítez-Malvido e Martínez-Ramos 2003; Hill e Curran 2003). Em vista do estrato regenerante fazer parte do processo natural de sucessão vegetal, indicando a capacidade de recolonização das áreas florestais fragmentadas, levantamos a hipótese de que a riqueza e diversidade desse estrato está relacionada as variáveis estruturais dos fragmentos. Para testar tal hipótese utilizaram-se remanescentes de Floresta Ombrófila Mista localizados em uma matriz predominantemente agrícola do Planalto das Araucárias.

Área, forma e isolamento de fragmentos: relações com categorias de dispersão e de regeneração de espécies arbóreas regenerantes.

Greice Mattei e Maria Luiza Porto

RESUMO

A estrutura da paisagem constitui o resultado do processo de fragmentação e perda de habitats. Em ambientes fragmentados a composição e riqueza de espécies nos remanescentes dependem em grande parte dos processos de colonização e extinção, conforme as teorias de biogeografia de ilhas e metapopulações. Este trabalho objetivou avaliar a influência da área, da forma e do isolamento dos fragmentos sobre a diversidade, a riqueza total e a riqueza nas categorias de dispersão e de regeneração de espécies arbóreas regenerantes. Amostraram-se 16 fragmentos de Floresta Ombrófila Mista com características geomorfológicas, sucessionais e grau de perturbação antrópica semelhantes. As relações entre área, forma e isolamento e as variáveis-resposta foram realizadas através de regressão linear. A área e a forma do fragmento não tiveram efeito significativo sobre as variáveis-resposta. O isolamento, quando medido através da distância ao fragmento mais próximo, influenciou negativamente a diversidade, a riqueza total, a riqueza de espécies zoocóricas e de secundárias tardias. O menor isolamento entre fragmentos favorece o processo de dispersão e, conseqüentemente, a colonização de espécies nos fragmentos, aumentando a diversidade, a riqueza total e principalmente a riqueza de espécies zoocóricas.

**Area, shape and isolation of fragments: relationships with dispersion and
regeneration categories of tree regenerating species**

Greice Mattei and Maria Luiza Porto

ABSTRACT

The landscape structure comprises the result of the fragmentation process and habitat loss. In fragmented environments, the composition and richness of species in the remnants to a large extent depend on the processes of colonization and extinction, according to the island biogeography and metapopulation theories. This work aims to evaluate the influence of area, shape and isolation of fragments on the diversity, total richness and dispersion and regeneration categories of tree regenerating species richness. Sixteen fragments of Araucaria Forest with similar characteristics such as geomorphology, successional stage and anthropogenic disturbance degree were sampled. The relationships among area, shape and isolation and the biotic response variables were assessed through linear regression. Area and shape didn't have significant effect on response variables. Isolation, when measured through the distance to the nearest fragment, had negative influence on diversity, total species richness, zoochoric and shade-tolerant species. Fragments with lower isolation increase capacity of dispersion, which consequently, favors the recolonization of species in the fragments, increasing diversity, total richness and mainly the zoochorous species.

INTRODUÇÃO

Áreas contínuas de habitats naturais têm sido progressivamente transformadas pela ocupação e uso antrópico. A perda de habitats e a fragmentação são os principais fatores que contribuem para o declínio das populações biológicas em geral (Hernandez-Stefanoni 2005). A estrutura das paisagens resultantes da fragmentação pode afetar a composição, abundância e diversidade de espécies, além de características como a dispersão, a extensão da área de vida (home range) e a especificidade de habitats (Grashof-Bokdam 1997; Metzger 2000). As teorias de biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson 1967) e de metapopulações (Levins 1969) tem sido usadas para explicar a perda de espécies em habitats fragmentados, pois levam em consideração as taxas de colonização e de extinção de espécies, influenciadas pela área e pelo isolamento entre os fragmentos remanescentes (Ouborg 1993; Metzger 1999; Hanski 2001).

A composição e diversidade das comunidades vegetais são fortemente influenciadas pela fragmentação florestal (Peterken e Game 1984; Moller e Rordam 1985; Hobbs 1988; Soulé et al. 1992; Ouborg 1993; Kohn e Walsh 1994; Metzger 2000). A redução na abundância de certos grupos animais (insetos, aves, mamíferos) e a incapacidade de alguns em atravessar áreas abertas pode resultar na perda de polinizadores e de dispersores potenciais, reduzindo a capacidade reprodutiva de algumas espécies e a disponibilidade de sementes no ambiente, e assim as taxas de colonização (Benítez-Malvido 1998). O efeito de grandes perturbações na distribuição de plantas depende em parte da resistência que estas apresentam às alterações e da capacidade das espécies em recolonizar ambientes após as extinções (Brunet e von Oheimb 1998), sendo esse processo fundamental à manutenção da biodiversidade (Primack e Miao 1992).

O empobrecimento de espécies em alguns ambientes pode ser em função de limitações ao processo de dispersão dos potenciais colonizadores ou da inviabilidade de determinados locais ao recrutamento de espécies (Matlack 1994). O sucesso de dispersão e, assim, a colonização, depende das características de cada espécie, como o modo de dispersão, a taxa de produção de sementes, a viabilidade dos propágulos e a forma de crescimento (Aizen e Feinsinger 1994; Yao et al. 1999). Trabalhos sobre a resposta de populações à fragmentação sugerem que espécies com alta capacidade de dispersão e mais tolerantes à ambientes perturbados são menos susceptíveis (Opdam 1991; Andrén 1994; Fahrig e Merriam 1994; Metzger 2000; Hill e Curran 2003). Em relação às categorias de dispersão de espécies vegetais, sabe-se que espécies zoocóricas, que dependem de animais para dispersar suas sementes, são mais sensíveis, já que esses podem ter suas áreas de vida limitadas em paisagens fragmentadas (Primack e Miao 1992; Grashof-Bokdam 1997; Bennett 2003). Em relação à maior tolerância à ambientes perturbados, espera-se que espécies de bordas, pioneiras no processo de regeneração, sejam menos afetadas pela fragmentação em função da maior capacidade em habitar ambientes perturbados, nos quais, em geral, há maior luminosidade (Matlack 1994; Hill e Curran 2003).

Efeitos de área e isolamento sobre a riqueza de espécies vegetais são bem documentados, havendo trabalhos com briófitas (Tangney et al. 1990; Zartman 2003; Alvarenga e Porto 2007), herbáceas (van Ruremonde e Kalkhoven 1991; Grashof-Bokdam 1997; Dupré e Ehrlén 2002; Petit et al. 2004), arbóreas (Weaver e Kellman 1981; Metzger 1997; Metzger 2000) e trabalhos que consideraram vários estratos florestais (Nilsson e Nilsson 1978; Peterken e Game 1984; Hobbs 1988; Dzwonko 1993; Kohn e Walsh 1994; Fukamachi et al. 1996; Bastin e Thomas 1999; Honnay et al. 1999; Tabarelli et al. 1999;

Haig et al. 2000; Ross et al. 2002; Hernandez-Stefanoni 2005). Poucos estudos, no entanto, focaram a riqueza e abundância de plântulas (Benítez-Malvido 1998; Benítez-Malvido e Martínez-Ramos 2003) e arbóreas regenerantes (Hill e Curran 2003). Esse estrato da floresta, por ser constituído de indivíduos jovens, e em função do tempo transcorrido desde a fragmentação, pode ser um bom indicador de composição e riqueza de espécies vegetais resultantes do processo de fragmentação.

Este trabalho objetiva avaliar as relações entre variáveis estruturais de fragmentos e a diversidade, a riqueza total e riqueza de espécies arbóreas regenerantes nas respectivas categorias de dispersão e de regeneração. Foram, assim, testadas as seguintes hipóteses: a) A diversidade, a riqueza total e a riqueza de espécies zoocóricas e de secundárias tardias aumentam proporcionalmente à área do fragmento. b) A riqueza de espécies anemocóricas e de pioneiras aumentam com a irregularidade do fragmento. c) A diversidade, a riqueza total e a riqueza de zoocóricas e de anemocóricas aumentam com o menor isolamento entre fragmentos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A área de estudo compreende fragmentos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista inseridos numa matriz agrícola (Anexo 1). A área total na qual os fragmentos estão inseridos totaliza 52 mil ha e localiza-se no norte do estado do Rio Grande do Sul, na região fisionômica do Planalto Médio, caracterizada pela formação basáltica Serra Geral da Bacia do Paraná. O solo característico é o Latossolo Vermelho Escuro distrófico, o relevo é

ondulado, com altitudes que variam de 550 a 800 m. O tipo climático característico é o Cfa (subtropical úmido) segundo o sistema de Köppen (Moreno 1961).

A Floresta Ombrófila Mista que originalmente cobria a região estudada constituía cerca de um terço de toda cobertura vegetal da região sul do Brasil (Mantovani et al. 2004). Essa formação florestal é caracterizada pela *Araucaria angustifolia*, que constitui a única representante nativa da família Araucariaceae no Brasil. Atualmente, no entanto, essa formação ocupa cerca de 1 a 4 % da área original (Lima e Capobianco 1997, Guerra et al. 2002). Isso em consequência da intensa exploração comercial da araucária, o que torna a espécie enquadrada na categoria criticamente ameaçada da IUCN (2006), da substituição das áreas por pecuária e agricultura (Sehn e Ilha 2000; Wentz 2004; Correa e Bublitz 2006) e ao fato da sua distribuição ser restrita apenas às áreas mais altas das regiões sul e sudeste do País (IBGE 1986). Os fragmentos florestais que constituem a área de estudo são remanescentes do processo de fragmentação que essa região do estado sofreu principalmente no início do século passado. Os remanescentes, ainda, sofreram corte seletivo de espécies madeiráveis, constituindo, provavelmente, áreas de vegetação primária alteradas.

Seleção dos fragmentos

A seleção dos fragmentos florestais baseou-se no mapa de uso e cobertura do solo da área. Esta foi realizada com base na classificação supervisionada de imagens de satélite Landsat do ano de 2003, bandas 3, 4 e 5, utilizando o software Idrisi Kilimanjaro (Eastman 2003). Na classificação foram obtidas cinco classes: agricultura, floresta nativa, silvicultura, campo e corpos d'água (Anexo 1), sendo, posteriormente, gerado um mapa

binário constituído das classes mata nativa e não-mata (obtida pelo agrupamento das outras quatro classes). Nesse mapa foram selecionados 16 fragmentos (Anexo 2), considerando a área, a forma e o isolamento dos mesmos às demais manchas de floresta. Considerou-se, ainda, que os fragmentos a serem amostrados tivessem características semelhantes de geomorfologia (relevo plano), estado sucessional (mata primária alterada), distância aos corpos d'água (distantes no mínimo 30 metros) e perturbação antrópica (que tenham sofrido corte seletivo de espécies no passado, mas não sofram esse impacto atualmente, assim como não tenham presença de gado), objetivando, assim, minimizar os efeitos desses fatores na composição florística.

As variáveis estruturais consideradas para os fragmentos amostrados foram: área, forma e isolamento (Anexo 3). A área foi obtida através da digitalização do contorno de cada fragmento no software Cartalinx (Clark Labs 1999). A forma foi medida através do índice de forma no software Fragstats (McGarigal 2002), sendo que os valores resultantes mais próximos de um são os que têm forma mais regular. O isolamento de cada fragmento foi avaliado através de três medidas: a distância ao fragmento florestal mais próximo (DFMP), a presença de corredor (mata ripária) que o ligue a outro fragmento e através do percentual de mata presente num raio de 120, 600 e 1000 m no entorno de cada fragmento. Essas distâncias foram escolhidas por apresentarem baixa autocorrelação entre si e baseadas em trabalhos que utilizaram abordagens semelhantes (Grashof-Bokdam 1997; Honnay et al. 1999; Boscolo e Metzger 2007).

Amostragem da vegetação

Em cada fragmento realizou-se amostragem do componente arbóreo regenerante, ou seja, indivíduos com altura acima de 1 m e diâmetro a altura do peito (DAP) igual ou

inferior a 5 cm. O método de amostragem utilizado foi sistemático, sendo a cada 50 metros distribuídas parcelas de 2 x 10 m (20 m²). O número de indivíduos amostrados em cada fragmento variou conforme a estabilização da curva de suficiência amostral, resultando numa abundância entre 303 e 725 indivíduos. A riqueza de espécies em cada fragmento foi estimada através do método de rarefação (Simberloff 1972), o qual padroniza diferentes tamanhos amostrais num tamanho comum, baseado na menor abundância (303 indivíduos). A diversidade de espécies foi estimada através do índice de equidade baseado na função de Shannon (Pielou 1975).

As espécies amostradas foram agrupadas, ainda, conforme as respectivas categorias de dispersão: anemocoria, autocoria e zoocoria, e categorias de regeneração: pioneira, secundária inicial e secundária tardia, conforme dados encontrados na literatura (SMADF 2006; Budke et al. 2005; Rondon Neto et al. 2001 e Metzger et al. 1997).

Análise estatística

As relações entre as variáveis estruturais dos fragmentos (área, forma e isolamento) e as variáveis-resposta (diversidade, riqueza total e riqueza nas categorias de dispersão e regeneração) foram avaliadas através de regressão linear. O isolamento quando medido através da presença/ausência de corredores foi relacionado às variáveis-resposta utilizando regressão logística. As interações entre área e forma, e área e isolamento foram testadas utilizando regressão múltipla. Com o objetivo de verificar associação entre distância geográfica e similaridade florística entre os fragmentos (autocorrelação espacial) utilizou-se teste de Mantel (Manly 1991; Koenig 1999). A matriz de distância geográfica (Anexo 4) entre fragmentos foi obtida através de distância euclidiana entre as coordenadas

geográficas (projeção UTM) de cada fragmento. A matriz de similaridade entre fragmentos (Anexo 5) foi obtida através de distância euclidiana, considerando o número de indivíduos de cada espécie em cada fragmento (Anexo 6).

RESULTADOS

A abundância total obtida nos 16 fragmentos foi de 7105 indivíduos, distribuídos em 73 espécies e 30 famílias (Anexo 7). A riqueza variou entre 20 e 41 espécies e a equidade entre 0,70 e 0,86 (Anexo 8). Em relação às categorias de dispersão predominaram espécies zoocóricas e às categorias de regeneração predominaram espécies secundárias tardias (Tabela 1). As espécies mais abundantes foram *Cupania vernalis*, *Allophilus edulis* e *Trichilia elegans* e as famílias predominantes em número de espécies foram Myrtaceae (19) e Lauraceae (6), sendo estas as famílias mais características de Floresta Ombrófila Mista (Reitz et al. 1983).

Tabela 1 – Número de espécies amostradas de cada categoria conforme as categorias de dispersão e de regeneração.

Categoria de dispersão	Número de espécies	Percentual %	Categoria de regeneração	Número de espécies	Percentual %
Anemocoria	8	10,96	Pioneira	9	12,33
Autocoria	4	5,48	Secundária Inicial	29	39,73
Zoocoria	61	83,56	Secundária Tardia	35	47,95

A área não apresentou efeito significativo sobre a diversidade ($r^2 = 0,06$; $p = 0,36$), mas teve um efeito, embora fraco, sobre a riqueza total de espécies ($r^2 = 0,21$; $p = 0,08$), a riqueza de secundárias tardias ($r^2 = 0,25$; $p = 0,06$) e a riqueza de zoocóricas ($r^2 = 0,21$; $p = 0,07$). Em relação à forma do fragmento, esta não influenciou significativamente nem a riqueza de espécies anemocóricas ($r^2 = 0,03$ $p = 0,51$) nem de pioneiras ($r^2 = 0,06$; $p = 0,35$).

O isolamento, medido através da distância ao fragmento mais próximo, foi a variável estrutural que apresentou maior influência sobre as variáveis-resposta. Houve relação significativamente negativa com diversidade ($r^2 = 0,26$; $p = 0,04$), riqueza total ($r^2 = 0,40$; $p = 0,009$), riqueza de zoocóricas ($r^2 = 0,40$; $p = 0,009$) e riqueza de secundárias tardias ($r^2 = 0,51$; $p = 0,002$) (Figura 1). A presença de corredores e a proporção de mata nos raios de 120, 600 e 1000 m no entorno de cada fragmento não influenciou de maneira significativa as variáveis-resposta avaliadas. As análises de regressão múltipla, relacionando interações entre área e forma, e área e isolamento com as variáveis-resposta não foram significativas.

O teste de Mantel realizado avaliando relações entre distância geográfica e similaridade florística entre fragmentos não apresentou coeficiente significativo ($r = 0,15$; $p = 0,09$). A densidade de indivíduos (indivíduos/ha) em cada fragmento parece influenciar negativamente a riqueza de espécies ($r^2 = 0,43$; $p = 0,006$), indicando que uma alta densidade de indivíduos leva à dominância de algumas poucas espécies, diminuindo, assim, a riqueza.

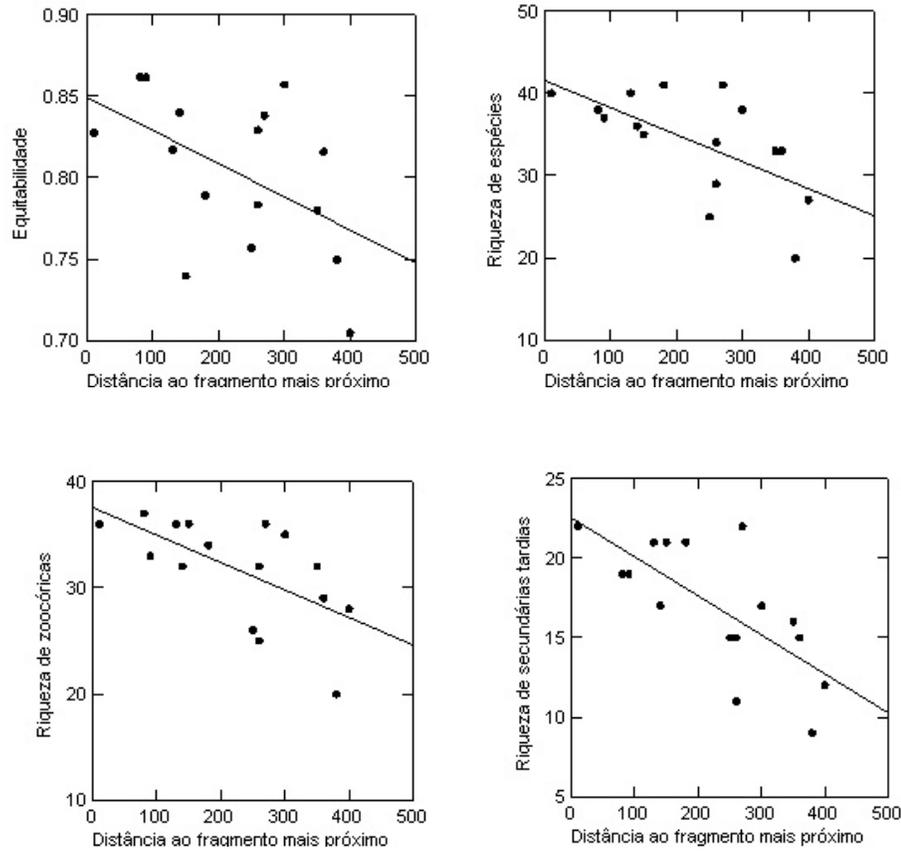


Figura 1 – Relações entre a distancia ao fragmento mais próximo e a equidade ($r^2= 0,26$; $p= 0,04$), riqueza total ($r^2= 0,40$; $p= 0,009$), riqueza de zoocóricas ($r^2= 0,40$; $p= 0,009$) e riqueza de secundárias tardias ($r^2= 0,51$; $p= 0,002$).

DISCUSSÃO

Área do fragmento

A grande maioria dos trabalhos que abordou a riqueza de plantas em relação a variáveis estruturais de fragmentos encontrou relações positivas com área (Nilsson e Nilsson 1978; Peterken e Game 1984; Hobbs 1988; Dzwonko e Loster 1989; Zacharias e

Brandes 1990; van Ruremonde e Kalkhoven 1991; Soulé et al. 1992; Ouborg 1993; Kohn e Walsh 1994; Mikk e Mander 1995; Grashof-Bokdam 1997; Honnay et al. 1999; Tabarelli et al. 1999; Bruun 2000; Bascompte e Rodriguez 2001; Ross et al. 2002; Hill e Curran 2003). Neste trabalho, porém, a área do fragmento explicou apenas 21% da variação na riqueza total de espécies. Essa fraca relação, embora não predominante entre os trabalhos, também foi encontrada por Weaver e Kellman (1981), Turner et al. (1994), Holt et al. (1995), Fukamachi et al. (1996), Metzger (1997), Haig et al. (2000) e Hernandez-Stefanoni (2005).

A relação espécie-área é baseada em uma relação logarítmica explicada pela teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson 1967), segundo a qual há um aumento de duas vezes na riqueza de espécies quando o tamanho do fragmento aumenta dez vezes (Diamond 1975). Baseado nessa proporção seria esperado que a riqueza de espécies dobrasse apenas quando comparados as áreas do menor (3,6 ha) e do maior fragmento (33,7 ha), já que entre os demais não há um aumento de tamanho de dez vezes. No entanto, mesmo entre esses fragmentos, não ocorreu a relação esperada, ao contrario, a riqueza de espécies foi menor no maior fragmento.

Outros fatores além da área, porém, podem influenciar a riqueza de espécies em fragmentos remanescentes. Entre esses estão o histórico de uso e ocupação, a frequência e intensidade das perturbações, as flutuações ambientais, o estágio sucessional, a diversidade de habitats, a vegetação predominante na matriz, os efeitos de amostragem e as características individuais das espécies, como a capacidade de resistência e resiliência às perturbações ambientais, as estratégias de dispersão e as condições ambientais locais

(Dzwonko e Loster 1989; Martínez-Ramos et al. 1989; Ouborg 1993; Turner et al. 1994; Hill e Curran 2003; Hernandez-Stefanoni 2005).

Entre os fatores mencionados, os que provavelmente apresentam maior influência sobre a riqueza de espécies são os tipos e intensidades de perturbações ocorridas nos fragmentos. Todos os remanescentes amostrados sofreram, principalmente no início do século passado, corte seletivo de espécies madeiráveis (Wentz 2004; Correa e Bublitz 2006). As clareiras formadas pelo corte dessas espécies arbóreas favoreceu a formação de uma maior diversidade de habitats nos fragmentos, permitindo o estabelecimento de pioneiras em associação às espécies secundárias já estabelecidas (Hernandez-Stefanoni 2005). Essa maior diversidade de habitats é tida como a principal causa da maior riqueza de espécies em fragmentos de maior área (Peterken e Game 1984; Kohn e Walsh 1994; Bastin e Thomas 1999; Bruun 2000; Hill e Curran 2003). Em função disso fragmentos menores, mas com uma alta diversidade de habitats, podem apresentar uma alta riqueza de espécies, assim como fragmentos de maior área.

Forma do fragmento

Em relação à forma, esperava-se que fragmentos mais irregulares, por terem maior proporção de bordas e serem, assim, mais “permeáveis” à chegada de sementes aladas (dispersas pelo vento e passíveis de serem transportadas por longas distâncias), tivessem maior proporção de espécies anemocóricas (Hill e Curran 2003, 2005). Herlin e Fry (2000) encontraram uma ocorrência significativamente maior de espécies anemocóricas nas bordas do que no interior do fragmento. Outra relação esperada era que quanto mais irregular e menor o fragmento, por ser maior a intensidade de luz, maior seria a riqueza de

espécies pioneiras (Tabarelli et al. 1999; Metzger 2000; Hill e Curran 2003, 2005). O número de espécies amostradas dessa categoria (9 spp), no entanto, foi baixo, provavelmente porque as parcelas de amostragem foram distribuídas somente no interior do fragmento, onde predominam espécies secundárias a pioneiras.

Isolamento

O isolamento entre os fragmentos apresentou efeito significativo apenas quando avaliado através da distância ao fragmento mais próximo, tendo efeito negativo sobre a equidade, a riqueza total de espécies, a riqueza de zoocóricas e de secundárias tardias. A relação negativa entre equidade e riqueza de espécies e isolamento concorda com a teoria de biogeografia de ilhas, principalmente em função de que a taxa de imigração de espécies nos fragmentos é considerada proporcional à distância das fontes de propágulos (van Ruremonde e Kalkhoven 1991). Outros trabalhos também encontraram maiores relações de riqueza com isolamento à área do fragmento (van Ruremonde e Kalkhoven 1991; Ouborg 1993; Metzger 1997; Piessens et al. 2004, 2005; Hernandez-Stefanoni 2005). Conforme Mikk e Mander (1995) em paisagens tipicamente agrícolas, constituídas por habitats remanescentes degradados e bastante fragmentados, o isolamento é um dos fatores mais importantes, influenciando a composição e abundância de espécies.

A riqueza de espécies zoocóricas, assim como a riqueza total, também apresentou relação negativa com o isolamento. Essa relação, inclusive, pode ser atribuída à primeira (riqueza total e isolamento), já que o número de espécies pertencente a essa categoria de dispersão representou cerca de 84 % da riqueza total de espécies amostradas nesse trabalho, resultado semelhante (85 %) ao encontrado por Kindel (1996) também numa área

de Floresta Ombrófila Mista. Independente disso, essa relação negativa com isolamento é principalmente em função de que as taxas de colonização de espécies zoocóricas em fragmentos isolados são reduzidas, devido ao fato que os animais responsáveis pelo processo, em função da perda e fragmentação de habitats, têm menor capacidade de dispersão (Opdam 1991; Primack e Miao 1992; Andrén 1994; Fahrig e Merriam 1994; Matlack 1994; Grashof-Bokdam 1997; Metzger 2000; Hill e Curran 2003). A dispersão de diásporos varia em função da capacidade de deslocamento que os organismos têm de atravessar áreas de não habitat, já que esses têm características individuais como a extensão da área de vida, o tamanho do corpo, os recursos alimentares preferenciais, o padrão de forrageamento, a tolerância às perturbações e alterações do habitat (Bennett 2003), sendo as aves as que provavelmente menos sofrem com os efeitos da distância entre fragmentos (Hamrick et al. 1993). A relação negativa entre isolamento e riqueza de espécies secundárias tardias pode ter uma explicação indireta, pois grande parte das espécies dessa categoria (91 %) são também zoocóricas.

O presente trabalho mostrou efeito do isolamento sobre a diversidade e riqueza total, porém a maior parte dos trabalhos com esta abordagem não encontrou tais relações, sendo observado efeitos apenas sobre determinados grupos de espécies ou espécies particulares. Dzwonko e Loster (1992) encontraram efeito de isolamento apenas sobre o número de espécies lenhosas, Honnay et al. (1999) mostraram relação apenas com a riqueza de espécies de bordas e clareiras, lianas e lenhosas, porém não encontraram relação com espécies típicas florestais. Grashof-Bokdam (1997) encontrou efeito positivo da conectividade sobre espécies anemocóricas, enquanto Metzger (2000) observou essa relação sobre espécies zoocóricas. Alvarenga e Porto (2007) encontraram efeitos negativos

de isolamento apenas sobre a riqueza de briófitas. Dupré e Ehrlén (2002) encontraram efeitos significativos do isolamento para apenas 20 % das espécies amostradas, sugerindo que a configuração do habitat é pouco importante, quando comparado à qualidade dos mesmos, principalmente o pH. Quintana-Ascencio e Menges (1996) encontraram efeito de isolamento para cerca de dois terços das espécies mais comuns, enquanto Bastin e Thomas (1999) encontraram essas relações para cerca da metade das espécies amostradas. van Ruremonde e Kalkhoven (1991) encontraram que somente algumas espécies de frutos carnosos foram negativamente afetados pelo isolamento.

A presença de corredores ligando fragmentos a outras áreas florestais não influenciou as variáveis-resposta medidas. Essa relação era esperada principalmente porque a maior parte das espécies amostradas apresenta dispersão zoocórica, sendo a presença de corredores um fator importante para os diversos grupos animais típicos de habitats florestais. Os corredores são considerados importantes por favorecer movimentos de dispersão e migração entre habitats na paisagem, por facilitar os fluxos biológicos (Forman e Godron 1986) e permitir às espécies recolonizar habitats, auxiliando a manutenção do tamanho das populações e reduzindo os riscos de extinção (Bennett 2003). Damschen et al. (2006), avaliando o efeito de corredores, comparou o recrutamento de plantas em áreas isoladas e conectadas e encontrou um aumento significativo na riqueza de espécies nas áreas conectadas.

Embora os corredores em geral sejam apontados como essenciais aos fluxos biológicos em paisagens fragmentadas, a qualidade dos mesmos tem também um papel fundamental em função das necessidades e características individuais das espécies que os utilizam. Conforme Henein e Merriam (1990) fragmentos conectados unicamente por

corredores de baixa qualidade são mais vulneráveis a extinções locais, pois a probabilidade de sobrevivência dos animais que os utilizam pode ser reduzida. A ausência de relação entre a riqueza de espécies e a presença de corredores neste trabalho pode estar ligada a este fator, já que os corredores que constituem a paisagem são principalmente formados por matas ripárias de vegetação primária, porém muito alterada. Esses corredores são, ainda, em geral bastante estreitos e circundados por uma matriz agrícola, o que pode influenciar negativamente os possíveis fluxos de animais nesses locais.

O isolamento entre fragmentos quando medido através do percentual de área florestal existente num raio de 120, 600 e 1000 m no entorno de cada fragmento não mostrou efeito sobre a riqueza e diversidade de espécies. Em relação a outros trabalhos que também utilizaram essa medida de isolamento, a maior parte não encontrou relações significativas com riqueza de espécies (Weaver e Kellman 1981; Grashof-Bokdam 1997; Honnay et al. 1999; Graae 2000). Ao contrário desses, Ouborg (1993) encontrou que o número de fragmentos num raio de 5 km explicou 36 % da variação no número de espécies. Bender et al. (2003) e Tischendorf et al. (2003) ao analisar quais medidas de isolamento estavam mais relacionadas ao movimento de animais entre manchas concluíram que a melhor era a quantidade de habitat em um dado raio.

Autocorrelação espacial

A análise de autocorrelação espacial não apresentou coeficiente significativo, indicando que a composição florística dos fragmentos não está relacionada com a proximidade entre os mesmos. Isso pode ser explicado em função do período transcorrido desde a fragmentação, que ocorreu principalmente na primeira metade do século passado

(Wentz 2004), sendo, provavelmente, este tempo de isolamento suficientemente longo para que a composição e abundância do estrato regenerante amostrado responda as variáveis estruturais da paisagem após a fragmentação. Assim, as populações nos fragmentos se desenvolveram historicamente isoladas, não representando, então, subpopulações de uma população maior, características de uma paisagem anteriormente conectada, onde poderiam haver relações entre a proximidade geográfica e a similaridade florística. Os padrões de certos fatores ambientais, como pluviosidade e temperatura, assim como perturbações ambientais, podem ter forte influência sobre as relações entre proximidade e similaridade de espécies, o que também é conhecido como efeito Moran (Koenig 1999).

CONCLUSÕES

O isolamento foi a variável estrutural que apresentou maior relação com a riqueza de espécies. A influência do isolamento, medido através da distância entre fragmentos, está relacionada à predominância de espécies zoocóricas na amostra. Em relação à riqueza de espécies nas categorias de regeneração predominaram espécies secundárias tardias. O isolamento, quando medido através da presença de corredores e do percentual de área florestal num raio determinado, não apresentou relação com as variáveis-resposta. A área e a forma do fragmento não tiveram influência sobre as variáveis-resposta avaliadas. O estrato regenerante é um bom indicativo das variáveis resultantes da fragmentação sobre a vegetação. Em função do período decorrente desde o início da fragmentação ser longo, as populações desse estrato desenvolveram-se historicamente isoladas, respondendo, assim, as variáveis estruturais atuais dos fragmentos. Além disso, indivíduos jovens, por serem de pouco interesse ao corte para fins madeiráveis, sofrem, provavelmente, menos perturbação

em relação ao estrato adulto. O conhecimento sobre a composição e abundância do estrato regenerante tem fundamental importância para a conservação dos fragmentos, por constituir, no futuro, o estrato superior das florestas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos as sugestões dadas ao trabalho pelos pesquisadores do Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul Andreas Kindel e Adriano Sanches Melo, aos colaboradores que auxiliaram no trabalho de campo e à Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aizen, M.A. & Feinsinger, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.

Alvarenga, L.D.P. & Porto, K.C. 2007. Patch size and isolation effects on epiphytic and epiphyllous bryophytes in the fragmented Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 134: 415-427.

Andren, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.

Bascompte, J. & Rodriguez, M.Á. 2001. Habitat patchiness and plant species richness. *Ecology Letters* 4: 417-420.

Bastin, L. & Thomas, C.D. 1999. The distribution of plant species in urban vegetation fragments. *Landscape Ecology* 14: 493-507

Bender, D.J; Tischendorf, L. & Fahrig, L. 2003. Evaluation of patch isolation metrics for predicting animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18: 17–39.

Bennett, A.F. 2003. *Linkages in the Landscape – The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN – The World Conservation Union. 254 p.

Benítez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12: 380–389.

Benítez-Malvido, J. & Martínez-Ramos, M. 2003. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17: 389-400

Boscolo, D. & Metzger, J.P. 2007. A influência de diferentes escalas de medida da estrutura de paisagens fragmentadas sobre modelos de incidência de aves em áreas de Mata Atlântica. In: *Anais do I Encontro IALE-BR*. Rio de Janeiro, Vale do Rio Paraíba do Sul e São Paulo. p.18-20.

Brunet, J. & von Oheimb, G. 1998. Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology* 86: 429–438.

Bruun, H.H. 2000. Patterns of species richness in dry grassland patches in an agricultural landscape. *Ecography* 23: 641-650.

Budke, J.C.; Athayde, E.A.; Giehl, E.L.H.; Záchia, R.A. & Eisinger, S.M. 2005. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. *Iheringia* 60: 17-24.

Clark Labs. 1999. Cartalinx: the spatial data builder. URL: <http://www.clarklabs.org>.

Correa, S.M.S. & Bublitz, J. 2006. *Terra de Promissão: Uma Introdução à Eco-história da Colonização do Rio Grande do Sul*. 142 p.

Damschen, E.I.; Haddad, N.M.; Orrock, J.L.; Tewksbury, J.J. & Levey, D.J. 2006. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science* 313: 1284-86.

Diamond, J.M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for design of natural reserves. *Biological Conservation* 7: 129-145.

Dzwonko, Z. & Loster, S. 1989. Distribution of vascular plant species in small woodlands on the western Carpathian foothills. *Oikos* 56: 77–86.

Dzwonko, Z. & Loster, S. 1992. Species richness and seed dispersal to secondary woods in Southern Poland. *Journal of Biogeography* 19: 195-204.

Dzwonko, Z. 1993. Relations between the floristic composition of isolated young woods and their proximity to ancient woodland. *Journal of Vegetation Science* 4: 693-698

Dupré, C. & Ehrlén, J. 2002. Habitat configuration, species traits and plant distributions *Journal of Ecology* 90: 796–805.

Eastman, R. 2003. IDRISI Kilimanjaro. Worcester, MA: ClarkLabs.

Fahrig, L. & Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50-59.

Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley, New York.

McGarigal, K.; Cushman, S. A.; Neel, M. C. & Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Disponível em: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.

Fukamachi K; Iida, S. & Nakashizuka T. 1996. Landscape patterns and plant species diversity of forest reserves in the Kanto region Japan. *Plant Ecology* 124: 107-114.

Game, M. 1980. Best shape for nature reserves. *Nature* 287: 630-632.

Graae, B. 2000. The effect of landscape fragmentation and forest continuity on forest floor species in two regions of Denmark. *Journal of Vegetation Science* 11: 881–892.

Grashof-Bokdam, C. 1997. Forest species in an agricultural landscape in the Netherlands: effects of habitat fragmentation. *Journal of Vegetation Science* 8: 21–28.

Guerra, M.P.; Silveira, V.; Reis, M.S. & Schneider, L.. 2002. Exploração, Manejo e Conservação da Araucária (*Araucaria angustifolia*). In: L.L. Simões & C.F. Lino. *Sustentável Mata Atlântica: a Exploração de Seus Recursos Florestais*. Senac, São Paulo.

Haig, A. R.; Matthes, U. & Larson, D. W. 2000. Effects of natural habitat fragmentation on the species richness, diversity, and composition of cliff vegetation. *Canadian Journal of Botany* 78: 786–797.

Hanski, I. 2001. Spatially realistic theory of metapopulation ecology. *Naturwissenschaften* 88: 372–381.

Herlin, I.L.S & Fry, G.L.A. 2000. Dispersal of woody plants in forest edges and hedgerows in a Southern Swedish agricultural area: the role of site and landscape structure. *Landscape Ecology* 15: 229–242.

Henein, K. & Merriam, G. 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology* 4: 157-170.

Hernandez-Stefanoni, J.L. 2005. Relationships between landscape patterns and species richness of trees, shrubs and vines in a tropical forest. *Plant Ecology* 179: 53-65.

Hewitt, N. & Kellman, M. 2002. Tree seed dispersal among forests: Conifer plantations as seed traps. *Journal of Biogeography* 29: 337-349.

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.

Hill, J.L. & Curran, P.J. 2005. Fragment shape and tree species composition in tropical forests: a landscape level investigation. *African Journal of Ecology* 43: 35–43.

Hobbs, E.R, 1988. Species richness of urban forest patches and implications for urban landscape diversity. *Landscape Ecology* 1: 141-152.

Honnay, O.; Hermy, M. & Coppin, P. 1999. Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87: 73–84.

IBGE. 1986. Radambrasil. Levantamento de Recursos Naturais. Rio de Janeiro: IBGE v.33. 791 p.

IUCN. 2006. Red List of Threatened Species. Disponível em: www.iucnredlist.org. Capturado em 16 de janeiro de 2007.

Kadmon, R. 1995. Nested species subsets and geographic isolation: a case study. *Ecology* 76: 458-465.

Kindel, E.A.I. 1996. Padrões de dispersão e disposição espacial de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze e suas relações com aves e mamíferos na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, RS. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Kohn, D. D. & Walsh, D. M. 1994. Plant species richness - the effect of island size and habitat diversity. *Journal of Ecology* 82: 367-377.

Koenig, W.D. 1999. Spatial autocorrelation of ecological phenomena. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 22-25.

Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.

Lima, A.R. & Capobianco, J.P.R., 1997. Mata Atlântica: Avanços Legais e Institucionais para sua Conservação. Documentos do ISA n. 004. Instituto Sócio Ambiental, Brasília.

MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.

Manly, B.F.J. 1991. *Randomization and Monte Carlo Methods in Biology*, Ed. Chapman & Hall, London. 399 p.

Mantovani, A.; Morellato, P.C. & Reis, M. S. 2004. Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. *Revista Brasileira de Botânica* 27: 787-796

Martínez-Ramos, M.; Alvarez-Buylla, E. & Sarukhan, J. 1989. Tree demography and gap dynamics in a tropical rain forest. *Ecology* 70: 555-558.

Matlack, G.R. 1994. Plant species migration in a mixed-history forest landscape in Eastern North America. *Ecology* 75: 1491-1502.

Metzger, J.P.; Bernacci, L.C. & Goldenberg, R. 1997. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments with different widths (SE Brazil). *Plant Ecology* 133: 135-152.

Metzger, J.P. 1997. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. *Landscape and Urban Planning* 37: 29-35.

Metzger, J.P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 445-462.

Metzger, J.P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10: 1147-1161.

Mikk, M. & Mander, Ü. 1995. Species diversity of forest islands in agricultural landscapes of southern Finland, Estonia and Lithuania. *Landscape and Urban Planning* 31: 153-169.

Moller, T.R. & Rordam, C.P. 1985. species numbers of vascular plants in relation to area, isolation and age of ponds in Denmark. *Oikos* 45: 8-16.

Moreno, J.A. 1961. *Clima do Rio Grande do Sul*. Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Nilsson, S.G. & Nilsson, I.N., 1978. Species richness and dispersal of vascular plants to islands in lake Möckeln, Southern Sweden. *Ecology* 59: 473-480.

Peterken, G.F. & Game, M. 1984. Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodland of central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 72: 155–182.

Pielou, E.C. 1975. *Ecological Diversity*. New York: Wiley InterScience.

Piessens, K.; Honnay, O.; Nackaerts, K. & Hermy, M. 2004. Plant species richness and composition of heathland relics in northwestern Belgium: evidence for a rescue-effect? *Journal of Biogeography* 31: 1683–1692.

Piessens, K.; Honnay, O. & Hermy, M. 2005. The role of fragment area and isolation in the conservation of heathland species. *Biological Conservation* 122: 61–69.

Primack, R.B. & Miao, S.L. 1992. Dispersal can limit local plant distribution. *Conservation Biology*. 6: 513–519.

Quintana-Ascencio, P.F. & Menges, E.S. 1996 Inferring metapopulation dynamics from patch-level incidence of florida of scrub plants. *Conservation Biology* 10: 1210-1219.

Reitz, R.; Klein, R.M. & Reis, A. 1983. Projeto Madeira do Rio Grande do Sul. *Sellowia* 34/35: 1-525.

Rondon Neto, R.M.; Watzlawick, L.F. & Caldeira, M.V.W. 2001. Diversidade florística e categorias de dispersão de diásporos das espécies arbóreas de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. *Revista Ciências Exatas e Naturais* 3: 209-216.

Ross, K.A.; Fox, B.J. & Fox, M.D. 2002. Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. *Journal of Biogeography* 29: 749-765.

Sehn, P.S. & Ilha, A.S. 2000. Aspectos históricos da ocupação e evolução da estrutura fundiária no rio grande do sul no período de 1940 a 1996. UFSM. *Revista Economia e Desenvolvimento*, nº 12.

Simberloff, D.S. 1972. Properties of the rarefaction diversity measurement. *American Naturalist* 106: 414-418.

Simberloff, D. & Gotelli, N. 1984. Effects of insularisation on plant species richness in the prairie-forest ecotone. *Biological Conservation* 29: 27-46.

SMADF - Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Florestal - Prefeitura Municipal de Guarapuava. 2006. Laudo sócio-econômico e biológico para criação da unidade de conservação Parque Natural municipal São Francisco da Esperança. 73 p.

Soulé, M.E.; Alherts, A.C. & Bolger, D.T. 1992. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos* 63: 39-47.

Tabarelli, M.; Mantovani, W. & Peres, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the Montane Atlantic forest Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119–127.

Tangney, R. S.; Wilson, J. B. & Mark, A. F. 1990. Bryophyte island biogeography: a study in Lake Manapouri, New Zealand. *Oikos* 59: 21–26.

Tischendorf, L.; Bender, D.J. & Fahrig, L. 2003. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology* 18: 41-50.

Turner, I.M.; Tan, H.T.W.; Wee, Y.C.; Ibrahim, A.B.; Chew, P.T. & Corlett, R.T. 1994. A study of plant species extinction in Singapore: lessons for the conservation of tropical biodiversity. *Conservation Biology* 8: 705–712.

Opdam, O. 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5: 93-106.

Ouborg, N.J. 1993. Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. *Oikos* 66: 298–308.

van Ruremonde, R.H.A.C. & Kalkhoven, J.T.R. 1991. Effects of woodlot isolation on the dispersion of plants with fleshy fruits. *Journal of Vegetation Science* 2: 377–384.

Weaver, M. & Kellman, M. 1981. The effects of forest fragmentation on woodlot tree biotas in Southern Ontario. *Journal of Biogeography* 8: 199-210.

Wentz, L.I.M. 2004. *Os Caminhos da Madeira: Região Norte do Rio Grande do Sul*. Ed. UPF. 187p.

Yao, J.; Holt, R.D.; Rich, P.M. & Marshall, W.S. 1999. Woody plant colonisation in an experimentally fragmented landscape. *Ecography* 22: 715–728.

Zacharias, D. & Brandes, D. 1990. Species area-relationships and frequency - floristical data-analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany. *Plant Ecology* 88: 21–29.

Zartman, C.E. 2003. Habitat fragmentation impacts on epiphyllous bryophyte communities in central Amazonia. *Ecology* 84: 948–954.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A região norte do estado do Rio Grande do Sul, em função da exploração maciça de espécies florestais no século passado e da conversão e uso intenso das terras para agricultura, apresenta atualmente poucos ambientes remanescentes florestais. Estes são constituídos por vegetação primária, porém se encontram, em geral, bastante degradados. Muitas espécies características de Floresta Ombrófila Mista se encontram ameaçadas de extinção, como *Drimys brasiliensis* e *Podocarpus lambertii* e não foram amostradas no trabalho.

A maior parte dos trabalhos que abordam fragmentação e perda de habitats mostra efeitos negativos sobre a riqueza e diversidade de espécies, assim como sobre diversos processos ecológicos, principalmente associados à área e em menor grau ao isolamento entre ambientes. Os resultados obtidos neste trabalho, ao contrário, mostraram efeitos significativos apenas do isolamento, que influenciou negativamente a diversidade, a riqueza total, a riqueza de espécies zoocóricas e de secundárias tardias. Esses resultados foram obtidos quando o isolamento foi medido através da distância ao fragmento mais próximo, o que está relacionado ao fato de que a maior parte das espécies amostradas apresenta dispersão zoocórica. Assim, o menor isolamento entre fragmentos favorece o sucesso de dispersão das espécies animais responsáveis pelo processo. O percentual de mata existente num raio de 120, 600 e 1000 metros e a presença de corredores conectando fragmentos não tiveram efeito sobre as variáveis-resposta. Isso pode ser em função de que na paisagem estudada essas variáveis não são eficientes ou não apresentam qualidade suficiente, no caso dos corredores, em facilitar os movimentos entre ambientes. A área do fragmento teve apenas um efeito fraco sobre a riqueza total de espécies, a riqueza de

secundárias tardias e a riqueza de zoocóricas. Essa ausência de relação espécie-área significativa é provavelmente relacionada à baixa amplitude de tamanho dos fragmentos amostrados. Outra razão é que tanto os fragmentos maiores quanto os menores sofreram corte seletivo de espécies arbóreas no início do século passado, o que levou a formação de clareiras, favorecendo, assim, uma alta diversidade de habitats nesses ambientes, o que possibilita a maior riqueza de espécies.

O estrato arbóreo regenerante constitui um bom indicativo dos efeitos da estrutura dos fragmentos sobre a vegetação. Esse estrato responde as variáveis estruturais atuais dos fragmentos, em função do período decorrente desde a fragmentação ser longo suficiente para que as populações se desenvolvessem historicamente isoladas, não representando assim subpopulações de uma população maior, característica de uma paisagem anteriormente conectada. Além disso, esse estrato provavelmente sofreu menor perturbação antrópica aos estratos superiores devido ao menor interesse ao corte seletivo de indivíduos jovens.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alvarenga, L.D.P. & Porto, K.C. 2007. Patch size and isolation effects on epiphytic and epiphyllous bryophytes in the fragmented Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 134: 415-427.

Aizen, M.A. & Feinsinger, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.

Baguette, M. 2003. Long distance dispersal and landscape occupancy in a metapopulation of the cranberry fritillary butterfly. *Ecography* 26: 153– 160.

Bastin, L. & Thomas, C.D. 1999. The distribution of plant species in urban vegetation fragments. *Landscape Ecology* 14: 493–507

Bennett, A.F. 2003. *Linkages in the Landscape – The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN – The World Conservation Union. 254 p.

Benítez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12: 380–389.

Benítez-Malvido, J. & Martínez-Ramos, M. 2003. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in amazonia. *Conservation Biology* 17: 389-400

Bierregaard, R. O.; Lovejoy, T. E.; Kapos, V.; Santos, A. A. & Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42: 859–866.

Collinge, S.K. & Forman, R.T.T. 1998. A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a field experiment with grassland insects. *Oikos* 82: 66–84.

Correa, S.M.S. & Bublitz, J. 2006. Terra de Promissão: Uma Introdução à Eco-história da Colonização do Rio Grande do Sul. 142 p.

Cook, W.M.; Lane, K.T.; Foster, B.L. & Holt, R.D. 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5: 619–623.

Dal'Moro, S.M. & Rückert, A.A. 2004. A agricultura no processo de desenvolvimento no Planalto Médio rio-grandense. In: Silva, A.M.R.; Tedesco, J.C.; Bitencourt, L.R. & Fioreze, Z.G. 2004. *Estudos de Geografia Regional: o urbano, o rural e o rurano na região de Passo Fundo*. Ed. UPF. 282 p.

Dean, W. 1996. *A Ferro e Fogo: a História da Devastação da Mata Atlântica Brasileira*. São Paulo. Cia das letras.

Dunning, J.B.; Danielson, B.J. & Pulliam, H.R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65: 169–175.

Dupré, C. & Ehrlén, J. 2002. Habitat configuration, species traits and plant distributions. *Journal of Ecology* 90: 796–805.

Dzwonko, Z. & Loster, S. 1989. Distribution of vascular plant species in small woodlands on the western Carpathian foothills. *Oikos* 56: 77–86.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecological Evolutionary Systematics* 34: 487–515.

Forman, R. T. T.; Galli, A. E. & Leck, C. F. 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. *Oecologia* 26: 1–8.

Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley, New York.

- Grashof-Bokdam, C. 1997. Forest species in an agricultural landscape in the Netherlands: Effects of habitat fragmentation. *Journal of Vegetation Science* 8: 21–28.
- Guerra, M.P.; Silveira, V.; Reis, M.S. & Schneider, L. 2002. Exploração, Manejo e Conservação da Araucária (*Araucaria angustifolia*). In: L.L. Simões & C.F. Lino (eds.). *Sustentável Mata Atlântica: a Exploração de Seus Recursos Florestais*. Senac, São Paulo.
- Guevara, S. & Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Plant Ecology* 107-108: 319-338.
- Haig, A. R.; Matthes, U. & Larson, D. W. 2000. Effects of natural habitat fragmentation on the species richness, diversity, and composition of cliff vegetation. *Canadian Journal of Botany* 78: 786–797
- Hanski, I. 2001. Spatially realistic theory of metapopulation ecology. *Naturwissenschaften* 88: 372–381.
- Herlin, I.L.S & Fry, G.L.A. 2000. Dispersal of woody plants in forest edges and hedgerows in a Southern Swedish agricultural area: the role of site and landscape structure. *Landscape Ecology* 15: 229–242.
- Hewitt, N. & Kellman, M. 2002. Tree seed dispersal among forests: conifer plantations as seed traps. *Journal of Biogeography* 29: 337-349.
- 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.
- Holt, R.D.; Robinson, G.R. & Gaines, M.S. 1995. Vegetation dynamics in an experimentally fragmented landscape. *Ecology* 76: 1610–1624.

- Kadmon, R. 1995. Nested species subsets and geographic isolation: a case study. *Ecology* 76: 458-465.
- Kohn, D. D. & Walsh, D. M. 1994. Plant species richness - the effect of island size and habitat diversity. *Journal of Ecology* 82: 367-377.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
- Lehtinen, R. M.; Galatowitsch, S. A. & Tester, J. R. 1999. The effects of habitat loss and fragmentation on wetland amphibian assemblages. *Wetlands* 19: 1-12.
- Lima, A.R. & Capobianco, J.P.R. 1997. Mata Atlântica: Avanços Legais e Institucionais para sua Conservação. Documentos do ISA n. 004. Instituto Sócio Ambiental, Brasília.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Maestri, M. 2000. Os Senhores da Serra: a Colonização Italiana do Rio Grande do Sul (1875-1914). Ed. UPF. 155p
- Metzger, J.P. 1997. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. *Landscape and Urban Planning* 37: 29-35.
- Metzger, J.P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10: 1147-1161.
- Moilanen, A. & Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79: 2503-2515.

Moser, D.; Zechmeister, H.G.; Plutzer, C.; Sauberer, N.; Wrabka, T. & Grabherr, G. 2002. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology* 17: 657–669.

Peterken, G.F. & Game, M. 1984. Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodland of central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 72: 155–182.

Rambo, B. 1994. *A Fisionomia do Rio Grande do Sul*. 3. ed. São Leopoldo: UNISINOS. 473 p.

Roche, J. 1969. *A Colonização Alemã e o Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Globo.

Rolstad, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 149-163.

Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.

Sehn, P.S. & Ilha, A.S. 2000. Aspectos históricos da ocupação e evolução da estrutura fundiária no rio grande do sul no período de 1940 a 1996. UFSM. *Revista Economia e Desenvolvimento*, nº 12.

SEMA -Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. Departamento de Florestas e áreas Protegidas - DFAP. *Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, RS. 2001. p.14.

Simberloff, D. & Gotelli, N. 1984. Effects of insularisation on plant species richness in the prairie-forest ecotone. *Biological Conservation* 29: 27-46.

Soulé, M.E.; Alherts, A.C. & Bolger, D.T. 1992. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos* 63: 39-47.

Tabarelli, M.; Mantovani, W. & Peres, C.A., 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the Montane Atlantic forest Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119–127.

Tilman, D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices. *Proc. Natl. Academy Science* 96: 5995-6000.

Tscharntke, T.; Steffan-Dewenter, I.; Kruess, A. & Thies, C. 2002. The contribution of small habitat fragments to the conservation of insect communities of grassland-cropland landscape mosaics. *Ecological Applications* 12: 354–363.

Turner, M.G. 1989. Landscape Ecology: The effect of pattern on process. *Annual Review Ecological Systematics* 20: 171-179.

Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209

van Dorp, D. & Opdam, P. F. M. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance in forest bird communities. *Landscape Ecology* 1: 59-73.

van Ruremonde, R.H.A.C. & Kalkhoven, J.T.R. 1991. Effects of woodlot isolation on the dispersion of plants with fleshy fruits. *Journal of Vegetation Science* 2: 377–384

Weaver, M. & Kellman, M. 1981. The Effects of Forest Fragmentation on Woodlot Tree Biotas in Southern Ontario. *Journal of Biogeography* 8: 199-210.

Wentz, L.I.M. 2004. Os Caminhos da Madeira: Região Norte do Rio Grande do Sul. Ed. UPF. 187p.

Wiens, J. A.; Stenseth, N. C.; Van Horne, B. & Ims, R. A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369–380.

Wolff, J. O.; Schauber, E. M. & Edge, W. D. 1997. Effects of habitat loss and fragmentation on the behavior and demography of gray-tailed voles. *Conservation Biology* 11: 945–954

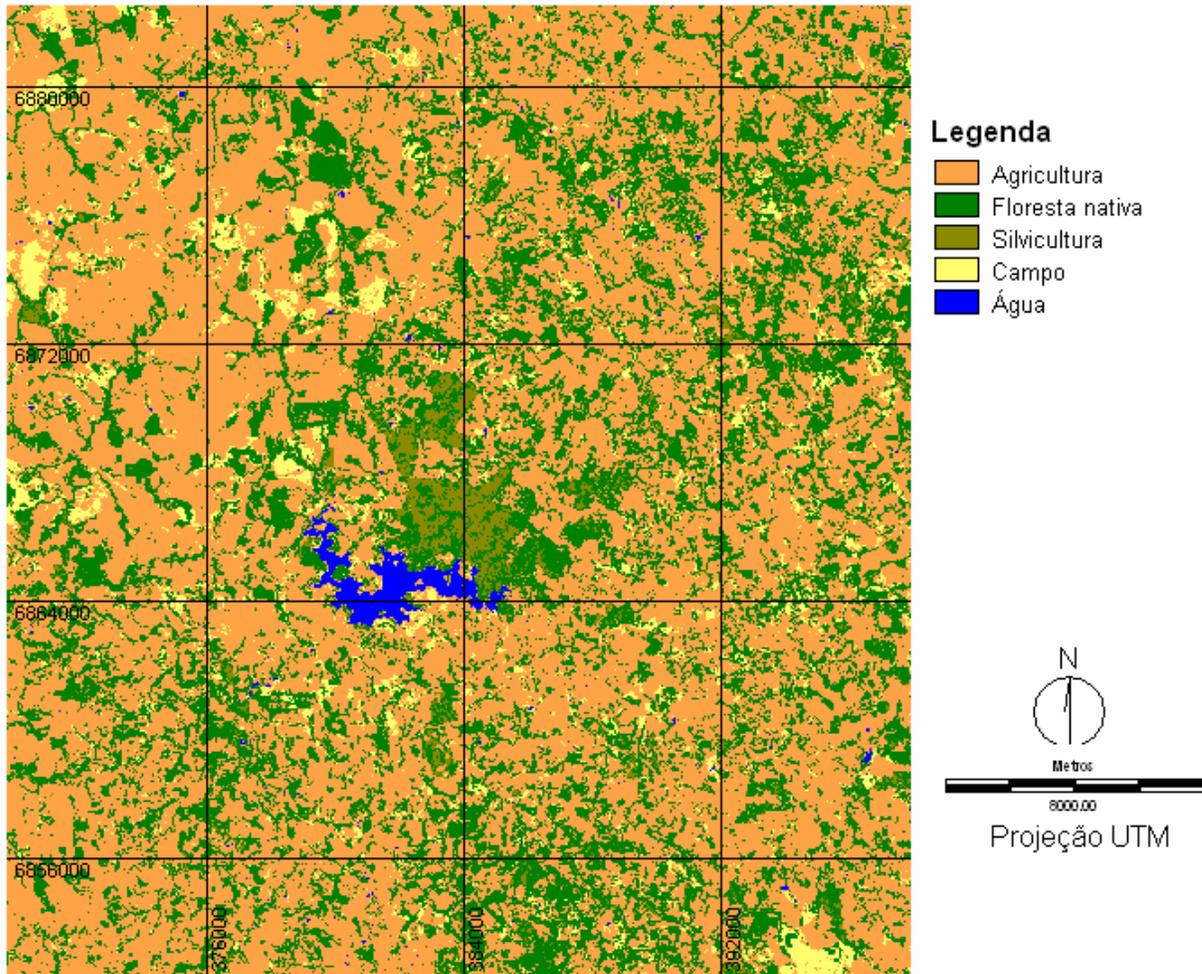
Yao, J., Holt, R.D., Rich, P.M. & Marshall, W.S. 1999. Woody plant colonisation in an experimentally fragmented landscape. *Ecography* 22: 715–728.

Zacharias, D. & Brandes, D. 1990. Species area-relationships and frequency - floristical data-analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany. *Plant Ecology* 88: 21–29.

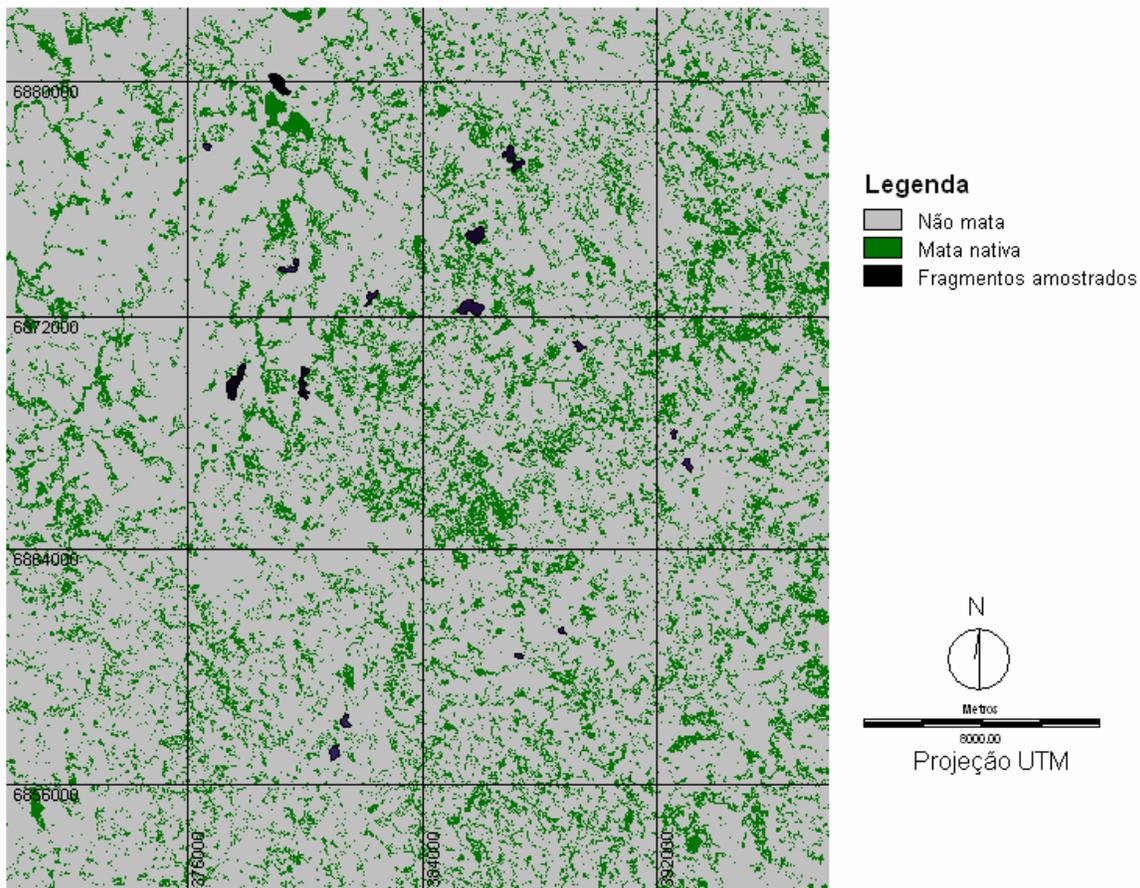
Zartman, C.E., 2003. Habitat fragmentation impacts on epiphyllous bryophyte communities in central Amazonia. *Ecology* 84: 948–954.

ANEXOS

Anexo 1 – Mapa de uso e ocupação da área de estudo.



Anexo 2 – Mapa de localização dos fragmentos florestais amostrados.



Anexo 3 - Variáveis estruturais dos fragmentos amostrados. DFMP: distância ao fragmento mais próximo.

Número do fragmento	Área (ha)	Índice de forma	DFMP (m)	Presença de corredor	% Mata em 120 m	% Mata em 600 m	% Mata em 1000 m
1	25,2	1,44	150	0	25	34,44	21,91
2	4,41	1,14	250	1	12,9	32,97	11,06
3	8,69	1,85	10	0	14,34	16,4	16,99
4	12	1,87	350	0	26,09	31,17	19,52
5	33,68	1,56	380	0	16,62	16,06	13,74
6	29,81	1,38	260	1	8,59	33,96	25,28
7	7,69	1,32	130	0	7,26	30,08	20,59
8	21,24	2,23	400	1	22,94	30,2	19,7
9	4,2	1,21	80	0	2,33	36,22	22,65
10	24,04	1,24	140	0	55,95	42,57	23,08
11	8,08	1,37	270	0	3,51	25,72	12,96
12	23,79	1,9	300	1	37,4	46,23	12,96
13	3,6	1,23	260	0	6,45	19,13	12,09
14	3,9	1,14	360	0	3,2	17,94	8,88
15	10,28	1,36	180	1	20	28,67	12,63
16	10,01	1,18	90	0	6,18	16,64	11,52

<i>Myrceugenia myrcioides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	12	0	0	27	6	0	67
<i>Myrcia bombycina</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	3
<i>Myrcia hartwegiana</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Myrcia hatschbachii</i>	10	0	46	0	0	0	2	0	5	0	13	0	0	5	2	1	84
<i>Myrcianthes gigantea</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Myrcianthes pungens</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Myrciaria floribunda</i>	0	1	0	2	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
<i>Myrciaria tenella</i>	2	10	2	27	3	7	18	37	13	12	5	5	29	7	0	1	178
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	118	13	2	49	1	3	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	194
<i>Myrsine loefgrenii</i>	0	0	20	0	0	0	0	4	19	4	8	7	0	3	9	0	74
<i>Myrsine lorentziana</i>	2	0	0	3	1	1	3	6	0	0	0	3	0	0	0	0	19
<i>Myrsine umbellata</i>	0	0	11	0	0	0	3	0	17	2	6	29	9	2	3	3	85
<i>Nectandra lanceolata</i>	1	0	0	6	0	1	3	0	8	0	1	8	1	1	0	1	31
<i>Nectandra megapotamica</i>	26	106	14	28	100	18	5	73	10	17	29	2	12	40	19	5	504
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1	0	15	19	0	5	10	0	4	30	12	34	4	12	9	1	156
<i>Ocotea puberula</i>	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	5	0	0	0	0	0	11
<i>Ocotea pulchella</i>	2	31	1	14	6	16	3	32	1	4	1	30	2	3	0	9	155
<i>Parapiptadenia rigida</i>	4	0	13	5	1	50	1	174	0	8	0	1	3	0	1	14	275
<i>Plinia trunciflora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	4	0	0	0	0	0	14
<i>Prunus myrtifolia</i>	2	0	4	0	0	6	3	0	4	4	3	5	34	6	2	2	75
<i>Rollinia rugulosa</i>	0	3	1	1	0	0	0	2	0	5	0	3	2	0	0	1	18
<i>Rollinia salicifolia</i>	2	0	2	5	4	1	6	0	0	0	0	13	0	0	0	0	33
<i>Rollinia sylvatica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	1	0	8	10	22
<i>Roupala brasiliensis</i>	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	4
<i>Sapium glandulatum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Schaefferia argentinensis</i>	0	4	0	0	5	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	11
<i>Scutia buxifolia</i>	0	0	0	7	1	0	0	4	0	0	0	0	4	0	0	2	18
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	22	50	4	170	90	11	9	1	15	78	21	4	0	17	4	11	507
<i>Sebastiania commersoniana</i>	0	5	6	20	7	13	22	21	0	21	4	0	7	6	1	15	148
<i>Sloanea monosperma</i>	20	0	18	14	1	0	3	0	11	8	6	8	0	3	5	0	97
<i>Solanum sanctaecatharinae</i>	4	2	2	5	0	0	1	0	1	5	2	4	0	0	4	1	31
<i>Sorocea bomplandii</i>	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	6	0	27
<i>Styrax leprosus</i>	9	3	1	4	3	0	5	10	6	2	1	3	0	0	0	1	48
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2
<i>Trichilia elegans</i>	82	11	56	12	66	39	24	0	42	39	40	43	0	28	83	25	590
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	0	0	1	8
<i>Zanthoxylum fagara</i>	6	0	0	3	0	4	0	6	1	1	0	4	3	0	1	4	33
Total	607	507	367	729	592	392	389	700	313	434	315	409	434	362	318	373	7105

Anexo 7 - Lista das espécies arbóreas regenerantes amostradas com as respectivas famílias, categorias de regeneração, categorias de dispersão e abundância total. P – Pioneira; SI – Secundária Inicial; ST – Secundária Tardia; Zoo – Zoocórica; Ane – Anemocórica; Aut – Autocórica.

Família	Espécie	Categoria de regeneração	Categoria de dispersão	Número de indivíduos
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	P	Zoo	1
Annonaceae	<i>Rollinia rugulosa</i> Schltld.	SI	Zoo	18
	<i>Rollinia salicifolia</i> Schltld.	SI	Zoo	33
	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.)	SI	Zoo	22
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> (A. St.-Hil.)	ST	Zoo	19
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	SI	Zoo	38
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	SI	Zoo	2
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	SI	Ane	3
Canellaceae	<i>Capsicodendrum dinisii</i> (Schwacke) Occhioni	SI	Zoo	68
Cardiopteridaceae	<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A. Howard	P	Zoo	17
	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	SI	Zoo	33
Celastraceae	<i>Schaefferia argentinensis</i> Speg.	P	Zoo	11
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	SI	Ane	32
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	ST	Zoo	97
Euphorbiaceae	<i>Bernardia pulchella</i> (Baill.) Mueller Argoviensis	ST	Zoo	116
	<i>Gymnanthes concolor</i> Spreng.	ST	Aut	35
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	SI	Zoo	1
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	SI	Aut	507
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	ST	Aut	148
Fabaceae	<i>Inga vera</i> Willd.	ST	Zoo	8
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	SI	Ane	71
	<i>Machaerium stiptatum</i> (DC.) Vogel	SI	Ane	2
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	P	Ane	275
Lauraceae	<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	P	Zoo	28
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	SI	Zoo	31
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	ST	Zoo	504
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.)	ST	Zoo	156
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	SI	Zoo	11
	<i>Ocotea pulchella</i> Nees	SI	Zoo	155
Malvaceae	<i>Luehia divaricata</i> Mart. & Zucc.	SI	Ane	15
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	ST	Zoo	44
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	ST	Ane	7
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	ST	Zoo	590
Monimiaceae	<i>Hennecartia omphalandra</i> Poisson	ST	Zoo	12
	<i>Sorocea bomplandii</i> (Baill.) W.C.Burger, Lanjouw & Boer	ST	Zoo	27
Moraceae	Boer	ST	Zoo	27
Myrsinaceae	<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Imkhan.	P	Zoo	74
	<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	P	Zoo	19
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	P	Zoo	85
Myrtaceae	<i>Blepharocalix salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	ST	Zoo	19
	<i>Campomanesia guazumaefolia</i> (Cambess.) O.Berg	ST	Zoo	53
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	ST	Zoo	44

	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	ST	Zoo	148
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	SI	Zoo	57
	<i>Eugenia ramboi</i> Legr.	ST	Zoo	21
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	ST	Zoo	120
	<i>Eugenia uruguayensis</i> Camb.	ST	Zoo	28
	<i>Myrceugenia mesomischa</i> (Burret) D.Legrand & Kausel	ST	Zoo	1
	<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	ST	Zoo	67
	<i>Myrcia bombycina</i> (Berg) Niedenzu	ST	Zoo	3
	<i>Myrcia hartwegiana</i> (O.Berg) Kiaersk.	ST	Zoo	1
	<i>Myrcia hatschbachii</i> D. Legrand	ST	Zoo	84
	<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	ST	Zoo	3
	<i>Myrcianthes pungens</i> (Berg) Legr.	ST	Zoo	2
	<i>Myrciaria floribunda</i> (West ex Willd.) O.Berg	ST	Zoo	11
	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	ST	Zoo	178
	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	SI	Zoo	194
	<i>Plinia trunciflora</i> (O.Berg) Kausel	ST	Zoo	14
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	ST	Ane	4
Rhamnaceae	<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	SI	Zoo	13
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	P	Zoo	75
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	SI	Zoo	33
Salicaceae	<i>Banara tomentosa</i> Clos	ST	Zoo	106
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	ST	Zoo	302
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	ST	Zoo	180
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	ST	Zoo	8
Sapindaceae	<i>Allophilus edulis</i> (A.St.-Hil.) Radlk.	SI	Zoo	594
	<i>Allophilus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	SI	Zoo	320
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	SI	Zoo	901
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	SI	Zoo	97
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	SI	Zoo	4
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	SI	Zoo	21
Solanaceae	<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	SI	Zoo	31
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	ST	Zoo	48

Anexo 8 - Variáveis-resposta utilizadas para as análises de regressão linear, regressão logística e regressão múltipla. A estimativa de riqueza foi realizada através de rarefação, baseada no número mínimo de indivíduos (303).

Fragmento	Número de indivíduos	Número de espécies	Riqueza estimada	Eqüidade de Pielou	Riqueza de Anemocóricas	Riqueza de Autocóricas	Riqueza de Zoocóricas	Riqueza de Pioneiras	Riqueza de Secundárias Iniciais	Riqueza de Secundárias Tardias
1	606	42	35	0,74	4	3	35	4	17	21
2	505	28	25	0,76	0	3	25	1	12	15
3	364	42	40	0,83	3	3	36	5	15	22
4	725	37	33	0,78	2	4	31	2	19	16
5	587	23	20	0,75	1	3	19	3	11	9
6	386	30	29	0,83	3	3	24	3	16	11
7	382	42	40	0,82	3	4	35	5	16	21
8	692	32	27	0,7	2	3	27	5	15	12
9	304	38	38	0,86	0	2	36	4	15	19
10	424	38	36	0,84	3	4	31	5	16	17
11	304	41	41	0,84	2	4	35	3	16	22
12	397	40	38	0,86	4	2	34	6	17	17
13	421	37	34	0,78	4	1	32	4	18	15
14	348	33	33	0,82	2	3	28	4	14	15
15	303	41	41	0,79	4	4	33	6	14	21
16	357	38	37	0,86	2	4	32	4	15	19