

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA

DIVERSIDADE E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

NÍVEL MESTRADO

Liseane Santos Rocha Cortez

**EFEITOS DA EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA SOBRE A ESTRUTURA E A
COMPOSIÇÃO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO SUL DO BRASIL**

São Leopoldo

2010

LISEANE SANTOS ROCHA CORTEZ

**EFEITOS DA EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA SOBRE A ESTRUTURA E A
COMPOSIÇÃO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada como requisito parcial
para obtenção do título de Mestre, pelo
Programa de Pós-Graduação em Biologia:
Diversidade e Manejo de Vida Silvestre-
Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Orientador Prof. Dr. Alexandre Fadigas de Souza

São Leopoldo

2010

LISEANE SANTOS ROCHA CORTEZ

**EFEITOS DA EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA SOBRE A ESTRUTURA E A
COMPOSIÇÃO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada como requisito parcial
para obtenção do título de Mestre, pelo
Programa de Pós-Graduação em Biologia:
Diversidade e Manejo de Vida Silvestre-
Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Orientador Dr. Alexandre Fadigas de Souza

Aprovado em _____, do mês de _____ de 2010.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Alexandre Fadigas de Souza – Universidade do Vale do Rio dos Sinos

Prof. Dr. Jean Carlos Budke – Universidade Regional Integrada

Prof. Dr. Juliano Morales de Oliveira - Universidade do Vale do Rio dos Sinos

São Leopoldo

2010

**EFEITOS DA EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA SOBRE A ESTRUTURA E A
COMPOSIÇÃO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO SUL DO BRASIL**

Liseane S. Rocha Cortez¹; Alexandre F. Souza¹; Solon Jonas Longhi²; Doádi Antônio Brena²

1- Programa de Pós-Graduação em Biologia, Diversidade e Manejo da Vida Silvestre, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Av. UNISINOS 950 - C.P. 275, São Leopoldo 93022-000, RS, Brasil. 2 - PPG - Engenharia Florestal, Dep. de Ciências Florestais, Universidade Federal de Santa Maria, Av. Roraima, s/n, Bairro Camobi, Santa Maria 97105-900, RS, Brasil Email: afsouza@unisinis.br / liseane.cortez@terra.com.br

Resumo

Neste trabalho fizemos uma avaliação da capacidade de resiliência das Florestas Ombrófilas Mistas no Sul do Brasil. Para isso foram estudadas dez parcelas de 1 ha das quais cinco nunca sofreram alterações antrópicas, três sofreram extração há 65 anos e duas sofreram extração há 23 anos. A estrutura e composição de espécies foram comparadas entre os três históricos tanto em nível de parcelas de 20 x 20 m quanto em nível de 1 há por meio de MANOVA e PCA (estrutura), rarefação (riqueza de espécies), NMDS e NPMANOVA (composição). A estrutura florestal apresentou diferenças significativas entre os históricos de manejo, os três critérios de significância da MANOVA foram significativos, indicando que as variáveis estruturais florestais diferiram entre os históricos de manejo. No PCA as parcelas das áreas com histórico de extração recente agruparam-se, associadas a maiores densidades e menores alturas médias e área basal de árvores de grande porte (CAP igual ou maior que 30 cm), bem como a maior densidade de árvores de médio porte (CAP entre 15 e 30 cm). A rarefação dos dados revelou que as áreas com histórico de extração antiga apresentaram menor riqueza de espécies do que as áreas maduras e as áreas com extração recente. Na PERMANOVA a composição de espécies entre árvores grandes foi significativamente diferente entre parcelas de 1 ha com histórico de extração diferente. Os resultados sugerem uma convergência florística das áreas de sucessão em relação às florestas maduras, reforçando a idéia de que as Florestas Ombrófilas Mistas apresentam resiliência estrutural e composicional à extração madeireira.

Palavras chave: Sucessão, Floresta Ombrófila Mista, Resiliência, Florestas secundárias, Composição Florística.

1. Introdução

A recuperação de comunidades biológicas após perturbação tem implicações críticas para conservação da biodiversidade e para recuperação dos ecossistemas (Chazdon, 2008; Harvey et al., 2008). Em ecossistemas florestais, as perturbações naturais são componentes chaves na determinação da distribuição e abundância de espécies arbóreas (White, 1979; Veblen, 1985a, 1992; Veblen et al., 1996). A escala, densidade e padrão espacial da mortalidade das árvores definem as conseqüências do distúrbio pela composição subsequente da vegetação florestal (Pickett & White, 1985; White & Harrod, 1997; White & Jentsch, 2001). Estes distúrbios criam aberturas no dossel florestal, que promove o recrutamento. Por esta razão, não é possível se ter um entendimento claro da dinâmica das florestas sem a compreensão dos regimes de perturbação. Neste contexto, o histórico de perturbações tem muitas implicações na sucessão florestal, pois diferentes tipos e intensidades de perturbação podem resultar em diferentes estruturas florestais. As taxas da modificação florestal depois de perturbações determinam interações complexas entre fatores locais, história de paisagem e estrutura, espécies regionais (inclusive espécies exóticas) e histórias de vida de espécies (Pickett et al. 1987). Usualmente, a vegetação que se desenvolve depois do corte da floresta madura tende a ser mais pobre tanto em termos de riqueza de espécies e abundância assim como o crescimento a partir de locais cortados previamente, evidência que apóia a sucessão vegetacional (Young et al., 1987).

Os desmatamentos seguidos pela substituição da vegetação por pastagens, agricultura, reflorestamentos com monoculturas arbóreas e a ampliação das zonas urbanas foram acompanhados pelo processo de fragmentação florestal, uma das principais ameaças à biodiversidade (Dobson, A. P., 1997). À medida que a fragmentação é acompanhada pela degradação da estrutura florestal, as populações de espécies vegetais são reduzidas, padrões

migratórios e de dispersão são interrompidos e entradas e saídas ecossistêmicas são modificadas, resultando na erosão progressiva da diversidade biológica (Terborgh e Winter, 1980; Tilman et al., 1994).

A criação de abruptas bordas florestais, ocasionadas pela formação de grandes clareiras devido à extração madeireira, modifica drasticamente as condições microclimáticas locais. As principais tendências neste sentido são o aumento da incidência solar e da temperatura e a diminuição da umidade do ar, gerando maior vulnerabilidade aos efeitos do vento e do fogo (Kapos, 1989). Estas alterações costumam aumentar a mortalidade das árvores e promover o estabelecimento de espécies não florestais (Lovejoy et al., 1986; Laurance et al., 1998). Estas mudanças têm efeitos cascata pouco compreendidos sobre a sustentabilidade populacional das espécies autóctones, uma vez que um dos pré-requisitos básicos para a conservação das espécies em seu ambiente natural é a capacidade de suas populações permanecerem auto-sustentáveis por meio da substituição dos indivíduos mortos por indivíduos mais jovens (Meffe e Carrol, 1997). Sendo assim, as alterações causadas pela extração madeireira têm potencial para afetar esta dinâmica.

A teoria neutra, que procura explicar a biodiversidade, assume que as diferenças entre membros de uma comunidade ecológica de categoria trófica semelhante são neutras, ou irrelevantes para o seu sucesso - o que é meio dissonante com teoria de nicho ecológico - sugere que a determinação da sobrevivência das espécies é estocástica. Gera controvérsias, mas que é bastante usado em ecologia de florestas. Prediz que a composição de comunidade é determinada somente por eventos estocásticos, contingências históricas, e eventos de dispersão casuais (Hubbell, 2001).

Já a teoria de equilíbrio baseada no nicho, acredita que as dinâmicas de espécies são governadas por processos deterministas ditados por atributos para cada espécie específica em relação ao seu ambiente circundante (Tilman, 1982). Segundo a teoria do nicho

ecológico, as florestas secundárias devem mostrar convergência florística com florestas maduras (Terborgh et al., 1996). Esta convergência deve aumentar mais na sucessão e deve ser refletida em todas as suas etapas, mas mais fortemente nas primeiras (Northen et al., 2009). Ao contrário, se a reestruturação da comunidade for principalmente dirigida pela limitação de dispersão e estocasticidade demográfica, os modelos sucessivos devem mostrar trajetórias idiossincrásicas, refletindo variação na seqüência e momento da chegada de espécies (Ewel, 1980; Hubbell, 2001).

Florestas secundárias desempenham um papel cada vez mais importante em paisagens tropicais. Cerca de 60% das florestas tropicais remanescentes do mundo são degradadas ou florestas secundárias (FAO, 2005). As condições abióticas e bióticas encontradas em florestas secundárias podem alterar o balanço dos fatores causadores de mortalidade em relação a áreas maduras, podendo ter forte influência na abundância de espécies e na diversidade das comunidades. Alterações na estrutura do componente de regeneração, como diminuição na densidade e riqueza podem ser bons indicadores da degradação de florestas secundárias. Se a sucessão secundária levar ao acúmulo de espécies rapidamente, então as florestas secundárias tropicais podem ter um papel importante na conservação da biodiversidade (Turner et al., 1997). Neste sentido, cada vez mais cresce a importância de estudos de longo prazo sobre a perturbação antrópica em ambientes florestais (Foster, 1999).

Chazdon (2003), revisando a sucessão secundária em florestas tropicais, argumenta que estudos diferentes indicam convergência estrutural e composicional de florestas tropicais após a passagem de perturbações climáticas severas e esporádicas.

Letcher (2009) relata que os primeiros estudos do desmatamento tropical consideraram o processo irrevogável. Na mesma direção, Gomez-Pompa et al. (1972) consideraram as florestas tropicais coletivamente como ‘um recurso não renovável’.

Entretanto, a compreensão mais recente da dinâmica de florestas tropicais revelou que estas são mais resilientes do que se pensava anteriormente (Lugo, 1995; Chazdon, 2003; Grau et al., 2003). De acordo com Northen et al. (2009) ainda são muito controversas as afirmações sobre resiliência entre os pesquisadores. A resiliência descreve a velocidade com que uma comunidade retorna ao seu estado anterior após ter sido perturbada e deslocada de tal estado (Begon, 2006). Quando um ecossistema perde resiliência, ele se torna mais vulnerável a perturbações. Alguns afirmam que a sucessão é um processo previsível governado por regras de nicho-comunidade, conferindo alta resiliência às florestas após uma perturbação, tanto na estrutura quanto na composição de espécies (Finegan, 1996; Terborgh et al., 1996; Letcher e Chazdon, 2009). Outros sustentam que as florestas com pressão antrópica estão condenadas porque o seu funcionamento original foi interrompido e a composição de espécies nunca voltará ao seu estado original (Turner et al., 1997; Brook et al., 2006).

O presente trabalho foi desenvolvido no âmbito da Floresta Ombrófila Mista, no estado do Rio Grande do Sul. Esta formação florestal é caracterizada pela presença de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, que por sua abundância, porte e copas corimbiformes imprime o aspecto fitofisionômico próprio desta formação (Veloso et al., 1991), com dossel estratificado em um estrato superior dominado por araucárias e outro, inferior, dominado por angiospermas (Souza, 2007). Nosso objetivo é avaliar a resiliência destas comunidades florestais sujeitas à extração seletiva de madeira. Mais especificamente, procuramos avaliar a expectativa geral de que variáveis da estrutura florestal em florestas com diferentes históricos de perturbação antrópica apresentam sinais de degradação proporcionais ao tempo de perturbação, ou seja, se a recuperação da estrutura florestal leva menos tempo do que a restauração da riqueza de espécies e abundância após o corte nestas florestas, bem como descrever estes sinais e a estrutura florestal como um todo. Para isso foram utilizadas diferentes análises estatísticas para comprovar se nossas expectativas são verdadeiras.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo e coleta de dados

Os dados foram coletados entre os anos de 1999 e 2000 na Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA; 29°25'22,4''S, 50°23'11,2''W), constitui-se numa Unidade de Conservação de Uso Sustentável, sendo a primeira no Rio Grande do Sul, criada em 1945 e caracterizando-se como uma área com cobertura florestal de espécies predominantemente nativas. A FLONA tem área de 1.606 ha, temperatura média anual de 14,5° C e precipitação anual de 2.256 mm, distribuída uniformemente durante o ano. A área situa-se entre altitudes de 800 a 1200 m e tem uma topografia acidentada composta por cumes e vales. A vegetação é formada por um mosaico de fragmentos florestais que não sofreram ações antrópicas alternados com trechos florestais que sofreram extração seletiva de *A. angustifolia* assim como de outras espécies até 1945 ou 1987, dependendo do local (Fig. 1).

Os dados foram coletados pelo Projeto de Longa Duração – PELD, parceria com a Universidade Federal de Santa Maria, em dez parcelas permanentes de 100 x 100 m (1 ha) cada, com diferentes características fisiográficas e históricas. Cinco parcelas localizam-se em áreas que nunca sofreram extração madeireira ou perturbações humanas significativas, e serão denominadas de florestas maduras. Três outras sofreram extração até 1945 (florestas exploradas), e outras duas, extração até 1987 (florestas recentemente exploradas). Em cada parcela foi realizado o levantamento de todos os indivíduos com circunferência à altura do peito maior ou igual a 30 cm (diâmetro à altura do peito [DAP] equivalente a 9,5 cm). A regeneração natural foi amostrada em dois níveis de subparcelas. Indivíduos com CAP entre 15 e 30 cm [DAP entre 4,8 e 9,5 cm] (árvores médias) foram amostradas em 10 subparcelas de 10 m x 10 m escolhidas aleatoriamente em cada uma das dez parcelas de 1 ha. Em cada

uma destas subparcelas foi instalada uma subparcela menor, localizada no vértice inferior esquerdo, com 3,16 m x 3,16 m. Nestas subparcelas menores foram amostrados todos os indivíduos com CAP entre 3 e 15 cm [DAP entre 1,0 e 4,8 cm] (árvores pequenas). O número de árvores mortas também foi contado.

Todos os indivíduos foram identificados em nível de espécie. A identificação taxonômica foi atualizada segundo a base de dados Trópicos do Jardim Botânico de Missouri (disponível online¹). Nomes em nível de família seguem o Grupo para Filogenia de Angiospermas (2003, disponível online²). Dez espécies tiveram seus nomes atualizados. Os indivíduos tiveram sua altura total e DAP medidos.

¹ <http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>

² <http://www.mobot.org/MOBOT/Research/APweb/>

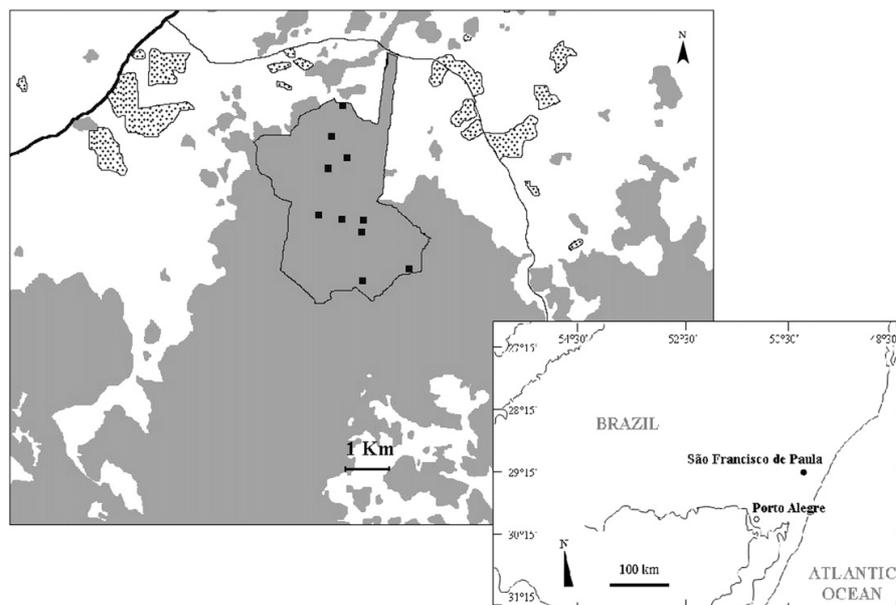


Fig. 1. Localização da Floresta Nacional de São Francisco de Paula (polígono central) e os pontos estudados na paisagem local. As áreas em cinza representam áreas florestais, áreas brancas representam pastagens, áreas hachuradas representam plantações e as linhas sólidas representam estradas secundárias (linhas grossas) e estradas terciárias (linhas finas). O detalhe mostra a situação geográfica da área estudada.

3. Análise de Dados

Os dados foram analisados nas escalas de 1 ha ou de 400 m² (20 x 20 m), conforme indicado. As variáveis da estrutura florestal (densidade de árvores pequenas, médias e grandes, área basal de árvores grandes, altura média de árvores grandes e densidade de árvores mortas) foram comparadas entre os três históricos de impacto em nível de parcelas de 20 x 20 m através de uma análise de variância multivariada (MANOVA, da sigla em inglês). Os dados foram transformados em raiz quadrada ($x + 1$) quando necessário (densidade de árvores mortas, de árvores pequenas e médias) e a ausência de autocorrelação espacial foi

confirmada por meio de correlogramas, de forma a corresponder às premissas paramétricas da análise (Hair Jr. et al., 1998). Para eliminar o efeito de diferenças entre escalas de medida existentes entre as variáveis, os dados foram padronizados pelo desvio-padrão antes da análise (McCune e Grace, 2002).

Para analisar a existência de gradientes na estrutura florestal entre parcelas com diferentes históricos os dados foram submetidos a uma análise de componentes principais (PCA, da sigla em inglês), mantendo as transformações e padronizações mencionadas anteriormente. Correlações entre as variáveis e os componentes principais foram consideradas significativas quando foram os iguais ou maiores do que 0,35 (Hair Jr. et al., 1998). Tanto a MANOVA quanto o PCA foram feitos no programa SYSTAT 12.0 (Systat Software Inc, 2007)

A riqueza de espécies foi comparada entre as áreas por meio de rarefações baseadas no número de espécies por indivíduo amostrado (Gotelli e Colwell, 2001), com 1000 randomizações, utilizando-se o programa Estimates 8.0 (Colwell, 2004).

A semelhança na composição de espécies entre áreas e através de classes de tamanho foi avaliada entre todos os pares de combinações possíveis, usando a abundância Chao-Jaccard que apresenta desempenho superior às distâncias convencionais em simulações de comunidades artificiais, provavelmente por conseguir incluir pelo menos parcialmente a presença de espécies não amostradas (Chao et al. 2005). Em florestas tropicais, onde as espécies raras são freqüentes e a amostragem é incompleta, este índice é menos influenciado pelo tamanho da amostra, e é, por isso, mais apropriado do que outros índices de semelhança normalmente usados (Chao et al., 2005). Diferenças de composição de espécies entre parcelas de 1 ha com diferentes históricos de impacto antrópico para cada uma das classes de tamanho (árvores de pequeno, médio e grande porte), foram testadas através de análises de variância multivariada não paramétrica (NPMANOVA, Anderson 2001). NPMANOVA é uma análise de variância que usa matrizes de distância, no nosso caso executada através da função

‘adonis’ do pacote ‘VEGAN’ 1.6-22 (Dixon 2003), no programa R 2.9.1 (Core Team Development 2009). Esta função reparte a soma de quadrados usando matrizes de distância métricas ou semimétricas. O teste de significância é feito usando testes F baseados em 4.999 somas de quadrados seqüenciais obtidos dos dados brutos permutados.

Para ilustrar a similaridade na composição de espécies entre parcelas de 1 ha e classes de tamanho (árvores pequenas, medias e grandes), usamos a ordenação de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS, da sigla em inglês) usando a função ‘metaMDS’ do pacote ‘VEGAN’ no programa R. Esta função encontra uma solução estável usando vários começos aleatórios, e padroniza a escala no resultado por uma rotação de componentes principais. Isto maximiza a variância dos pontos no primeiro eixo, de forma que as configurações são mais fáceis de interpretar. Nós escolhemos quatro eixos para minimizar o estresse e a distância de Chao-Jaccard como medida de distância ecológica. Os componentes principais gerados pelo PCA foram correlacionados com os eixos do NMDS *a posteriori* (McCune e Grace, 2002) usando a função ‘envfit’ do pacote VEGAN no R. A significância destas correlações foi acessada através de 1000 randomizações.

4. Resultados

Foram amostradas 147 espécies pertencentes a 47 famílias (Anexo 1). Os três critérios de significância da MANOVA, conforme exposto pelo SYSTAT 12.0, (Wilks's Lambdae (0,45), Traços de Pillai (0,65) e Hotelling-Lawley (0,97)) foram significativos ($P < 0.0001$), indicando que as variáveis estruturais florestais diferiram entre os históricos de manejo (Fig. 2). Árvores grandes (CAP maior ou igual a 30 cm) apresentaram maior densidade nas áreas

recentemente exploradas, as quais apresentaram menores alturas médias e, aparentemente, menor densidade de árvores médias (CAP entre 15 e 30 cm).

As seis variáveis estruturais analisadas foram reduzidas a três componentes principais, que explicaram 25,7, 23,4 e 19,4 % da variação presente nos dados (total 68,5%, Fig. 3). As variáveis que foram fortemente associadas com o primeiro componente foram a altura média (correlação de 0,86), densidade de árvores grandes (-0,57) e densidade de mortas (-0,57). As variáveis associadas ao segundo componente foram a densidade de árvores pequenas (CAP entre 3 e 15 cm) (0,75) e a densidade de árvores grandes (-0,80), enquanto que as variáveis associadas ao terceiro componente foram a área basal (0,87) e a densidade de árvores grandes (0,69). No gráfico (Fig. 3), as parcelas das áreas com histórico de extração recente agruparam-se, associadas a maiores densidades e menores alturas médias e área basal de árvores grandes, bem como a maior densidade de árvores médias. Parcelas de áreas maduras e com exploração mais antiga não apresentaram distinção estrutural clara entre si, e distribuíram-se em um gradiente expresso pelo segundo componente, com regeneração dominada por árvores pequenas ou médias.

A rarefação dos dados revelou que as áreas com histórico de extração antiga, para árvores grandes, apresentaram menor riqueza de espécies do que as áreas maduras e as áreas com extração recente (Fig. 4). As rarefações feitas com árvores pequenas e médias (Fig. 4) são de difícil comparação com a rarefação das árvores grandes devido à diferença de esforço amostral entre as classes. Ainda assim, é visível que a riqueza de espécies inferior das áreas com histórico de extração antiga não aparece nas rarefações das duas classes da regeneração.

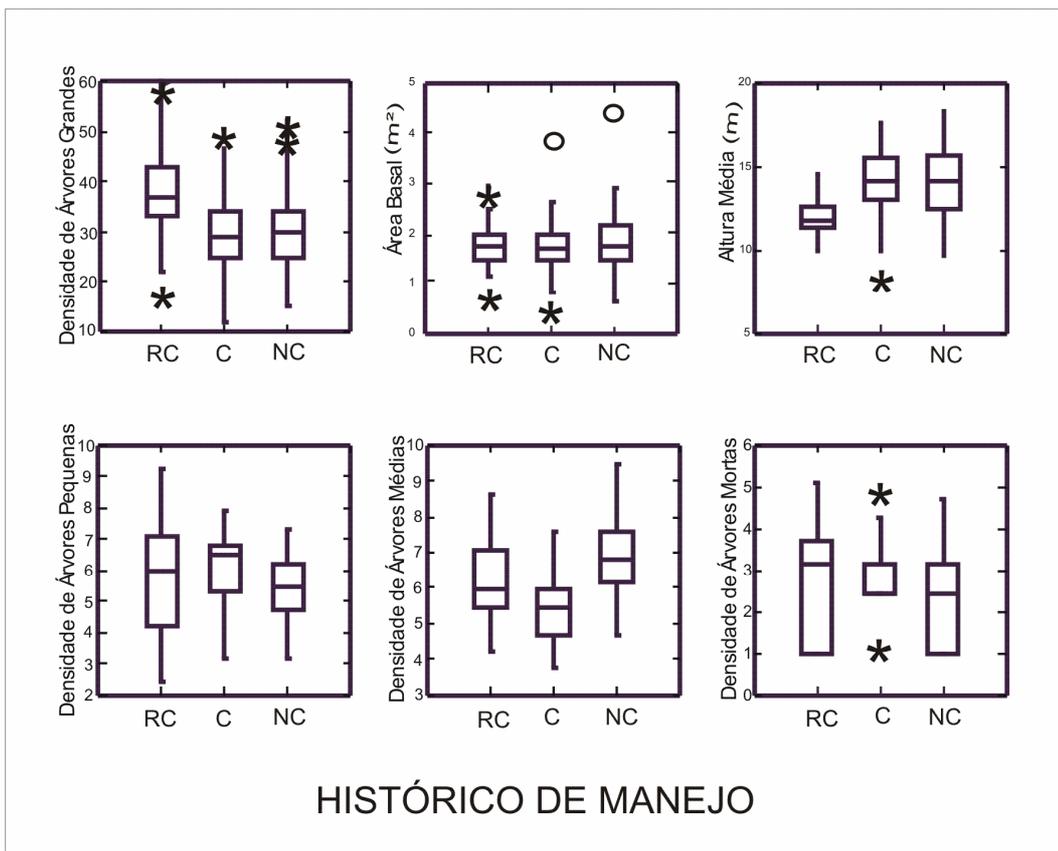


Fig. 2. Diagramas tipo gráficos de caixa ilustrando diferenças entre variáveis descritoras da estrutura florestal em trechos florestais com diferentes históricos de impacto antrópico na FLONA de São Francisco de Paula (RS). Nos gráficos, as barras verticais unem os valores mínimos e máximos medidos, * refere-se aos valores extremos, enquanto a linha central indica o intervalo de confiança de 95% da mediana. Onde, RC = Floresta Recentemente Explorada; C = Floresta Explorada e NC = Floresta Não Explorada, Floresta Madura .

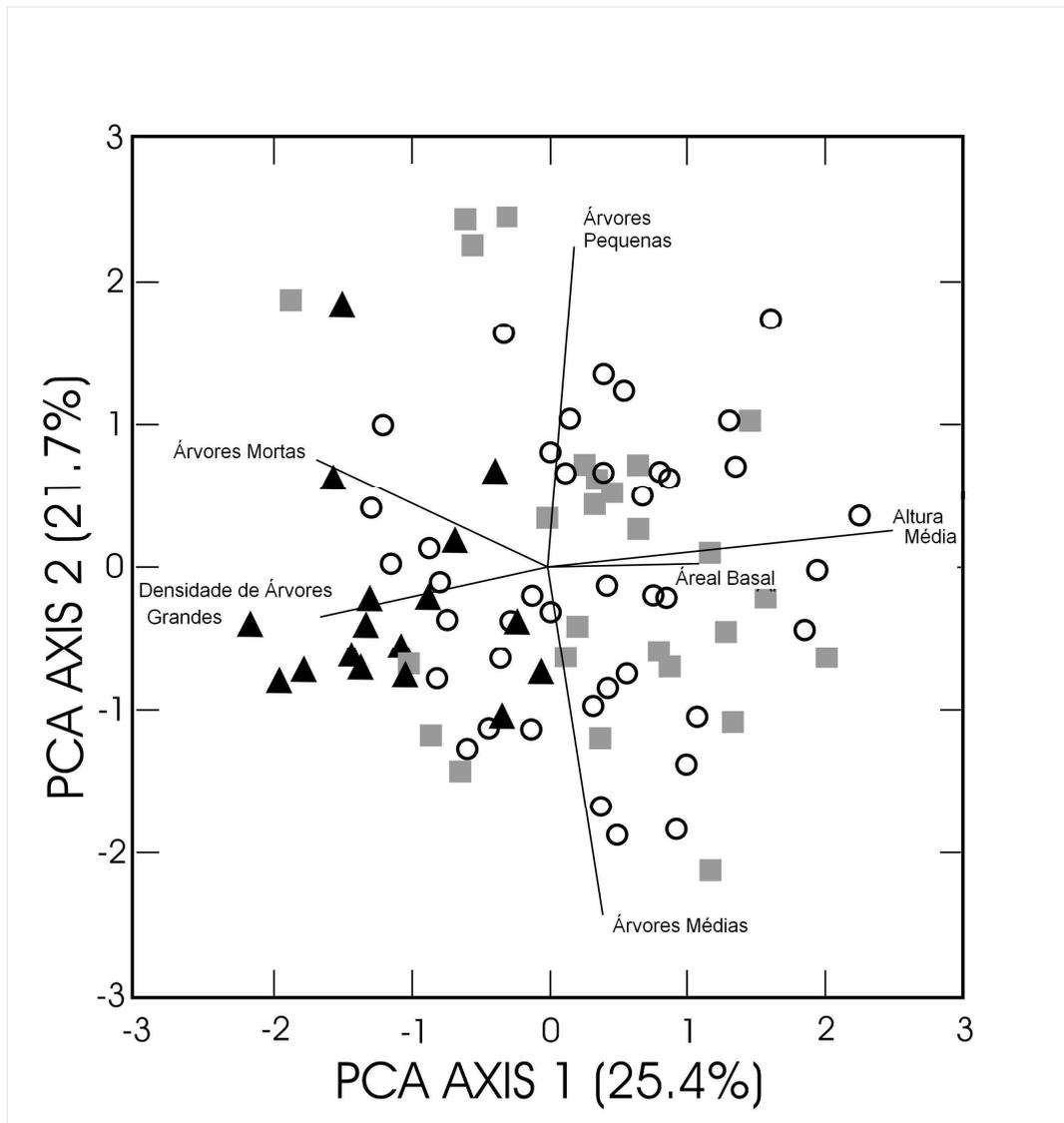


Fig. 3. Análise de componentes principais envolvendo as variáveis estruturais das parcelas de 20 x 20 m em trechos florestais com diferentes históricos de impacto antrópico na FLONA de São Francisco de Paula (RS). Nos gráficos, os símbolos representam parcelas e as setas, variáveis descritoras da estrutura florestal correlacionadas com os eixos. ■ = Floresta Explorada, ▲ = Floresta Recientemente Explorada e ○ = Floresta Madura.

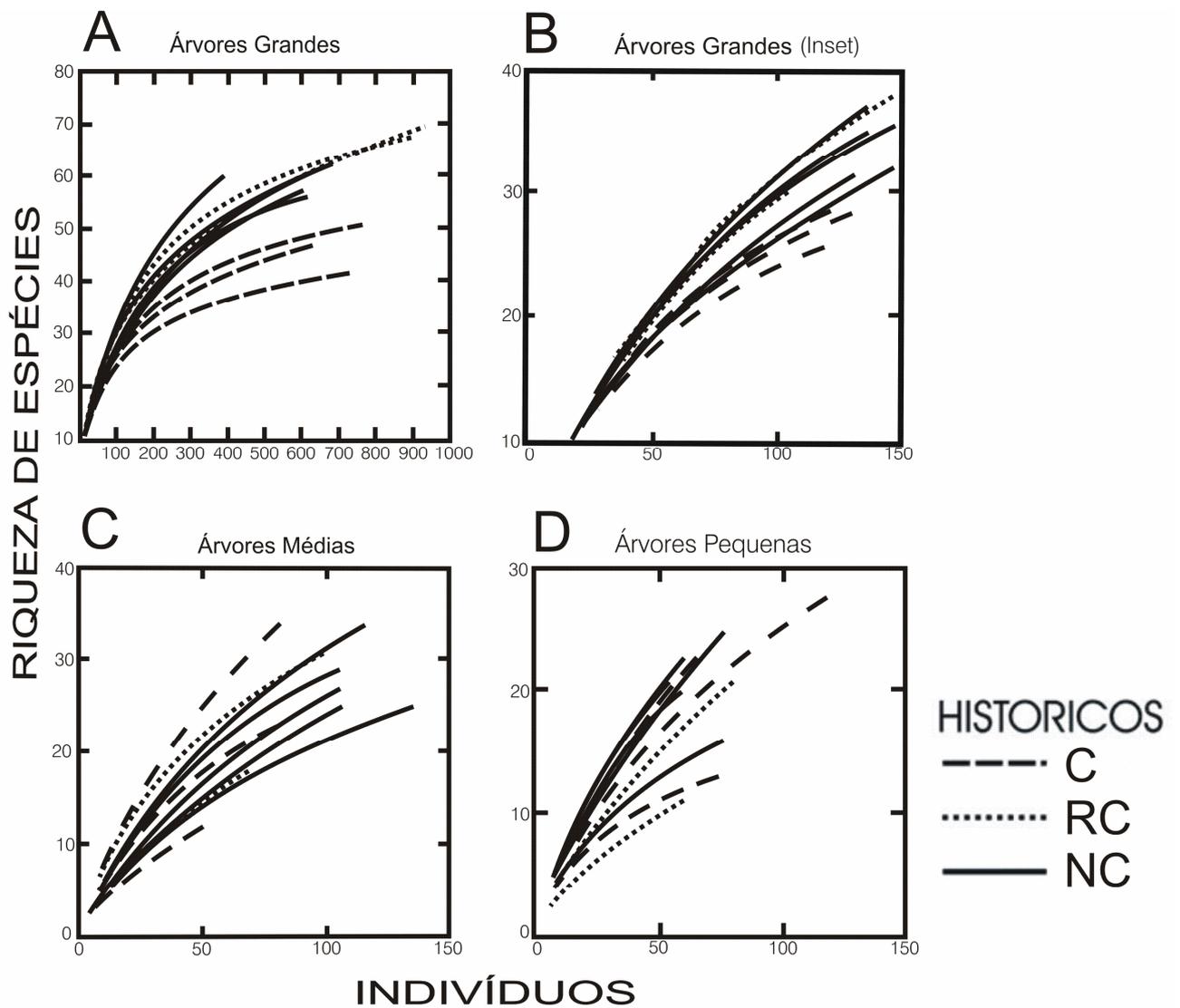


Fig. 4. Curvas de rarefação de espécies arbóreas em três classes de tamanho em áreas com histórico de impacto antrópico diferentes na FLONA de São Francisco de Paula (RS). Onde, RC = Floresta Recentemente Explorada; C = Floresta Explorada e NC = Floresta Não Explorada ou Floresta Madura. Onde, A = Árvores Grandes, B = Árvores Grandes (inset) alteração de escala para se tornar comparável com C = Árvores Médias e D = Árvores Pequenas.

A composição de espécies entre árvores grandes foi significativamente diferente entre parcelas de 1 ha com histórico de extração diferentes (NPMANOVA, $F = 5,6$, $P = 0,016$). Comparações *a posteriori* entre pares de parcelas com correção de Benjamini-Hochberg (Waite e Campbell 2006) demonstraram que as parcelas em cada classe de histórico foram floristicamente diferentes das demais ($P < 0,05$). A composição de espécies de árvores pequenas, porém, não diferiu significativamente entre os históricos (NPMANOVA, $F = 1,01$, $P = 0,48$), bem como de árvores médias (NPMANOVA, $F = 1,58$, $P = 0,074$). Além disto, a quantidade de variância nas abundâncias das espécies explicada pelos tipos de histórico diminuiu de árvores grandes para aquelas da regeneração ($R^2 = 0,62$, $R^2 = 0,44$ e $R^2 = 0,34$ para árvores grandes, médias e pequenas, respectivamente).

O primeiro eixo de ordenação no NMDS (Fig. 5) separou as comunidades de árvores grandes em áreas maduras à extrema esquerda do gráfico, com as áreas com histórico de extração mais à direita. As comunidades da regeneração formaram um conjunto pouco definido e mais disperso no espaço de ordenação do que as comunidades de árvores grandes, de acordo com os resultados da NPMANOVA (Fig. 5). Os três componentes gerados pelo PCA foram significativamente correlacionados com os eixos do NMDS. O primeiro componente (altura média [+], densidade de árvores grandes [-] e densidade de árvores mortas [-]) apresentou uma correlação de -0,23 com o primeiro eixo do NMDS (Fig. 5). O segundo componente (densidade de árvores pequenas [+] e densidade de árvores grandes [-]) apresentou uma correlação de -0,30 com o segundo eixo do NMDS, enquanto que o terceiro componente (área basal [+] e densidade de árvores grandes [+]) apresentou uma correlação de -0,38 com o primeiro eixo do NMDS.

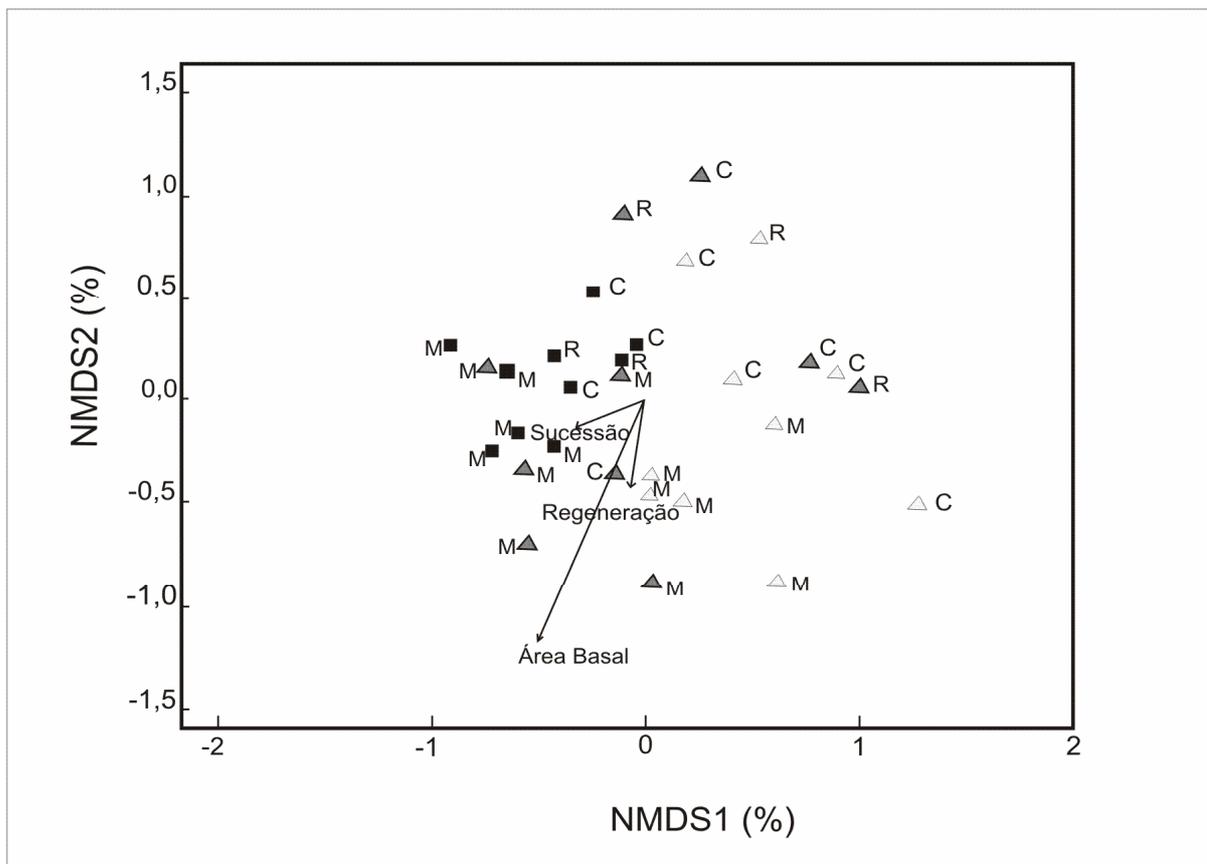


Fig. 5. NMDS com inclusão dos vetores resultantes do PCA. Os valores dos eixos correspondem ao comprimento das setas, as quais têm origem no ponto 0,0. As árvores grandes estão representadas por quadrado preto, as médias por triângulo cinza escuro e as pequenas ou mudas por triângulo cinza claro. Onde, R = Floresta Recentemente Explorada, C = Floresta Explorada e M = Floresta Madura ou Floresta Não Explorada.

5. Discussão

Nossos resultados apresentam a primeira avaliação quantitativa das respostas da estrutura e composição de Florestas Ombrófilas Mistras Sul - brasileiras à extração madeireira, seu mais extenso impacto durante o século XX, e em grande parte responsável por sua redução a cerca de 5% de sua cobertura original (Guerra et al. 2002).

As análises estruturais indicaram que as maiores diferenças entre florestas concentram-se naquelas com histórico recente de extração. No PCA, o primeiro eixo sugere que as parcelas com grande quantidade de árvores grandes apresentam também menor altura média. A densidade de árvores mortas não é alta neste eixo, mas é significativa e negativa, ou seja, há mais árvores mortas nas parcelas mais densas, onde provavelmente ocorre maior competição (auto-desbaste, Begon et al., 2006). Uma característica do início da sucessão florestal é a alta densidade de árvores jovens, que crescem formando uma floresta jovem e densa. Estas árvores competem pela luz, água e nutrientes e começam a morrer por competição causando um auto-desbaste, reduzindo assim a densidade florestal (Givnish, T. J., 1999 e Baum, D. A., 1998). Nestas áreas costumam ocorrer alta mortalidade por competição.

No terceiro eixo, a densidade de árvores pequenas teve uma relação negativa com a regeneração de árvores médias. Provavelmente porque as árvores médias em regeneração, juntamente com a cobertura do dossel das árvores grandes, suprimam competitivamente as árvores pequenas. Neste eixo, a regeneração se mostra independente dos outros fatores, ou seja, não é possível afirmar se há mais regeneração no início ou no fim da sucessão, pois ela ocorre em diversas situações.

Turner (1997) descreve estudo onde duas comunidades florestais secundárias foram semelhantes em atributos estruturais, não se diferenciando significativamente em densidade ou área basal. A floresta primária do estudo em questão teve área basal significativamente maior, mas densidade menor, do que as florestas secundárias, assim como em nossos resultados.

No NMDS as áreas se mostraram diferentes florísticamente entre as árvores grandes nos diferentes históricos. Provavelmente este fato ocorre devido à maior proporção de pioneiras nas áreas com extração recente, e pela maior proporção de climácicas nas áreas maduras. A maior dispersão das unidades amostrais da regeneração no espaço de ordenação

do NMDS retrata uma maior heterogeneidade composicional entre as unidades da regeneração. Esta heterogeneidade pode resultar de maior variação composicional de fato, mas também do fato de a área amostral da regeneração ser muito menor do que a das árvores grandes, gerando uma heterogeneidade artificial ou artificialmente aumentada. A PERMANOVA nos dá a entender que as características florísticas das áreas de regeneração estão se aproximando das áreas de floresta madura, ou seja, as diferenças de composição florística encontradas entre as árvores adultas já estão desaparecendo na regeneração. Isto concorda com a teoria do nicho nas comunidades (que leva à idéia de que a sucessão é direcional) e por consequência de que as florestas com araucárias são resilientes em sua composição. Porém de fato menos do que em relação à estrutura, uma vez que as diferenças estruturais entre os históricos foram menos marcadas do que as diferenças florísticas.

Embora a riqueza de espécies em florestas secundárias aproxime ou iguale aquela de florestas maduras em um intervalo de cerca de 40 a 70 anos, a composição de espécies costuma permanecer significativamente distinta por muito mais tempo, possivelmente por séculos (Finegan, 1996; De Walt et al. 2003, citados por Capers et. al., 2005). Norden et al. (2009) testaram a resiliência de florestas tropicais registrando a convergência florística da regeneração de florestas sucessionais à composição dominante em florestas maduras. Interpretaram isto como evidência da existência de nichos e da não-predominância da dinâmica neutra. Ainda afirmam que o estabelecimento bem sucedido de espécies de floresta madura no sub-bosque de florestas secundárias e a presença de espécies generalistas abundantes na área fornecem altos níveis de resiliência ao sistema, como predito por modelos determinista de sucessão.

Os resultados em geral confirmaram nossa expectativa de que a estrutura florestal registra distúrbios ao longo do tempo e que o sistema mostra sinais de resiliência através de sucessão secundária. Além disto, provavelmente os processos dinâmicos

permanecem alterados na floresta por muito tempo depois do tempo de perturbação. Entende-se que a recuperação da estrutura florestal leva menos tempo do que a restauração da riqueza de espécies e abundância após o corte nestas florestas. Esta conclusão está de acordo com resultados de outros autores. De acordo com Guariguata & Ostertag (2001), a recuperação da estrutura florestal em florestas secundárias ocorre mais rapidamente do que a da composição e riqueza de espécies. Com a ocorrência de regimes de distúrbios naturais e antrópicos, principalmente a abertura do dossel por corte seletivo, a manutenção das espécies provavelmente está associada a diferenças nas taxas de crescimento, capacidade de dispersão de sementes, tempo de resistência da cobertura e longevidade. É provável, portanto, que uma compreensão mais profunda dos processos de recuperação das Florestas Ombrófilas Mistas dependa de estudos mais detalhados das características de sua história de vida das espécies florestais que compõem estes ecossistemas.

Agradecimentos

Ao professor Solon Jonas Longhi, da Universidade Federal de Santa Maria, por ceder os dados coletados no âmbito do projeto PELD (Projeto Ecológico de Longa Duração) “Conservação e Manejo Sustentável de Ecossistemas Florestais - Bioma Araucária e suas Transições” (1999 - 2009). Ao professor Alexandre Fadigas de Souza pela pessoa maravilhosa que é. Por ter me passado, durante estes anos, um pouquinho de seu imenso conhecimento e principalmente pela sua dedicação, paciência e amizade. Ao Banco Santander pelo apoio financeiro.

Referências Bibliográficas

- ANDERSON, M. J. 2001. **A new method for non-parametric multivariate analysis of variance.** *Austral Ecology* 26, 32–46.
- BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. **Ecology: from individuals to ecosystems.** Cambridge, Blackwell Publishing Limited. 2006.
- BELLINGHAM, P.J., TANNER, E.V.J., & HEALEY, J.R., 1995. **Damage and responsiveness of Jamaican montane forest tree species after disturbance by a hurricane.** *Ecology* 76, 2562-2580.
- BAUM, D. A. 1998. **The evolution of plant development.** *Current Opinion in Plant Biology* 1:79–86.
- BROOK, B.W., BRADSHAW, C.J.A., PIN KOH, L. & SODHI, N.S. 2006. **Momentum drives the crash: mass extinction in the tropics.** *Biotropica*, 38, 302–305.
- Brown, J. H. 1984. **On the relationship between abundance and distribution of species.** *American Naturalist* 124:255–279.

- Capers, R.S., Chazdon, R.L., Redondo-Brenes, A. & Vilchez-Alvarado, B. (2005). **Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests.** *J. Ecol.*, 93, 1071–1084.
- CHAO, A., CHAZDON, R.L., COLWELL, R.K. & SHEN, T.J. ,2005. **A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data.** *Ecology Letters.*, 8, 148–159.
- CHAZDON, R.L. , 2003. **Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. Perspect.** *Plant Ecol. Evol. Syst.*, 6, 51–71.
- CHAZDON, R. L., 2008. **Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands.** *Science* 320: 1458- 1460.
- COLWELL, R.K. ,2004. **EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. v. 8.0** (Available at: <http://purl.oclc.org/estimates>).
- DE WALT, S.J., MALIAKAL, S.K. & DENSLOW, J.S. 2003. **Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife.** *Forest Ecol. Manag.* 182:139-151.
- DITTUS, W. P. J., 1985. **The influence of cyclones on the dry evergreen forest of Sri Lanka.** *Biotropica* 17: 1–14.
- DIXON, P., 2003. **“VEGAN, a package of R functions for community ecology.”** *Journal of Vegetation Science* 14: 927-930.
- DOBSON, A. P., BRADSHAW, A. J. and BAKER, M., 1997. **Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology.** *Science* 277: 515 – 522.
- EGGELING, W.J. 1947. **Observations on the ecology of the Budongo Rain Forest, Uganda.** *J. Ecol.*, 34: 20–87.
- EWEL, J., 1980. **Tropical succession: manifold routes to maturity.** *Biotropica*, 12 (Suppl.), 2–7.

- FAO (Food and Agriculture Organization). 2005. **State of the world's forests 2005**. FAO, Rome.
- FINEGAN, B. ,1996. **Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession**. *Trends Ecol. Evol.*,11, 119–124.
- FONSECA, J. S.; MARTINS, G. A. **Curso de estatística**. 6. ed. São Paulo: Editora Atlas, 1996. 320 p.
- FOSTER, D. R. FLUET, M & BOOSE, E. R., 1999. **Human or natural disturbance: Landscape-scale dynamics of the tropical forests of Puerto Rico**. *Ecological Applications* 9: 555–572.
- GIVNISH, T. J., 1999. **On the causes of gradients in tropical tree diversity**. *J Ecol* 87:193-210
- GOMEZ-POMPA, A.; VASQIJES, C., GIJEVARA, 1972. **The tropical rain forest: a non-renewable resource**. *Science*, (177) :762—5.
- GOTELLI, N.J. & COLWELL, R.K. 2001. **Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness**. *Ecology Letters* 4: 379-391
- GRAU, H. R.; AIDE, T. M.; J. K. ZIMMERMAN, J. K.; THOMLINSON, J. R.;
- HELMER, E.; ZOU, X., 2003. **The ecological consequences of socioeconomic and land-use changes in postagriculture Puerto Rico**. *BioScience*. v. 53, n. 12, p.1-10.
- GUARIGUATA, M. R. & OSTERTAG, R., 2001. **Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics**. *Forest Ecology and Management* 148: 185–206.
- GUERRA, M. P., V. SILVEIRA, M. S. REIS AND L. SCHNEIDER, 2002. **Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria***

angustifolia). **Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais.** L. L. Simões and C. F. Lino. São Paulo, Senac: 85-101.

HAIR, J. P. J. F., R. E. ANDERSON, R. L. TATHAN AND W. C. BLACK, 1998. **Multivariate Data Analysis**, 5th Edition. Prentice-Hall, Inc. 593p.

HARVEY, C.A., KOMAR, O., CHAZDON, R.L., FERGUSON, B.G., FINEGAN, B., GRIFFITH, D.M. et al., 2008. **Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot.** *Cons. Biol.*, 22, 8–15.

HUBBELL, S.P. (2001). **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography.** Princeton University Press, Princeton.

JOHNSON, R. A., AND D. W. WICHERN. 1992. **Applied multivariate statistical analysis.** Third edition. Prentice–Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.

KAPOS, V. 1989. **Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon.** *Journal of Tropical Ecology*, 5: 173-185.

KRUSKAL, J.B. 1964. Non-metric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29: 115- 129.

LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., RANKIN-DE MERONA, J.M. & LAURANCE, S.G., 1998 **Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities.** *Ecology*, 79, 2032-2040.

LETCHER, S. G. AND R. L. CHAZDON, 2009. **“Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica.”** *Biotropica* 41(5): 608–617.

LETCHER, S. & CHAZDON, R.L. **Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica.** *Biotropica*, no prelo.

- LOVEJOY, T. E., BIERREGARD JR., R.O. & RYLANDS, A. 1986. **Edge and other effects of isolation on Amazon Forest fragments**, pp. 257-285. *In* Conservation Biology: The Science of Diversity and Scarcity, M. Soulé (ed.). Cambridge University Press, Massachusetts.
- LUGO, A. E., 1995. **Tropical forests: their future and our future**. *Tropical Forests: Management and Ecology*. Ecological Studies 112 (eds. AE Lugo & C Lowe), pp. 3–17. Springer, New York.
- MANLY, B. F. J. 1997. **Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology**. Second edition. Chapman & Hall, London, UK.
- MCARDLE, B.H. & ANDERSON, M.J., 2001. **Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis**. *Ecology*, 8, 290–297.
- MCCUNE, B. e GRACE, J.B. 2002. **Analysis of ecological communities**. MjM Software, Glenenden Beach.
- MEFFE, G.K. e CARROLL, C.R. 1997. **Principles of conservation biology**. Sinauer Associates, Sunderland.
- MISSOURI BOTANICAL GARDEN. (Available at: <http://www.mobot.org/>).
- NORTHEN, N., CHAZDON R. L., CHAO, A. et al., 2009. **Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests**. *Ecology Letters*, 12: 385–394.
- OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O_HARA, B., SIMPSON, G.L., STEVENS, M.H.H. et al., 2008. **VEGAN: community ecology package, v. 1.13-8** (Available at: <http://vegan.r-forge.r-project.org/>).
- OLIVEIRA FILHO, A.T. & FONTES M.A.L. 2000. **Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate**. *Biotropica* 32: 793-810.

- PICKETT, S. T. A., 1987. **Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies.** *Long-term Studies in Ecology* (ed. GE Likens), pp. 110–135. Springer, New York.
- PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. (eds.). 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, New York.
- R CORE TEAM DEVELOPMENT, 2009. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. v. 2.9.1 (Available at: <http://www.vR-project.org>).
- SONEGO, R.C, BACKES, A. SOUZA, A. F., 2007 **Tree community structure and composition in a Mixed Ombrophilous Forest in São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul State, Brazil.** *Acta bot. bras.* 21(4): 943-955.
- SOUZA, A.F. & 2007. **Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: The case of Araucaria angustifolia in South America.** *Austral Ecology* 32: 524–533.
- TERBORGH, J., & B. WINTER. 1980. **Some causes of extinction.** In M. E. Soulé and B. A. Wilcox (eds.), *Conservation biology: An evolutionary-ecological approach*. Sunderland, Mass.: Sinauer.
- TERBORGH, J., FOSTER, R.B. & NUNEZ, V.P., 1996. **Tropical tree communities: a test of the nonequilibrium hypothesis.** *Ecology*, 77, 561–567.
- TILMAN, D. 1982. **Resource Competition and Community Structure.** Princeton University Press, Princeton.
- TILMAN, D.; MAY, R. M.; LEHMAN, C. L. & NOWAK, M. A. 1994. **Habitat destruction and the extinction debt.** *Nature* 370: 66.
- TURNER, I.M., WONG, Y.K., CHEW, P.T. & BIN IBRAHIM, A., 1997. **Tree species richness in primary and old secondary tropical forest in Singapore.** *Biodivers. Conserv.*, 6, 537–543.
- VEBLÉN, T.T., 1985. Forest development in tree-fall gaps in the temperate rain

forests of Chile. Natl. Geogr. Res. 1, 161–184.

VEBLEN, T.T., KITZBERGER, T., AND LARA, A. 1992. **Disturbance and vegetation dynamics along a transect from rainforest to Patagonian shrublands.** Journal of Vegetation Science, 3: 507-520.

VEBLEN, T.T., C. DONOSO, T. KITZBERGER & A.J. REBERTUS. 1996. **Ecology of southern Chilean and Argentinean Nothofagus forests.** Pages 293-353 in T.T. Veblen, R.S. Hill and J. Read, editors, The ecology and biogeography of Nothofagus forests. Yale Univ. Press, New Haven.

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

WHITE, P. 1979. **Pattern, process, and natural disturbance in vegetation.** The Botanical Review 45: 229-299.

WHITE, P. S. & HARROD, J. 1997. Disturbance and diversity in a landscape context. **Wildlife and landscape ecology – effects of pattern and scale.** New York: Springer, p.129-155.

WHITE, P.S. & JENTSCH, A. 2001. **The search for generality in studies of disturbance and ecosystems dynamics.** Progress in Botany 62: 399–449.

WAITE, T. A. & L. G. CAMPBELL, 2006. **“Controlling the false discovery rate and increasing statistical power in ecological studies.”** Ecoscience 13(4): 439-442

YOUNG, K. R., EWEL, J. J. & BROWN, B. J. 1987. **Seed dynamics during forest succession in Costa Rica.** Vegetation 71: 157–173.

Anexo 01: Listagem florística das espécies arbóreas, e suas respectivas famílias, encontradas em 10 ha de Floresta Ombrófila Mista, na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS.

ESPÉCIE	FAMÍLIA
<i>Acca sellowiana</i> (O. Berg) Burret	Myrtaceae
<i>Aiouea saligna</i> (Meisn.)	Lauraceae
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Sapindaceae
<i>Alsophila sp.</i> (R. Br.)	Cyatheaceae
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	Apocynaceae
<i>Ateleia glazioveana</i> Baill.	Fabaceae
<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	Salicaceae
<i>Banara tomentosa</i> Clos	Salicaceae
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae
<i>Calycorectes psidiiflorus</i> (O. Berg) Sobral	Myrtaceae
<i>Calyptranthes tricona</i> D. Legrand	Myrtaceae
<i>Campomanesia rhombea</i> O. Berg	Myrtaceae
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	Myrtaceae
<i>Carica quercifolia</i> (A. St.-Hil.) Hieron.	Caricaceae
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Salicaceae

Anexo 01: Continuação.

ESPÉCIE	FAMÍLIA
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Ulmaceae
<i>Cestrum</i> sp. L.	Solanaceae
<i>Chytraculia concinna</i> (DC.) Kuntze	Myrtaceae
<i>Cinnamodendron dinisii</i> (Schwacke)	Canellaceae
<i>Cinnamomum amoemum</i> (Nees) Kosterm	Lauraceae
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	Lauraceae
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A. Howard	Icacinaceae
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	Icacinaceae
<i>Citrus</i> sp. L.	Rutaceae
<i>Clethra uleana</i> Sleumer	Clethraceae
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll. Arg.	Rubiaceae
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	Rubiaceae
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Lauraceae
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & C. Mart.	Lauraceae
<i>Cunila incisa</i> Benth.	Lamiaceae
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae

Anexo 01: Continuação.

ESPÉCIE	FAMÍLIA
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Fabaceae
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	Asteraceae
<i>Dasyphyllum tomentosum</i> (Spreng.) Cabrera	Asteraceae
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	Lauraceae
<i>Erythrina crista-galli</i> L.	Fabaceae
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia opaca</i> O. Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia uniflora</i> (L.)	Myrtaceae
<i>Frangula sphaerosperma</i> (Sw.) Kartesz & Gandhi	Rhamnaceae
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Asteraceae
<i>Gordonia acutifolia</i> (Wawra) H. Keng	Theaceae
<i>Griselinia ruscifolia</i> (Clos) Taub.	Cornaceae
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae
<i>Handroanthus chrysotricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.	Bignoniaceae
<i>Handroanthus umbellata</i> (Sond.) Sandwith	Bignoniaceae
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	Rutaceae
<i>Hennecartia omphalandra</i> J. Poiss.	Monimiaceae
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	Aquifoliaceae
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	Aquifoliaceae

Anexo 01: Continuação.

ESPÉCIE	FAMÍLIA
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	Aquifoliaceae
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	Aquifoliaceae
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	Aquifoliaceae
<i>Inga marginata</i> Willd.	Fabaceae
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cunoniaceae
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	Anacardiaceae
<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae
<i>Lonchocarpus floribundus</i> Benth.	Fabaceae
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Malvaceae
<i>Machaerium glabrum</i> Vogel	Fabaceae
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Fabaceae
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Fabaceae
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	Celastraceae
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	Celastraceae
<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	Monimiaceae
<i>Mollinedia sp.</i> Ruiz & Pav.	Monimiaceae
<i>Myrceugenia foveolata</i> (O.Berg) Sobral	Myrtaceae

Anexo 01: Continuação.

ESPÉCIE	FAMÍLIA
<i>Myrceugenia cucullata</i> D. Legrand	Myrtaceae
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand & Kausel	Myrtaceae
<i>Myrceugenia oxysepala</i> (Burret) D. Legrand & Kausel	Myrtaceae
<i>Myrcia arborescens</i> O. Berg	Myrtaceae
<i>Myrcia bombycina</i> (O. Berg) Kiaersk.	Myrtaceae
<i>Myrcia lajeana</i> D. Legrand	Myrtaceae
<i>Myrcia oligantha</i> O. Berg	Myrtaceae
<i>Myrcia palustris</i> DC.	Myrtaceae
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	Myrtaceae
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	Myrtaceae
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O. Berg	Myrtaceae
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	Myrtaceae
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	Myrtaceae
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	Myrtaceae
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	Myrsinaceae
<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav.	Myrsinaceae
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	Myrsinaceae
<i>Myrsine</i> sp. L.	Myrsinaceae
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Lauraceae
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae

Anexo 01: Continuação.

ESPÉCIE	FAMÍLIA
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	Lauraceae
<i>Oreopanax fulvum</i> Marchal	Araliaceae
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	Simaroubaceae
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	Rutaceae
<i>Piptocarpha notata</i> (Less.) Baker	Asteraceae
<i>Piptocarpha tomentosa</i> Baker	Asteraceae
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl	Podocarpaceae
<i>Pouteria gardneriana</i> (A. DC.) Radlk.	Sapotaceae
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	Myrsinaceae
<i>Rollinia rugulosa</i> Schltld.	Annonaceae
<i>Rollinia salicifolia</i> Schltld.	Annonaceae
<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Martius	Annonaceae
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Proteaceae
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Euphorbiaceae
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	Rhamnaceae
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Euphorbiaceae

Anexo 01: Continuação.

ESPÉCIE	FAMÍLIA
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Euphorbiaceae
<i>Seguiera aculeata</i> Jacq.	Phytolaccaceae
<i>Senegalia bonariensis</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Seigler & Ebinger	Fabaceae
<i>Solanum pabstii</i> L.B. Sm. & Downs	Solanaceae
<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	Solanaceae
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	Solanaceae
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Solanaceae
<i>Solanum sp.</i> L.	Solanaceae
<i>Stillingia oppositifolia</i> Baill. ex Müll. Arg.	Euphorbiaceae
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Loganiaceae
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Styracaceae
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae
<i>Symplocos pentandra</i> Occhioni	Symplocaceae
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	Symplocaceae
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	Symplocaceae
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) Less.	Asteraceae
<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl	Cunoniaceae
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	Salicaceae
<i>Xylosma tweedianum</i> (Clos.) Eichler	Salicaceae
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	Rutaceae
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Rutaceae

Anexo 01: Continuação.

ESPÉCIE	FAMÍLIA
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S. Cowan) P.G. Waterman	Rutaceae
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae