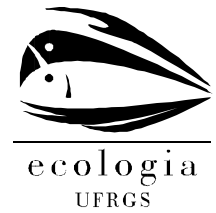




UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

**Especificidade de Espécies Arbóreas no Sudeste da Mata Atlântica e
Padrões de Diversidade em Florestas com Araucária**

Rodrigo Scarton Bergamin

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como um dos pré-requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências – ênfase em Ecologia

Orientador: Profa. Dra. Sandra Cristina Müller

Co-orientador: Dr. Ricardo Silva Pereira Mello

Porto Alegre, abril de 2010.

**Especificidade de Espécies Arbóreas no Sudeste da Mata Atlântica e
Padrões de Diversidade em Florestas com Araucária**

Rodrigo Scarton Bergamin

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como um dos pré-requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências – ênfase em Ecologia

Orientador: Profa. Dra. Sandra Cristina Müller

Co-orientador: Dr. Ricardo Silva Pereira Mello

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Márcia Cristina Mendes Marques

Prof. Dr. João André Jarenkow

Prof. Dr. Leandro da Silva Duarte

Data da defesa pública: 12 de abril de 2010.

AGRADECIMENTOS

A construção e conclusão desta dissertação não teria sido possível sem a colaboração de várias pessoas, que direta e indiretamente tiveram participação decisiva. Portanto agradeço:

A minha orientadora, Sandra Müller pelo apoio, confiança e principalmente pelo suporte intelectual. Pela paciência e pela forma solícita para atender as dúvidas e questionamentos. Além da relação orientador-orientado construída durante o mestrado, fica principalmente uma relação de amizade;

Ao meu co-orientador e principalmente grande amigo Ricardo Mello, pelas sugestões, esclarecimentos, bibliografia indicada e principalmente pelo modo como divide o seu grande conhecimento sobre as florestas do nordeste do Rio Grande do Sul;

Ao professor Valério Pillar pelo convívio e pela maneira como ele se preocupa em manter o Laboratório de Ecologia Quantitativa;

Aos colegas botânicos pelo auxílio na identificação de espécies, principalmente das Mirtáceas e Lauráceas: Martin Molz, Professor João André Jarenkow, Martin Grings, Lucas Milanesi, Guilherme Seger, Marcos Carlucci, Édson Soares;

Aos colegas que auxiliaram nos trabalhos de campo, alguns participando intensamente da linha de frente: **Adriana Schüler da Silva, Maria de Fátima dos Santos, Marcus Viera, José Vicente**, Glauco Schüssler, Bethânia Azambuja, Pablo Viany;

Aos colegas Eduardo Vélez, Leandro Duarte, Letícia Dadalt e Fernando Joner por dividirem seus conhecimentos em estatística e pela ajuda com as mesmas;

As colegas Ana Luiza Matte e Letícia Dadalt pela ajuda com geoprocessamento para tomar as variáveis de distância entre as áreas, distância da escarpa e do mar;

A todos os colegas do Laboratório de Ecologia Quantitativa e Ecologia Vegetal, pelas discussões, pelo ótimo convívio e principalmente pelo respeito que sempre tiveram comigo;

A Estação Ecológica Estadual de Aratinga (SEMA) e Parque Nacional Aparados da Serra (ICMBio) por permitirem a realização do estudo e disponibilizar infraestrutura. Gostaria de fazer um agradecimento especial ao CPCN Pró-Mata (PUCRS), para o amigo Cláudio Augusto Mondin por permitir o acesso e realização do estudo e a Maria da Graça Coiro e Sérgio Silveira por facilitarem este acesso. Ao administrador Paulo Becker e aos funcionários Seu Cleonir, Dona Erô, Cristiane, Leandro, Cleudia, Jonas (Maninho) e Marta por sempre me receberem de braços abertos;

A Camila Schinestsck e Pablo Viany pelo auxílio de última hora, e de muita importância, com as referências bibliográficas;

A toda a equipe do projeto Pesquisas Ecológicas de Longa Duração no Sistema de Parcelas Permanentes do Corredor Mata Atlântica Sul no Nordeste do Rio Grande do Sul. Em especial agradeço ao professor Luís Rios de Moura Baptista;

Aos professores e funcionários do PPG-Ecologia, em especial a Silvana, sempre solícita para resolver problemas.

Ao CNPq pelo financiamento do projeto Parcelas Permanentes;

A CAPES pela concessão da bolsa.

A confraria dos Manduca, em especial Pedro Pedrera (Pedro Eichenberg), Giba (Gilberto Biachi), Marcus Bicu (Marcus Viera), Shamu (Maurício Corrêa) e Pipo Barata (Felipe Barata) por mostrarem que o universo é mais do que uma parcela de 10 por 10 metros.

A minha família, Luiz Carlos Bergamin (meu pai), Zelita Maria Scarton Bergamin (minha mãe), Rafael Bergamin (meu irmão, mais conhecido como camelo) e Thimóteo Guerino Bergamin (avô) por me ensinarem valores como respeito e humildade, principalmente pelo apoio irrestrito durante o desenvolvimento deste estudo e por tornarem minha vida sempre completa.

Finalmente, a Adriana Schüler da Silva, a quem dedico esta dissertação, por ser meu pilar de sustentação, pela amizade, companheirismo e paciência. Por dividir todos os momentos importantes e fazer os últimos sete anos da minha vida muito felizes.

RESUMO

Distintos padrões de composição e diversidade de espécies podem ser observados ao longo de comunidades que variam em relação ao ambiente e à posição geográfica, sendo possível a identificação de potenciais espécies indicadoras destas mudanças. Diversos estudos sobre a variação na diversidade de espécies têm demonstrado a influência de condições ambientais (teoria de nicho) e/ou da limitação na dispersão (teoria neutra), com diferentes proporções de explicação. Esta dissertação aborda a especificidade de espécies arbóreas no sudeste da Mata Atlântica e alguns padrões de variação da diversidade beta em Florestas com Araucária, na região nordeste do Rio Grande do Sul. Na abordagem de especificidade de espécies, analisamos um gradiente ambiental e espacial a partir de 21 trabalhos abrangendo diferentes tipologias florestais: Floresta de Restinga (3), Floresta Ombrófila Densa (7), Floresta Ombrófila Mista (8) e Floresta Nebular (3). Foram observados diferentes níveis de riqueza e de espécies indicadoras para cada tipo florestal. Além disso, a altitude foi a principal variável ambiental associada aos padrões florísticos observados neste estudo, que formam um *continuum* de substituição de espécies ao longo do gradiente. Para a abordagem da diversidade beta, foram realizados levantamentos quantitativos do estrato inferior e superior em três áreas de conservação de Floresta com Araucária, onde foram explorados a partição aditiva da diversidade em diferentes escalas espaciais e o papel do ambiente e do espaço na substituição de espécies. Ao todo foram registradas 86 espécies, contemplando 22% do *pool* de espécies da região sul para esta formação. A partição aditiva da diversidade revelou que a diversidade beta é significativa apenas na maior escala para ambos os estratos. Pela Análise de Redundância parcial, o espaço foi responsável pela maior fração de explicação (21%) para o estrato inferior, enquanto para o superior, o ambiente estruturado pelo espaço obteve a maior fração de explicação (36%). Sugere-se que para o estrato inferior algumas espécies da encosta apresentam limitação de dispersão em relação à distância das áreas da encosta ou mesmo pelo padrão de deposição de diásporos pelos dispersores. Para o estrato superior, a relação do ambiente com o espaço está na distância entre as áreas e como ela atua na variação do ambiente, sendo a distância destas em relação ao mar provavelmente a variável mais correlacionada, pois esta influencia a temperatura e o regime de chuvas.

Palavras-chave: Espécies indicadoras, gradiente, diversidade beta, variação ambiental e espacial.

ABSTRACT

Distinct patterns of species composition and diversity can be observed throughout communities that change in relation to environment and geographic position, making possible to identify potential indicator species of these changes. Several studies on species diversity variation have demonstrated the influence of environmental conditions (niche theory) and / or dispersal limitation (neutral theory), with different proportions of explanation. This thesis emphasizes tree specificity in southern Atlantic forest and some patterns of beta diversity variation in Araucaria forests in northeastern Rio Grande do Sul. In the approach of species specificity, we analyzed environmental and spacial gradients from 21 studies covering different forest types: Restinga forest (3), Tropical Rainforest (7), Araucaria forest (8) and Cloud forest (3). We observed different richness levels and different indicator species for each forest type. Furthermore, altitude was the main environmental variable associated to the floristic patterns observed in this study, which form a continuum of species turnover along the gradient. For the approach of beta diversity, quantitative surveys of the inferior and superior strata were taken out in three conservation units of Araucaria forest, where additive diversity partitioning were exploited in different spatial scales, as well as the role of environment variables and the space in species turnover. Altogether, 86 species were recorded, comprising 22% of the southern region species pool for this forest type. The additive partitioning revealed that beta diversity is significant only in larger scale for both strata. Through partial Redundancy Analyses, the space was responsible for the largest fraction of explanation (20.70%) for the inferior stratum, while the environment structured by space had the most fraction of explanation (36.43%) for the superior one. It is suggested that some colonizing species from the inferior stratum show dispersal limitation in relation to distance from the slope or even due to seeds deposition patterns. For the superior stratum, the presented relationship between environment and space seems to indicate that the distance between areas acts on the environmental variation, where the sea distance is probably the most correlated variable, since it affects temperature and rainfall.

Key-words: Indicator species, gradient, beta diversity, environmental and spatial variation.

SUMÁRIO

Lista de Figuras.....	02
Lista de Tabelas.....	04
Introdução geral.....	05
Referências Bibliográficas	07
Capítulo 1	
Espécies indicadoras e padrões florísticos em diferentes formações florestais no limite Sul de distribuição da Mata Atlântica, Brasil.....	
Introdução.....	09
Material e Métodos.....	11
Resultados.....	15
Discussão.....	19
Referências Bibliográficas.....	23
Capítulo 2	
Partição da diversidade beta em florestas com Araucária: o papel do ambiente e do espaço na substituição de espécies abustivo-arbóreas.....	
Introdução.....	28
Material e Métodos.....	31
Resultados.....	40
Discussão.....	50
Referências Bibliográficas.....	57
Considerações finais	64
Anexos	66

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1. (a) Perfil esquemático representando as diferentes formações florestais no nordeste do Rio Grande do Sul (adaptado de Brack, 2009). Em (b) temos a distribuição geográfica dos 21 trabalhos compilados para o Sul da Mata Atlântica. Os códigos encontram-se na tabela 2..... 12
- Figura 2: Diagrama da riqueza de espécies pelas famílias mais abundantes nas formações florestais (FR= floresta de restinga, FOD= floresta ombrófila densa, FOM= floresta ombrófila mista, FN= floresta nebulosa). Myrt= Myrtaceae, Laur= Lauraceae, Euph= Euphobiaceae, Sali= Salicaceae, Aqui= Aquifoliaceae e Wint= Winteraceae. 16
- Figura 3: Diagrama de dispersão dos eixos 1 e 2 da análise de ordenação (CCA) das unidades amostrais descritas pela abundância das espécies e pelas variáveis ambientais (tmin= temperatura mínima, tmed= temperatura média, tmax= temperatura máxima, pluv= pluviosidade média anual, alt= altitude). Os códigos das unidades amostrais encontram-se na Tabela 1. 18

CAPÍTULO 2

- Figura 1: Aspectos da vegetação natural encontrada nas localidades de estudo. Cambará do Sul, Vale da Fortaleza, sul do Brasil. Foto: Rafael Machado (2005). 32
- Figura 2: Localização das três áreas de estudo, do sul para o norte (abrange o Parque Nacional dos Aparados da Serra, a Estação Ecológica Estadual de Aratinga e o Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. As setas amarelas representam os sítios de 1 hectare..... 34
- Figura 3: Imagens das áreas de estudo. A - campo excluído de manejo (gado e fogo) há 15 anos no Pró-Mata. B - vista do Pró-Mata, ao fundo o oceano e a esquerda a lagoa Itapeva. C - campo com manejo de gado e fogo em Aratinga. D - sinais de corte recente e aspectos do interior da mata em Aratinga. E - campo manejado com gado e aspectos da Floresta com Araucária no Aparados da Serra. F - Aspectos do interior da mata no Aparados da Serra..... 35
- Figura 4: Esquema de uma parcela permanente de 1ha, com três UAs de 100m² distribuídas aleatoriamente por setor..... 36
- Figura 5: Representação esquemática da partição da diversidade dentro e entre localidades. α_1 riqueza média por parcela, α_2 riqueza média por sítio, α_3 riqueza média por localidade, β_1 variação entre parcelas, β_2 variação entre sítios, β_3 variação entre localidades e γ diversidade total..... 39
- Figura 6: Representação esquemática do número de espécies de plântulas nas três localidades de estudo, bem como o número de espécies exclusivas (entre parênteses) e de espécies compartilhadas (junto às setas) entre os respectivos pares de localidades..... 46
- Figura 7: Representação esquemática do número de espécies de árvores nas três 47

localidades de estudo, bem como o número de espécies exclusivas (entre parênteses) e de espécies compartilhadas (junto às setas) entre os respectivos pares de localidades.....

Figura 8: Partição da diversidade dos estratos inferior (a) e superior (b) em componentes α e β , expressos como porcentagem de riqueza. α = riqueza média de espécies por parcela (inferior= 4m²; superior= 100m²); β 1 = entre parcelas; β 2 = entre sítios de 1 ha e β 3 = entre localidades..... 48

Figura 9: Diagramas de Venn para o estrato inferior (a) e superior (b) mostrando as frações de explicação obtidas pela RDA parcial. a= ambiente, b= ambiente estruturado pelo espaço, c= espaço e d= indeterminado..... 49

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1: Lista de trabalhos compilados com seus respectivos códigos, onde FRE representa as Florestas de Restinga; FD a Floresta Ombrófila Densa; FM Floresta Ombrófila Mista; FN Floresta Nebular, altitude, coordenadas (todas as coordenadas encontram-se no fuso 22j), pluviosidade, temperatura média (T.Med.), temperatura mínima (T.Min.), critério de inclusão considerando o DAP (C.I.) e referência bibliográfica.....	13
Tabela 2: Lista de espécies indicadoras de cada formação florestal. FR representa as Florestas de Restinga, FOD as Florestas Ombrófila Densa, FOM as Florestas com Araucária e FN as Florestas Nebulares.....	16
Tabela 3: Valores de similaridade de Sorensen entre as formações florestais (FR= floresta de restinga, FOD= floresta ombrófila densa, FOM= floresta ombrófila mista, FN= floresta nebulosa).....	17
Tabela 4: Valores de correlação da matriz de abundância das espécies nas unidades amostrais com cada variável ambiental e com a matriz distância entre as áreas, com sua respectiva significância do teste de Mantel.....	18

CAPÍTULO 2

Tabela 1: Lista das espécies arbóreas ordenadas por família com suas respectivas ocorrências nas três localidades de estudo (CPCN Pró-Mata; Estação Ecológica de Aratinga; Parque Nacional dos Aparados da Serra - Parna), nordeste do Planalto do RS. As diferentes letras indicam que a espécie ocorreu apenas como plântula (p), apenas como árvore (a) ou em ambos os estratos (c).....	40
Tabela 2: Quadro comparativo das espécies dos estratos inferior (plântulas) e superior (árvores) provenientes da encosta entre as localidades de estudo. Letras distintas indicam diferença significativa entre localidades.....	42
Tabela 3: Espécies dos estratos inferior (plântulas) e superior (árvores) indicadoras de cada localidade com seus respectivos valores indicadores ($p < 0,05$).....	43
Tabela 4: Número de indivíduos de plântulas e de árvores, área basal (m^2) e alturas (m) média e máxima entre as árvores amostradas nas localidades de estudo (CPCN Pró-Mata; Estação Ecológica de Aratinga; Parque Nacional dos Aparados da Serra - Parna). As médias correspondem às UAs de $100m^2$	44
Tabela 5: Síntese dos resultados de riqueza de espécies dos estratos inferior (plântulas) e superior (árvores) para as três localidades de estudo.....	46

INTRODUÇÃO GERAL

A paisagem do Planalto no Nordeste do Rio Grande Sul chama a atenção por sua beleza cênica e o encontro de diferentes formações vegetais. No platô ocorre um mosaico de campos entremeados por florestas com Araucária. Na porção superior das montanhas ocorre a “Matinha Nebular”. Já nas encostas e vales, predomina a Floresta Pluvial Atlântica, também chamada de Floresta Ombrófila Densa. A caracterização florística, histórica e fitogeográfica da dinâmica vegetacional destas formações no sul do Brasil foi apresentada por diversos autores, entre eles Rambo (1951a, 1951b, 1953, 1956a, 1956b, 1961), Klein (1960, 1984), Hüeck (1972), Roth & Lorscheitter (1993), Jarenkow (1994), Pillar & Quadros (1997), Ledru *et al.* (1998), Brack (2002), Falkenberg (2003), Oliveira & Pillar (2004), Behling *et al.* (2004; 2007), Mello (2006), Duarte *et al.* (2006), Longhi *et al.* (2006) e Jeske-Pieruschka *et al.* (2010).

O encontro entre diferentes formações vegetais é definido como ecótono ou zona de transição. A configuração da paisagem do Planalto é devido à flutuações climáticas, que teve como principal consequência, a ampliação ou retração destes tipos distintos de vegetação nas zonas de transição ao longo do tempo. O intuito de estudar e monitorar estas zonas de transição deve-se ao fato de sua dinâmica vegetacional ser um potencial indicador, sensível às mudanças climáticas globais. Atualmente no Rio Grande do Sul, diversos estudos apontam que o clima vem favorecendo a expansão das florestas sobre áreas campestres e também a penetração de espécies tropicais na Floresta Ombrófila Mista, devido principalmente ao aumento da umidade após a última glaciação (Ledru *et al.* 1998; Behling *et al.* 2004, 2007; Jeske-Pieruschka *et al.* 2010).

Dentro deste contexto florístico e estrutural das comunidades florestais da região, emergem algumas questões que foram motivadoras deste estudo. As diferentes formações florestais na região Nordeste do Rio Grande do Sul apresentam espécies

indicadoras? Quais são? Como variam a composição, abundância e diversidade de espécies nesta região de ecótono? Qual seria o papel do ambiente e do espaço na estruturação destas comunidades? Descrever estes padrões é importante para compreender o que determina e mantém a diversidade de espécies nesta região.

Há algum tempo estas questões têm intrigado, não apenas a mim, mas muitos pesquisadores que conhecem a região. Nesse sentido, sabe-se que o conhecimento sobre o funcionamento dos ecossistemas florestais da borda oriental do planalto com as encostas, na região Sul do Brasil, é ainda escasso. Buscando tentar responder a algumas questões para melhor compreender estes ecossistemas, esta dissertação é dividida em dois capítulos: o primeiro trata da especificidade de espécies arbóreas em diferentes formações florestais no Sul da Mata Atlântica. Este capítulo tem como objetivo verificar se as diferentes tipologias florestais no sul da Mata Atlântica (lato senso) apresentam espécies indicadoras. Se apresentam, quais são estas espécies e que tipo de formação florestal elas indicam? Além disso, abordamos neste capítulo qual a relação entre o padrão de distribuição das espécies destas florestas e macro variáveis ambientais.

O segundo capítulo refere-se ao estudo da diversidade beta de plântulas e árvores e o papel do ambiente e do espaço na explicação da mesma. Neste capítulo, o objetivo foi descrever as comunidades de plântulas e árvores em três áreas de Floresta Ombrófila Mista na borda oriental do Planalto Sul brasileiro no Rio Grande do Sul, particionar a diversidade β destas comunidades em três escalas espaciais e avaliar a importância relativa do ambiente e do espaço na variação da composição das comunidades de plântulas e árvores (substituição de espécies).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BEHLING, H.; PILLAR, V. D.; ORLÓCI, L.; BAUERMANN, S.G. 2004. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* **203**: 277-297.
- BEHLING, H. & PILLAR, V. D. 2007. Late-Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brazil: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science* **10**: 81-90.
- BRACK, P. 2002. Estudo fitossociológico e aspectos fitogeográficos em duas áreas de floresta atlântica de encosta no Rio Grande do Sul. Programa de Pós Graduação e, Ecologia e Recursos Naturais. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, 132p.
- DUARTE, L. DA S.; DOS SANTOS, M.M.G.; HARTZ, S.M. & PILLAR, V.D. 2006. The role of nurse plants on Araucaria forest expansion over grassland in South Brazil. *Austral Ecology* **31**: 520-528.
- FALKENBERG, D.B. 2003. Matinhas Nebulares e Vegetação Rupícola dos Aparados da Serra Geral (SC/RS), sul do Brasil. Tese de doutorado. Instituto de Biologia, Campinas, SP, UNICAMP, 594p.
- HÜECK, K. 1972. As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica. Editora da Universidade de Brasília e Editora Polígono, São Paulo, 466p.
- JARENKOW, J.A. 1994. Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- JESKE-PIERUSCHKA, V.; FIDELIS, A.; BERGAMIN, R.S.; VÉLEZ, E.; BEHLING, H. 2010. Araucaria forest dynamics in relation to fire frequency in southern Brazil based on fossil and modern pollen data. *Review of Palaeobotany and Palynology*. Artigo em impressão. doi:10.1016/j.revpalbo.2010.01.005
- KLEIN, R. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia* **12**: 17-44.

- KLEIN, R.M. 1984. Aspectos Dinâmicos da Vegetação do Sul do Brasil. *Sellowia* **36**: 5-54.
- LEDRU, M.P.; SALGADO-LABOURIAU, M.L.; LORSCHUITTER, M.L. 1998. Vegetation dynamics in southern and central Brazil during the last 10,000 yr BP. *Review of Palaeobotany and Palynology* **99**: 131-142.
- LONGHI, S. J.; BRENA, D. A.; GOMES, J. F.; NARVAES, G. B. & SOLIGO, A. J. 2006. Classificação e caracterização de estágios sucessionais em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na FLONA de São Francisco de Paula, RS, Brasil. *Ciência Florestal*, **16**: 133-125.
- MELLO, R.S.P. 2006. Detecção de padrões de coexistência arbórea e processos ecológicos em zona de contato de florestas ombrófilas montanas no Sul do Brasil. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 127p.
- OLIVEIRA, J.M. & V.D. PILLAR. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* **5**: 197-202.
- PILLAR, V. D., QUADROS, F. L. F. 1997. Grassland-forest boundaries in southern Brazil. *Coenoses* **12**: 119-126.
- RAMBO, B. 1951a. A imigração da selva higrófila no Rio Grande do Sul. *Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues"* **3**: 55-91.
- RAMBO, B. 1951b. O elemento andino no pinhal riograndense. *Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues"* **3**: 3-39.
- RAMBO, B. 1953. História da flora do planalto riograndense. *Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues"* **5**: 185-232.
- RAMBO, B. 1956a. A fisionomia do Rio Grande do Sul. 2ª ed. Porto Alegre: Selbach. 471p.
- RAMBO, B. 1956b. A flora fanerogâmica dos aparados riograndenses. *Sellowia* **7**: 235-298.
- RAMBO, B. 1961. Migration routes of the South Brazilian rain forest. *Pesquisas, Botânica* **5**: 1-54.
- ROTH, L. & LORSCHUITTER, M.L., 1993. Palynology of a bog in Parque Nacional de Aparados da Serra, East Plateau of Rio Grande do Sul, Brazil. *Quaternary of South America and Antarctic Peninsula* **8**: 39-69.

CAPÍTULO 1

Espécies indicadoras e padrões florísticos em diferentes formações florestais no limite Sul de distribuição da Mata Atlântica, Brasil

RESUMO

Um dos objetivos mais comuns em análises de comunidades é compreender como os padrões de composição de espécies estão associados a diferentes condições ambientais. Esta abordagem é interessante especialmente quando aplicada a florestas heterogêneas e megadiversas, como o caso da Mata Atlântica brasileira. Portanto, o presente estudo tem por objetivo verificar se as diferentes tipologias florestais no sul da Mata Atlântica apresentam espécies indicadoras e qual a relação entre o padrão de distribuição de espécies arbóreas com o ambiente. Para tanto, foram obtidos dados de densidade de espécies de levantamentos fitossociológicos em diferentes formações florestais no sul da Mata Atlântica: Floresta de Restinga (3 áreas), Floresta Ombrófila Densa (7), Floresta Ombrófila Mista (8) e Floresta Nebular (3). Foram empregadas análises de espécies indicadoras e de correspondência canônica (CCA). Diferentes níveis de riqueza e de espécies indicadoras para cada tipo florestal foram observados. A Floresta de Restinga apresentou o maior número de espécies indicadoras (17), seguida pela Floresta Ombrófila Densa (10), Floresta Nebular com (4) e Floresta Ombrófila Mista (3). Os padrões revelados pela CCA mostraram um gradiente entre as áreas influenciado pela altitude e temperatura. Associadas à maior altitude e menor temperatura, agruparam-se as Floresta Nebulares, Floresta Ombrófila Densa de altas altitudes e Floresta Ombrófila Mista, enquanto que no outro extremo concentraram-se as áreas de Floresta Ombrófila Densa de baixas altitudes e Floresta de Restinga. Portanto, observamos que as tipologias florestais no sul da Mata Atlântica brasileira apresentam conjuntos diferenciados de espécies indicadoras, demonstrando uma substituição de espécies ao longo destas tipologias. Os padrões de distribuição e substituição das espécies apresentam-se fortemente determinados pela altitude, temperatura e pluviosidade, sendo independentes da distância espacial entre as áreas, considerando a escala de abrangência deste estudo.

1 - INTRODUÇÃO

Um dos objetivos mais comuns na análise de comunidades é detectar e descrever o valor de diferentes espécies para indicar condições ambientais (Diekmann, 2003). Estudos em ecologia de comunidades descrevem habitats, listando uma ou várias espécies que caracterizam cada um deles (Dufrene & Legendre, 1997). A comparação entre habitats somente através da riqueza específica pode não refletir a importância relativa das espécies no conjunto em escala de paisagem. Espécies generalistas ocorrem em muitos ou na maioria dos habitats e, por outro lado, algumas podem ser restritas a um ou poucos tipos de habitat (Wagner & Edwards, 2001). O grau de raridade das espécies pode ser avaliado através da amplitude da distribuição geográfica, da especificidade aos habitats e do tamanho populacional.

A Floresta Atlântica estende-se ao longo da costa brasileira interiorizando-se, na região sul, até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina, cobrindo uma ampla variabilidade climática, com elevações que vão desde o nível do mar até 2700 m (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). É constituída de muitos tipos fisionômicos florestais e ecossistemas associados, apresentando alta heterogeneidade de ambientes (Metzger, 2009). De acordo com Oliveira-Filho & Fontes (2000), as muitas definições da Floresta Atlântica podem ser classificadas em duas formas principais, *stricto sensu* (s.s.) e *lato sensu* (l.s.). A Floresta Atlântica (s.s.) compreende somente as florestas pluviais da encosta atlântica (Floresta Ombrófila Densa) que interiorizam até cerca de 300km, onde a pluviosidade é localmente influenciada pelos ventos oceânicos e pelas encostas das montanhas. A Floresta Atlântica (l.s.) inclui as Florestas Estacionais (Decídua e Semi-Decídua), as Florestas com Araucária (Floresta Ombrófila Mista) e as Áreas de Formações Pioneiras (Floresta de Restinga).

No Sul da Mata Atlântica l.s., podemos observar as seguintes tipologias florestais: Áreas de formações Pioneiras (Teixeira *et al.*, 1986), conhecida também como Floresta de Restinga (FR) que ocorre junto à região costeira e sofre forte influência dos filtros ambientais, restringindo o número de espécies (Weachter, 1985; Scarano, 2002); Floresta Ombrófila Densa (FOD), considerada como Mata Atlântica s.s. (Oliveira-Filho & Fontes, 2000), caracterizada pela diversidade de formas vegetais e pelas altas temperatura e umidade durante todo ano; Floresta Ombrófila Mista (FOM), caracterizada pela conspícua e às vezes dominante *Araucaria angustifolia*, ocorrente por toda a área de distribuição da floresta, em sua maior parte no Planalto Meridional Brasileiro (Hüeck 1972); e Floresta Ombrófila Densa Altomontana (Teixeira *et al.*, 1986), conhecida como Floresta Nebular (FN) (Rambo, 1953) sendo peculiar a presença quase constante de neblina orográfica (Falkenberg, 2003).

Considerando a heterogeneidade de habitats nas florestas da Mata Atlântica do sul do Brasil, este trabalho tem por objetivo responder as seguintes perguntas: (1) As diferentes tipologias florestais no sul da Mata Atlântica apresentam espécies indicadoras? Em caso afirmativo, (2) quais seriam estas espécies? e (3) qual a relação entre o padrão de distribuição das espécies destas florestas e variáveis ambientais (temperatura, pluviosidade e altitude)?

2 - MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 - Levantamento dos dados

Foram obtidos dados de levantamentos fitossociológicos do componente arbóreo realizados em diferentes formações florestais no sul da Mata Atlântica, de modo que representassem os tipos supramencionados (Figura 1a; 1b). Ao todo foram selecionados

21 trabalhos (Tabela 1) dos quais foram extraídos dados de densidade por hectare das espécies do componente arbóreo, ou seja, indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) a partir de 10 cm, exceto as florestas de restinga ($DAP \geq 5$ cm), por apresentarem um porte arbóreo menor. Os 21 trabalhos correspondem a três na Floresta de Restinga, sete na Floresta Ombrófila Densa, oito na Floresta Ombrófila Mista e três na Floresta Nebular. Além disso, foram selecionadas variáveis ambientais como altitude, pluviosidade média anual, temperaturas máxima, mínima e média anuais. Como variável espacial foi incluída a distância geográfica entre as áreas. Os dados das variáveis ambientais e espaciais foram obtidos para cada UA. Os valores de pluviosidade e temperatura foram obtidos através da base de dados *World Clim* (Hijmans *et al.*, 2005), no qual possui a média dos últimos 50 anos, e os demais dos próprios trabalhos de fitossociologia.

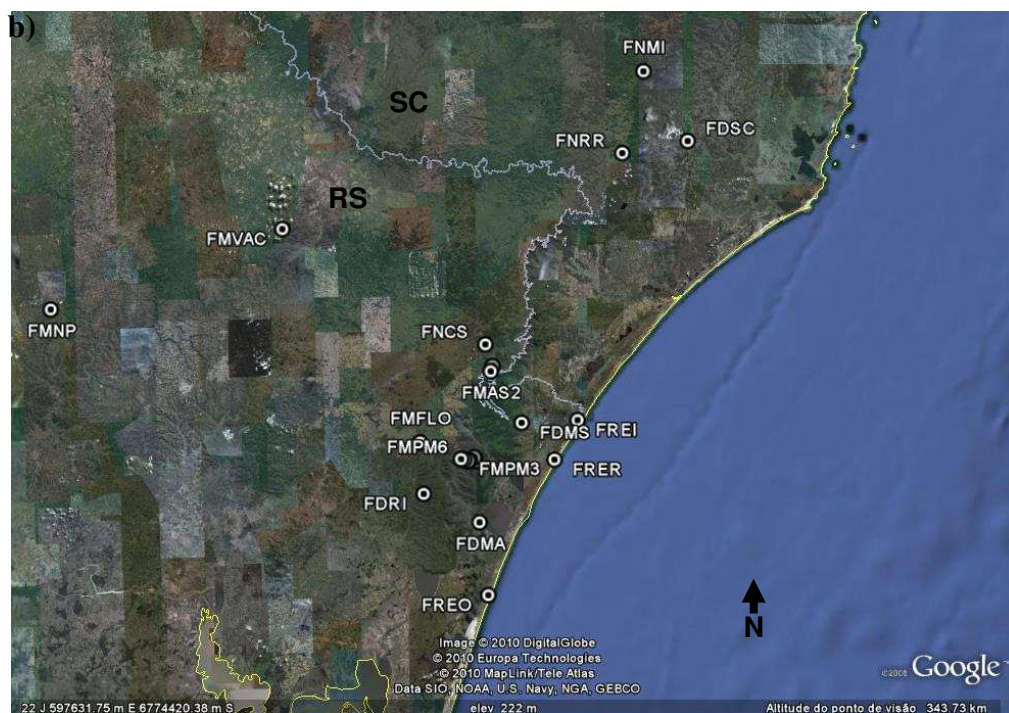
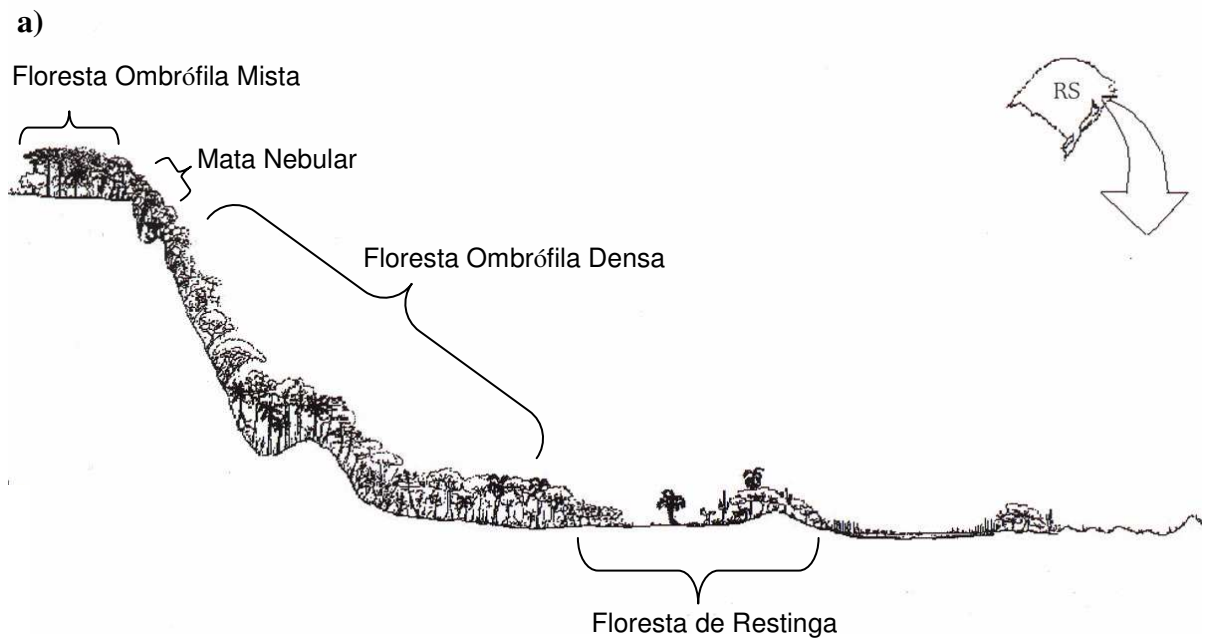


Figura 1. (a) Perfil esquemático representando as diferentes formações florestais no nordeste do Rio Grande do Sul (adaptado de Brack, 2009). (b) distribuição geográfica dos 21 trabalhos compilados para o Sul da Mata Atlântica. Os códigos encontram-se na tabela 2.

Tabela 1: Lista de trabalhos compilados com seus respectivos códigos, onde FRE representa as Florestas de Restinga; FD a Floresta Ombrófila Densa; FM Floresta Ombrófila Mista; FN Floresta Nebular, município, altitude, coordenadas (todas as coordenadas encontram-se no fuso 22j), métodos de amostragem, critério de inclusão considerando o DAP e referência bibliográfica.

Código	Município	Altitude (m)	Coordenadas (UTM)	Método Amostragem	Critério Inclusão	Referência
1- FREI	Itapeva	10	580576 e 6738718	Parcelas	DAP ≥ 5cm	Kindel, 2002
2- FRER	Rondinha	9	580835 e 6737239	Parcelas	DAP ≥ 5cm	Rossoni & Baptista, 1994
3- FREO	Osório	2	578736 e 6737500	Quadrante centrado	DAP ≥ 5cm	Dillenburg <i>et al.</i> , 1992
4-FDMA	Maquiné	150	582221 e 6713219	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Brack, 2002
5- FDRI	Riozinho	800	599357 e 6751867	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Brack, 2002
6- FDMS	Morrinhos do Sul	460	560518 e 6724747	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Jarenkow, 1994
7- FDSC	Orleans	265	666349 e 6861059	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Citadini-Zanetti, 1995
8- FDPM4	São Francisco de Paula	870	578036 e 6737413	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Mello, 2006
9- FDPM5	São Francisco de Paula	860	575348 e 6738139	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Mello, 2006
10- FDPM1	São Francisco de Paula	890	576450 e 6737947	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Mello, 2006
11- FMNP	Nova Prata	720	587540 e 6772187	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Nascimento <i>et al.</i> , 2001
12- FMPM2	São Francisco de Paula	920	588312 e 6774182	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Bergamin, 2009
13- FMPM3	São Francisco de Paula	910	559440 e 6744821	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Bergamin, 2009
14- FMPM6	São Francisco de Paula	925	576422 e 6799068	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Bergamin, 2009
15- FMAS2	Cambará do Sul	975	506514 e 6828931	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Bergamin, 2009
16- FMAS3	Cambará do Sul	970	585593 e 6782697	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Bergamin, 2009
17- FMFLO	São Francisco de Paula	915	559036 e 6888376	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Longhi <i>et al.</i> , 2006
18- FMVAC	Vacaria	850	506467 e 6856409	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Mauhs, 2002
19- FNCS	Cambará do Sul	1000	585538 e 6752576	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Vaccaro, 1997
20- FNMI	Urubici	1710	585226 e 6684569	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Falkenberg, 2003
21- FNRR	Bom Jardim da Serra	1400	640095 e 6737249	Parcelas	DAP ≥ 10cm	Falkenberg, 2003

2.2 - Análise de dados

Para as análises, foram excluídas todas as espécies que tiveram apenas uma ocorrência em algum sítio. Os nomes científicos das espécies e possíveis sinonímias foram atualizados seguindo revisões recentes (*e.g.* Sobral *et al.* 2006; APG III, 2009).

A matriz de densidade de espécies por UA foi submetida à análise de espécies indicadoras (Dufrene & Legendre, 1997), para verificar se os tipos florestais possuem espécies específicas. A análise produz um valor indicador para cada espécie em cada grupo de UA (ou seja, tipo florestal), e estes valores são testados quanto à significância usando a técnica de aleatorização de Monte Carlo. Posteriormente, todas as espécies indicadoras foram classificadas quanto à distribuição geográfica em escala regional,

conforme descrito a seguir. Quando a espécie ocorre em mais de um tipo de formação florestal, ela foi considerada como de *ampla* distribuição. Porém, se a espécie ocorre na FOM e na FN, sendo restrita a altitudes elevadas, a espécie foi classificada como *ampla de altitude*. Por outro lado, se a espécie é restrita a algum tipo de formação florestal, estas foram classificadas como de *Restinga* (FR), *Atlântica* (FOD), *Planalto* (FOM) ou *Nebular* (FN). Esta classificação foi sugerida a partir de revisões bibliográficas (e.g. Sobral *et al.*, 2006), conhecimento dos autores e consulta a especialistas. A delimitação das famílias seguiu a classificação proposta por APG III (APG 2009).

Para analisar o grau de similaridade entre as áreas, foi realizado o teste utilizando como medida de semelhança o índice de Sorensen. Em seguida, para avaliar a relação de um possível padrão na distribuição das espécies com as variáveis ambientais, as matrizes de UA por espécies e UA por variáveis ambientais foram submetidas à análise de ordenação canônica (CCA). Neste procedimento, a matriz de variáveis ambientais foi submetida a um procedimento de seleção de variáveis (CCA *stepwise*), a fim de otimizar a correlação de um subconjunto de variáveis com a matriz de espécies. Enfim, para avaliar uma possível relação das distâncias entre as áreas com a matriz de comunidades, foi realizado um teste de Mantel.

A análise de similaridade de Sorensen e o teste de Mantel foram realizados com o aplicativo Multiv v. 2.6.5b (Pillar, 2009). A análise de espécies indicadoras foi realizada com o aplicativo PCORD4 (Mc Cune & Mefford, 1999) e a CCA com o aplicativo CANOCO (ter Braak, 1991).

3 - RESULTADOS

O primeiro resultado a ser ressaltado é o grau de ocorrência das espécies para região de abrangência do estudo. O conjunto inicial (matriz total) era composto por 298 espécies e, após a exclusão das que ocorreram apenas uma vez por sítio, restaram apenas 54,7% (163) das espécies (Anexo 1).

No conjunto dos trabalhos por formação florestal, a Floresta Ombrófila Densa (FOD) obteve a maior riqueza, com 129 espécies, seguida pela Floresta Ombrófila Mista (FOM) (87), Floresta de Restinga (FR) (52) e Floresta Nebular (FN) (26). Quanto às espécies que foram exclusivas de algum tipo florestal, 3,7% (seis espécies) ocorreram apenas na FR, 22% (36) na FOD, 6,8% (11) na FOM e 0,6% (1) na FN. Apenas uma espécie, *Prunus myrtifolia*, esteve presente em todas as formações florestais. Por outro lado, as espécies que foram indicadoras ($p < 0,05$) das formações florestais, neste estudo, representaram 21% (34) do total. A FR apresentou o maior número de espécies indicadoras com 17, seguida respectivamente pela FOD com 10, FN com quatro e FOM com três. A maior similaridade foi verificada entre as formações FOD e FOM e a menor entre FR e FN (Tabela 3).

Tabela 2: Espécies indicadoras de cada formação florestal no quadrante nordeste do Rio Grande do Sul. FR representa as Florestas de Restinga, FOD as Florestas Ombrófila Densa, FOM as Florestas com Araucária e FN as Florestas Nebulares.

Espécie	Formação	Valor indicador	p	Distribuição geográfica
<i>Allophylus edulis</i>	FR	90,8	0,001	Ampla
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	FR	99,2	0,001	Ampla
<i>Myrsine umbellata</i>	FR	98,5	0,001	Ampla
<i>Casearia sylvestris</i>	FR	93,9	0,002	Ampla
<i>Guapira opposita</i>	FR	89,5	0,009	Ampla
<i>Sebastiania commersoniana</i>	FR	65,7	0,009	Ampla
<i>Myrcia glabra</i>	FR	64,9	0,022	Ampla
<i>Celtis ehrenbergiana</i>	FR	66,7	0,023	Ampla
<i>Erythroxylum argentinum</i>	FR	66,7	0,023	Ampla
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	FR	66,7	0,023	Ampla
<i>Zanthoxylum fagara</i>	FR	66,7	0,023	Ampla

<i>Coussapoa microcarpa</i>	FR	65,0	0,025	Ampla
<i>Ficus cestrifolia</i>	FR	65,6	0,027	Ampla
<i>Eugenia neoaustralis</i>	FR	66,7	0,029	Ampla
<i>Nectandra oppositifolia</i>	FR	60,8	0,030	Ampla
<i>Eugenia uniflora</i>	FR	64,7	0,037	Ampla
<i>Matayba guianensis</i>	FR	64,2	0,040	Atlântica
<i>Calyptanthes grandifolia</i>	FOD	100,0	0,001	Atlântica
<i>Meliosma sellowii</i>	FOD	85,7	0,005	Atlântica
<i>Eugenia schuechiana</i>	FOD	71,4	0,009	Atlântica
<i>Cedrela fissilis</i>	FOD	67,4	0,021	Ampla
<i>Cabralea canjerana</i>	FOD	66,0	0,024	Ampla
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	FOD	61,7	0,026	Ampla
<i>Schefflera morototoni</i>	FOD	57,1	0,050	Ampla
<i>Roupala brasiliensis</i>	FOD	51,1	0,050	Ampla
<i>Chrysophyllum viride</i>	FOD	57,1	0,050	Atlântica
<i>Hirtella hebeclada</i>	FOD	42,9	0,050	Atlântica
<i>Araucaria angustifolia</i>	FOM	86,5	0,004	Planalto
<i>Myrceugenia miersiana</i>	FOM	68,2	0,016	Ampla de altitude
<i>Myrcia guianensis</i>	FOM	51,8	0,050	Ampla de altitude
<i>Maytenus boaria</i>	FN	66,7	0,028	Ampla de altitude
<i>Siphoneugena reitzii</i>	FN	65,3	0,044	Nebular
<i>Weinmania paulliniifolia</i>	FN	52,2	0,050	Nebular
<i>Ilex microdonta</i>	FN	60,0	0,050	Planalto

Tabela 3: Valores de similaridade de Sorensen entre as formações florestais (FR= floresta de restinga, FOD= floresta ombrófila densa, FOM= floresta ombrófila mista, FN= floresta nebulosa).

	FR	FOD	FOM	FN
FR	-	-	-	-
FOD	41%	-	-	-
FOM	26%	55%	-	-
FN	5%	23%	35%	-

Os padrões revelados pela CCA ($p= 0,001$) mostraram um gradiente ao longo do eixo 1 influenciado principalmente pela altitude e pluviosidade (Figura 2). À direita do eixo (maior altitude e pluviosidade), agruparam-se as FN, FOD de altas altitudes e FOM, e à esquerda do eixo 1 ficaram as áreas de FOD de baixas altitudes e FR. O eixo 2 indica uma variação mais relacionada à pluviosidade e a própria distinção florística entre as FOM e FOD de altitude e as FR, FOD de terras baixas e duas áreas de FN. As

variáveis ambientais selecionadas pelo modelo e que apresentaram maior correlação com a distribuição das espécies foram a altitude ($p = 0,001$) e a pluviosidade ($p = 0,007$). A distância entre as áreas não demonstrou uma correlação significativa pela análise de Mantel ($p = 0,869$).

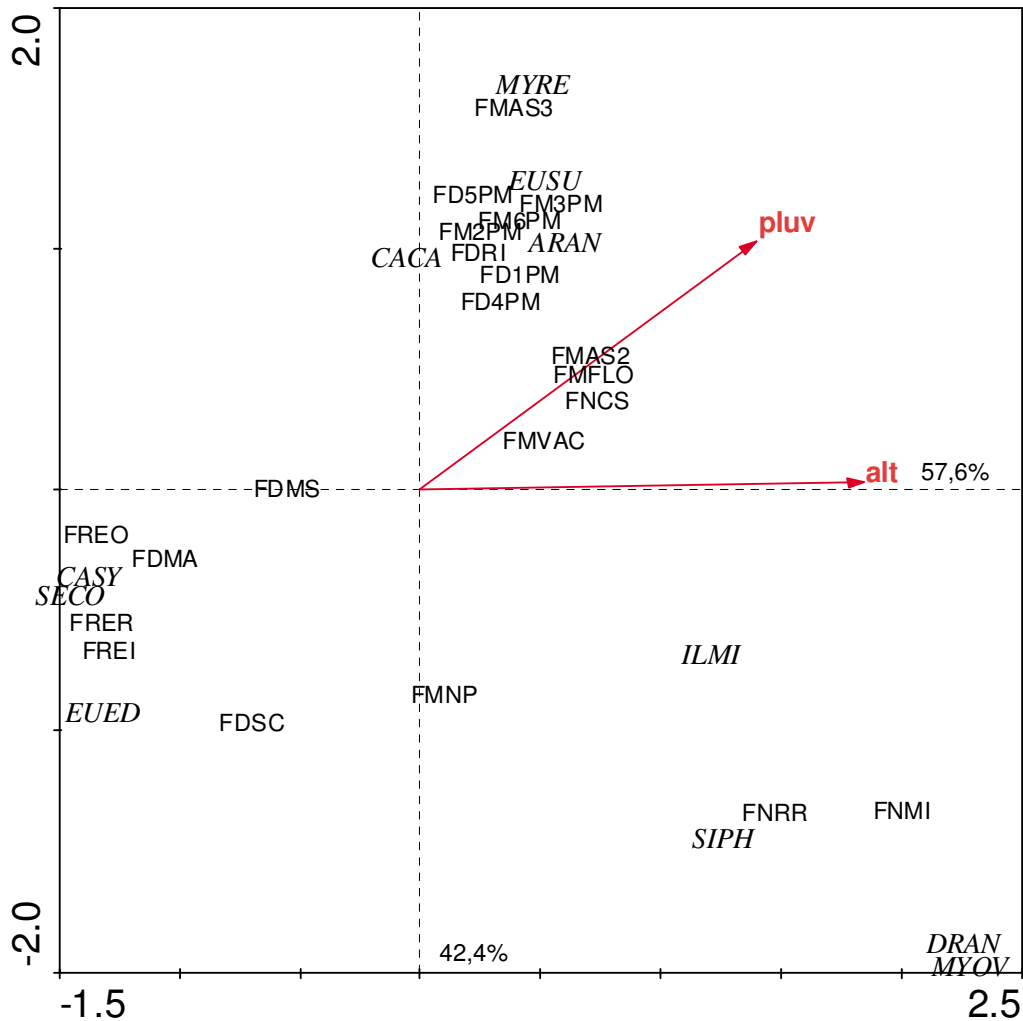


Figura 2: Diagrama de dispersão dos eixos 1 e 2 da análise de ordenação (CCA) das unidades amostrais descritas pela abundância das espécies e pelas variáveis ambientais (ARAN= *Araucaria angustifolia*; CACA= *Cabrlea canjerana*; CASY= *Casearia sylvestris*; DRAN= *Drimys angustifolia*; EUED= *Euterpe edulis*; EUSU= *Eugenia subterminalis*; ILMI= *Ilex microdonta*; MYOV= *Myrceugenia ovata*; MYRE= *Myrcia retorta*; SECO= *Sebastiania commersoniana*; SIPH= *Siphoneugena reitzii*; pluv= pluviosidade média anual e alt= altitude). Os códigos das unidades amostrais encontram-se na Tabela 1.

4- DISCUSSÃO

O grau de ocorrência em apenas um sítio apresentado pelas espécies reflete a complexidade e heterogeneidade dos habitats presentes no sul da Mata Atlântica, o que favorece a riqueza de espécies florestais (Metzger, 2009) e um elevado grau de raridade (Gaston, 1994). Este elevado número de espécies raras encontrado no sul da Mata Atlântica reforça a idéia deste bioma ser um dos 25 *hotspots* de biodiversidade do mundo (Myers *et al.*, 2000). Outra característica que demonstra heterogeneidade de habitats é o fato de que apenas *Prunus myrtifolia* ocorreu nas quatro tipologias. Reitz (1996) e Carvalho (2003) citam esta espécie como adaptada às mais variadas condições de solo e com estrutura foliar que permite uma ampla distribuição, incluindo ambientes xéricos como as restingas.

Os resultados da FOD estão de acordo com a literatura (Klein, 1984; Leite, 2002), onde é atribuído à Mata Atlântica s.s. um maior número de espécies em relação aos outros ecossistemas associados. Scudeller *et al.* (2001) atribuem a grande riqueza de espécies na Floresta Ombrófila Densa de São Paulo à heterogeneidade de solos e relevo. Por outro lado, duas áreas de FN, Morro da Igreja e Serra do Rio do Rastro, respectivamente apresentaram apenas sete e nove espécies. Esta baixa riqueza demonstrada na FN reflete os filtros ambientais presentes nesta formação, os quais parecem estar restringindo a ocorrência de várias espécies pela severidade das condições climáticas, como baixas temperaturas, conseqüentemente resultando em baixa taxa de decomposição de serrapilhera e presença constante de neblina. Para as florestas de Restinga, a riqueza não foi tão baixa, apesar das condições ambientais também serem mais severas, em comparação às demais formações (Waechter, 1985; Scarano, 2002). Isso em parte pode ser justificado pelo critério de inclusão ter sido $DAP \geq 5$ cm, incluindo assim um número bem maior de indivíduos o que certamente tem influência

na riqueza de espécies. Portanto, se fosse $DAP \geq 10$ cm, talvez a riqueza de espécies tivesse sido menor também em razão das condições ambientais.

As espécies que indicaram a floresta de restinga, quase a totalidade (16 espécies), apresentam ampla distribuição geográfica (Sobral *et al.* 2006). Um dos fatores associados a este resultado é que essas florestas ocorrem sobre uma formação geológica relativamente recente, com aproximadamente 4000 anos (Macedo, 2007), não havendo tempo suficiente para haver especiações que lhe conferissem espécies endêmicas (Scarano, 2002). Outro fator que pode estar associado são os filtros ambientais característicos destas florestas (Klein, 1984), ocorrência sobre solos pobres em nutrientes, com deficiência hídrica (mal ou bem drenados), influência da maresia (salinidade) e de ventos fortes (Waechter, 1985). Espécies de ampla distribuição geográfica em geral apresentam alta plasticidade ecológica, estando aptas a colonizar tanto estes ambientes como florestas densas e úmidas. Além disso, o que também pode estar associado ao grande número de espécies indicadoras é o critério de inclusão ser menor ($DAP \geq 5$ cm) pois a densidade de indivíduos é maior em relação às demais formações florestais.

Para a Floresta Ombrófila Densa, das dez espécies indicadoras, cinco apresentam distribuição restrita a este tipo de formação. Leite (2002) listou para região desta floresta na região de Santa Catarina, por volta de 700 espécies de árvores e 50% destas que ocorrem neste tipo de formação são exclusivas. Devido à alta riqueza (79% do total das espécies ocorreram nesta tipologia florestal), era esperado um menor número de espécies indicadoras, por estas apresentarem baixa abundância e frequência (Scudeller *et al.* 2001). A baixa frequência e abundância destas espécies são relacionadas com filtros bióticos, como por exemplo, a competição interespecífica. Cabe salientar que algumas espécies indicadoras deste ambiente de maior tropicalidade,

como *Cabralea canjerana* e *Calypttranthes grandifolia*, são encontradas na FOM como plântulas e árvores jovens (Bergamin, Capítulo 2 desta dissertação), indicando um potencial avanço da FOD sobre a FOM (Rambo, 1951; Mello, 2006) nas atuais condições climáticas.

A FOM e FN juntas apresentaram apenas sete espécies indicadoras, sendo que todas têm sua distribuição relacionada a maiores altitudes (Sobral *et al.*, 2006). Estas formações encontram-se sob condições ambientais extremas, principalmente em relação às baixas temperaturas e à ocorrência de geadas durante o período de inverno. Estas condições podem ser importantes filtros ambientais, que limitam a ocorrência de várias espécies do *pool* regional, ou seja, apenas aquelas mais adaptadas às condições climáticas locais ocorrem com maior frequência e abundância, podendo ser indicadoras destas formações.

A similaridade de Sorensen mostrou um padrão de gradiente entre as formações, onde há um *continuum* de substituição de espécies, sendo a altitude a principal variável correlacionada. A maior similaridade demonstrada entre FOD e FOM está relacionada ao fato de um maior compartilhamento de espécies, no caso foram 60. Este maior compartilhamento de espécies provavelmente acontece entre as áreas de FOD com maiores altitudes e áreas de FOM que caracterizam uma região de ecótono entre estas formações. Por outro lado, apenas duas espécies foram compartilhadas entre FR e FN, sendo elas *Prunus myrtifolia* e *Ocotea pulchella*, fato que fez estas formações apresentarem a menor similaridade. Estas espécies são de ampla distribuição geográfica e ocorrem em todas as formações florestais da Mata Atlântica l.s. (Lorenzi, 2000; Carvalho, 2003).

A influência da altitude sobre a composição de espécies é similar ao encontrado por Oliveira-Filho & Fontes (2000), onde a mesma também demonstrou ter influência

na distribuição das espécies na região da Mata Atlântica l.s. no sudeste do Brasil. Algumas espécies como *Ilex microdonta*, *Drimys angustifolia* e *Weinmannia paulliniifolia* respondem diretamente com o aumento da altitude, sendo consideradas diagnósticas para florestas nebulares (Webster, 1995) e conhecidas por apresentar um padrão de distribuição ao longo da cadeia de montanhas brasileiras (Giulietti & Pirani, 1988). No presente estudo, salientamos também a importância da temperatura na definição dos padrões, uma vez que ela está diretamente relacionada com a altitude, diminuindo à medida que a altitude aumenta. Por outro lado, também verificamos a influência da pluviosidade, a qual tem sido indicada como fator determinante na diferenciação das florestas atlânticas no sudeste do Brasil (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Entretanto, considerando que o sul do Brasil não apresenta uma estação seca pronunciada, Marchiori (2002) referencia a temperatura como responsável pelo caráter decidual destas florestas e não a pluviosidade. Ou seja, é possível que a temperatura seja realmente um fator de grande influência na distribuição das espécies ao longo do gradiente de heterogeneidade ambiental encontrado nas florestas do sul do Brasil.

O fato da distância não apresentar uma correlação com a matriz de espécies sugere que estas comunidades diferem não em razão da limitação de dispersão (Hubbel, 2001), e sim devido à heterogeneidade ambiental que ocorre entre as áreas, onde as espécies apresentam diferentes requerimentos de nicho (Wright, 2002; Svenning *et al.*, 2004). Os grupos observados no diagrama de ordenação demonstram que há maior similaridade entre FR e FOD de baixas altitudes e FOD de altas altitudes com FOM, do que entre os próprios sítios da FOD. Isto é devido ao gradiente de altitude (e conseqüentemente de temperatura) onde há um compartilhamento maior de espécies em altitudes próximas, mais uma vez demonstrando a grande heterogeneidade da FOD na região sul do Brasil.

Portanto, observamos que as tipologias florestais no sul da Mata Atlântica brasileira apresentam conjuntos diferenciados de espécies indicadoras, demonstrando uma substituição de espécies ao longo destas tipologias. Os padrões de distribuição das espécies apresentam-se fortemente determinados pela variação na altitude e na temperatura, sendo independentes da distância espacial entre as áreas, considerando a escala de abrangência deste estudo.

5- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Angiosperm Phylogeny Group. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* **162**: 105-121.
- BRACK, P. 2002. Estudo fitossociológico e aspectos fitogeográficos em duas áreas de floresta atlântica de encosta no Rio Grande do Sul. Programa de Pós Graduação e, Ecologia e Recursos Naturais. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, 132p.
- BRACK, P. 2009. Vegetação e paisagem do litoral norte do Rio Grande do Sul: exuberância, raridade e ameaças a biodiversidade. In: Würdig, N.L. & Freitas, S.M.F. *Ecosistemas e biodiversidade do Litoral Norte do RS*. Porto Alegre, Nova Prova.
- CARVALHO, P.E.R. 2003. *Espécies Arbóreas Brasileiras*. Volume 1. Embrapa, Brasília, 1039p.
- DIEKMANN, M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology* **4**: 493-506.
- DILLENBURG, L. R.; WAECHTER, J. L.; PORTO, M. L. 1992. Species composition and structure of a sandy coastal plain forest in northern Rio Grande do Sul, Brazil. Pp. 349-366. In: SEELIGER, U. (Org.). *Coastal Plant Communities of Latin America*. New York: Academic Press.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**: 345-366..
- FALKENBERG, D.B. 2003. *Matinhas Nebulares e Vegetação Rupícola dos Aparados da Serra Geral (SC/RS), sul do Brasil*. Tese de doutorado. Instituto de Biologia, Campinas, SP, UNICAMP, 594p.
- GASTON, K.J. 1994. *Rarity*. Chapman & Hall, London, 220p.
- GIULIETI, A.M. & PIRANI, J.R. 1988. Patterns of Geographic Distribution of Some Species From the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. In:

- Vanzolini, P.E.; Heyer, W.R. (eds.). Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, p.39-69.
- HIJMANS, R.J., CAMERON, S. PARRA, J.L., JONES, P.G., JARVIS, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for Global land areas. *International Journal of Climatology*, **25**: 1965-1978.
- HUBBELL, S. P. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton, Princeton University Press.
- HÜECK, K. 1972. As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica. Editora da Universidade de Brasília e Editora Polígono, São Paulo, 466p.
- JARENKOW, J.A. 1994. Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- KINDEL, A. 2002. Diversidade e estratégias de dispersão de plantas vasculares da floresta paludosa do Faxinal, Torres - RS. Programa de Pós-Graduação em Botânica. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 102 p.
- KLEIN, R.M. 1984. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. *Sellowia* **36**: 5-54.
- LEITE, P.F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. *Ciência e Ambiente* 24: 51-73.
- LONGHI, S. J.; BRENA, D. A.; GOMES, J. F.; NARVAES, G. B. & SOLIGO, A. J. 2006. Classificação e caracterização de estágios sucessionais em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na FLONA de São Francisco de Paula, RS, Brasil. *Ciência Florestal*, **16**: 133-125.
- LORENZI, H. 2000. Árvores brasileiras: manual de identificação de plantas arbóreas nativas do Brasil. Vol.1 3ª edição. Nova Odessa, Instituto Plantarum, 352p.
- MACEDO, R. B., CANCELLI, R.R., BAUERMANN, S.G., BORDIGNON, S.A.L., NEVES, P.C.P. 2007. Palinologia de níveis do Holoceno da Planície Costeira do Rio Grande do Sul (localidade de Passarinhos), Brasil. *GAEA*, **3**: 68-74.

- MACHADO, R. E. 2004. Padrões vegetacionais em capões de Floresta com Araucária no Planalto Nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil. Dissertação de Mestrado, Porto Alegre: UFRGS, 154p.
- MARCHIORI, J.N.C. 2002. Fitogeografia do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, EST edições, 110p.
- MAUHS, J. & BACKES, A. 2002. Fitosociologia e regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista exposto a perturbações antrópicas. Pesquisas, Série Botânica, **52**: 89-109.
- MCCUNE, B., MEFFORD, M.J. PC-ORD: Multivariate Analysis of ecological data, Version 4. MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon. 1999.
- MELLO, R.S.P. 2006. Detecção de padrões de coexistência arbórea e processos ecológicos em zona de contato de florestas ombrófilas montanas no Sul do Brasil. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 127p.
- METZGER, J.P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic Forest. Biological Conservation **142**: 1138-1140.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature **403**: 845-853.
- NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J. & BRENA, D. A. 2001. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista, em Nova Prata, RS. Ciência Florestal, **11**: 105-119.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., FONTES, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southern Brazil and the influence of climate. Biotropica **32**: 793-810.
- PILLAR, V.D. 2009. MULTIV software para análise multivariada, testes de aleatorização e autoreamostragem "bootstrap", Versão Beta 2.6.5b. In. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.
- RAMBO, B. 1951. A Imigração da Selva Higrófila no Rio Grande do Sul. Sellowia **3**: 55-91. RAMBO, B. 1953. História da Flora do Planalto Riograndense. Anais Botânicos de Herbário Barbosa Rodrigues **5**: 185-232.
- RAMBO, B. 1961. Migration routes of the South Brazilian rain forest. Pesquisas, Botânica **5**: 1-54.

- REITZ, R. 1996. Flora Ilustrada Catarinense: Rosáceas. Itajaí, 135p.
- ROSSONI, M. G. & BAPTISTA, L. R. M. 1994. Composição florística da mata de restinga, Balneário Rondinha Velha, Arroio do Sal, RS, Brasil. Pesquisas, Série Botânica, **45**: 115-131.
- SCARANO, F.R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. *Annals of Botany* **90**: 517-524.
- SCUDELLER, V.V.; MARTINS, F.R.; SHEPHERD, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. *Plant Ecology* **152**: 185-199.
- SOBRAL, M., JARENKOW, J.A., BRACK, P., IRGANG, B., LAROCCA, J., RODRIGUES, R.S. 2006. Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil. Novo Ambiente, Porto Alegre, 350p.
- SVENNING, J. C.; KINNER, D. A.; STALLARD, B.M.; ENGELBRECHT, B.M.J.; WRIGHT, S.J. 2004. Ecological determinism in plant community structure across a tropical forest landscape. *Ecology* **85**(9): 2526-2538.
- TER BRACK, C.J.F. 1991. CANOCO – A FORTRAN program for canonical community ordination by [Partial] [Detrended] [Canonical] correspondence analysis, Principal Components Analysis and Redundancy Analysis (version 3.12).
- VACCARO, S. 1997. Relatório final: Área de engenharia florestal. Projeto de ecoturismo sustentável para a região dos campos de cima da serra - Município de Cambará do Sul. Cambará do Sul: Relatório técnico 76p.
- WAGNER, H.H., EDWARDS, P.J. 2001. Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale. *Landscape Ecology* **16**: 121-131.
- WAECHTER, J.L. 1985. Aspectos ecológicos da vegetação de restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. Comunicação do Museu de Ciências da PUCRS, Série Botânica, **33**: 49-68.

- WEBSTER, G.L. 1995. The panorama of neotropical cloud forests. In Churchill, H.B., Forero, E., Luteyn (eds.). Biodiversity and conservation of neotropical Montane Forests. New York Botanical Garden, New York, p. 53-77.
- WRIGHT, S. J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130: 1-14.

CAPÍTULO 2

Partição da diversidade beta em florestas com Araucária: o papel do ambiente e do espaço na substituição de espécies vegetais

RESUMO

Os fatores que determinam a taxa de substituição de espécies, também chamada de diversidade beta, em florestas tropicais têm sido foco de estudos nos últimos anos. Ecólogos discutem se a substituição é devido às condições ambientais de diferentes habitats (teoria de nicho) ou se é limitada pela dispersão (teoria neutra). O objetivo do presente estudo é particionar a diversidade beta das comunidades descritas pelos estratos inferior e superior em três escalas espaciais e avaliar a importância relativa do ambiente e do espaço na substituição de espécies. Para tanto, foram selecionadas três localidades, todas situadas na borda leste do Planalto das Araucárias, e delimitados três sítios de amostragem em cada. Em cada sítio, foram instaladas parcelas de tamanhos diferenciados para amostragem de árvores adultas ($\geq 10\text{cm}$ DAP) e plântulas (entre 0,10m de altura e com 1cm de DAP). Para particionar a diversidade beta nas escalas de avaliação (parcela, sítio, localidade), foi utilizado o *software* Partition v.3 e, para avaliar a importância relativa do ambiente e do espaço na substituição de espécies, foi empregada a Análise de Redundância parcial. Ao todo foram registradas 86 espécies, contemplando 22% do *pool* de espécies da região sul para esta formação. Os resultados revelaram que a diversidade beta é significativamente distinta apenas na maior escala (entre localidades) para ambos os estratos. Pela análise de redundância parcial, o espaço foi responsável pela maior fração de explicação (21%) para o estrato inferior, enquanto para o superior, o ambiente estruturado pelo espaço obteve a maior fração de explicação (36%). Para o estrato inferior, sugere-se que espécies da encosta apresentam limitação de dispersão, considerando a distância das áreas ou o padrão de deposição de diásporos pelos dispersores. Para o estrato superior, a relação do ambiente com o espaço está na distância entre as áreas e como esta atua nas variáveis consideradas, sendo a distância em relação ao mar provavelmente a variável mais correlacionada, tendo em vista sua influência na temperatura e no regime de chuvas.

1. INTRODUÇÃO

Os fatores que determinam a taxa de substituição (*turnover*) de espécies de plantas em florestas tropicais têm recebido grande atenção nos últimos anos (Duivenvoorden, 1995; Condit *et al.*, 2002; Duivenvoorden *et al.*, 2002; Tuomisto *et al.*, 2003a; Tuomisto *et al.*, 2003b; Svenning *et al.*, 2004; Qian *et al.*, 2005; Guillem *et al.*, 2006; Normand *et al.*, 2006; Legendre *et al.*, 2009; Andersen *et al.*, 2010; Speziale *et al.*, 2010), porém permanecem controversos. Ecólogos têm discutido se esta substituição de espécies é devido às condições ambientais de diferentes habitats (Givinish, 1999; Wright, 2002) ou se é limitada pela dispersão (Hubbel, 2001; Condit *et al.*, 2002; Hubbel, 2005). Variações nas condições ambientais resultam em comunidades estruturadas devido aos diferentes requerimentos de nichos entre as espécies (Wright, 2002; Svenning *et al.*, 2004). Por outro lado, comunidades estruturadas pela limitação de dispersão produzem padrões de organização de espécies com autocorrelação espacial, através de mecanismos neutros, onde todos os indivíduos de qualquer espécie são funcionalmente equivalentes na exploração dos recursos (Hubbel, 2001; 2005). Particionar a proporção da taxa de substituição de espécies entre comunidades, de distintos locais em componentes ambientais e espaciais, se torna uma ferramenta importante para testar as teorias de separação de nicho e de mecanismos neutros em estudos sobre biodiversidade (Legendre *et al.*, 2009).

A substituição na composição de espécies entre sítios dentro de uma mesma localidade é chamada de diversidade beta (β). Whittaker (1960) foi um dos primeiros pesquisadores a reconhecer a relação entre diversidade e escala espacial, propondo a decomposição da diversidade em três componentes: diversidade alfa, beta e gama. A diversidade alfa refere-se à riqueza local de espécies, enquanto que a diversidade beta está relacionada à dissimilaridade entre comunidades descritas pelas espécies, e a

diversidade gama é a riqueza regional total. Primeiramente, Whittaker (1960) propôs uma relação multiplicativa entre os três componentes, onde a diversidade gama seria obtida pela multiplicação entre os componentes alfa e beta. Porém, nesta relação multiplicativa não eram atribuídos pesos de maneira eqüitativa aos componentes da diversidade, quando estes eram particionados em mais de uma escala espacial (Lande, 1996). Já a partição aditiva da diversidade permite calcular a contribuição de alfa e beta em diferentes escalas geográficas (Lande, 1996; Gering *et al.*, 2003). Na partição aditiva, a diversidade gama pode ser fracionada em componentes aditivos representando a diversidade dentro da comunidade (alfa) e entre comunidades (beta) (Flach, 2009). Descobertas acerca de padrões particulares da diversidade e suas variações entre diferentes escalas servem de base para entender o funcionamento de ecossistemas, bem como subsidiar estratégias de conservação da biodiversidade e manejo de ecossistemas (Gering *et al.*, 2003; Legendre *et al.*, 2005).

O sul do Brasil apresenta um mosaico de formações florestais com uma grande heterogeneidade de ambientes. No Rio Grande do Sul, estas florestas estão concentradas na metade Norte do estado, devido à geomorfologia e o clima (Jarenkow & Waechter, 2001). Rambo (1951a) apontou duas principais rotas de migração de florestas para o estado: a “Porta de Torres”, pelo lado Leste (Floresta Ombrófila Densa), servindo de corredor para espécies tropicais atlânticas, e o “Alto Uruguai”, pelo Noroeste, constituído de espécies tipicamente das Florestas Estacionais. Entre estes dois corredores de migração tropical encontra-se o Planalto, o qual, por apresentar condições climáticas mais restritivas em função do frio, forma uma certa barreira à transposição de espécies entre os dois contingentes (Jarenkow & Waechter, 2001; Bergamin & Mondin, 2006). O Planalto é a área de ocorrência da Floresta com Araucária (ou Floresta

Ombrófila Mista), constituída de espécies com origem nas montanhas do Brasil central, nos Andes e na flora austral-antártica (Rambo, 1953; Teixeira *et al.*, 1986).

O Rio Grande do Sul, por apresentar este mosaico de formações florestais, bem como por sua posição geográfica e heterogeneidade do relevo (planícies e planaltos com escarpas abruptas, cujos platôs se encontram sob um clima mais frio), constitui um ótimo cenário para estudos sobre padrões de diversidade e fatores que influenciam estes padrões. Tem-se sugerido que a diversidade de espécies de comunidades florestais da região do Planalto das Araucárias é decorrente da coexistência de elementos florísticos de diferentes origens (Rambo, 1951b; 1953; Rosário, 2001), de processos de migração e substituição de espécies em resposta às flutuações climáticas, da heterogeneidade do relevo e da história biogeográfica. Pesquisas locais têm demonstrado que na região do Planalto das Araucárias, o clima vem favorecendo a expansão das florestas sobre áreas campestres (Oliveira & Pillar, 2004; Duarte *et al.*, 2006) e também a penetração de elementos tropicais em áreas de Floresta Ombrófila Mista (Rambo, 1951b, 1961; Machado, 2004; Mello, 2006; Schüssler, 2006), devido principalmente ao aumento da umidade após a última glaciação (Ledru *et al.* 1998; Behling *et al.*, 2004, 2007; Jeske-Pieruschka *et al.*, 2010).

Baseado no exposto acima, os objetivos do presente estudo consistem em (i) descrever os estratos inferior e superior de comunidades florestais pelas espécies arbustivas e arbóreas, avaliando a influência de elementos provenientes da encosta (espécies tropicais) nestas comunidades, em três áreas de Floresta Ombrófila Mista, (ii) particionar a diversidade β das comunidades considerando os estratos inferior e superior em três escalas espaciais e (iii) avaliar a importância relativa do ambiente e do espaço na variação da composição de espécies entre as comunidades (substituição de espécies). Como principais hipóteses, esperamos que o componente espacial explique mais a

variação das comunidades do que o ambiente, pelo fato das áreas estarem localizadas em uma mesma região geo-climática. Da mesma forma, também esperamos que a partição da diversidade beta seja maior do que o esperado ao acaso apenas na maior escala, devido à influência de fatores históricos e processos biogeográficos entre localidades distantes (Smith, 2001; Gering *et al.*, 2003).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

No Rio Grande do Sul, o Planalto das Araucárias ocupa o centro-norte do estado, com as maiores altitudes a nordeste. A leste é limitado por uma escarpa abrupta voltada para o Oceano Atlântico, identificada por Suertegaray (1996) como a escarpa da linha de falha Osório-Torres. Ao sul, limita-se por outra escarpa de erosão, em contato com a Depressão Central. O clima regional é subtropical úmido, sem período seco, do tipo Cfb segundo a classificação de Köppen, com média de temperatura do mês mais quente não ultrapassando 22°C e isoterma anual inferior a 18°C (Moreno 1961). De acordo com os dados da Estação Meteorológica de São Francisco de Paula, de 1931 a 1960, a temperatura média no mês de janeiro (mês mais quente) é de 20°C, enquanto no mês de julho (o mais frio) é de 11°C e a média anual corresponde a 16°C. Geadas são freqüentes no inverno. As precipitações anuais registradas apresentam valores entre 1750 a 2500mm (IBGE 1986), caracterizando o clima como úmido a superúmido. A base geológica encontrada na região pertence à Formação Serra Geral, apresentando rochas de composição mais básica (basalto) nas seqüências inferiores e rochas mais ácidas nas seqüências superiores, onde se destacam os riolitos e riodacitos, frequentemente visíveis sob forma de afloramentos. O relevo é ondulado a suave ondulado, onde ocorrem Cambissolos associados à Litossolos (Streck *et al.* 2008). A vegetação natural (Figura

1) compreende áreas cobertas por Campos de Cima da Serra (Boldrini 1997), Floresta Ombrófila Mista (FOM) no platô e Floresta Ombrófila Densa (FOD) nos vales e encostas (Teixeira *et al.* 1986), formando um ecótono ou zona de transição (Mello 2006), com bordas abruptas (Campos e FOM) ou graduais (FOM e FOD).

Floresta Ombrófila Mista e Campos



Figura 1: Aspectos da vegetação natural encontrada nas localidades de estudo. Camará do Sul, Vale da Fortaleza, sul do Brasil. Foto: Rafael Machado (2005).

Foram selecionadas três localidades para o presente estudo. Todas estão situadas na borda leste do Planalto (Figura 2), próximas à escarpa voltada para o Oceano Atlântico, onde há o predomínio de FOM, mas com potencial participação de elementos tropicais nas comunidades, dada a proximidade com a escarpa. São elas:

- *Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata* (CPCN Pró-Mata, 29^o26'27 "S e 50^o08' a 50^o14'W), localizado no município de São Francisco de Paula. Possui uma área total de 3103 ha e a altitude varia de 800 a 950 m. O histórico de corte

é mais recente em razão de ter sido criado em 1994. A área é excluída de fogo e gado desde sua criação (Figura 3c e d);

- *Estação Ecológica Estadual de Aratinga* (Aratinga, 29^o18' a 29^o24' S e 50^o17' a 50^o11' W), localizada no município de São Francisco de Paula. Possui uma área total de 6036 ha e a altitude chega a 916 m. Aratinga apresenta histórico de corte recente (decreto de criação da unidade de 1997), sendo ainda possível verificar sinais de corte mais recentes que a data de criação. A atividade de pecuária ainda persiste na unidade de conservação e, pela aparência do campo, esta atividade parece ser de maior intensidade em relação a Aparados da Serra (Figura 3e e f).

- *Parque Nacional Aparados da Serra* (PARNA) (29^o07' a 29^o15' S e 50^o01' a 50^o10' W), localizado no município de Cambará do Sul. Possui uma área total de 10250 ha e altitude média de 950 m. O parque Aparados da Serra possui um histórico de abandono de corte mais antigo em relação às outras localidades de estudo, devido ao decreto do Parque ser de 1959. Porém, mesmo que aparentemente em baixa densidade, a pecuária permanece como atividade na unidade de conservação (Figura 3a e b);

A distância entre as localidades varia de 15 km (entre Pró-Mata e Aratinga) e 40 km (entre Pró-Mata e Aparados da Serra).

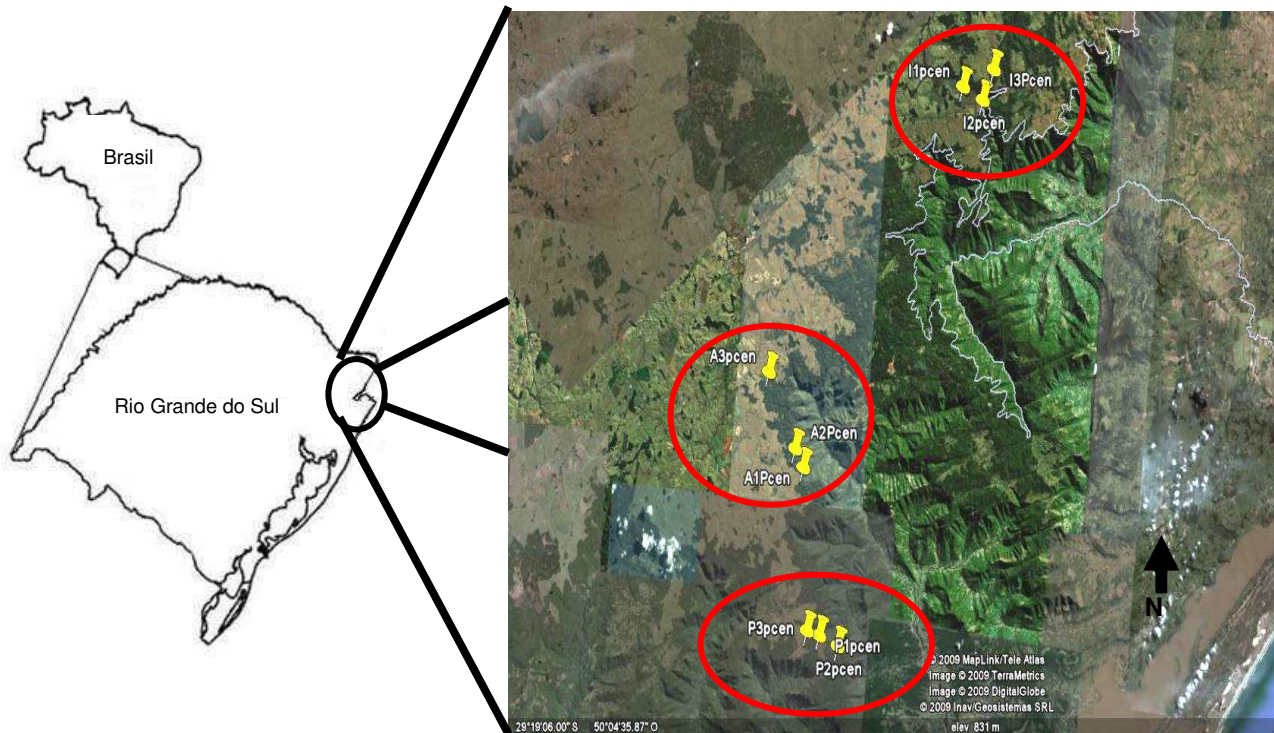


Figura 2: Localização das três áreas de estudo. Do sul para o norte temos o Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, Estação Ecológica Estadual de Aratinga e o Parque Nacional dos Aparados da Serra. As setas amarelas representam os sítios de 1 hectare.



Figura 3: Imagens das áreas de estudo. A - campo excluído de manejo (gado e fogo) há 15 anos no Pró-Mata. B - vista do Pró-Mata, ao fundo o oceano e a esquerda a lagoa Itapeva. C - campo com manejo de gado e fogo em Aratinga. D - sinais de corte recente e aspectos do interior da mata em Aratinga. E - campo manejado com gado e aspectos da Floresta com Araucária no parque Aparados da Serra. F - Aspectos do interior da mata no parque Aparados da Serra.

2.2 Levantamento da vegetação

Para o levantamento da vegetação, foram demarcados três sítios de 1 hectare (100x100m) por localidade (CPCN Pró-Mata, E.E.E.Aratinga e Aparados da Serra). Dentro de cada sítio de 1ha, foram distribuídas 12 unidades amostrais circulares (UA) de 100m² (Figura 4), cada três estabelecida de forma aleatória num quarto de hectare

(setores de 50x50m). Ou seja, foram 36 UAs de 100m² em cada localidade. Nestas UAs foram amostrados os indivíduos arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 10cm (estrato superior). Em cada UA de 100m², foram delimitadas sistematicamente quatro parcelas de 1m² para a amostragem de indivíduos arbustivo-arbóreos maiores que 10cm de altura e com até 1cm de DAP (estrato inferior), os quais estaremos genericamente denominando “plântulas” ao longo deste artigo. Para as análises, os dados destas quatro parcelas foram agrupados como uma única amostra da UA. A delimitação das famílias seguiu a classificação proposta por APG III (APG 2009).

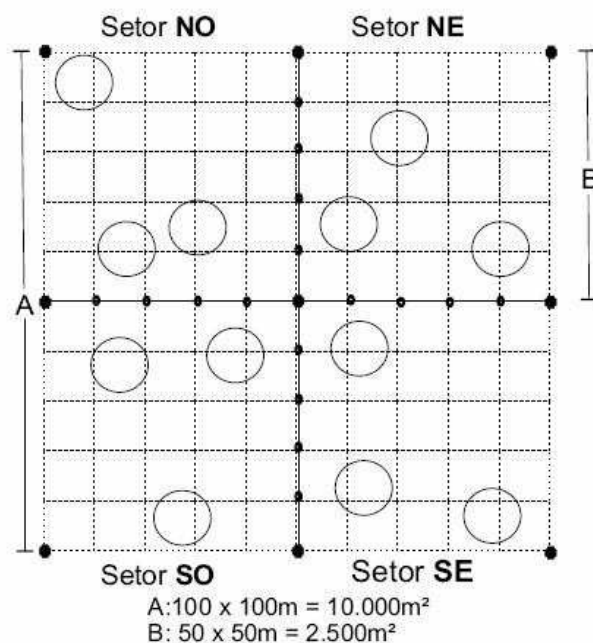


Figura 4: Esquema de uma parcela permanente de 1ha, com três UAs de 100m² distribuídas aleatoriamente por setor.

2.3 Variáveis ambientais e espaciais

Como variáveis ambientais descritoras das UAs, foram consideradas: pluviosidade média anual, temperaturas média, máxima e mínima (extraídas da base de dados *World Clim* (Hijmans *et al.* 2005)), altitude, menor distância da escarpa (fonte de

espécies tropicais) e menor distância do oceano (obtidas com auxílio do programa Idrisi Andes (Eastman, 2006)). Para as análises, os valores de altitude foram padronizados (diferença de cada ponto da média) e a variável foi então estendida para altitude ao quadrado e ao cubo (Legendre & Legendre, 1998). Para as análises do conjunto de dados de plântulas, também foi incluída a presença ou não de gado como uma variável binária.

Como variáveis espaciais, foram usadas as coordenadas geográficas de cada parcela para computar nove variáveis espaciais, ou seja, a partir da coordenadas XY foi realizado uma *trend surface analysis* (X^2 , Y^2 , XY , X^3 , Y^3 , X^2Y e XY^2), apropriada para captar tendências espaciais em larga escala (Borcard, 1992; Legendre & Legendre, 1998).

2.4 Análise de dados

Para a análise dos dados, foram construídas distintas matrizes de densidade das espécies por unidade amostral, ora do conjunto do estrato inferior (plântulas), ora do superior (árvores adultas), sempre considerando três escalas: parcela (UA de 4m² ou de 100m², conforme o estrato), sítios de amostragem (área de 1 ha) e localidades.

Para descrever os estratos inferior e superior das comunidades, foram construídas tabelas fitossociológicas das três localidades e utilizados descritores de comunidades. Os parâmetros fitossociológicos utilizados foram frequência, densidade e área basal, sintetizados no Índice de Valor de Importância das espécies, que considera a proporção média dos valores relativos destes parâmetros (Muller-Dambois e Ellenberg, 1974). Distintos descritores, como riqueza de espécies, densidade de indivíduos, diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou (Magurran 1988), foram utilizados para avaliar diferenças entre as comunidades das três localidades. A riqueza por localidade foi avaliada a partir de curvas de rarefação padronizadas pelo número de

indivíduos (EstimateS v. 8.2.0; Colwell, 2009). Diferenças em termos de densidade de espécies e de indivíduos entre as localidades foram testadas via análise de variância com teste de aleatorização (10000 iterações; $p < 0,05$), considerando a matriz de distância euclidiana calculada a partir dos valores por UA. Diferenças na participação de espécies provenientes da encosta (número e densidade) também foram testadas através de análise de variância. Para tanto, as espécies foram primeiramente classificadas quanto à distribuição geográfica em escala local de acordo com a ocorrência no Planalto (aquelas exclusivas da Floresta Ombrófila Mista) e na Encosta (exclusivas da Floresta Ombrófila Densa). Espécies que ocorrem em ambas as formações foram consideradas como de ampla distribuição. Esta classificação foi embasada em consultas bibliográficas (*e.g.* Sobral *et al.*, 2006), conhecimento dos autores e consulta a especialistas botânicos. As análises de variância foram realizadas com o *software* MULTIV 2.6.5b (Pillar 2009).

A relação entre a diversidade local e regional de plântulas e árvores foi avaliada utilizando-se o método de partição aditiva da diversidade (*software* PARTITION v.3; Veech & Crist, 2009) em três níveis hierárquicos: parcela ($4m^2$ e $100m^2$), sítio de 1ha e localidade (Figura 5). Utilizado a abundância das espécies como base para as medidas de diversidade, obteve-se os seguintes componentes de diversidade: α_1 : riqueza geral por parcela;

β_1 : dissimilaridade de espécies entre parcelas;

β_2 : dissimilaridade de espécies entre sítios;

β_3 : dissimilaridade de espécies entre localidades,

onde a diversidade regional é obtida pela somas dos níveis (γ = diversidade regional= $\alpha_1 + \beta_1 + \beta_2 + \beta_3$).

A significância estatística para cada nível foi avaliada através de um modelo nulo, baseado na aleatorização dos indivíduos entre amostras (Crist *et al.* 2003). A

partição da diversidade é um teste bicaudal, isto é, se a proporção observada for maior do que a esperada ao acaso ($\text{prop}_{\text{obs}>\text{esp}} < 0,05$) indica que a diversidade observada é significativamente maior que o esperado ao acaso, enquanto que um valor de proporção alto ($\text{prop}_{\text{obs}<\text{esp}} > 0,95$) indica que a diversidade observada é significativamente menor que o esperado ao acaso (Crist *et al.* 2003). Valores intermediários indicam que a diversidade é semelhante ao esperado ao acaso.

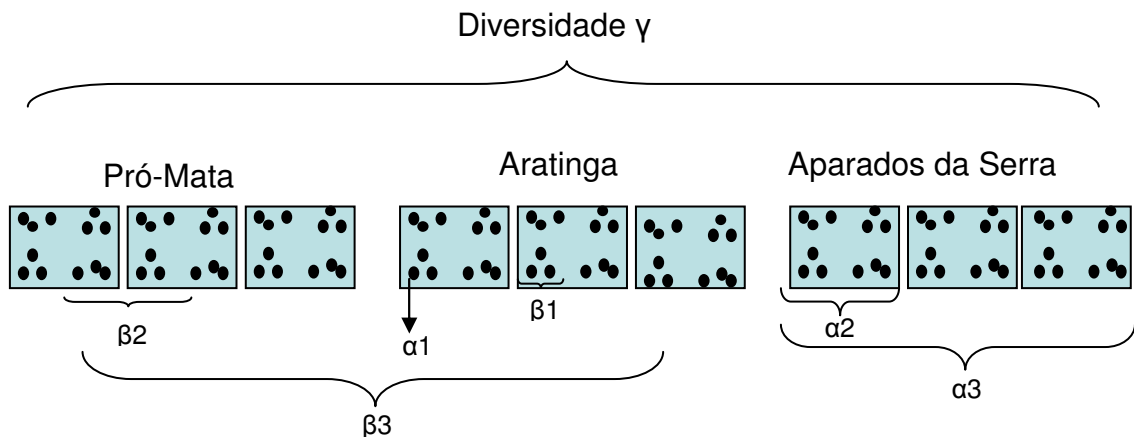


Figura 5: Representação esquemática da partição da diversidade dentro e entre localidades. α_1 riqueza média por parcela, α_2 riqueza média por sítio, α_3 riqueza média por localidade, β_1 variação entre parcelas, β_2 variação entre sítios, β_3 variação entre localidades e γ diversidade total.

A explicação da diversidade β foi avaliada para ambos os estratos a partir da Análise de Redundância parcial (RDA parcial) (Rao, 1964), seguindo Borcard *et al.* (1992). Esta análise permite remover a influência de um conjunto de variáveis explanatórias antes de avaliar um segundo conjunto, podendo, por exemplo, considerar assim a influência do espaço independente do ambiente e vice-versa (Legendre, 2008). Desta forma, foi possível dividir a variação total dos dados de abundância das espécies em quatro componentes: puramente espacial, puramente ambiental, ambiental estruturado pelo espaço e o indeterminado (fração não explicada) (Borcard *et al.* 1992). As porcentagens correspondentes a cada componente foram determinadas de acordo com Legendre *et al.* (2005). Para esta análise foram empregadas três matrizes: matriz Y

com os dados do número de indivíduos das espécies, ora considerando plântulas, ora as árvores; matriz X com as variáveis ambientais; e a matriz W com as coordenadas geográficas. A matriz de variáveis ambientais foi submetida a um procedimento de *variables selection* (*bioenv*, Clarke & Ainsworth, 1993), a fim de otimizar a correlação com a matriz Y com um subconjunto de variáveis. Entretanto, somente para a do estrato inferior houve redução do número de variáveis que maximizou a correlação, para o superior se mantiveram todas as variáveis originais. As análises foram realizadas utilizando o pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2007) disponível no aplicativo estatístico R (R Development Core Team 2007). A significância da porcentagem de explicação de cada componente foi avaliada conforme o método de permutação descrito por Legendre & Legendre (1998), efetuando 9999 permutações.

3. RESULTADOS

3.1 Aspectos florísticos e estruturais

Foram registradas 86 espécies, distribuídas em 56 gêneros e 33 famílias (Tabela 1). Myrtaceae foi a família que apresentou a maior riqueza, com 23 espécies, seguida de Lauraceae (oito) e Asteraceae (cinco).

Tabela 1: Espécies arbóreas ordenadas por família com suas respectivas ocorrências nas três localidades de estudo (CPCN Pró-Mata; Estação Ecológica de Aratinga; Parque Nacional dos Aparados da Serra - Parna), nordeste do Planalto do RS. As diferentes letras indicam que a espécie ocorreu apenas como plântula (p), apenas como árvore (a) ou em ambos os estratos (c).

Família	Espécie	Pró-Mata	Aratinga	Parna	Distribuição
Annonaceae	<i>Annona rugulosa</i> Schldt.	c	a		Ampla
Aquifoliaceae	<i>Ilex microdonta</i> Reissek	c	c	c	Planalto
	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	c	c	c	Ampla
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	c	c	c	Planalto
Asteraceae	<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera		c		Ampla
	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	a			Planalto
	<i>Piptocarpha notata</i> (Less.) Baker	p	p	p	Planalto
	<i>Piptocarpha axillares</i> Baker	c			Encosta
	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	c	a		Planalto

Berberidaceae	<i>Berberis laurina</i> Thunb	p			Planalto
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.		p		Ampla
Celastraceae	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek		c		Encosta
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.			c	Planalto
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	a		c	Planalto
	<i>Weinmania paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	c		c	Planalto
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O. E. Schulz	p			Planalto
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	a	a	a	Ampla
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	p			Encosta
	<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	c			Planalto
	<i>Inga virescens</i> Benth.	p		c	Ampla
	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	c			Planalto
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke		a		Ampla
Lauraceae	<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees) Koesterm.	a			Planalto
	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	a			Encosta
	<i>Cryptocaria aschersoniana</i> Mez	c	a		Encosta
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees et Mart. ex Nees	c			Ampla
	<i>Ocotea cf. porosa</i> (Schott) Mez	c	a	p	Planalto
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	c		p	Encosta
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez		c	c	Ampla
	<i>Ocotea sp.</i>	c	c	c	-
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.		p	p	Ampla
Melastomataceae	<i>Leandra sp.</i>	p		p	-
	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	p	p	p	Ampla
	<i>Tibouchina sellowiana</i> (Cham.) Cogn.	a			Encosta
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	p			Encosta
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	a			Encosta
Monimiaceae	<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	p		p	Ampla
Myrtaceae	<i>Acca sellowiana</i> (O.Berg) Burret			a	Planalto
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	a	c	c	Ampla
	<i>Calyptranthes conccina</i> DC.			c	Ampla
	<i>Calyptranthes grandifolia</i> O. Berg	p	p		Encosta
	<i>Campomamesia rhombea</i> O. Berg		c	p	Encosta
	<i>Eugenia handroi</i> (Mattos) Mattos	c		a	Planalto
	<i>Eugenia involucreta</i> DC.		p		Encosta
	<i>Eugenia subterminalis</i> DC.	c		c	Planalto
	<i>Eugenia uruguayensis</i> DC.		c	a	Ampla
	<i>Myrceugenia cucullata</i> D. Legrand			p	Planalto
	<i>Myrceugenia euosma</i> (O. Berg) D. Legrand	c	a	a	Planalto
	<i>Myrceugenia mesomischa</i> (Burret) D. Legrand et Kausel		c	c	Planalto
	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardn.) D. Legrand & Kausel	c	p	c	Planalto
	<i>Myrceugenia myrcioides</i> (O. Berg ex Mart) D. Legrand	c	c	c	Encosta
	<i>Myrceugenia oxysepala</i> (Burret) D. Legrand et Kausel	c	c	p	Planalto
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	a	c	c	Planalto
	<i>Myrcia hartwegiana</i> (O.Berg.) Kiaersk.	p		p	Planalto
	<i>Myrcia lageana</i> D. Legrand			c	Planalto
	<i>Myrcia oligantha</i> O. Berg	c	c	c	Planalto
	<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	c	c		Planalto
	<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg		p		Planalto
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg		a	c	Ampla
	<i>Siphoneugena reitzii</i> D. Legrand	c	c	p	Planalto
Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.		c	c	Planalto
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult	a	c	c	Ampla
	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze			p	Ampla

	<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	c	c	c	Ampla
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	a	a		Ampla
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.			p	Planalto
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	c	p	c	Ampla
Rubiaceae	<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.	p			Encosta
	<i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll. Arg.	p	p	p	Ampla
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> L.	p	a	c	Ampla
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	c	c	c	Ampla
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	p			Encosta
	<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	c		c	Ampla
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk		p	c	Ampla
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	p			Ampla
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	p	p	p	Ampla
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	a			Ampla
	<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.			p	Planalto
	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	c	p	p	Ampla
Symplocaceae	<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	p	p	p	Ampla
	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.			a	Ampla
Theaceae	<i>Laplacea acutifolia</i> (Wawra) & Kobuski	c		c	Planalto
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	c			Encosta
	<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb			p	Ampla
Winteraceae	<i>Drimys angustifolia</i> Miers	c	a	p	Planalto
	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers			c	Planalto

Quanto à presença de elementos com distribuição geográfica preferencial da encosta nas três localidades, Pró-Mata teve significativa maior riqueza de espécies e de número de indivíduos em ambos os estratos (Tabela 2).

Tabela 2: Quadro comparativo das espécies dos estratos inferior (plântulas) e superior (árvores) provenientes da encosta entre as localidades de estudo. Letras distintas indicam diferença significativa entre localidades.

Componente	Pró-Mata	Aratinga	Parna
<i>Plântulas</i>			
Riqueza de espécies da encosta	11	3	3
Número de indivíduos da encosta	463	95	51
Densidade de espécies da encosta por 4m ²	2,66 ^a	0,66 ^b	0,58 ^b
Densidade de indivíduos da encosta por 4m ²	12,86 ^a	2,63 ^b	1,41 ^b
<i>Árvores</i>			
Riqueza de espécies da encosta	9	3	2
Número de indivíduos da encosta	68	19	28
Densidade de espécies da encosta por 100m ²	1,30 ^a	0,41 ^b	0,31 ^b
Densidade de indivíduos da encosta por 100m ²	1,88 ^a	0,52 ^b	0,77 ^b

Ao todo, foram registrados 1687 indivíduos no estrato inferior e 919 no estrato superior. A densidade de indivíduos, tanto a absoluta quanto a média, foi maior no Pró-

Mata para árvores e plântulas (Tabela 3). O número de árvores adultas por localidade variou de 266 (Aratinga) a 345 (Pró-Mata) e para as plântulas de 344 (Aratinga) a 912 indivíduos (Pró-Mata). A densidade de árvores diferiu significativamente apenas entre Pró-Mata e Aratinga, enquanto que a densidade de plântulas distinguiu o Pró-Mata de Aratinga e Aparados da Serra, não diferindo entre estes últimos. As localidades não diferiram com relação à soma das áreas basais por parcela. Já para a altura máxima, o Pró-Mata apresentou a menor média, diferindo de ambas as outras localidades.

Tabela 3: Número de indivíduos de plântulas e de árvores, área basal (m²) e alturas (m) média e máxima entre as árvores amostradas nas localidades de estudo (CPCN Pró-Mata; Estação Ecológica de Aratinga; Parque Nacional dos Aparados da Serra - Parna). As médias correspondem às UAs de 4m² e 100m².

Componente	Pró-Mata	Aratinga	Parna
<i>Plântulas</i>			
Número absoluto de indivíduos (0,0144ha)	912	344	441
Média de indivíduos por parcela (4m ²)	25,1 ^a	9,5 ^b	12,1 ^b
<i>Árvores</i>			
Número absoluto de indivíduos (0,36ha)	345	266	308
Média de indivíduos por parcela (100m ²)	9,1 ^a	7,1 ^b	8,1 ^{ab}
Média da área basal total por parcela (m ²)	40,9 ^a	38,9 ^a	39,3 ^a
Altura máxima (m)	18	18	20
Média das alturas máximas por parcela (100m ²)	12,7 ^a	15,1 ^b	15,6 ^b

Os parâmetros fitossociológicos de cada localidade são apresentados no Anexo 2. No Pró-Mata, as espécies dominantes (com maiores IVIs) do estrato inferior foram *Myrceugenia myrcioides* (19,19%), *Ocotea corymbosa* (9,98%), *Miconia cinerascens* (8,23%), *Nectandra grandiflora* (7,85%) e *Myrsine lorentziana* (6,75%), totalizando 51,99% do total do IVI da comunidade. Dentre as dominantes do estrato superior desta localidade, destacamos *Myrcia retorta* (20,05%), *Ilex microdonta* (7,82%), *M. myrcioides* (6,93%), *Drimys angustifolia* (5,78%) e *Myrceugenia euosma* (5,30%).

Em Aratinga, o estrato inferior caracteriza-se pela dominância de *M. myrcioides* (17,15%), *M. lorentziana* (8,95%), *Syphoneugena reitzii* (6,98%), *Miconia cinerascens* (6,61%) e *Myrcia guianensis* (5,59%). Já para as árvores, destacam-se *Araucaria*

angustifolia (22,47%), *Myrcia retorta* (20,41%), *Podocarpus lambertii* (11,33%), *Myrceugenia mesomicha* (4,90%), *Syphoneugena reitzii* (4,41%), perfazendo 63,52% do total do IVI desta comunidade.

Nos Aparados da Serra, as espécies do estrato inferior que apresentaram os maiores IVIs foram *Myrsine lorentziana* (7,03%), *Miconia cinerascens* (6,35%), *Myrceugenia myrcioides* (4,99%), *Casearia decandra* (4,42%) e *Rudgea parquioides* (4,42%), totalizando 27,21% do total da comunidade. Dentre as árvores do estrato superior, além de *Araucaria angustifolia* (18,68%), também se destacam *Myrceugenia euosma* (6,44%), *Eugenia subterminalis* (5,85%), *Ilex microdonta* (5,40%) e *Myrcia guianensis* (4,35%), perfazendo 40,72% do total da comunidade.

3.2 Diversidade de espécies

A localidade que apresentou o maior número de espécies de plântulas foi Pró-Mata, seguido por Aparados da Serra e Aratinga (Tabela 4). Porém, pela avaliação da riqueza rarefeita, Aparados da Serra foi quem teve a maior riqueza. Para as árvores, Pró-Mata obteve maior número de espécies, inclusive quando considerada a riqueza rarefeita (Tabela 4). As curvas de rarefação para ambos os estratos encontram-se no Anexo 3.

Tabela 4: Síntese dos resultados de riqueza de espécies dos estratos inferior (plântulas) e superior (árvores) para as três localidades de estudo.

Componente	Pró-Mata	Aratinga	Parna
<i>Plântulas</i>			
Riqueza de espécies (0,0144ha)	49	32	49
Riqueza rarefeita (padronizada em 344 indivíduos)	38,45	35	47,3
Densidade média de espécies (ind./4m ²)	8,4 ^a	5,4 ^b	7 ^a
<i>Árvores</i>			
Riqueza de espécies (0,36ha)	42	35	37
Riqueza rarefeita (padronizada em 266 indivíduos)	39,29	32	35,83
Densidade média de espécies (ind./100m ²)	5,9 ^a	4,7 ^b	5,2 ^{ab}

As Figuras 6 e 7 ilustram a quantidade de espécies, cada qual considerando um dos estratos avaliados, e o grau de exclusividade/compartilhamento destas ao longo das três localidades.

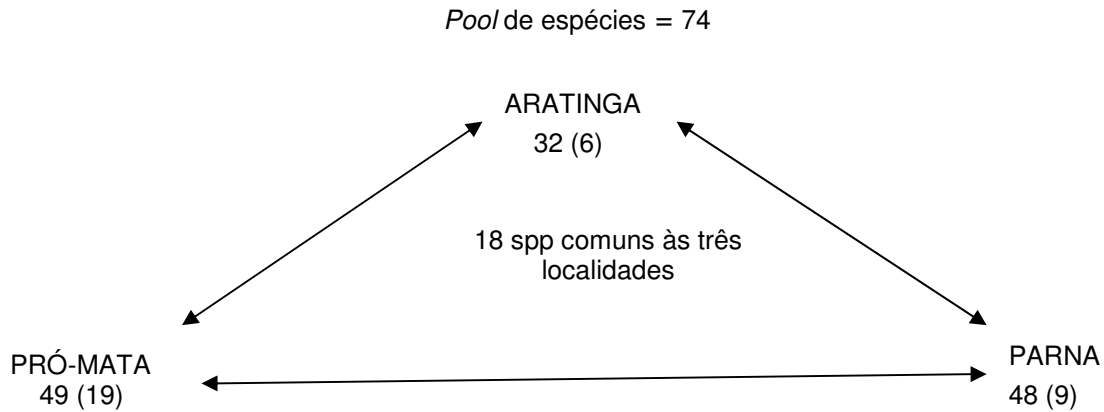


Figura 6: Representação esquemática do número de espécies de plântulas nas três localidades de estudo, bem como o número de espécies exclusivas (entre parênteses) entre os respectivos pares de localidades.

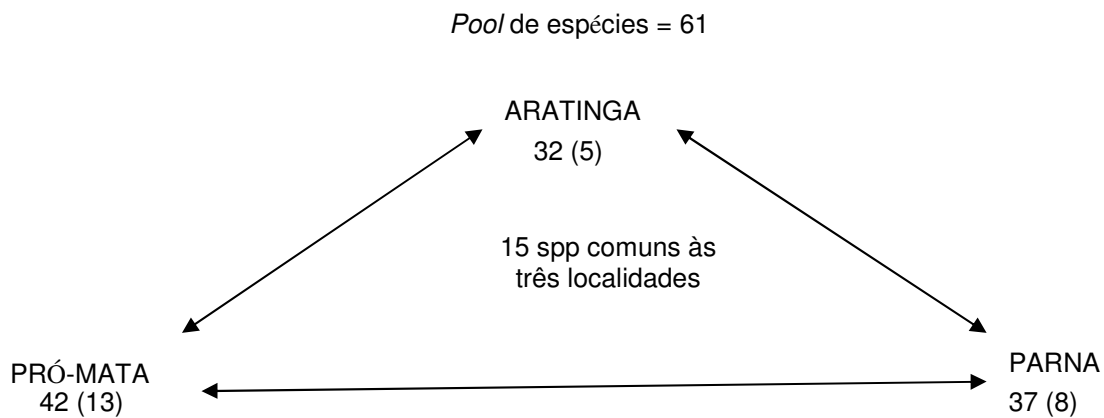
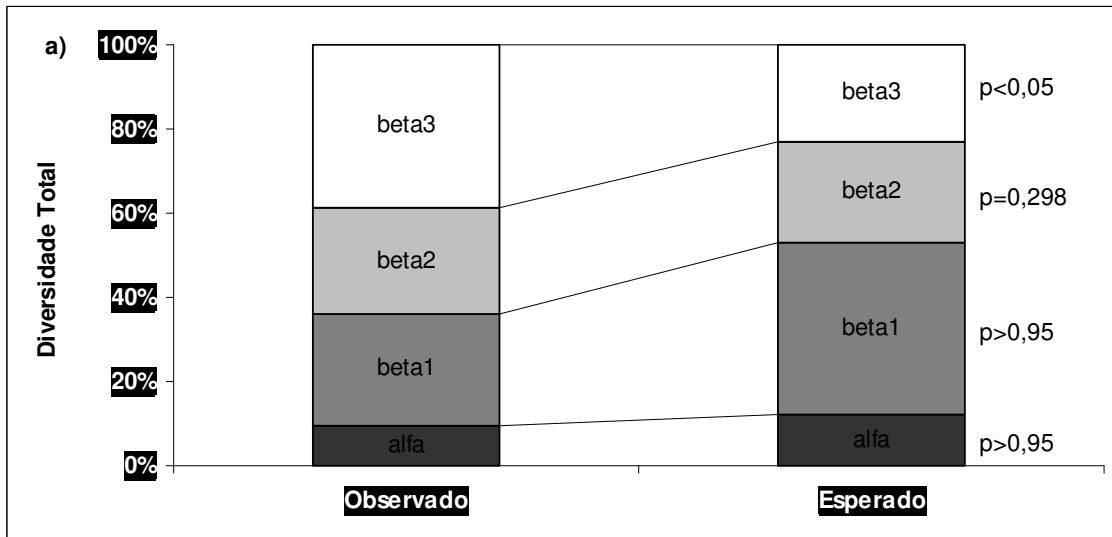


Figura 7: Representação esquemática do número de espécies de árvores nas três localidades de estudo, bem como o número de espécies exclusivas (entre parênteses) entre os respectivos pares de localidades.

O índice de diversidade de Shannon (nats.ind^{-1}) para o estrato inferior foi 2,68, 2,87 e 3,39, enquanto que para o superior foi 3,09, 2,56 e 3,06, respectivamente para Pró-Mata, Aratinga e Aparados da Serra. Considerando os valores por unidade amostral, Pró-mata foi significativamente superior à Aratinga, tanto para as plântulas (1,72 e 1,42)

quanto para as árvores (1,60 e 1,41), enquanto que Aparados da Serra não diferiu de ambas as localidades, tanto em plântulas (1,64) quanto em árvores (1,48). O índice de equabilidade de Pielou foi aparentemente maior no Aparados da Serra para ambos os estratos (plântulas= 0,88; árvores= 0,85), porém não houve diferença significativa entre as localidades quanto às médias por parcela.

A análise de partição da diversidade indicou que a diversidade alfa (por parcelas de plântulas e árvores) foi significativamente menor do que o esperado para ambos os estratos ($\text{prop}_{\text{Esp}>\text{Obs}} > 0,95$) (Figura 8a e b). Da mesma forma, a diversidade beta (β_1 entre as parcelas), para ambos os estratos, foi significativamente menor do que o esperado. Para a diversidade beta entre sítios (β_2), o observado foi maior que o esperado, porém não houve diferença significativa ($\text{prop}_{\text{Obs}>\text{Esp}} = 0,298$ para plântulas e 0,175 para árvores). Apenas na escala de localidades (β_3), a diversidade beta foi significativamente maior do que o esperado para ambos os estratos ($\text{prop}_{\text{Obs}>\text{Esp}} < 0,05$).



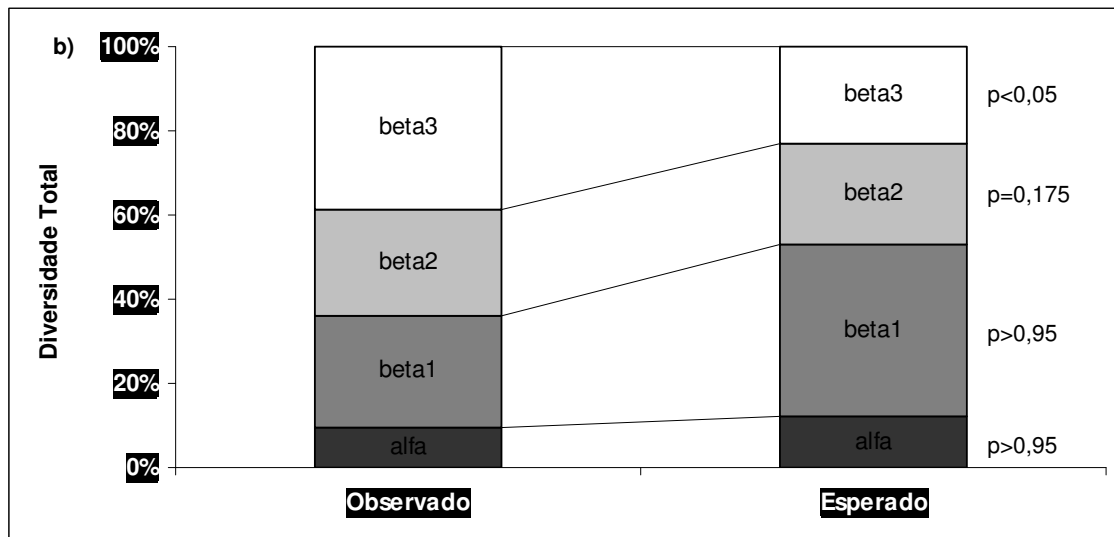


Figura 8: Partição da diversidade dos estratos inferior (a) e superior (b) em componentes α e β , expressos como porcentagem de riqueza. α = riqueza média de espécies por parcela ($a= 4m^2$; $b= 100m^2$); β_1 = entre parcelas; β_2 = entre sítios de 1 ha e β_3 = entre localidades.

A busca pela explicação ambiental e espacial da diversidade beta, realizada pela análise de RDA parcial, tanto para a escala das parcelas ($4m^2$ e $100m^2$) quanto dos sítios (1ha), indicou modelos significativos apenas para a escala de parcelas, apresentados a seguir. A escala das localidades não foi testada, devido ao baixo número de amostras (três localidades).

Para o conjunto de dados das plântulas, as variáveis ambientais selecionadas foram pluviosidade e distância do oceano. Estas explicaram 4,03% ($p= 0,04$) da variação, enquanto que o espaço explicou 20,7% ($p= 0,0006$) (Figura 9a). A porcentagem de explicação do ambiente estruturado pelo espaço correspondeu a 7,92%. A fração de explicação remanescente refere-se à variação que não pode ser explicada por nenhum dos fatores incluídos no modelo. Para o conjunto de dados das árvores, a porcentagem que não pode ser explicada por nenhum dos fatores considerados na análise foi 46,22% (Figura 9b). As variáveis ambientais (considerando todas)

explicaram 8,1% ($p= 0,04$) e o espaço explicou 9,25% ($p= 0,003$). A porcentagem de explicação compartilhada entre o ambiente e o espaço foi de 36,43%.

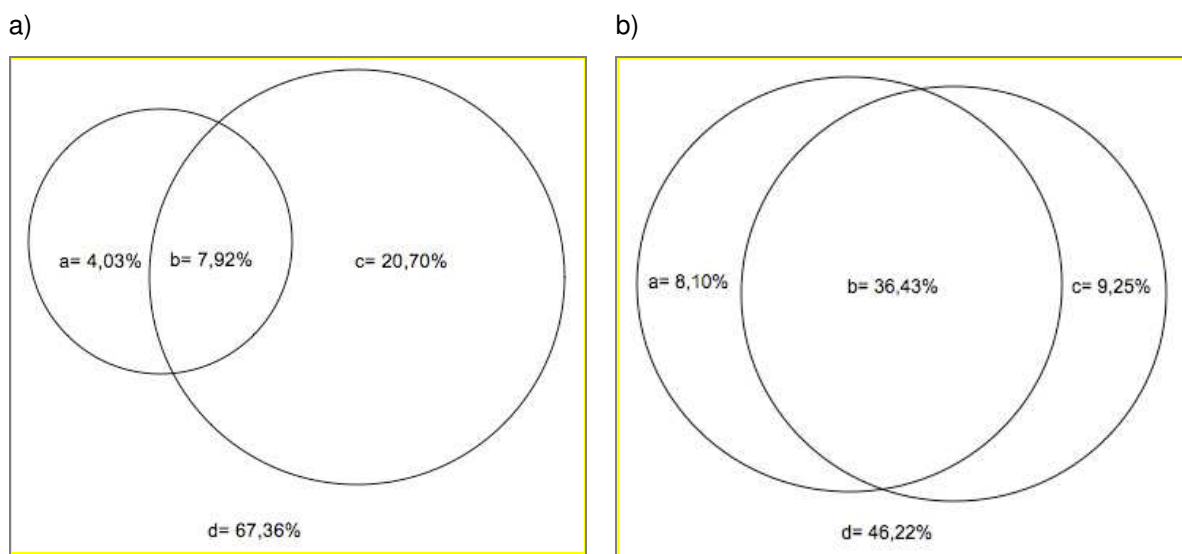


Figura 9: Diagramas de Venn para o estrato inferior (a) e superior (b) mostrando as frações de explicação obtidas pela RDA parcial. a= ambiente, b= ambiente estruturado pelo espaço, c= espaço e d= indeterminado.

4. DISCUSSÃO

Considerando apenas as espécies de árvores (baseado em Sobral *et al.*, 2006), foram listadas 80 para a região de estudo. Para a região Sul da Floresta Ombrófila Mista, são listadas 352 espécies de árvores (Leite, 2002), ou seja, 22% do *pool* de espécies da Floresta Ombrófila Mista na região Sul do Brasil é encontrado nas áreas de estudo, cuja amostragem abrangeu 1,08ha. O maior número de espécies apresentado nas famílias Myrtaceae (23) e Lauraceae (8) corrobora um padrão Sul e Sudeste da Mata Atlântica, quanto à riqueza de espécies por família (Jarenkow & Baptista, 1987; Neto *et al.*, 2002; Jurinitz & Jarenkow, 2003; Bergamin & Mondin 2006; Reginato & Goldenberg, 2007; Meireles *et al.*, 2008).

O fato do Pró-Mata ter alcançado maior número de espécies e indivíduos provenientes da encosta em relação às outras localidades pode estar relacionado à sua localização geográfica. A área do Pró-Mata está situada junto às encostas de maior

proximidade da faixa do corredor atlântico (Rambo, 1951a), enquanto que os platôs de Aratinga e Aparados da Serra encontram-se junto a vales mais interiorizados, o que pode restringir a chegada destes elementos. Outro fator que pode estar associado é o grau de inclinação da escarpa, pois no Aparados da Serra a escarpa é muito íngreme e há uma interrupção na conectividade da floresta que pode limitar a dispersão de espécies. A presença de elementos da encosta já foi citada por Rambo (1951a; 1961) como o “avanço de elementos tropicais na Floresta com Araucária” e, posteriormente, observado por Klein (1984), Brack (2002), Machado (2004), Mello (2006) e Schüssler (2006). Este avanço pode estar se dando de maneira semelhante ao avanço da Floresta com Araucária sobre os campos, uma formação mais antiga, que está relacionado com o aumento da temperatura e umidade nos últimos milhares de anos (Ledru *et al.* 1998; Behling *et al.*, 2004; Behling *et al.*, 2007; Jeske-Pierushka *et al.*, 2010).

Por outro lado, este processo de avanço de elementos tropicais sobre formações temperadas pode atualmente estar ocorrendo de forma mais acentuada, uma vez que pesquisas vêm demonstrando que o aumento da temperatura vem acontecendo de forma acelerada devido às ações antrópicas (IPCC, 2001). Há algum tempo os cientistas vêm chamando a atenção para as questões sobre o aquecimento global (IPCC, 2001) e uma das principais conseqüências é a mudança na distribuição da biota (Moutinho, 2006; Kerr & Kharouba, 2007). O fato do estrato inferior apresentar maior riqueza de espécies e número de indivíduos da encosta do que o estrato superior pode estar refletindo este aumento de temperatura mais recente, uma vez que algumas espécies de árvores não conseguem se regenerar sob certas condições micro-climáticas que para outras são mais propícias, como o caso das espécies de encosta.

O histórico de uso de uma determinada área, em geral, tem um grande impacto na riqueza e composição de espécies (Chase, 2003; Svenning *et al.*, 2004). Apesar dos

diferentes históricos de corte entre as localidades, estes parecem não ter influenciado na área basal dos indivíduos do estrato superior. Com relação às plântulas, porém, o dobro de indivíduos presentes no Pró-Mata (em relação a ambas as áreas) possivelmente está relacionado com a ausência do gado nos últimos 15 anos. A presença de gado nas florestas influencia diretamente a dinâmica vegetal pelo consumo de plantas, pisoteio e deposição de fezes e urina (Dannel *et al.*, 2003). Segundo Dufour-Dror (2007), em algumas florestas o gado pode diminuir em até 65% a densidade de indivíduos. Apesar do número de indivíduos diferir, a densidade de espécies por área para ambos os estratos foi semelhante para o Pró-Mata e Aparados da Serra, sendo menor apenas em Aratinga. Aparados da Serra apresenta um histórico de corte mais antigo e a pressão de pastejo pelo gado no interior das florestas é menor que em Aratinga, enquanto que o Pró-Mata conta com uma participação maior de espécies da encosta e a ausência de pastejo no interior das florestas, propiciando uma maior riqueza em termos gerais. Curiosamente, quando comparamos a riqueza rarefeita para o estrato inferior, Aparados da Serra apresenta nove espécies a mais que o Pró-Mata. Estes resultados, analisados em conjunto com os índices de diversidade de Shannon e equabilidade, nos levam a crer que o gado tem efeito direto na densidade de indivíduos, porém sob baixa pressão de pastejo parece não afetar a diversidade de espécies.

A partição da diversidade para a área de estudo revelou que o componente β_1 da diversidade observada na menor escala (parcelas) foi menor que o esperado. Este resultado indica que algumas espécies, as quais podem ser consideradas dominantes, encontram-se bem distribuídas ao longo das parcelas. A comparação nesta escala acaba abrangendo as espécies mais abundantes destas florestas, são espécies típicas da Floresta com Araucária, como *Araucaria angustifolia*, *Ilex microdonta*, *Myrcia retorta*

e *Myrceugenia euosma*, e de ampla distribuição, como *Miconia cinerascens* e *Myrsine lorentziana*.

A partição da diversidade das espécies de plântulas e árvores mostrou variação significativa no componente β_3 (localidades). A partição nesta escala de amostragem provavelmente aconteceu devido ao agrupamento de algumas espécies, seja por condições ambientais ou pela limitação de dispersão. Variações nas condições ambientais podem ser responsáveis pela estruturação destas comunidades através dos diferentes requerimentos de nicho que leva a uma associação das espécies com os habitats (Wright, 2002; Svenning *et al.*, 2004). Por outro lado, a limitação de dispersão pode estar produzindo uma agregação espacial de espécies que faz com que haja um decaimento da similaridade (Hubbel, 2001; Hubbel, 2005). Nesta escala de amostragem, foi possível captar as espécies particulares de cada localidade, sendo a riqueza destas o fator que fortemente influenciou a alta diversidade beta entre as localidades. Por exemplo, a maioria das espécies da encosta ocorreu somente no Pró-Mata. Este resultado demonstra a importância da influência regional na composição e riqueza das comunidades (Gering *et al.*, 2003).

Cabe ressaltar ainda o grau de complementaridade entre as localidades de estudo na representatividade da diversidade de plantas para a região nordeste do Planalto. Apenas 24% do total de espécies, tanto para o estrato inferior quanto para o superior, ocorreram nas três localidades. Mais surpreendente é a proporção de espécies que ocorreu em apenas uma localidade: 46% para as espécies de plântulas e 42% para as árvores. Este resultado demonstra a importância de manter unidades de conservação espalhadas sobre uma determinada região biogeográfica, quando se tem uma diversidade beta significativa, a fim de proteger espécies raras que ocupam habitats vizinhos dispersos sobre uma certa matriz ambiental (Gering *et al.*, 2003).

A RDA parcial revelou que a maior proporção (20,70%) da variação na composição e abundância das espécies do estrato inferior foi devido ao componente espacial, indicando que o espaço tem maior influência que o ambiente na estruturação da comunidade de plântulas. A influência do espaço está associada à limitação de dispersão (mecanismos neutros). Neste sentido, enfatizamos que especialmente algumas espécies da encosta podem não estar conseguindo chegar a lugares mais interiorizados, longe do corredor atlântico. Resultado similar foi encontrado por Dadalt *et al.* (2010), para a diversidade beta de plantas lenhosas em distintas áreas do Pró-Mata, onde o espaço teve o maior percentual de explicação (43,39%) e os autores atribuíram este resultado às diferentes distâncias das parcelas em relação à encosta. Além disso, cabe salientar que a maioria das espécies de arbustos e árvores da região de estudo possui dispersão zoocórica (Duarte *et al.*, 2006), ou seja, pode estar havendo uma correlação maior com o espaço devido à disposição agrupada das plântulas em razão do padrão de deposição de diásporos pelos dispersores não ser totalmente aleatório (Schupp *et al.*, 2002).

Para as árvores, o ambiente estruturado pelo espaço explicou o maior percentual (36,43%) da variação na composição e abundância das espécies. A relação do ambiente com o espaço está na distância entre as áreas e como ela atua na variação do ambiente e, portanto, na diferenciação de nicho entre as espécies. Porém, esta diferenciação de nicho (da estrutura ambiental) ao longo do espaço também pode estar relacionada com mecanismos neutros, como a própria limitação de dispersão no espaço. Na região nordeste do Planalto, a distância das áreas de Floresta Ombrófila Mista em relação ao corredor atlântico é diferente, influenciando a temperatura e o regime de chuvas locais. Embora aparentemente homogêneas (pela base de dados disponível no *World Clim*), as parcelas de estudo são caracterizadas por diferenças ambientais que variam

espacialmente, variáveis macroclimáticas que se expressam numa escala espacial mais ampla que a das parcelas, por isso o ambiente explicou tão pouco quando avaliado independente do espaço (8,1%). Naturalmente, é possível que também haja peculiaridades ambientais não captadas pela base de dados utilizada neste estudo, o que poderia ampliar esta explicação. Além disso, cabe salientar que por ocasião do estabelecimento destas florestas o clima da época desempenhava um papel diferente do presente, já que no último século a temperatura da superfície da terra aumentou em 0,5°C (IPCC, 2001; Moutinho, 2006), exercendo filtros ambientais mais restritivos, principalmente para as espécies da encosta. Este fato é corroborado pela grande maioria dos indivíduos da encosta pertencer ao estrato inferior, ou seja, são colonizadores atuais.

A porcentagem da variação não explicada da diversidade beta pode ser considerada alta para ambos os estratos (inferior= 67,36%; superior= 46,22%). De acordo com Legendre (2008), a fração de explicação indeterminada pode estar relacionada com variáveis que não foram mensuradas ou pode estar ligada a processos bióticos da comunidade, como competição, ou ainda a eventos estocásticos tão frequentemente relacionados à dispersão e ao estabelecimento de plantas em comunidades. Entre as possíveis variáveis que poderiam estar determinando a estrutura da comunidade ressaltam-se fatores edáficos (Duivenvoorden, 1995; Andersen *et al.*, 2010), histórico de manejo das áreas (Chase, 2003; Gering *et al.*, 2003; Svenning *et al.*, 2004), assim como outras variáveis ambientais que oscilam numa escala mais fina, tais como a luminosidade, particularmente para o estrato inferior de florestas.

Com os resultados que encontramos no presente estudo, corroboramos nossas hipóteses iniciais de que a partição da diversidade beta seria maior que o esperado ao acaso apenas entre localidades e que o espaço seria o fator que mais explicaria a substituição de espécies. Entretanto, para o estrato superior essa hipótese não foi

totalmente corroborada, uma vez que a maior explicação se deu em virtude do ambiente estruturado pelo espaço. De qualquer modo, o espaço e o ambiente espacialmente estruturado na escala das parcelas são os principais componentes de explicação da variação na estrutura das comunidades estudadas, ao passo que a maior substituição de espécies ocorre especialmente na escala entre localidades. Isso reforça a importância destas unidades de conservação na preservação da estrutura e diversidade das comunidades de Floresta Ombrófila Mista no nordeste do Rio Grande do Sul.

Dados da literatura variam em relação ao componente (espaço, ambiente ou a combinação destes) predominante na explicação da estruturação das comunidades e das taxas de substituição de espécies. Conrado *et al.* (2009) afirmam que dependendo da escala analisada, o componente que melhor explica pode mudar. A grande maioria dos trabalhos está concentrada em florestas tropicais do Panamá e Amazônia (Duivenvoorden, 1995; Condit *et al.*, 2002; Duivenvoorden *et al.*, 2002; Tuomisto *et al.*, 2003a; Tuomisto *et al.*, 2003b; Svenning *et al.*, 2004; Guillem *et al.*, 2006; Normand *et al.*, 2006; Andersen *et al.*, 2010), sendo poucos os trabalhos em outras formações florestais do mundo (Qian *et al.*, 2005; Legendre *et al.*, 2009; Dadalt *et al.*, 2010; Speziale *et al.*, 2010). Certamente são necessários mais estudos para a compreensão dos padrões associados à estruturação de comunidades, especialmente para indicar se existe um padrão recorrente quanto aos fatores que governam a diversidade beta, ou se os padrões diferem entre diferentes regiões do mundo ou entre diferentes tipos de formações e ecossistemas. A identificação destes padrões e dos fatores relacionados são essenciais como fundamento teórico à ecologia e como subsídios para estratégias de manejo e conservação da biodiversidade.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSEN, K.M.; TURNER, B.L.; DALLING, J.W. 2010. Soil-based habitat partitioning in understory palms in lower montane tropical forests. *Journal of Biogeography* **37**: 278-292.
- Angiosperm Phylogeny Group. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* **162**: 105-121.
- BEHLING, H.; PILLAR, V. D.; ORLÓCI, L.; BAUERMANN, S.G. 2004. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* **203**: 277-297.
- BEHLING, H. & PILLAR, V. D. 2007. Late-Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brazil: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science* **10**: 81-90.
- BERGAMIN, R.S. & MONDIN, C.A. 2006. Composição florística e relações fitogeográficas do componente arbóreo de um fragmento florestal no município de Barra do Ribeiro, Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas, Botânica* **57**: 217-230.
- BOLDRINI, I.I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul : caracterização fisionômica e problemática ocupacional. *Boletim do Instituto de Biociências UFRGS* **56**: 1-39.
- BORCARD, D.; LEGENDRE, P; DRAPEAU, P. 1992. Partialling out the spatial components of ecological variations. *Ecology* **73**: 1045-1055.
- CHASE, J. M. 2003. Community assembly: when should history matter? *Oecologia* **136**: 489-498.
- CHUST, G.; CHAVE, J.; CONDIT, R.; AGUILAR, S.; LAO, S.; PÉREZ, R. 2006. Determinants and spatial modeling of tree β -diversity in a tropical forest landscape in Panama. *Journal of Vegetation Science* **17**: 83-92.
- CLARKE, K. R. & AINSWORTH, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* **92**: 205-219.
- COLWELL, R.K. 2009. Estimates version 8.2.0: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>.

- CONDIT, R.; PITMAN, N.; LEIGH, E.G.; CHAVE, J.; TERBORGH, J.; FOSTER, R.B.; NÚÑEZ, P.; AGUILAR, S.; VALENCIA, R.; VILLA, G.; MULLER-LANDAU, H.C.; LOSOS, E.; HUBBELL, S.P. 2002. Beta-Diversity in tropical forest trees. *Science* **295**: 666-669.
- CORONADO, E.N.H.; BAKER, T.R.; PHILLIPS, O.L.; PITMAN, N.C.A.; PENNINGTON, R.T.; MARTÍNEZ, R.V.; MONTEAGUDO, A.; MOGOLLON, H.; CARDOZO, N.D.; RÍOS, M.; GARCÍA-VILLACORTA, R.; VALDERRAMA, E.; AHUITE, M.; HUAMANTUPA, I.; NEILL, D.A.; LAURANCE, W.F.; NASCIMENTO, H.E.M.; ALMEIDA, S.S.; KILLEEN, T.J.; ARROYO, L.; NÚÑEZ, P.; ALVARADO, L.F. Multi-scale comparisons of tree composition in Amazonian terra firme forests. 2009. *Biogeosciences* **6**: 2719-2731.
- CRIST, T.O.; VEECH, J.A.; GERING, J.C.; SUMMERVILLE, K.S. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. *The American Naturalist* **162**: 734-743.
- DADALT, L.; SCHNECK, F.; VÉLEZ, E.; VICENTE-SILVA, J.; HASSDENTEUFEL, C.B.; BERGAMIN, R.S. 2010. Diversidade Beta de plantas lenhosas em ecótono florestal do Bioma Mata Atlântica: fatores causais e a importância da escala espacial. Submetido à revista *Biota Neotropica*.
- DANNEL, K.; BERGSTRO, R.; EDENIUS, L.; ERICSSON, G. 2003. Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels. *Forest Ecology and Management* **181**: 67-76.
- DUARTE, L. DA S.; DOS SANTOS, M.M.G.; HARTZ, S.M. & PILLAR, V.D. 2006. The role of nurse plants on *Araucaria* forest expansion over grassland in South Brazil. *Austral Ecology* **31**: 520-528.
- DUFOUR-DROR, J. 2007. Influence of cattle grazing on the density of oak seedlings and saplings in a Tabor oak forest in Israel. *Acta Oecologica* **31**: 223-228.
- DUFRÊNE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**: 345-366.
- DUIVENVOORDEN, J.F. 1995. Tree species composition and rain forest-environment relationships in the middle Caquetá area, Colombia, NW Amazonia. *Vegetatio* **120**: 91-113.
- DUIVENVOORDEN, J.F.; SVENNING, J.C.; WRIGHT, S.J. 2002. Beta diversity in tropical forests. *Science* **295**: 636-637.
- EASTMAN, J. R. 2006. Idrisi Andes. Massachusetts. Clark University.

- FLACH, P. 2009. Partição aditiva da diversidade de Nematoda em lagoas costeiras: componentes espaciais e ambientais. Dissertação de Mestrado, Porto Alegre: UFRGS, 41 p.
- GERING, J.; CRIST, T.O.; VEECH, J.A. 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology* **17**: 488-499.
- GIVINISH, T.J. 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. *Journal of Ecology* **87**: 193-210.
- HIJMANS, R.J., CAMERON, S. PARRA, J.L., JONES, P.G., JARVIS, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, **25**: 1965-1978.
- HUBBELL, S. P. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton, Princeton University Press.
- HUBBEL, S.P. 2005. Large-scale diversity and species-area relationships in tropical tree communities under the neutral theory. In: *Tropical Rainforests: Past, Present and Future*. Eds. Bermingham, E.; Dick, C.W.; Moritz, C. 745 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 1986. Levantamento de recursos naturais (Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim). Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- IPCC. 2001. *Climate Change 2001: the scientific basis*. In Houghton, J. T.; Ding, Y.; Griggs, D. G.; Noguer, M.; Van der Linden, R. J.; Xiausu, D. (eds.). Cambridge. Cambridge Press.
- JARENKOW, J. A. & WAECHTER J. L. 2001. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* **24**: 263-272.
- JESKE-PIERUSCHKA, V.; FIDELIS, A.; BERGAMIN, R.S.; VÉLEZ, E.; BEHLING, H. 2010. Araucaria forest dynamics in relation to fire frequency in southern Brazil based on fossil and modern pollen data. *Review of Palaeobotany and Palynology*. Artigo em impressão. doi:10.1016/j.revpalbo.2010.01.005
- JARENKOW, J. A. & BAPTISTA, L. R. M. 1987. Composição florística e estrutura da mata com Araucária na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, Rio Grande do Sul. *Napaea* **3**: 9-18.

- JURINITZ C. F. & JARENKOW J. A. 2003. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* **26**: 475-485.
- KERR, J.T. & KHAROUBA, H.M. 2007. Climate change and conservation. *In*: Theoretical Ecology 3^{ed}. Orgs: Robert May & Angela McLean. Oxford University Press. 257 p.
- KLEIN R. M. 1984. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. *Sellowia* **36**: 5-54.
- LANDE, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* **76**: 5-13.
- LEDRU, M.P.; SALGADO-LABOURIAU, M.L.; LORSCHREITER, M.L. 1998. Vegetation dynamics in southern and central Brazil during the last 10,000 yr BP. *Review of Palaeobotany and Palynology* **99**: 131-142.
- LEGENDRE, P. 2008. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. *Journal of Plant Ecology* **1**: 3-8.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. Numerical Ecology. 2nd ed. Elsevier, Amsterdam, 853 p.
- LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* **75**: 435-450.
- LEGENDRE, P.; MI, X.; REN, H.; MA, K.; YU, M.; SUN, I.F.; HE, F. 2009. Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China. *Ecology* **90**: 663-674.
- LEITE P. F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do Sul do Brasil. *Ciência & Ambiente* **24**: 51-73.
- MACHADO, R. E. 2004. Padrões vegetacionais em capões de Floresta com Araucária no Planalto Nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil. Dissertação de Mestrado, Porto Alegre: UFRGS, 154p.
- MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Croom Helm, London, 179 p.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, Version 4. MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- MEIRELES, L.D.; SHEPHERD, G.J.; KINOSHITA, L.S. 2008. Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila

- densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. *Revista Brasileira de Botânica* **31**: 559-574.
- MELLO, R.S.P. 2006. Detecção de padrões de coexistência arbórea e processos ecológicos em zona de contato de florestas ombrófilas montanas no Sul do Brasil. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 127p.
- MORENO, J.A. 1961. Clima do Rio Grande do Sul. Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 41 p.
- MOUTINHO, P. 2006. Biodiversidade e mudança climática sob um enfoque amazônico. In Rocha, C. F. D.; Bergallo, H. G.; Sluys, M. V. & Alves, M. A. S. *Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos: RiMa. 582 p.
- MÜLLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H., 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, John Wiley. 547p.
- NETO, R. M. R.; WATZLAWICK, L. F.; CALDEIRA, M. V. W.; SHOENINGER, E. R. 2002. Análise florística e estrutural de um fragmento de floresta ombrófila mista montana, situado em Criúva, RS – Brasil. *Ciência Florestal* **12**: 29-37.
- NORMAND, S.; VORMISTO, J.; SVENNING, J.C.; GRÁNDEZ, C.; BALSLEV, H. 2006. Geographical control and environmental controls of palm beta diversity in paleo-riverine terrace forests in Amazonian Peru. *Plant Ecology* **186**: 161-176.
- OLIVEIRA, J.M. & V.D. PILLAR. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* **5**: 197-202.
- OKSANEN, J.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. B. 2007. *Vegan: community ecology package*. R package version 1.9-25. (<http://cran.r-project.org/>).
- PILLAR, V.D. 2009. MULTIV software para análise multivariada, testes de aleatorização e autoreamostragem "bootstrap", Versão Beta 2.6.8. In: Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.
- QIAN, H; RICKLEFS, R.E.; WHITE, P.S. 2005. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and North America. *Ecology Letters* **8**: 15-22.
- R Development Core Team. 2008. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

- RAMBO, B. 1951a. A imigração da selva higrófila no Rio Grande do Sul. Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" **3**: 55-91.
- RAMBO, B. 1951b. O elemento andino no pinhal riograndense. Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" **3**: 3-39.
- RAMBO, B. 1953. História da flora do planalto riograndense. Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" **5**: 185-232.
- RAMBO, B. 1961. Migration routes of the South Brazilian rain forest. Pesquisas, Botânica **5**: 1-54.
- RAO, C.R. 1964. The use and interpretation of principal component analysis in applied research. Sankhyaá, Series A **26**: 329-358.
- REGINATO, M & GOLDENBERG, R. Análise florística, estrutural e fitogeográfica da vegetação em região de transição entre as florestas ombrófilas mista e densa montana, Piraquara, Paraná, Brasil. 2007. Hoehnea **34**(3): 349-364.
- ROSÁRIO, D.A.P., 2001. Padrões florísticos e tipos funcionais em floresta com Araucária e suas relações com o solo. Dissertação de Mestrado, Porto Alegre: UFRGS, 138 p.
- SCHNEIDER, P.; GIASSON, E. & PINTO, L.F.S. 2008. *Solos do Rio Grande do Sul*. 2 ed. EMATER/RS - ASCAR, Porto Alegre, 222 p.
- SCHÜSSLER, G. 2006. Dinâmica populacional e regeneração natural de *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart. (Meliaceae) em uma zona de contato entre Florestas Ombrófila Montanas, RS. Dissertação de Mestrado, Porto Alegre: UFRGS, 114 p.
- SCHUPP, E. W.; MILLERON, T. & RUSSO, S. E. Dissemination Limitation and the Origin and Maintenance of Species-rich Tropical Forests. 2002. In Levey, D. J.; Silva, W. R. & Galetti, M. (orgs.) Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation. Wallingford, Inglaterra. Cab International.. 509p.
- SMITH, F. 2001. Historical regulation of local species richness across a geographic region. Ecology **82**: 792-801.
- SOBRAL, M.; JARENKOW, J. A.; BRACK, P.; IRGANG, B.; LAROCCA, J. & RODRIGUES, R. S. 2006. Flora arbórea e arborecente do Rio Grande do Sul, Brasil. São Carlos. RiMa/Novo Ambiente. 350pp.
- SPEZIALE, K.L.; RUGGIERO, A.; EZCURRA, C. 2010. Plant species richness-environment relationships across the subantarctic-patagonian transition zone. Journal of Biogeography **37**: 449-464.

- STRECK, E.V.; KÄMPF N.; DALMOLIN R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SUERTEGARAY, D.M.A. 1996. Rio Grande do Sul: morfogênese da paisagem, questões para sala de aula. *Boletim Gaúcho de Geografia* 21: 117-132p.
- SVENNING, J. C.; KINNER, D. A.; STALLARD, B.M.; ENGELBRECHT, B.M.J.; WRIGHT, S.J. 2004. Ecological determinism in plant community structure across a tropical forest landscape. *Ecology* **85**(9): 2526-2538.
- TEIXEIRA, M.B.; COURA-NETO A.B.; PASTORE U. & RANGEL FILHO A.L.R. 1986. Vegetação. In: *Levantamento de recursos naturais (Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim* (ed. IBGE). IBGE: Rio de Janeiro, pp. 541-632.
- TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; YLI-HALLA, M. 2003a. Dispersal, environment and floristic variation of western Amazonian forests. *Science* **299**: 241-244.
- TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; AGULAR, M.; SARMIENTOS, A. 2003b. Floristic patterns along 43-km long transect in an Amazonian rain forest. *Journal of Ecology* **91**: 743-756.
- VEECH, J.A. & CRIST, T.O. 2009. Partition 3.0. Software for the partitioning of species diversity. Disponível em <http://www.users.muohio.edu/cristto/partition.htm>
- WHITTAKER, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* **30**(3): 279-338.
- WRIGHT, S. J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130: 1-14.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As diferentes tipologias florestais do sul da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul apresentam espécies indicadoras, sendo a altitude a principal variável ambiental associada aos padrões florísticos observados neste estudo. A região das áreas contempladas no trabalho apresenta chuvas bem distribuídas ao longo do ano, não sendo, portanto a pluviosidade um fator preponderante na distribuição das espécies. Além da altitude, a temperatura (sendo ambas altamente correlacionadas) também diferenciou as Florestas de Restinga e Floresta Ombrófila Densa das Florestas Nebulares e, em certo grau, a Floresta Ombrófila Mista.

Durante a seleção dos trabalhos incluídos nas análises, encontramos dificuldade para encontrar estudos que abrangessem Florestas Restinga e Florestas Nebulares no sul da Mata Atlântica, o que demonstra que estes ambientes, com filtros ambientais que restringem a presença de algumas espécies, são pouco estudados e merecem mais atenção. Foram observadas lacunas de levantamentos em algumas faixas altitudinais na FOD, principalmente em altitudes baixas e em cotas de 500 a 800. A lacuna de estudos nas baixas altitudes pode estar relacionada ao fato de que estas florestas apresentam uma distribuição restrita no Rio Grande do Sul, e também foram uma das mais exploradas, sendo poucos os remanescentes que restam, reforçando a necessidade de pesquisas científicas que visam a conservação destes remanescentes.

A presença de espécies indicadoras da FOD (*e.g. Cabralea canjerana* e *Calyptanthes grandifolia*) como plântulas na FOM, assim como outras espécies tipicamente das encostas (*e.g. Myrceugenia myrcioides* e *Daphnopsis fasciculata*), abre um leque de possibilidades para futuros estudos sobre dinâmica de expansão e retração destes ecossistemas frente às mudanças climáticas atuais. As zonas de transição ou ecótonos estudadas no presente estudo, tornam-se áreas prioritárias para

monitoramentos em longo prazo para avaliar os efeitos do aquecimento global frente à distribuição da biota.

O *pool* de espécies apresentado pelas Florestas com Araucária no nordeste do Rio Grande do Sul pode ser considerado alto, já que 22% das espécies que ocorrem em toda a região Sul foram encontradas nas áreas de estudo. O grau de complementaridade entre as áreas justifica o número de áreas protegidas, seis no total, para a região. Se fosse apenas uma ou duas áreas protegidas, um grande número de espécies poderia encontrar-se ameaçado, já que há uma substituição de espécies significativa entre localidades.

Com os resultados que encontramos no presente estudo, demonstramos que a distância foi o fator que mais explicou a substituição de espécies para as plântulas. Entretanto, para o estrato superior a maior explicação se deu em virtude do ambiente estruturado pelo espaço. De qualquer modo, o espaço e o ambiente espacialmente estruturado na escala das parcelas são os principais componentes de explicação da variação na estrutura das comunidades estudadas, ao passo que a maior substituição de espécies ocorre especialmente na escala entre localidades. Isso reforça a importância destas unidades de conservação na preservação da estrutura e diversidade das comunidades de Floresta Ombrófila Mista do nordeste do Rio Grande do Sul. A identificação de padrões relacionados à diversidade beta é essencial como fundamento teórico à ecologia e como subsídios para estratégias de manejo e conservação da biodiversidade.

ANEXOS

Anexo 1: Espécies que apresentaram mais de uma ocorrência na compilação dos 21 trabalhos de fitossociologia. As espécies estão ordenadas alfabeticamente em famílias. O grupo 1 representa a Floresta de Restinga, grupo 2 a Floresta Ombrófila Densa, grupo 3 a Floresta Ombrófila Mista e grupo 4 a Floresta Nebular. Os números dentro de cada grupo representam a abundância relativa (%) de cada espécie.

Família	Espécie	Grupo	G1	G2	G3	G4
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	1	55	0	45	0
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	1	88	0	12	0
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	2	0	100	0	0
	<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	2	0	57	43	0
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	2	0	100	0	0
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	3	0	0	100	0
	<i>Ilex microdonta</i> Reissek	4	0	1	9	90
	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	3	0	43	44	13
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	2	0	100	0	0
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	3	0	1	99	0
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	1	82	18	0	0
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1	98	0	2	0
Asteraceae	<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	2	0	90	10	0
	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	3	0	12	88	0
	<i>Piptocarpha axillares</i> Baker	2	0	73	27	0
	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	3	0	18	72	11
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Steud.	2	0	100	0	0
Burseraceae	<i>Protium kleinii</i> Cuatrec.	2	0	100	0	0
Cannabaceae	<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	1	100	0	0	0
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	2	39	61	0	0
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	4	0	34	0	66
Celastraceae	<i>Maytenus boaria</i> Molina	4	0	0	0	100
	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	2	0	64	36	0
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. Ex DC.	2	0	100	0	0
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	1	67	33	0	0
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	2	0	69	31	0
	<i>Weinmania paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	4	0	14	8	78
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	2	0	82	0	18
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	1	100	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	1	92	8	0	0
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	1	89	11	0	0
	<i>Gymnanthes concolor</i> Spreng.	2	0	100	0	0
	<i>Pachystroma longifolium</i> I.M.Johnst.	2	0	100	0	0
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	3	5	27	68	0
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	3	0	6	94	0
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baillon) L.B.Sm. & R.J.Downs	1	99	0	1	0
	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp. & Endl.	2	29	71	0	0
Fabaceae	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	2	0	100	0	0
	<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	4	0	9	5	85
	<i>Inga semialata</i> Mart.	2	0	100	0	0
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	1	91	9	0	0
	<i>Inga virescens</i> Benth.	2	0	80	20	0
	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	2	0	57	43	0

	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	3	0	0	100	0
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	1	90	0	10	0
Lauraceae	<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	1	77	23	0	0
	<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees) Koesterm.	4	0	0	22	78
	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	2	0	86	14	0
	<i>Cryptocaria aschersoniana</i> Mez	2	0	50	50	0
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees et Mart. ex Nees	2	0	54	46	0
	<i>Nectandra megapotamica</i> Mez Bull.	3	0	27	73	0
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	1	91	9	0	0
	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	4	0	21	0	79
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	3	0	13	87	0
	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	2	0	59	41	0
	<i>Ocotea lancifolia</i> Mez	3	0	36	64	0
	<i>Ocotea laxa</i> Mez	3	0	45	55	0
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	2	0	100	0	0
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	3	0	13	87	0
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	1	45	0	20	35
	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	1	63	38	0	0
	<i>Ocotea urbaniana</i> Mez	2	0	100	0	0
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i> A.St.-Hil. Spreng.	1	89	11	0	0
Malpighiaceae	<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A.Juss.	2	0	100	0	0
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	3	0	0	100	0
Melastomataceae	<i>Tibouchina sellowiana</i> (Cham.) Cogn.	2	0	85	15	0
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	2	34	66	0	0
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	2	0	79	21	0
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	1	100	0	0	0
	<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	2	0	100	0	0
	<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	2	0	100	0	0
Monimiaceae	<i>Hennecartia omphalandra</i> J. Poiss.	2	0	100	0	0
	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	2	0	100	0	0
Moraceae	<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg	2	0	100	0	0
	<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott	1	99	1	0	0
	<i>Ficus cestrifolia</i> Schott ex Spreng.	1	98	2	0	0
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W. C. Burger, Lanjouw & Boer	2	31	69	0	0
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	3	32	0	68	0
	<i>Calyptranthes grandifolia</i> O. Berg	2	0	100	0	0
	<i>Campomamesia rhombea</i> O. Berg	3	0	6	94	0
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	3	0	3	97	0
	<i>Eugenia bacopari</i> D.Legrand	1	81	19	0	0
	<i>Eugenia beaurepaireana</i> (Kiaersk.) D.Legrand	2	0	100	0	0
	<i>Eugenia handroi</i> (Mattos) Mattos	3	0	39	56	5
	<i>Eugenia multicostata</i> D.Legrand	2	0	93	7	0
	<i>Eugenia neoaustralis</i> Sobral	1	100	0	0	0
	<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	2	0	100	0	0
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	3	0	0	100	0
	<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	2	0	100	0	0
	<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	2	0	100	0	0
	<i>Eugenia schuechiana</i> O.Berg	2	0	100	0	0
	<i>Eugenia subterminalis</i> DC.	4	0	20	22	59
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	1	97	0	3	0
	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	1	83	0	17	0
	<i>Marlierea parviflora</i> O.Berg	1	94	6	0	0

	<i>Myrceugenia euosma</i> (O. Berg) D. Legrand	3	0	0	100	0
	<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess. ex St-Hil.) D.Legrand & Kausel	4	0	0	31	69
	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardn.) D. Legrand & Kausel	3	0	22	78	0
	<i>Myrceugenia myrcioides</i> (O. Berg ex Mart) D. Legrand	3	0	50	50	0
	<i>Myrceugenia ovata</i> O.Berg	4	0	1	0	99
	<i>Myrceugenia oxypala</i> (Burret) D. Legrand et Kausel	2	0	82	18	0
	<i>Myrcia bombycina</i> (O.Berg) Nied.	3	0	0	100	0
	<i>Myrcia glabra</i> O. Berg D. Legrand	1	97	3	0	0
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	3	0	4	83	13
	<i>Myrcia oligantha</i> O. Berg	3	0	16	74	9
	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	1	98	2	0	0
	<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	3	0	13	77	9
	<i>Myrcia richardiana</i> Kiaersk.	2	0	100	0	0
	<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira	2	0	53	47	0
	<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	2	0	100	0	0
	<i>Myrcianthes gigantea</i> D.Legrand	3	0	0	100	0
	<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand	3	0	46	54	0
	<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	4	0	0	38	62
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	3	0	25	45	30
	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	1	89	0	11	0
	<i>Siphoneugena reitzii</i> D. Legrand	4	0	0	2	98
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1	89	11	0	0
	<i>Pisonia zapallo</i> Griseb	2	0	100	0	0
Oleaceae	<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S.Green	2	0	100	0	0
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> Poepp. ex Baill.	1	77	23	0	0
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	1	93	7	0	0
Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	3	0	0	100	0
Primulaceae	<i>Myrsine acuminata</i> Royle	4	0	5	0	95
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	3	0	0	100	0
	<i>Myrsine intermedia</i> Mez	2	0	100	0	0
	<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	1	42	28	30	0
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1	98	1	1	0
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	2	0	72	28	0
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	1	57	20	16	8
Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	2	0	100	0	0
	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Roem. & Schult.	1	92	8	0	0
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	2	0	100	0	0
Rutaceae	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	2	0	89	11	0
	<i>Zanthoxylum fagara</i> Sarg.	1	100	0	0	0
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	3	0	49	51	0
Sabiaceae	<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	2	0	100	0	0
Salicaceae	<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	2	0	77	23	0
	<i>Banara tomentosa</i> Clos.	3	0	15	85	0
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	3	11	20	70	0
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	2	0	95	5	0
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	94	6	0	0
	<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	3	0	33	67	0
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	1	91	3	7	0
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	3	0	30	70	0
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	3	6	32	62	0
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	1	96	4	0	0
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	2	0	100	0	0

	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	1	99	1	0	0
	<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichler	2	0	100	0	0
	<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D.Penn.	1	100	0	0	0
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	2	0	100	0	0
	<i>Solanum mauritianum</i> Blanco	3	0	20	80	0
	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	1	96	4	0	0
	<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	2	0	95	5	0
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	3	0	0	100	0
Symplocaceae	<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	4	0	0	30	70
	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	3	0	0	100	0
Theaceae	<i>Laplacea acutifolia</i> (Wawra) & Kobuski	3	0	10	90	0
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	1	48	45	7	0
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneath.	2	0	100	0	0
	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	1	98	2	0	0
Winteraceae	<i>Drimys angustifolia</i> Miers	4	0	0	1	99
	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	3	0	5	62	33
	Riqueza total por formação		52	129	87	26
	Número de espécies exclusivas de cada formação		6	36	11	1

Anexo 2: Parâmetros fitossociológicos do estrato inferior e superior: A – estrato inferior Pró-Mata; B – estrato superior Pró-Mata; C – estrato inferior Aratinga; D – estrato superior Aratinga; E - estrato inferior Aparados da Serra; F - estrato superior Aparados da Serra. NI = número de indivíduos; NP = número de parcelas em que a espécie ocorreu; DA = densidade absoluta; DR% = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR% = frequência relativa; Doa = dominância absoluta; Dor% = dominância relativa; IVI% = índice de valor de importância relativo. As tabelas são organizadas por ordem decrescente de IVI.

A – estrato inferior Pró-Mata.

Espécie	NI	NP	DA	DR%	FA	FR%	IVI%
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	270	27	18750.00	29.61	75.00	8.77	19.19
<i>Ocotea corymbosa</i>	108	25	7500.00	11.84	69.44	8.12	9.98
<i>Miconia cinerascens</i>	76	25	5277.78	8.33	69.44	8.12	8.23
<i>Nectandra grandiflora</i>	75	23	5208.33	8.22	63.89	7.47	7.85
<i>Myrsine lorentziana</i>	58	22	4027.78	6.36	61.11	7.14	6.75
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	55	22	3819.44	6.03	61.11	7.14	6.59
<i>Ilex microdonta</i>	28	16	1944.44	3.07	44.44	5.19	4.13
<i>Siphoneugena reitzii</i>	26	16	1805.56	2.85	44.44	5.19	4.02
<i>Leandra</i> sp.	20	14	1388.89	2.19	38.89	4.55	3.37
<i>Myrcia retorta</i>	21	11	1458.33	2.30	30.56	3.57	2.94
<i>Piptocarpha notata</i>	18	8	1250.00	1.97	22.22	2.60	2.29
<i>Matayba elaeagnoides</i>	17	7	1180.56	1.86	19.44	2.27	2.07
<i>Rudgea parquioides</i>	11	8	763.89	1.21	22.22	2.60	1.90
<i>Mollinedia elegans</i>	12	4	833.33	1.32	11.11	1.30	1.31
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	6	6	416.67	0.66	16.67	1.95	1.30
<i>Ocotea</i> sp.	7	5	486.11	0.77	13.89	1.62	1.20
<i>Piptocarpha axilares</i>	7	5	486.11	0.77	13.89	1.62	1.20
Mortas	6	5	416.67	0.66	13.89	1.62	1.14
<i>Myrceugenia miersiana</i>	7	4	486.11	0.77	11.11	1.30	1.03
<i>Eugenia handroi</i>	6	4	416.67	0.66	11.11	1.30	0.98
<i>Myrceugenia euosma</i>	11	2	763.89	1.21	5.56	0.65	0.93
<i>Ilex paraguariensis</i>	4	4	277.78	0.44	11.11	1.30	0.87
<i>Casearia decandra</i>	3	3	208.33	0.33	8.33	0.97	0.65
<i>Cupania vernalis</i>	3	3	208.33	0.33	8.33	0.97	0.65
<i>Drimys angustifolia</i>	3	3	208.33	0.33	8.33	0.97	0.65
<i>Laplacea acutifolia</i>	3	3	208.33	0.33	8.33	0.97	0.65
<i>Myrceugenia oxysepala</i>	3	3	208.33	0.33	8.33	0.97	0.65
<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	3	2	208.33	0.33	5.56	0.65	0.49
<i>Inga lentiscifolia</i>	3	2	208.33	0.33	5.56	0.65	0.49
<i>Weinmania paulliniifolia</i>	3	2	208.33	0.33	5.56	0.65	0.49
<i>Calyptranthes grandifolia</i>	2	2	138.89	0.22	5.56	0.65	0.43
<i>Eugenia subterminalis</i>	2	2	138.89	0.22	5.56	0.65	0.43
<i>Inga virescens</i>	2	2	138.89	0.22	5.56	0.65	0.43
<i>Psychotria suterella</i>	2	2	138.89	0.22	5.56	0.65	0.43
<i>Annona rugulosa</i>	4	1	277.78	0.44	2.78	0.32	0.38
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	4	1	277.78	0.44	2.78	0.32	0.38
<i>Dalbergia frutescens</i>	3	1	208.33	0.33	2.78	0.32	0.33
<i>Vernonia discolor</i>	3	1	208.33	0.33	2.78	0.32	0.33
<i>Berberis laurina</i>	2	1	138.89	0.22	2.78	0.32	0.27
<i>Cabralea canjerana</i>	2	1	138.89	0.22	2.78	0.32	0.27
<i>Casearia obliqua</i>	2	1	138.89	0.22	2.78	0.32	0.27

<i>Prunus myrtifolia</i>	2	1	138.89	0.22	2.78	0.32	0.27
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	2	1	138.89	0.22	2.78	0.32	0.27
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	1	69.44	0.11	2.78	0.32	0.22
<i>Myrcia hartwegiana</i>	1	1	69.44	0.11	2.78	0.32	0.22
<i>Myrcia oligantha</i>	1	1	69.44	0.11	2.78	0.32	0.22
<i>Myrsine coriacea</i>	1	1	69.44	0.11	2.78	0.32	0.22
<i>Ocotea porosa</i>	1	1	69.44	0.11	2.78	0.32	0.22
<i>Solanum pseudocapsicum</i>	1	1	69.44	0.11	2.78	0.32	0.22
<i>Symplocos tetandra</i>	1	1	69.44	0.11	2.78	0.32	0.22

B – estrato superior Pró-Mata.

Espécie	NI	NP	DA	DR%	FA	FR%	Doa	Dor%	IVI%
<i>Myrcia retorta</i>	63	22	175.00	18.26	61.11	9.61	132382.43	32.29	20.05
<i>Ilex microdonta</i>	26	15	72.22	7.54	41.67	6.55	38419.04	9.37	7.82
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	33	17	91.67	9.57	47.22	7.42	15577.27	3.80	6.93
<i>Drimys angustifolia</i>	27	15	75.00	7.83	41.67	6.55	12179.29	2.97	5.78
<i>Myrceugenia euosma</i>	14	5	38.89	4.06	13.89	2.18	39583.99	9.66	5.30
<i>Araucaria angustifolia</i>	14	12	38.89	4.06	33.33	5.24	22297.82	5.44	4.91
Mortas	16	14	44.44	4.64	38.89	6.11	6270.53	1.53	4.09
<i>Ocotea sp.</i>	13	13	36.11	3.77	36.11	5.68	6155.52	1.50	3.65
<i>Eugenia handroi</i>	9	8	25.00	2.61	22.22	3.49	15839.83	3.86	3.32
<i>Myrceugenia miersiana</i>	7	6	19.44	2.03	16.67	2.62	15049.29	3.67	2.77
<i>Ilex paraguariensis</i>	10	8	27.78	2.90	22.22	3.49	6810.76	1.66	2.68
<i>Ocotea corymbosa</i>	9	6	25.00	2.61	16.67	2.62	8215.88	2.00	2.41
<i>Nectandra grandiflora</i>	8	8	22.22	2.32	22.22	3.49	4802.58	1.17	2.33
<i>Casearia decandra</i>	9	7	25.00	2.61	19.44	3.06	4696.29	1.15	2.27
<i>Sapium glandulosum</i>	10	5	27.78	2.90	13.89	2.18	2623.54	0.64	1.91
<i>Myrcia guianensis</i>	6	5	16.67	1.74	13.89	2.18	5913.38	1.44	1.79
<i>Myrsine lorentziana</i>	7	5	19.44	2.03	13.89	2.18	4378.52	1.07	1.76
<i>Eugenia subterminalis</i>	6	4	16.67	1.74	11.11	1.75	7166.78	1.75	1.74
<i>Laplacea acutifolia</i>	5	5	13.89	1.45	13.89	2.18	5614.14	1.37	1.67
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	6	5	16.67	1.74	13.89	2.18	4393.68	1.07	1.66
<i>Vernonia discolor</i>	6	5	16.67	1.74	13.89	2.18	4296.72	1.05	1.66
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	3	3	8.33	0.87	8.33	1.31	8244.36	2.01	1.40
<i>Weinmania paulliniifolia</i>	2	2	5.56	0.58	5.56	0.87	9568.77	2.33	1.26
<i>Ocotea porosa</i>	4	3	11.11	1.16	8.33	1.31	4210.61	1.03	1.17
<i>Piptocarpha axillares</i>	3	3	8.33	0.87	8.33	1.31	5229.14	1.28	1.15
<i>Siphoneugena reitzii</i>	3	3	8.33	0.87	8.33	1.31	2777.03	0.68	0.95
<i>Tibouchina sellowiana</i>	3	3	8.33	0.87	8.33	1.31	1676.51	0.41	0.86
<i>Solanum pseudoquina</i>	3	3	8.33	0.87	8.33	1.31	1033.57	0.25	0.81
<i>Lamanonia ternata</i>	3	2	8.33	0.87	5.56	0.87	2319.66	0.57	0.77
<i>Mimosa scabrella</i>	2	2	5.56	0.58	5.56	0.87	2864.77	0.70	0.72
<i>Myrcia oligantha</i>	2	2	5.56	0.58	5.56	0.87	962.68	0.23	0.56
<i>Myrsine coriacea</i>	2	2	5.56	0.58	5.56	0.87	750.23	0.18	0.55
<i>Roupala brasiliensis</i>	1	1	2.78	0.29	2.78	0.44	1558.78	0.38	0.37
<i>Cedrela fissilis</i>	1	1	2.78	0.29	2.78	0.44	1522.79	0.37	0.37
<i>Prunus myrtifolia</i>	1	1	2.78	0.29	2.78	0.44	1436.15	0.35	0.36
<i>Myrceugenia oxysepala</i>	1	1	2.78	0.29	2.78	0.44	1042.59	0.25	0.33
<i>Blepharocalix salicifolius</i>	1	1	2.78	0.29	2.78	0.44	519.96	0.13	0.28
<i>Piptocarpha angustifolia</i>	1	1	2.78	0.29	2.78	0.44	319.19	0.08	0.27
<i>Solanum mauritianum</i>	1	1	2.78	0.29	2.78	0.44	286.48	0.07	0.27

<i>Cinnamomum amoenum</i>	1	1	2.78	0.29	2.78	0.44	278.57	0.07	0.26
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	1	1	2.78	0.29	2.78	0.44	233.48	0.06	0.26
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	1	1	2.78	0.29	2.78	0.44	226.35	0.06	0.26
<i>Inga lentiscifolia</i>	1	1	2.78	0.29	2.78	0.44	218.17	0.05	0.26

C – estrato inferior Aratinga.

Espécie	NI	NP	DA	DR%	FA	FR%	IVI%
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	86	18	5972.22	25.07	50.00	9.23	17.15
<i>Myrsine lorentziana</i>	28	19	1944.44	8.16	52.78	9.74	8.95
<i>Siphoneugena reitzii</i>	25	13	1736.11	7.29	36.11	6.67	6.98
<i>Miconia cinerascens</i>	26	11	1805.56	7.58	30.56	5.64	6.61
<i>Myrcia guianensis</i>	19	11	1319.44	5.54	30.56	5.64	5.59
<i>Matayba elaeagnoides</i>	15	12	1041.67	4.37	33.33	6.15	5.26
<i>Myrceugenia mesomicha</i>	14	9	972.22	4.08	25.00	4.62	4.35
<i>Myrcia retorta</i>	11	8	763.89	3.21	22.22	4.10	3.65
<i>Myrsine coriacea</i>	11	8	763.89	3.21	22.22	4.10	3.65
<i>Ocotea pulchella</i>	11	8	763.89	3.21	22.22	4.10	3.65
<i>Rudgea parquioides</i>	9	9	625.00	2.62	25.00	4.62	3.62
<i>Calythranthes concinna</i>	10	8	694.44	2.92	22.22	4.10	3.51
<i>Maytenus evonymoides</i>	9	7	625.00	2.62	19.44	3.59	3.11
<i>Casearia decandra</i>	8	6	555.56	2.33	16.67	3.08	2.70
<i>Myrceugenia oxysepala</i>	7	6	486.11	2.04	16.67	3.08	2.56
<i>Campomanesia rhombea</i>	8	5	555.56	2.33	13.89	2.56	2.45
<i>Ocotea sp.</i>	7	5	486.11	2.04	13.89	2.56	2.30
<i>Ilex microdonta</i>	7	4	486.11	2.04	11.11	2.05	2.05
<i>Eugenia uruguayensis</i>	5	3	347.22	1.46	8.33	1.54	1.50
<i>Myrceugenia miersiana</i>	3	3	208.33	0.87	8.33	1.54	1.21
<i>Araucaria angustifolia</i>	3	2	208.33	0.87	5.56	1.03	0.95
<i>Piptocarpha notata</i>	3	2	208.33	0.87	5.56	1.03	0.95
<i>Ilex paraguariensis</i>	2	2	138.89	0.58	5.56	1.03	0.80
<i>Podocarpus lambertii</i>	2	2	138.89	0.58	5.56	1.03	0.80
<i>Prunus myrtifolia</i>	2	2	138.89	0.58	5.56	1.03	0.80
<i>Solanum pseudoquina</i>	2	2	138.89	0.58	5.56	1.03	0.80
<i>Strychnos brasiliensis</i>	2	2	138.89	0.58	5.56	1.03	0.80
<i>Allophylus edulis</i>	1	1	69.44	0.29	2.78	0.51	0.40
<i>Blepharocalix salicifolius</i>	1	1	69.44	0.29	2.78	0.51	0.40
<i>Celtis iguanea</i>	1	1	69.44	0.29	2.78	0.51	0.40
<i>Dasyphyllum spinescens</i>	1	1	69.44	0.29	2.78	0.51	0.40
<i>Eugenia involucrata</i>	1	1	69.44	0.29	2.78	0.51	0.40
<i>Myrcia oligantha</i>	1	1	69.44	0.29	2.78	0.51	0.40
<i>Myrciaria delicatula</i>	1	1	69.44	0.29	2.78	0.51	0.40
<i>Symplocos tetrandra</i>	1	1	69.44	0.29	2.78	0.51	0.40

D - estrato superior Aratinga.

Espécie	NI	NP	DA	DR%	FA	FR%	Doa	Dor%	IVI%
<i>Araucaria angustifolia</i>	64	29	177.78	24.06	80.56	16.38	104977.60	26.95	22.47
<i>Myrcia retorta</i>	46	25	127.78	17.29	69.44	14.12	116124.04	29.82	20.41
<i>Podocarpus lambertii</i>	37	19	102.78	13.91	52.78	10.73	36407.69	9.35	11.33
<i>Myrceugenia mesomischa</i>	14	12	38.89	5.26	33.33	6.78	10357.80	2.66	4.90
<i>Siphoneugena reitzii</i>	13	11	36.11	4.89	30.56	6.21	8292.76	2.13	4.41
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	14	10	38.89	5.26	27.78	5.65	8552.44	2.20	4.37
<i>Ocotea pulchella</i>	7	7	19.44	2.63	19.44	3.95	16111.42	4.14	3.57
<i>Ocotea porosa</i>	5	5	13.89	1.88	13.89	2.82	19274.85	4.95	3.22
Mortas	10	7	27.78	3.76	19.44	3.95	6561.01	1.68	3.13
<i>Eugenia uruguayensis</i>	7	7	19.44	2.63	19.44	3.95	8844.39	2.27	2.95
<i>Myrsine lorentziana</i>	5	4	13.89	1.88	11.11	2.26	1812.21	0.47	1.53
<i>Sapium glandulosum</i>	5	3	13.89	1.88	8.33	1.69	3312.86	0.85	1.48
<i>Myrcia oligantha</i>	4	4	11.11	1.50	11.11	2.26	2151.30	0.55	1.44
<i>Vernonia discolor</i>	3	3	8.33	1.13	8.33	1.69	5294.18	1.36	1.39
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	2	2	5.56	0.75	5.56	1.13	7994.51	2.05	1.31
<i>Annona rugulosa</i>	4	3	11.11	1.50	8.33	1.69	1051.58	0.27	1.16
<i>Campomanesia rhombea</i>	3	3	8.33	1.13	8.33	1.69	2477.96	0.64	1.15
<i>Myrciaria floribunda</i>	2	2	5.56	0.75	5.56	1.13	4966.75	1.28	1.05
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3	3	8.33	1.13	8.33	1.69	1088.00	0.28	1.03
<i>Ilex microdonta</i>	2	2	5.56	0.75	5.56	1.13	3560.21	0.91	0.93
<i>Myrceugenia oxysepala</i>	2	2	5.56	0.75	5.56	1.13	1908.54	0.49	0.79
<i>Blepharocalix salicifolius</i>	2	2	5.56	0.75	5.56	1.13	1180.68	0.30	0.73
<i>Maytenus evonymoides</i>	2	2	5.56	0.75	5.56	1.13	824.07	0.21	0.70
<i>Myrsine coriacea</i>	1	1	2.78	0.38	2.78	0.56	3969.15	1.02	0.65
<i>Ocotea sp.</i>	1	1	2.78	0.38	2.78	0.56	2437.06	0.63	0.52
<i>Dasyphyllum spinescens</i>	1	1	2.78	0.38	2.78	0.56	2390.86	0.61	0.52
<i>Roupala brasiliensis</i>	1	1	2.78	0.38	2.78	0.56	1994.97	0.51	0.48
<i>Myrcia guianensis</i>	1	1	2.78	0.38	2.78	0.56	1484.40	0.38	0.44
<i>Casearia decandra</i>	1	1	2.78	0.38	2.78	0.56	1243.40	0.32	0.42
<i>Ilex paraguariensis</i>	1	1	2.78	0.38	2.78	0.56	1083.14	0.28	0.41
<i>Myrceugenia euosma</i>	1	1	2.78	0.38	2.78	0.56	743.61	0.19	0.38
<i>Vitex megapotamica</i>	1	1	2.78	0.38	2.78	0.56	552.62	0.14	0.36
<i>Drimys angustifolia</i>	1	1	2.78	0.38	2.78	0.56	453.15	0.12	0.35

E – estrato inferior Aparados da Serra.

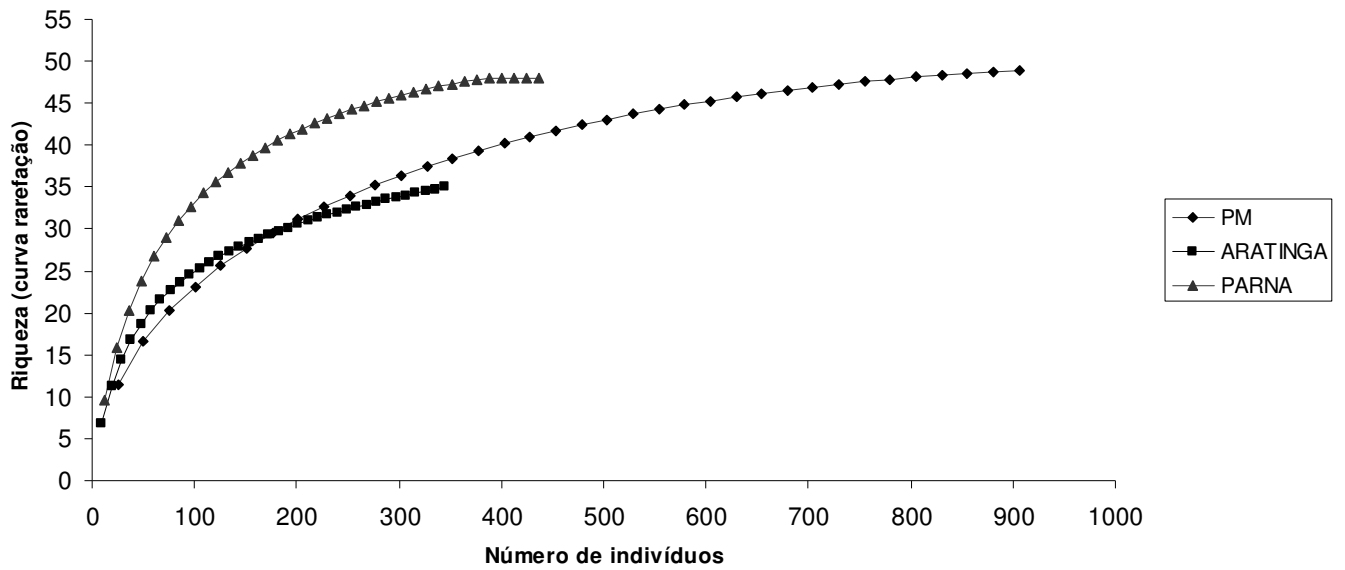
Espécie	NI	NP	DA	DR%	FA	FR%	IVI%
<i>Myrsine lorentziana</i>	42	20	2916.67	9.55	55.56	7.81	8.68
<i>Miconia cinerascens</i>	42	14	2916.67	9.55	38.89	5.47	7.51
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	34	10	2361.11	7.73	27.78	3.91	5.82
<i>Casearia decandra</i>	25	14	1736.11	5.68	38.89	5.47	5.58
<i>Rudgea parquioides</i>	27	12	1875.00	6.14	33.33	4.69	5.41
<i>Myrceugenia cucullata</i>	22	10	1527.78	5.00	27.78	3.91	4.45
<i>Matayba elaeagnoides</i>	18	11	1250.00	4.09	30.56	4.30	4.19
<i>Myrceugenia miersiana</i>	17	11	1180.56	3.86	30.56	4.30	4.08
<i>Ilex microdonta</i>	14	12	972.22	3.18	33.33	4.69	3.93
<i>Daphnopsis racemosa</i>	14	10	972.22	3.18	27.78	3.91	3.54
<i>Myrcia oligantha</i>	13	8	902.78	2.95	22.22	3.13	3.04
<i>Siphoneugena reitzii</i>	12	8	833.33	2.73	22.22	3.13	2.93
<i>Eugenia subterminalis</i>	11	8	763.89	2.50	22.22	3.13	2.81
<i>Myrcia guianensis</i>	13	6	902.78	2.95	16.67	2.34	2.65
<i>Ocotea</i> sp.	7	7	486.11	1.59	19.44	2.73	2.16
<i>Myrceugenia oxysepala</i>	10	5	694.44	2.27	13.89	1.95	2.11
<i>Drimys brasiliensis</i>	8	6	555.56	1.82	16.67	2.34	2.08
<i>Ilex paraguariensis</i>	7	6	486.11	1.59	16.67	2.34	1.97
<i>Araucaria angustifolia</i>	8	5	555.56	1.82	13.89	1.95	1.89
<i>Mollinedia elegans</i>	8	4	555.56	1.82	11.11	1.56	1.69
<i>Lamanonia ternata</i>	6	5	416.67	1.36	13.89	1.95	1.66
<i>Myrsine coriacea</i>	6	4	416.67	1.36	11.11	1.56	1.46
<i>Piptocarpha notata</i>	6	4	416.67	1.36	11.11	1.56	1.46
<i>Inga virescens</i>	5	4	347.22	1.14	11.11	1.56	1.35
<i>Myrcia hartwegiana</i>	5	4	347.22	1.14	11.11	1.56	1.35
<i>Myrciaria floribunda</i>	4	4	277.78	0.91	11.11	1.56	1.24
<i>Ocotea corymbosa</i>	4	4	277.78	0.91	11.11	1.56	1.24
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i>	4	4	277.78	0.91	11.11	1.56	1.24
<i>Campomanesia rhombea</i>	5	3	347.22	1.14	8.33	1.17	1.15
Mortas	5	3	347.22	1.14	8.33	1.17	1.15
<i>Myrceugenia mesomischa</i>	3	3	208.33	0.68	8.33	1.17	0.93
<i>Podocarpus lambertii</i>	3	3	208.33	0.68	8.33	1.17	0.93
<i>Calyptranthes concinna</i>	4	2	277.78	0.91	5.56	0.78	0.85
<i>Ocotea pulchella</i>	4	2	277.78	0.91	5.56	0.78	0.85
<i>Drimys angustifolia</i>	3	2	208.33	0.68	5.56	0.78	0.73
<i>Laplacea acutifolia</i>	2	2	138.89	0.45	5.56	0.78	0.62
<i>Myrcia lageana</i>	2	2	138.89	0.45	5.56	0.78	0.62
<i>Prunus myrtifolia</i>	2	2	138.89	0.45	5.56	0.78	0.62
<i>Rhamnus sphaerosperma</i>	2	2	138.89	0.45	5.56	0.78	0.62
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	2	138.89	0.45	5.56	0.78	0.62
<i>Clethra scabra</i>	2	1	138.89	0.45	2.78	0.39	0.42
<i>Leandra</i> sp.	2	1	138.89	0.45	2.78	0.39	0.42
<i>Solanum pseudoquina</i>	2	1	138.89	0.45	2.78	0.39	0.42
<i>Allophylus edulis</i>	1	1	69.44	0.23	2.78	0.39	0.31
<i>Blepharocalix salicifolius</i>	1	1	69.44	0.23	2.78	0.39	0.31
<i>Myrsine guianenses</i>	1	1	69.44	0.23	2.78	0.39	0.31
<i>Strychnos brasiliensis</i>	1	1	69.44	0.23	2.78	0.39	0.31
<i>Symplocos tetrandra</i>	1	1	69.44	0.23	2.78	0.39	0.31
<i>Weinmannia paulliniifolia</i>	1	1	69.44	0.23	2.78	0.39	0.31

F – estrato superior Aparados da Serra.

Espécie	NI	NP	DA	DR%	FA	FR%	Doa	Dor%	IVI%
<i>Araucaria angustifolia</i>	54	22	150.00	17.53	61.11	11.00	108155.28	27.52	18.68
<i>Myrceugenia euosma</i>	22	12	61.11	7.14	33.33	6.00	24294.41	6.18	6.44
<i>Eugenia subterminalis</i>	19	12	52.78	6.17	33.33	6.00	21151.29	5.38	5.85
Mortas	16	12	44.44	5.19	33.33	6.00	19638.45	5.00	5.40
<i>Ilex microdonta</i>	14	11	38.89	4.55	30.56	5.50	19054.04	4.85	4.96
<i>Myrcia guianensis</i>	14	8	38.89	4.55	22.22	4.00	17695.33	4.50	4.35
<i>Casearia decandra</i>	13	9	36.11	4.22	25.00	4.50	16451.10	4.19	4.30
<i>Myrceugenia miersiana</i>	13	10	36.11	4.22	27.78	5.00	11924.70	3.03	4.08
<i>Siphoneugena reitzii</i>	15	7	41.67	4.87	19.44	3.50	15211.91	3.87	4.08
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	15	9	41.67	4.87	25.00	4.50	8601.97	2.19	3.85
<i>Ocotea sp.</i>	12	6	33.33	3.90	16.67	3.00	18157.71	4.62	3.84
<i>Eugenia handroi</i>	13	8	36.11	4.22	22.22	4.00	11472.20	2.92	3.71
<i>Myrciaria floribunda</i>	10	8	27.78	3.25	22.22	4.00	13492.92	3.43	3.56
<i>Myrceugenia mesomischa</i>	13	8	36.11	4.22	22.22	4.00	8544.50	2.17	3.46
<i>Ocotea porosa</i>	7	6	19.44	2.27	16.67	3.00	7211.21	1.83	2.37
<i>Laplacea acutifolia</i>	6	4	16.67	1.95	11.11	2.00	10451.07	2.66	2.20
<i>Ilex paraguariensis</i>	6	5	16.67	1.95	13.89	2.50	8175.82	2.08	2.18
<i>Myrcia oligantha</i>	7	6	19.44	2.27	16.67	3.00	4198.57	1.07	2.11
<i>Ocotea pulchella</i>	2	2	5.56	0.65	5.56	1.00	11546.97	2.94	1.53
<i>Calyptranthes conccina</i>	5	4	13.89	1.62	11.11	2.00	2707.08	0.69	1.44
<i>Sapium glandulosum</i>	4	4	11.11	1.30	11.11	2.00	3277.76	0.83	1.38
<i>Weinmania paulliniifolia</i>	3	3	8.33	0.97	8.33	1.50	4747.02	1.21	1.23
<i>Drimys brasiliensis</i>	3	3	8.33	0.97	8.33	1.50	3912.78	1.00	1.16
<i>Myrsine coriacea</i>	3	2	8.33	0.97	5.56	1.00	4937.63	1.26	1.08
<i>Myrcia lageana</i>	3	3	8.33	0.97	8.33	1.50	2578.60	0.66	1.04
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	2	2	5.56	0.65	5.56	1.00	1933.95	0.49	0.71
<i>Prunus myrtifolia</i>	2	2	5.56	0.65	5.56	1.00	1776.84	0.45	0.70
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	2	5.56	0.65	5.56	1.00	1154.49	0.29	0.65
<i>Clethra scabra</i>	1	1	2.78	0.32	2.78	0.50	2460.34	0.63	0.48
<i>Lamanonia ternata</i>	1	1	2.78	0.32	2.78	0.50	2317.97	0.59	0.47
<i>Blepharocalix salicifolius</i>	1	1	2.78	0.32	2.78	0.50	1559.73	0.40	0.41
<i>Inga virescens</i>	1	1	2.78	0.32	2.78	0.50	1362.16	0.35	0.39
<i>Podocarpus lambertii</i>	1	1	2.78	0.32	2.78	0.50	743.61	0.19	0.34
<i>Eugenia uruguayensis</i>	1	1	2.78	0.32	2.78	0.50	644.58	0.16	0.33
<i>Symplocos uniflora</i>	1	1	2.78	0.32	2.78	0.50	488.30	0.12	0.32
<i>Allophylus edulis</i>	1	1	2.78	0.32	2.78	0.50	467.74	0.12	0.31
<i>Acca sellowiana</i>	1	1	2.78	0.32	2.78	0.50	319.20	0.08	0.30
<i>Myrsine lorentziana</i>	1	1	2.78	0.32	2.78	0.50	255.53	0.07	0.30

Anexo 3: Curvas de rarefação: A – estrato inferior; B – estrato superior.

A – estrato inferior.



B – estrato superior.

