



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

**ESTRUTURA, DIVERSIDADE E ASPECTOS ECOLÓGICOS DO
COMPONENTE ARBUSTIVO E ARBÓREO EM UMA FLORESTA
ESTACIONAL, PARQUE ESTADUAL DO TURVO, SUL DO BRASIL**

Ana Maria Soares Franco

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para a obtenção do título de **Doutor em Ciências: Botânica**.

Orientador: Prof. Dr. João André Jarenkow

Porto Alegre

2008

AGRADECIMENTOS

Nestes quatro anos convivi com muitas pessoas, cada uma me ensinando um pouquinho de cada coisa, tanto no trabalho propriamente, como nas “coisas da vida”! Todas foram importantes, desde aquelas onde o caráter e atitude são modelos a seguir como as que me mostraram o que não se deve ser e nem fazer.... Todo o aprendizado recebido nesta etapa da vida me fez crescer, e, sobretudo constatar que tenho muito que aprender...

Começando os agradecimentos especiais, então aí vai...

À CAPES pela bolsa concedida e à FUNDAÇÃO O BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA, pelo apoio financeiro ao projeto.

Ao meu orientador, pela paciência, conhecimento e coragem, por aceitar a me orientar na “Selva do Turvo”. Em meio a tantos carrapatos e dificuldades do lugar, lá estava ele disposto, sempre demonstrando admiração e respeito àquele lugar, que realmente encanta!

Ao grupo do Turvo:

Camila Inácio que apesar de pequena no tamanho, tem energia e coração muito grandes... além das habilidades culinárias.... Estendo o agradecimento ao seu esposo Victor, que nos ajudou em uma ida ao Turvo (coitado, não sabia o que o esperava!)

À Graziela Wedy, mais do que colega de campo, amigona (e eleita irmãzinha) para várias aventuras e muitas festas...

Ao Eduardo Giehl, pela paciência em me ouvir e discutir o trabalho, pela leitura dos artigos, valiosíssimas sugestões e aulas de estatística!

Ao Adriano Dias de Oliveira e sua esposa Ana, que sempre nos receberam muito bem a cada ida ao Turvo, com jantas maravilhosas e conversas sempre muito agradáveis.

Aos colegas que estão ou passaram pelo laboratório de Fitoecologia: Jean Budke, Claudia Giongo, Alexandre Ruckel, Ernestino Guarino, Carla Palma, Martin Molz, Guilherme Ceolin, (que praticamente faz parte do lab.), Fernando Rocha, Vanessa Staldoni, pela amizade, conversas e animação... Também pela discussão do trabalho e sugestões.

Aos participantes dos Colóquios Fitoecológicos pela troca de conhecimentos.

Ao Diogo Lindenmaier pela ajuda no campo, com muito bom humor, apesar do calor e da contagem de 2.418 colmos de taquara em pleno janeiro.

Aos colegas do Pós, pela troca de idéias, amizade e ajuda: Rafael Trevisan, Raquel Ludke, Caroline Scherer, Rodnei, Édson Soares, Luis Fernando Paiva, Fabiana Maraschin, Tatiana Lowe e Morgana Mósena.

Agradecimento especial às colegas e amigas Tanise Sausen e Carla Korndorfer, pelas confidências, incentivos, amizade e muitas risadas... Coragem colegas!!!!

À Greice Mattei pela amizade, parceria em congressos, disciplinas e festas... Também pelas discussões sobre o trabalho, com ponto de vista mais abrangente!

À Vidica Bianchi, pela amizade e por confiar o apartamento às inquilinas Ana e Gabriela Uieda... À Gabi, agradeço o aprendizado que a convivência proporcionou, também obrigada pela correção dos abstracts.

Ao Depto de Ecologia pelo empréstimo da máquina fotográfica e ao prof. Valério Pillar pelo empréstimo da lente olho de peixe.

Ao Leandro Duarte pela indicação e ajuda no Gap Light Analyzer.

À Secretaria Estadual do Meio Ambiente por dispor o alojamento. Aos guardas-parques, principalmente Odil (Verdum), que sempre me acompanhou nas idas, me ajudando com as coletas... também agradeço ao Getúlio, que sempre fez o possível para facilitar nossa estada por lá.

Aos professores do Depto de Botânica e Ecologia, pelo conhecimento e ensinamentos transmitidos.

À Sandra Muller, Jorge Waechter e Lúcia Dillenburg pela participação e sugestões na banca da minha qualificação.

Agradeço aos meus pais, João Inácio e Claides, pelo amor que sempre me deram, incentivo em todas as etapas da vida e por possibilitarem os recursos para eu estudar, o que nem sempre foi fácil. Obrigada por tudo, espero corresponder a todas as expectativas, ser filha única não é tão fácil como pensam!!!!

À minha família, desde primos, tios, avós, todos que me incentivaram, achando que “esta guria é corajosa”, pelo apoio e amizade! Sei que posso contar com todos em qualquer momento...

Aos amigos de Santiago (principalmente Karine e Alissandra Maronez e Camila Nemitz) e Porto Alegre, pelas horas de descontração e apoio. Vai um agradecimento especial à Patrícia Neves, amizade que nasceu no mestrado e segue nesta e noutras vidas com certeza! Também muito obrigado aos amigos do Atheneu, por sempre terem palavras de consolo, incentivo e apoio!

Bom, teria páginas e páginas de agradecimentos... mas não dá né?!...

Então **OBRIGADO A TODOS!** A contribuição de vocês foi essencial neste trabalho e na minha formação pessoal... Posso afirmar que foi uma época muiiiito boa e feliz!!!



“Uma geração vai, e outra geração vem, porém a terra para sempre permanece. E nasce o sol, e põe-se o sol, e volta ao seu lugar donde nasceu. O vento vai para o sul, e faz o seu giro para o norte; continuamente vai girando o vento, e volta fazendo seus circuitos.”

O Tempo e o Vento – Érico Veríssimo

RESUMO

ESTRUTURA, DIVERSIDADE E ASPECTOS ECOLÓGICOS DO COMPONENTE ARBUSTIVO E ARBÓREO EM UMA FLORESTA ESTACIONAL, PARQUE ESTADUAL DO TURVO, SUL DO BRASIL

O objetivo deste estudo foi descrever a estrutura de um trecho de floresta estacional no Parque Estadual do Turvo ($27^{\circ}09'00,42''\text{S}$ e $53^{\circ}53'06,27''\text{O}$), Rio Grande do Sul, relacionando a distribuição das espécies arbustivo-arbóreas com variáveis edáficas, distribuição e abundância de *Merostachys multiramea* (taquara-lixia). Aspectos ecológicos relativos à deciduidade específica, estratégias de dispersão e abertura do dossel também foram avaliados. A amostragem foi feita em 100 unidades amostrais contíguas, totalizando uma parcela permanente de 1 ha ($27^{\circ}17'10''\text{S}$ e $53^{\circ}51'35''\text{W}$). A descrição da vegetação foi estimada através de parâmetros fitossociológicos. Variáveis de solo foram estimadas a partir de coletas em toda a área. A quantificação de *M. multiramea* foi feita em cada unidade amostral, contando-se o número de colmos. Relações entre a abundância das espécies nas unidades amostrais e as variáveis ambientais foram avaliadas através de análise de correspondência canônica – CCA. As espécies arbóreas foram classificadas em categorias ecológicas quanto à fenologia foliar (decíduas, semidecíduas ou perenes) e estratégias de dispersão (anemocóricas, zoocóricas ou autocóricas). Três medições de abertura do dossel foram feitas, a partir de fotografias hemisféricas. Foram amostrados 2.272 indivíduos de espécies arbóreas, distribuídos em 80 espécies, 65 gêneros e 35 famílias. Foram contados 2.418 colmos de *M. multiramea*. A diversidade diminuiu conforme a densidade de *M. multiramea*. Não houve relação significativa entre densidade de colmos e abertura do dossel. O solo foi classificado como argiloso para a maioria das unidades amostrais. As variáveis mantidas na CCA foram teor de argila, Ca, P, abertura do dossel e densidade de *M. multiramea*. Do total de indivíduos arbóreos, 89,8% foram classificados como perenes e 7,2% decíduos. A zoocoria foi a estratégia de dispersão dominante, representando 66% do total de indivíduos e a anemocoria 6%. Os valores encontrados para o intervalo de abertura do dossel (5% a 27%) estão mais próximos aos de florestas semidecíduas, corroborando os sistemas de classificação que lhe atribuem essa condição.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	1
INTRODUÇÃO GERAL	2
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	8
ARTIGO 1	
Estrutura do componente arbustivo-arbóreo juvenil e efeito da densidade de <i>Merostachys multiramea</i> Hack. (Poaceae, Bambusoideae) em uma floresta estacional no sul do Brasil	13
RESUMO.....	14
ABSTRACT.....	14
INTRODUÇÃO.....	15
MATERIAL E MÉTODOS.....	17
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	19
AGRADECIMENTOS.....	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	30
ARTIGO 2	
Relação entre estrutura do componente arbóreo e variáveis ambientais em uma Floresta Estacional no Parque Estadual do Turvo, norte do Rio Grande do Sul, Brasil	36
RESUMO.....	37
ABSTRACT.....	37
INTRODUÇÃO.....	38
MATERIAL E MÉTODOS.....	39
RESULTADOS.....	41
DISCUSSÃO.....	49
AGRADECIMENTOS.....	53
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53
ARTIGO 3	
Estratégias de dispersão, distribuição vertical e deciduidade em uma floresta estacional na região do Alto Uruguai, norte do Rio Grande do Sul	59
RESUMO.....	60
ABSTRACT.....	60
INTRODUÇÃO.....	61
MATERIAL E MÉTODOS.....	63

RESULTADOS.....	64
DISCUSSÃO.....	70
AGRADECIMENTOS.....	74
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	74
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	81

APRESENTAÇÃO

A presente tese foi estruturada na forma de artigos, a fim de agilizar o encaminhamento para publicação após a defesa. Os artigos são independentes, mas, como os resultados referem-se aos dados amostrados na mesma área de estudo, algumas informações se repetem, principalmente nos itens Material e Métodos e Referências Bibliográficas.

A formatação dos artigos seguiu as normas gerais para publicação da revista *Acta Botanica Brasilica*, embora as figuras e tabelas tenham sido incluídas no texto para facilitar a leitura.

Além disso, foi formulada uma introdução geral visando abranger as questões discutidas na tese e procurando justificar a divisão dos artigos. Após os artigos, foi elaborado um item com as principais conclusões.

INTRODUÇÃO GERAL

Muitos estudos em ecologia têm por objetivo descrever os padrões de comunidades vegetais, enfatizando a importância do contexto espacial e temporal sobre os processos ecológicos que regulam a coexistência de espécies (Hart *et al.* 1989). De uma maneira geral, diferenças globais na vegetação têm sido atribuídas a gradientes latitudinais, caracterizados por mudanças na temperatura e precipitação (Willig *et al.* 2003, Oliveira-Filho *et al.* 2006). No entanto, é possível observar diferenças marcantes na diversidade e estrutura de comunidades muitas vezes adjacentes (Torti *et al.* 2001).

Em se tratando de florestas, estas diferenças mais locais podem estar relacionadas à formação de mosaicos, considerado como um conjunto de habitats que apresentam condições mais ou menos favoráveis para algumas espécies ou comunidades (Metzger 1999). A distinção entre unidades vizinhas do mosaico, ou manchas, as quais têm extensões espaciais reduzidas e não-lineares, é o resultado das interações multivariadas do meio abiótico com a comunidade. A análise dos processos ecológicos que ocorrem nestas áreas é importante por definir detalhes de mecanismos biológicos, que vão desde a ecologia de populações (natalidade, mortalidade, imigração), interação entre populações (polinização, dispersão), quanto da ecologia de comunidades (processos de estruturação, como a predação ou competição), entre outros (Metzger 1999).

Os processos que têm um efeito sobre a estrutura local de comunidades podem afetar a persistência de populações ao nível de paisagem. Sendo assim, estudos em uma escala local podem ajudar a elucidar processos geradores ou mantenedores da estrutura e diversidade de uma mancha a fim de entender como certos padrões de organização espacial são capazes de influenciar o funcionamento da paisagem (Bell *et al.* 1993). Muitos debates focalizando a questão de escalas são comuns (Simberloff 1988), principalmente entre a ecologia da conservação e a de ecossistemas, embora muitos esforços para solucionar problemas sobre conservação necessitem da integração ecológica através de múltiplas escalas (Franklin 1995, Grimm 1995). Em termos de conservação, cabe ressaltar que o conhecimento acumulado nas últimas décadas sobre a ecologia florestal, especialmente a ecologia de comunidades, tem influenciado as ações de restauração ecológica (Young *et al.* 2005). Dentre os modelos disponíveis atualmente de restauração de florestas tropicais (Engel & Parrota 2003, Barbosa 2004, Kageyama *et al.* 2003, Vieira & Scariot 2006), alguns já incorporam as particularidades de cada unidade da paisagem na definição das ações de restauração, as quais são planejadas focando principalmente a restauração dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução de uma comunidade funcional, com elevada diversidade. Novos avanços nas metodologias de restauração de ecossistemas florestais devem ainda ocorrer quando novos conhecimentos forem incorporados numa perspectiva de biologia de populações (Montalvo *et al.* 1997) e de ecologia de paisagem (Metzger 2003).

A variação na magnitude, intensidade e recorrência de distúrbios, a capacidade de aclimação das espécies para diferentes microhabitats e a suscetibilidade das espécies e indivíduos a patógenos e

herbívoros são alguns processos que regulam a formação de manchas de vegetação em diferentes estádios de sucessão (Janzen 1971, Connel 1978, Hubbel 1979, Leigh *et al.* 2004). As comunidades com maior diversidade são mantidas através de níveis intermediários de perturbação, ao contrário daquelas comunidades onde distúrbios são menos intensivos e freqüentes (Connel 1978), como é o caso das áreas dominadas por poucas espécies ou então, quando o distúrbio é muito frequente, por exemplo, fogo, inundação. Estes locais geralmente são caracterizados pela baixa freqüência de perturbações, sendo as espécies dominantes resistentes à predação, herbivoria ou dano físico e com alto potencial de competição, capaz de mudar as condições do sub-bosque, em ambientes florestais, e inibir o recrutamento de outras espécies (Hart *et al.* 1989, Torti *et al.* 2001). Embora a maioria dos estudos referentes a estas florestas trate de espécies arbóreas dominantes do dossel (Hart *et al.* 1989, Nascimento & Proctor 1997, Marimon *et al.* 2001), alguns têm investigado manchas com dominância de espécies arbóreas de Poaceae - Bambusoideae, como do gênero *Guadua*, no Peru e no estado do Acre, na floresta Amazônica (Nelson 1994, Silveira 1999, Torezan & Silveira 2000, Griscom & Ashton 2003).

Merostachys Sprengel é outro gênero da tribo Bambusoideae que se distribui desde a América Central até a Argentina, com o centro de diversidade no Brasil, compreendendo o maior e mais bem sucedido grupo de gramíneas encontrado nas florestas tropicais (Sordestrom & Calderón 1971, 1979, Sendulsky 1997). São plantas unicespitosas (formando tufos solitários), com rizomas paquimorfos (curtos e espessos), colmos eretos e independentes ou trepadores, entrenós cilíndricos ou quase, ocos e com paredes delgadas, sólidos numa espécie quando jovem (Smith *et al.* 1981). Inflorescências perfeitas, formando racimos especiformes solitários, terminando em ramos geralmente foliares, espiguetas solitárias ou binadas ou ternadas, sésseis ou subsésseis e terminando num antécio depauperado estéril ou rudimentar. Flores hermafroditas em regra solitárias, em algumas espécies duas, e em poucas várias (-10). Fruto do tipo cariopse. Espécies de Bambusoideae apresentam florescimento monocárpico com intervalos que variam de três a 120 anos, com floração e frutificação maciças e sincronizada (Janzen 1976, Nadgouda *et al.* 1990), mesmo quando amplamente distribuídas geograficamente (Friar & Kochert 1994). Durante o período de frutificação, pode ocorrer o aumento de populações de ratos, fenômeno conhecido popularmente como “ratadas”. Com a diminuição da oferta de alimento, os ratos abandonam os bambusais invadindo propriedades rurais, principalmente lavouras (Pereira 1941).

As espécies de *Merostachys* geralmente são adaptadas a invadir áreas perturbadas (Burman & Filgueiras 1993), alterando a dinâmica das populações e a estrutura da comunidade invadida (Veblen 1982, Kiyoshi *et al.* 1996). Devido ao sistema rizomatoso, estas plantas formam clones com potencialidade de crescer indefinidamente através da ramificação horizontal, sendo que este tipo de crescimento pode escapar das limitações biomecânicas (por exemplo restrição ao tamanho que uma planta pode atingir) e explorar muito bem o ambiente (Watkinson & White 1986).

Desta forma, a presença de espécies de *Merostachys* tem sido considerada como um fator de interferência negativa na dinâmica florestal (Oliveira-Filho *et al.* 1994; Tabarelli & Mantovani 2000;

Griscom & Ashton 2003; Guilherme *et al.* 2004; Martins *et al.* 2004; Holz & Veblen 2006). Embora seja reconhecido que a presença de *Merostachys* influencia a estrutura e dinâmica de florestas, ainda há poucos trabalhos ecológicos relativos a esta questão. Martins *et al.* (2004) estudaram a colonização de espécies em clareiras formadas após a morte de *Merostachys riedeliana* Rupr. ex Döll, em uma floresta estacional no estado de São Paulo. Oliveira Filho *et al.* (1994) associaram a estrutura do componente arbóreo com a presença de *M. riedeliana* em floresta estacional em Minas Gerais, onde Guilherme *et al.* (2004), reavaliaram a dinâmica da comunidade arbórea associada à densidade de taquaras 10 anos depois. No entanto, estes trabalhos trataram exclusivamente de árvores adultas (DAP > 5 cm), não considerando os efeitos sobre as espécies em estágio juvenil, quando estão mais suscetíveis à competição.

Para a região sul do Brasil, há registros de dominância de espécies de *Merostachys*, sendo *M. multiramea* (Fig. 1) uma espécie fitofisionomicamente representativa, ocupando vastas áreas do Planalto Sul-Brasileiro, no Rio Grande do Sul, estendendo-se até a bacia do rio Jacuí e de forma descontínua até o Escudo Cristalino Sul-Rio-Grandense (Smith *et al.* 1981). É uma planta subereta de 10 a 15 m de altura, com colmos de 3 a 4 cm de diâmetro e entrenós de 30-50 cm de comprimento, formando em cada nó fascículos de muitos ramos, agrupados de forma densa e muito característica (Smith *et al.* 1981). Até o momento, nenhum estudo quantificou os efeitos ecológicos desta espécie nas florestas sul-rio-grandenses.



Figura 1: Agrupamentos de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae, Bambusoideae), no Parque Estadual do Turvo, Derrubadas, Rio Grande do Sul.

A maior parte das formações florestais no Rio Grande do Sul situa-se na metade norte, com limite aproximadamente coincidente com o paralelo 30° S (Rambo 1956). Com base em critérios climáticos, estruturais e florísticos, as classificações tradicionais da vegetação brasileira reconhecem para o estado a ocorrência de Florestas Ombrófilas e Estacionais (Velloso & Góes Filho 1982, Teixeira *et al.* 1986). A Floresta Ombrófila ocupa a encosta leste, na extremidade sul da Mata Atlântica, estendendo pelo Planalto Sul-Brasileiro, em altitudes superiores a 400 m, diferenciando-se em Floresta Ombrófila Densa e em Mista. A Floresta Estacional também apresenta duas tipologias, distintas fisionomicamente em Floresta

Estacional Decidual e em Semidecidual, tendo a primeira sua distribuição no noroeste (região do Alto Uruguai) e região central (encostas meridionais da Serra Geral e Depressão Central) e a segunda na metade sul, a leste, nas encostas orientais da Serra do Sudeste. Apesar de muito utilizada, esta classificação tem sido discutida (Marchiori 2002).

A divisão das florestas em decíduais e semidecíduais, tendo como critério os percentuais de deciduidade foliar das árvores do dossel, superiores a 50% nas primeiras e entre 20 e 50% nas segundas, na prática gera dúvidas e até o momento, nenhum estudo fenológico quantificou tais índices. A deciduidade foliar seria consequência das baixas temperaturas no inverno e não de período com baixa precipitação (Veloso *et al.* 1991). O outro determinante entre ambas as fisionomias, seria a presença de *Apuleia leiocarpa* como elemento dominante no estrato emergente das florestas decíduas e ausente nas semidecíduas (Teixeira *et al.* 1986, Leite 1995), porém a referida ausência da espécie também é questionável, por já ter sido citada como ocorrente na Bacia do rio dos Sinos, justamente em um remanescente de floresta semidecídua (Klein 1983, Molz 2004).

Outras propostas de classificação têm surgido às florestas rio-grandenses, como a de Oliveira-Filho *et al.* (2006), que mesmo mantendo a denominação de decídua, distingue de outras florestas da América do Sul, chamando a atenção para a condição de Floresta Subtropical. No entanto, em nova proposta de classificação do mesmo autor, estas áreas são reconhecidas como semidecíduas, denominadas Florestas Latifoliadas Estacionais Semidecíduas Subtropicais Submontanas Interfluviais (Oliveira-Filho 2007). Ainda há a proposta da ampliação do conceito do Bioma Mata Atlântica, que engloba os ecossistemas associados, classificando todas as diferentes formações florestais do Rio Grande do Sul como Mata Atlântica (*lato sensu*) (Consórcio Mata Atlântica & Unicamp 1992). Para esta última classificação, a ocorrência de um gradiente florístico no extremo leste da América do Sul, entre as florestas perenifólias, semidecíduas e decíduas, em direção às áreas abertas, representadas pelos campos ao sul e chaco ao oeste é um pressuposto que corrobora com a forte similaridade florística encontrada entre estes tipos vegetacionais (Oliveira-Filho *et al.* 2006). No entanto, para responder as questões a respeito da classificação dos tipos florestais, é imprescindível conhecer sua composição florística, estrutura e aspectos ecológicos relacionados.

A devastação da cobertura vegetal no estado diminuiu a área de vegetação primária, restando poucas unidades de conservação como últimas amostras de ecossistemas originais (Albuquerque 1985). O maior e um dos últimos fragmentos bem preservados de floresta estacional é o Parque Estadual do Turvo (27° a 27°20'S e 53°40' a 54°10'O, 100 a 460 m.n.m), criado em 1947, localiza-se no município de Derrubadas, norte do Rio Grande do Sul. O Parque (Fig. 2) possui uma área de aproximadamente 17.500 ha, limitando-se ao norte e oeste com a Argentina (província de Misiones, Parque de Moconá, que faz parte da Reserva da Biosfera Yaboti) e com o estado de Santa Catarina (município de Itapiranga), numa extensão de 45 km pelo rio Uruguai. Ao leste e sul é contornado por propriedades rurais numa extensão de 80 km (Secretaria da Agricultura 1980). Até o momento, poucos estudos foram realizados no local

tratando da estrutura da vegetação (Vasconcelos *et al.* 1992, Giehl & Jarenkow 2008, Ruschel *et al.* 2007). Os demais estudos restringiram-se à descrição da fisionomia original da região ou da florística (Rambo 1956, Klein 1972, Brack *et al.* 1985, Dias *et al.* 1992) e aspectos relacionados à organização do Parque (Albuquerque 1971, 1985, Irgang 1980). A idéia de criação de um corredor multinacional em território argentino, brasileiro e paraguaio, que permita o fluxo gênico de elementos da flora e fauna característicos da região, dentre os quais destacam-se grandes mamíferos, também justificam a necessidade de estudos na área (Di Bitetti *et al.* 2003).

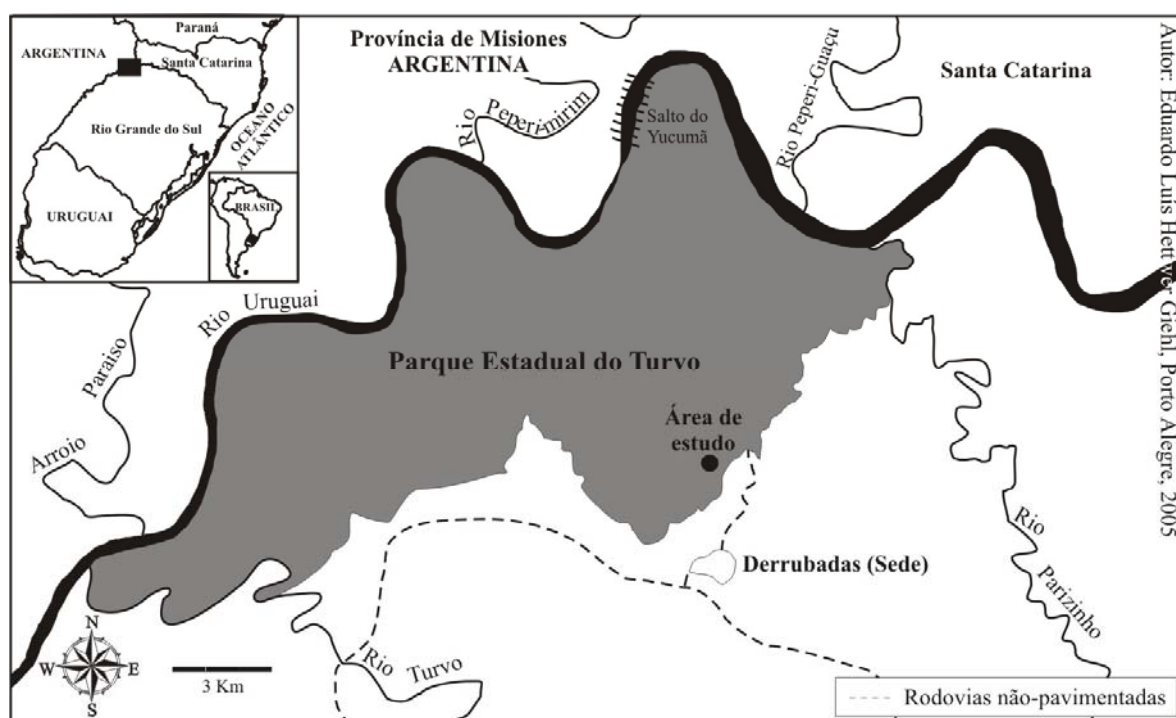


Figura 2: Localização da área de estudo em uma floresta estacional no Parque Estadual do Turvo, norte do Rio Grande do Sul, Brasil.

Este estudo é um sub-projeto de um trabalho desenvolvido na mesma área, onde foi estudada a estrutura da sinúsia herbácea terrícola e estrutura do componente regenerante (plântulas menores que 1 m de altura). A área localiza-se no Parque do Turvo, numa porção de mata primária, em terreno relativamente plano, de solos profundos e bem drenados (Secretaria da Agricultura 1980). As árvores do estrato superior apresentam porte elevado, com distribuição esparsa, não chegando a formar um dossel contínuo, o que permite boa luminosidade aos estratos inferiores (Fig. 3) (observação pessoal). A presença de espécies oportunistas como lianas e bambus, principalmente dos gêneros *Chusquea* e *Merostachys* é muito marcante na área (Fig. 4). Diante desta fisionomia, buscou-se explorar e entender alguns fatores bióticos e abióticos possivelmente determinantes desta paisagem.

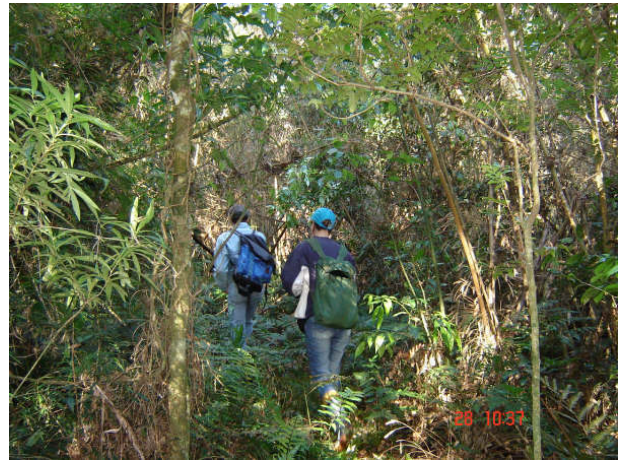


Figura 3: Vista parcial do sub-bosque na área de estudo localizada no Parque Estadual do Turvo, Derrubadas, Rio Grande do Sul.



Figura 4: Aspectos gerais com a presença de lianas e bambus na área de estudo localizada no Parque Estadual do Turvo, Derrubadas, Rio Grande do Sul.

Sendo assim, através de um levantamento estrutural do componente arbustivo-arbóreo em um trecho de floresta estacional no Parque Estadual do Turvo – RS, este estudo teve como objetivos determinar possíveis correlações entre variáveis edáficas, abióticas e a presença de *Merostachys multiramea* entre os componentes arbustivo e arbóreo juvenil, considerando indivíduos com altura maior do que 1 m e diâmetro à altura do solo (DAS) ≤ 5 cm (Artigo 1); componente arbóreo, indivíduos com DAP (diâmetro à altura do peito) a partir de 5 cm (DAP ≥ 5) (Artigo 2). Também foram avaliados aspectos ecológicos relacionados à distribuição espacial de espécies e indivíduos quanto a deciduidade específica, estratégias de dispersão e abertura do dossel (Artigo 3). Devido às controvérsias quanto à

classificação da floresta do Alto Uruguai como estacional decídua este estudo também pretendeu relacionar a abertura do dossel, avaliada em diferentes meses do ano (estações) com a estrutura do componente arbóreo (Artigo 3).

Referências Bibliográficas

- Albuquerque, E.P. 1971. Sobre o desaparecimento da fauna da região do Alto Uruguai e a importância do Parque Estadual do Turvo na sua preservação. **Roessléria** 1: 143-149.
- Albuquerque, E.P. 1985. Considerações sobre a necessidade de pesquisa em conservação biológica nos parques estaduais do Rio Grande do Sul. **Roessléria** 7(3): 200-205.
- Barbosa, L.M. 2004. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: Rodrigues, R.R & Leitão-Filho, H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. EDUSP/FAPESP. pp. 235-247.
- Bell, G.; Lechowicz, M.J.; Appenzeller, A.; Chandler, M.; DeBlois, E.; Jackson, L.; Mackenzie, B.; Preziosi, R.; Schallenberg, M. & Tinker, N. 1993. The spatial structure of the physical environment. **Oecologia** 96, 114-121.
- Brack, P.; Bueno, R.M.; Falkenberg, D.B.; Paiva, M.R.C.; Sobral, M. & Stehmann, J.R. 1985. Levantamento florístico do Parque Estadual do Turvo, Tenente Portela, Rio Grande do Sul, Brasil. **Roessléria** 7(1): 69-94.
- Burman, A.G. & Filgueiras, T. 1993. A review of the woody bamboo genera of Brazil (Gramineae: Bambusoideae: Bambuseae). **Thaiszia, Kosice** 3:53-88.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science** 199: 1302-1310.
- Consórcio Mata Atlântica & Unicamp (orgs.). 1992. **Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Plano de ação: referências básicas**. Editora da Unicamp. Campinas.
- Di Bitetti, M.S.; Placci, G. & Dietz, L.A. 2003. **A biodiversity vision for the upper Paraná Atlantic Forest ecoregion**: designing a biodiversity conservation landscape and setting priorities for conservation action. Washinton, D.C., World Wildlife Found.
- Dias, L.L.; Vasconcelos, J.M.O.; Silva, C.P.; Sobral, M. & Benedeti, M.H.B. 1992. Levantamento florístico de uma área de mata subtropical no Parque Estadual do Turvo, Tenente Portela, RS. **Revista do Instituto Florestal** 4: 339-346.
- Engel, V.L. & Parrota, J.A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E & Moraes, L.F.D.; Engel, V.L. & Gandara, F.B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, pp. 1-26.
- Franklin, J.F. 1995. Why link species conservation, environmental protection, and resource management? In: Jones, C.G & Lawton J. H. **Linking species and ecosystems**, Chapman & Hall, New York: pp. 326-335.

- Friar, E. & Kochert, G. 1994. A study of genetic variation and evolution of *Phyllostachys* (Bambusoideae: Poaceae) using nuclear restriction fragment length polymorphisms. **Theoretical & Applied Genetics** **89**: 265-270.
- Giehl, E.L.H. & Jarenkow, J. A. 2008. Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em uma floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **22**: no prelo.
- Guilherme, F.A.G.; Oliveira-Filho, A.T.; Appolinário, V. & Bearzoti, E. 2004. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology** **174**: 19-36.
- Grimm, N.B. 1995. Why link species and ecosystems? A perspective from ecosystem ecology. In: Jones, C.G & Lawton J. H. **Linking species and ecosystems**, Chapman & Hall, New York: pp. 5-14.
- Griscom, B.W & Ashton P.M.S. 2003. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in southeastern Peru. **Forest Ecology and Management** **175**: 445-454.
- Hart, T.B.; Hart, J.A. & Murphy, P.G. 1989. Monodominant and species-rich forests of the humid tropics: causes for their co-occurrence. **The American Naturalist** **133**: 613-633.
- Holz, A.C. & Veblen, T.T. 2006. Tree regeneration responses to *Chusquea montana* bamboo die-off in a subalpine *Nothofagus* forest in the southern Andes. **Journal of Vegetation Science** **17**: 19-28.
- Hubbell, S.P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. **Science** **203**: 1299–1309.
- Irgang, B.E. 1980. A mata do Alto Uruguai no RS. **Ciência e Cultura** **32**(3): 323-324.
- Janzen, D.H. 1971. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist** **104**: 501–528.
- Janzen, D. H. 1976. Why bamboos wait so long to flower. **Annual Reviews of Ecology and Systematic** **7**: 347-391.
- Klein, R.M. 1983. Aspectos fitofisionômicos da floresta estacional na fralda da Serra Geral (RS). In: **Anais do XXXIV Congresso Nacional de Botânica** vol. I – Simpósios, Porto Alegre. Pp. 73-110.
- Leite, P.F. 1995. As diferentes unidades fitoecológicas da Região Sul do Brasil- Proposta de classificação. **Cadernos de Geociências** **15**: 73-164.
- Leigh Jr., E.G; Davidar, P.; Puyravaud, J.; Terborgh, J.; ter Steege, H. & Wright, S.J. 2004. Why do some tropical forests have so many species of trees? **Biotropica** **36**(4): 447–473.
- Klein, R.M. 1972. Árvores nativas da Floresta Subtropical do Alto Uruguai. **Sellowia** **24**: 9-62.
- Kageyama, P.Y., Gandara, F.B. & Oliveira, R.E. 2003. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E & Moraes, L.F.D.; Engel, V.L. & Gandara, F.B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF.
- Kiyoshi, O.; Shigeyuki, S. & Hiroko, F. 1996. Causal analysis of the invasion of broadleaved forest by bamboo in Japan. **Journal of Vegetation Science** **7**: 723-728.

- Marchiori, J.N.C. 2002. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul: enfoque histórico e sistemas de classificação.** ed: EST, Porto Alegre.
- Marimon, B.S.; Felfili, J.M. & Haridasan, M. 2001. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. **Edinb. J. Bot.** **58**(1): 123–137.
- Martins, S.V.; Colleti, R.J.; Rodrigues, R.R. & Gandolfi S. 2004. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology** **172**: 121-131.
- Metzger, J.P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação. Análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** **71**(3-I): 445-471.
- Metzger, J.P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E; Moraes, L.F.D.; Engel, V.L. & Gandara, F.B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: FEPAF. pp. 49-76.
- Molz, M. 2004. **Florística e estrutura do componente arbóreo de um remanescente florestal na bacia do rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil.** Porto Alegre, Dissertação (Mestrado)- UFRGS.
- Montalvo, A.M.; Williams, S.L.; Rice, K.J.; Buchmann, S.L.; Cory, C.; Handel, S.N.; Nabhan, G.P.; Primack, R. & Robichaux, R.H. 1997. Restoration Biology: a population biology perspective. **Restoration Ecology** **5**(4): 277-290.
- Nascimento, M.T. & Proctor, J. 1997. Populations dynamics of five tree species in a monodominant foest and two other forest types on Maracá Island, Roraima, Brazil. **Forest Ecology & Management** **94**: 115-128.
- Nadgauda, R.S.; Parasharami, V.A. & Mascarenhas, A.F. 1990. Precocious flowering and seeding behaviour in tissue-cultured bamboos. **Nature** **344**: 335-336.
- Nelson, B.W. 1994. Natural forest disturbance and change in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing Review** **10**: 105-125.
- Nimer, E. 1990. Clima. In: **Geografia do Brasil: Região Sul.** Instituto Brasileiro de Geografia, Rio de Janeiro v.2, 151-187.
- Oliveira-Filho, A.T.; Vilela, E.A.; Gavilanes, M.L. & Carvalho, D.A. 1994. Effect of flooding regime and understorey bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio** **113**: 99-124.
- Oliveira-Filho, A.T.; Jarenkow, J.A. & Rodal, M.J.N. 2006. Floristic relationships of Seasonally Dry Forest of eastern South American based on tree species distribuion patterns. In: Pennington, R.T.; Lewis, G.P. & Ratter, J.A. **Plant diversity, biogeography and conservation.** Boca raton: CRC Press, pp. 151-184.
- Oliveira-Filho, A.T. 2007. Classificação das fitofisionomias da América do Sul extra-Andina: proposta de um novo sistema prático e flexível ou injeção a mais de caos? Lavras, Universidade Federal de Lavras. (Publicação Avulsa). [www. Treeatlan.dcf.ufla.br/classificacao.htm](http://www.Treeatlan.dcf.ufla.br/classificacao.htm)

- Pereira, C. 1941. Sobre as “ratadas” no sul do Brasil e o ciclo vegetativo das taquaras. **Instituto Biológico de São Paulo 12**: 175-195.
- Rambo, B. 1956. Der Regenwald am oberen Uruguay. **Sellowia 7**: 183-233.
- Ruschel, A.R.; Nodari, R.O. & Moerschbacher, B.M. 2007. Woody Plant Species Richness in the Turvo State Park, a Large Remnant of Deciduous Atlantic Forest, Brazil. **Biodiversity and Conservation 16**: 1699-1714.
- Secretaria da Agricultura. 1980. **Plano de manejo do Parque Estadual do Turvo**. Porto Alegre: Unidade de Preservação de recursos Naturais Renováveis, Diretoria geral. 31 p.
- Sendulsky, T. 1997. Twelve new species of *Merostachys* (Poaceae: Bambusoideae: Bambuseae) from Brazil. **Novon 7**: 285-307.
- Silveira, M. 1999. Ecological aspects of bamboo-dominated forest in southwestern Amazon: an ethnoscience perspective. **Ecotropica 5**: 213-216.
- Simberloff, D. 1988. The contribution of population and community biology to conservation sciences. **Annual Reviews of Ecology and Systematics 19**, 473-511.
- Smith, L.B. Wasshausen, D.C. & Klein, R.M. 1981. **Gramíneas - *Bambusa* até *Chloris***. Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues.
- Soderstrom, T.R & Calderón, C.E. 1971. Insect pollination in tropical rain forest grasses. **Biotropica 3**: 1-16.
- Soderstrom, T.R & Calderón, C.E. 1979. Ecology and ohytosociology of bammboo vegetation. In: Numata, M. & Verlag, G. F. **Ecology of grasslands and bamboolands in the world**. Chiba, pp.223-236.
- Teixeira, M.B.; Coura Neto, A.B., Pastore, U. & Rangel Filho, A.L.R. 1986. Vegetação: In: **Levantamento de recursos naturais (33)**. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, p. 541-632.
- Tabarelli, M. & Mantovani, W. 2000. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology 148**: 149-155.
- Torezan, J.M.D & Silveira, M. 2000. The biomass of bamboo (*Guadua weberbaueri* Pilger) in open forest of the southwestern Amazon. **Ecotropica 6**: 71-76.
- Torti, S.D.; Coley, P.D. & Kursar, T.A. 2001. Causes and consequences of monodominance in tropical lowland forests. **The American Naturalist 57**: 141-153.
- Vasconcelos, J.M.O.; Dias, L.L.; Silva, C.P. & Sobral, M. 1992. Fitossociologia de uma área de Mata Subtropical no Parque Estadual do Turvo-RS. **Revista do Instituto Florestal 4**: 252-259.
- Veblen, T.T. 1982. Growth pattern of *Chusquea* bamboos in the understory of Chilean *Notophagus* forests and their influences in forest dynamics. **Bulletin of the Torrey Botanical Club 109**: 474-487.

- Veloso, H.P. & Góes-Filho, L. 1982. Fitogeografia brasileira- classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical. **Boletim Técnico Projeto RADAMBRASIL**. Ser. Vegetação, Salvador, 1: 1-80.
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Brasília.
- Vieira, D.L.M. & Scariot, A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forest for restoration. **Restoration Ecology** 14 (11): 11-20.
- Watkinson, A.R. & White. J. 1986. Some life-history consequences of modular construction in plants. **Philosophical Transactions Royal Society of London B**. 313: 31-51.
- Willig, M.R., Kaufman, D.M. & Stevens, R.D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale and synthesis. **Annual Review Ecology Evolution Systematics** 34: 273-309.
- Young, T.P., Petersen, D.A. & Clary, J.J. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters** 8: 662-673.

Artigo 1

Efeito da densidade de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae, Bambusoideae) sobre a estrutura do componente arbustivo-arbóreo juvenil em uma floresta estacional no sul do Brasil

Efeito da densidade de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae, Bambusoideae) sobre a estrutura do componente arbustivo-arbóreo juvenil em uma floresta estacional no sul do Brasil

Ana Maria Soares Franco

João André Jarenkow

RESUMO – (Efeito da densidade de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae, Bambusoideae) sobre a estrutura do componente arbustivo-arbóreo juvenil em uma floresta estacional no sul do Brasil).

O objetivo deste estudo foi determinar a estrutura de um trecho de floresta estacional no Parque Estadual do Turvo (27°09'00,42" S e 53°53'06,27" O), Rio Grande do Sul, relacionando a distribuição das espécies arbustivo-arbóreas com a abertura do dossel, variáveis edáficas e competição interespecífica, sendo esta última associada a distribuição de *Merostachys multiramea*. Para isto, foi realizado um levantamento fitossociológico em 100 unidades amostrais de 25 m². Foram amostrados todos os indivíduos a partir de 1 m e diâmetro à altura do solo (DAS) < 5 cm. Para *M. multiramea*, efetuou-se a contagem de colmos em cada unidade amostral (UA). A abertura do dossel foi avaliada por meio de fotografias hemisféricas e as variáveis de solo, estimadas a partir de coletas em toda a área. A descrição da vegetação foi estimada através de parâmetros fitossociológicos e no índice de diversidade de Shannon. O efeito da densidade de *M. multiramea* na diversidade, abertura do dossel e parâmetros estruturais foi testado usando o modelo de regressão linear. Relações entre a abundância das espécies nas UAs e as variáveis ambientais foram avaliadas através de análise de correspondência canônica – CCA. Foram amostradas 67 espécies pertencentes a 28 famílias. Não houve relação significativa entre densidade de colmos e abertura do dossel. A diversidade diminuiu significativamente conforme diminuiu a densidade de *M. multiramea*, bem como o desenvolvimento em altura e área basal das demais espécies. A CCA exibiu um gradiente curto, relacionado à porcentagem de argila, Ca, P, abertura do dossel e densidade de *M. multiramea*. A presença de *M. multiramea* mostrou deslocar a distribuição da maioria das espécies, o que parece estar associada à alta competitividade atribuída ao sistema rizomatoso, que poderia estar funcionando como uma barreira física, interferindo no adensamento das demais populações.

Palavras-chave: abertura do dossel, competição, diversidade, fitossociologia, Parque Estadual do Turvo

ABSTRACT – (Structure of the shrub and juveniles tree components and density effect of *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae, Bambusoideae) in a seasonal forest at southern Brazil. The aim of this study was to analyze the structure of a seasonal forest at Turvo State Park (27°09' 00,42" S e 53°53' 06,27" W), Rio Grande do Sul, relating the shrub-tree species distribution with the canopy openness, edaphic variables and the interspecific competition. The last variable was associated with the distribution of *Merostachys multiramea*. A phytosociological survey was carried out in 100 plots of 25 m² each. All individuals with a height above 1 m and diameter at the base of the stem (DBS) < 5 cm were sampled. The number of culms of the *M. multiramea* was counted in each plot. Canopy openness was

measured by hemispherical photographs and edaphic variables were estimated by samples collected over the entire area. The description of vegetation was estimated by phytosociological parameters and the Shannon's diversity index. The effect of *M. multiramea* density on diversity, canopy openness and structural parameters was tested using a linear regression model. We evaluated the relationships between species abundance in the plot and environment variables by canonical correspondence analysis – CCA. We sampled 67 species belonging to 28 families. The relationship between culm density and canopy openness was not significant. Diversity was significantly lower with increased *M. multiramea* density, as well as height and basal area of other species. The CCA showed a short gradient, related to clay percentage, Ca, P, *M. multiramea* density and canopy openness. The presence of *M. multiramea* displaced the distribution of many species, which could be associated with the high competitiveness with the clumps that would be functioning like a physical barrier to the enlargement of the others populations.

Key words: canopy openness, competition, diversity, phytosociology, Parque Estadual do Turvo,

Introdução

A diversidade e estrutura das florestas geralmente são atribuídas à heterogeneidade ambiental, que em escala regional pode apresentar gradientes altitudinais e topográficos, variações edáficas, além de áreas onde alguns distúrbios são marcantes no processo sucessional, como é o caso de regimes de inundação e dinâmica de clareiras (Cardoso & Schiavini 2002; van den Berg & Santos 2003; Carvalho *et al.* 2005; Lindenmaier & Budke 2006). Poucos estudos, no entanto, têm por objetivo explorar os impactos e mecanismos que ocorrem em escala local, perceptíveis em nível comunitário, como por exemplo, variações físicas e químicas no solo, disponibilidade de luz e competição intra e interespecífica, como nos casos onde a biologia particular de determinadas espécies direcionam a dinâmica das populações (Dale 1999). Em muitas florestas a dominância de algumas espécies, principalmente no sub-bosque, pode influenciar no processo de regeneração, por inibir o recrutamento e/ou desenvolvimento das demais (Griscom & Ashton 2003; Holz & Veblen 2006).

A ocupação de clareiras, quando iniciadas por espécies oportunistas como lianas e taquaras (bambus), forma densos emaranhados e moitas que, ao se desenvolverem, podem atrasar a regeneração de espécies do dossel por longos períodos de tempo (Schnitzer *et al.* 2000; Lima 2005). A presença de espécies de taquaras, devido ao complexo sistema rizomatoso e colmos que podem chegar até o dossel, com rápida ocupação e expansão das touceiras, tem sido considerada como um fator de interferência negativa na dinâmica florestal (Oliveira-Filho *et al.* 1994; Tabarelli & Mantovani 2000; Griscom & Ashton 2003; Guilherme *et al.* 2004; Martins *et al.* 2004; Holz & Veblen 2006).

Espécies de *Merostachys* Spreng. distribuem-se amplamente de 46°N a 47°S, preferindo ambientes úmidos, em florestas tropicais e subtropicais (Soderstrom *et al.* 1988; Sendulski 1992). O Brasil é considerado o centro de diversidade do gênero, com cerca de 20 espécies (Filgueiras 1988). O ciclo de vida destas difere da maioria das demais espécies perenes, já que são monocárpicas, ou seja, florescem,

frutificam e após a sua dispersão, ocorre a morte sincronizada de toda a população, evento que se dá a intervalos de 30 a 34 anos (Janzen 1976). A morte de taquaras é considerada um importante distúrbio na floresta, uma vez que causa aberturas no dossel, levando a modificações nas condições ambientais que influenciam fortemente a dinâmica da comunidade (Holz & Veblen 2006). Nesse processo, há a formação de clareiras, que afetam diretamente a distribuição de luz e podem favorecer a regeneração de outras espécies vegetais (Martins *et al.* 2004).

Embora seja reconhecido que a presença de *Merostachys* influencia a estrutura e dinâmica de florestas, ainda há poucos trabalhos ecológicos relativos a esta questão. Martins *et al.* (2004) estudaram a colonização de espécies em clareiras formadas após a morte de *Merostachys riedeliana* Rupr. ex Döll, em uma floresta estacional no estado de São Paulo. Oliveira Filho *et al.* (1994) associaram a estrutura do componente arbóreo com a presença de *M. riedeliana* em floresta estacional em Minas Gerais, onde Guilherme *et al.* (2004), reavaliaram a dinâmica da comunidade arbórea associada à densidade de taquaras 10 anos depois. No entanto, estes trabalhos trataram exclusivamente de árvores adultas (DAP > 5 cm), não considerando os efeitos sobre as espécies em estágio juvenil, quando estão mais suscetíveis à competição. Para a região sul do Brasil, uma das espécies mais abundantes é *M. multiramea*, a qual ocupa vastas áreas do planalto no Rio Grande do Sul (Smith *et al.* 1981). É uma planta subereta de 10 a 15 m de altura, com colmos de 3-4 cm de espessura e entrenós de 30-50 cm de comprimento, formando em cada nó fascículos de muitos ramos, agrupados de forma densa e muito característica (Smith *et al.* 1981).

O Parque Estadual do Turvo, localizado no norte do Rio Grande do Sul, abriga o maior remanescente de floresta estacional do estado (Veloso & Góes-Filho 1982, Ruschel *et al.* 2007). Até o momento, somente um estudo foi realizado no local tratando da estrutura da vegetação (Vasconcelos *et al.* 1992). Os demais estudos se restringiram a descrições da fisionomia original na região ou à florística (Rambo 1956; Klein 1972; Brack *et al.* 1985; Dias *et al.* 1992) e aspectos relacionados à organização do Parque (Albuquerque 1977; Irgang 1980). Dados sobre a estrutura e riqueza desta área são de grande valor para o delineamento de programas de monitoramento, conservação e recuperação da área, a fim de garantir a manutenção de sua diversidade (McDade *et al.* 1994).

No presente estudo foi realizado um levantamento estrutural do componente arbustivo e arbóreo juvenil de um trecho de floresta estacional no Parque Estadual do Turvo – RS, com o objetivo de determinar sua estrutura e diversidade, relacionando a distribuição espacial das espécies com a abertura do dossel, variáveis edáficas e densidade de *Merostachys multiramea* Hack. A pergunta que conduziu este estudo foi: quais os fatores ambientais que influenciam o padrão de diversidade e estrutura do componente arbustivo-arbóreo neste trecho da floresta? As hipóteses testadas foram: 1) a diversidade diminui nas áreas (unidades amostrais) onde há a ocorrência de *M. multiramea*; 2) a densidade de colmos de *M. multiramea* influencia negativamente o crescimento em altura e área basal de outras espécies; 3) a abertura do dossel diminui conforme o aumento da densidade de colmos; e 4) variações físicas e químicas no solo correlacionam-se com a distribuição de espécies arbustivo-arbóreas.

Material e Métodos

Área de estudo - localiza-se no Parque Estadual do Turvo (27°00' a 27°20'S e 53°40' a 54°10'O, 100 a 460 m), município de Derrubadas, norte do Rio Grande do Sul. O Parque possui uma área de 17.491 ha limitando-se ao norte com Santa Catarina (município de Itapiranga) e Argentina (Província de Misiones), através do rio Uruguai; ao oeste com o rio Turvo; ao leste com o rio Parizinho e ao sul com propriedades rurais (Vasconcelos *et al.* 1992).

O local de estudo insere-se na Formação Serra Geral, sobre uma base de rochas basálticas originadas de efusões jurássico-cretáceas (Kaul 1990). O relevo é caracterizado por áreas planas nas porções altas, com encostas escarpadas, grandes inclinações e vales que se abrem para o oeste e para o norte, originando a rede de drenagem natural que se estende por toda a área do Parque (Secretaria da Agricultura 1980). O solo é argiloso, do tipo Chernossolo Argilúvico férrico típico (MTf) associado a Neossolo Litólico eutrófico chernossólico (RLe1), com alta saturação por bases, fertilidade química e teor de ferro ($\geq 18\%$), conforme Streck *et al.* (2002). O clima regional é o Cfa de Köppen, a precipitação pluviométrica anual é de 1.976 mm, com temperatura média anual de 19,4° C, segundo dados da Estação Meteorológica de Iraí (INMET 1992). A vegetação predominantemente, de acordo Veloso & Góes-Filho (1982) é a Floresta Estacional Decidual ou Floresta Latifoliada Estacional Semidecídua Subtropical Submontana Interfluvial segundo Oliveira-Filho (2007).

Levantamento florístico e estrutural - foi realizado em uma parcela permanente de 1 ha (27°14'S e 53°51'O), inserida em uma porção de floresta sobre solos profundos, com árvores de porte elevado (Secretaria do Meio Ambiente 1980). O levantamento foi realizado em unidades amostrais de 25 m², inseridas em unidades amostrais maiores, com 100 m², destinadas ao levantamento do componente arbóreo. Foram amostrados todos os indivíduos lenhosos com altura maior do que 1 m, mas que não ultrapassaram o diâmetro à altura do solo (DAS) de 5 cm. Como espécies arbustivas foram incluídas plantas que se ramificam desde a base (excetuando-se lianas) ou com aspecto dendróide. Também efetuou-se a contagem de *Merostachys multiramea*, considerando o número de colmos por unidade amostral.

A altura dos indivíduos foi estimada por comparação, utilizando-se um podão de coleta de altura conhecida. A identificação das espécies foi realizada com auxílio de literatura taxonômica, comparação com material de herbário e consultas a especialistas. O material fértil foi incorporado ao acervo do herbário ICN da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. As espécies seguiram a nomenclatura utilizada por Sobral *et al.* (2006) e foram agrupadas em famílias conforme delimitação do APG II (2003).

Coleta de dados edáficos e abertura do dossel – foram coletadas 19 amostras compostas de 0,5 L de solo (0-20 cm de profundidade), distribuídas de forma a abranger toda área em estudo e também as áreas com diferentes densidades de taquaras. As análises químicas e granulométricas foram realizadas no Laboratório de Análises do Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul,

conforme metodologia proposta por Tedesco *et al.* (1997). As variáveis químicas e físicas dos solos foram interpoladas pelo método de “kriging” para a aquisição de valores para o centro de cada unidade amostral (Hupy *et al.* 2005).

A abertura do dossel foi escolhida como parâmetro para a avaliação da heterogeneidade espacial da luz na área e estimada em cada unidade amostral, a partir de fotografias hemisféricas obtidas com uma máquina fotográfica Nikon Coolpix 8700 acoplada a uma lente olho de peixe FC-E9. As fotos foram tomadas no centro de cada unidade amostral a 1,5 m do nível do solo. Nas fotos, os diferentes tons de cinza das imagens foram transformados para branco e preto, correspondendo o branco à abertura do dossel e o preto à cobertura do mesmo. As fotos editadas foram analisadas por meio do programa Gap Light Analyzer (versão 2.0) calculando-se a porcentagem de abertura do dossel em cada ponto (Frazer *et al.* 1999).

Análise dos dados - os parâmetros fitossociológicos foram estimados pelo programa FITOPAC 2 (Shepherd 2006), obtendo-se os valores absolutos de densidade, freqüência e dominância, além do valor de importância (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). A diversidade foi estimada pelo índice de Shannon (H') e a equabilidade pelo índice de Pielou (J') (Kent & Coker 1992), sendo a H' estimada também para cada unidade amostral.

O efeito da densidade de taquaras sobre diversidade, área basal e altura máxima das demais espécies e abertura do dossel foi testado usando o modelo de regressão linear através do programa estatístico Sigmaplot. Mapas representativos de toda área para a distribuição da diversidade, teor de argila e número de colmos de *M. multiramea* foram feitos através do programa Surfer (Golden Software Inc. v. 8.1.24) onde cada unidade amostral recebeu uma descrição da posição espacial em coordenadas métricas (x; y), mapeadas a partir da primeira unidade amostral.

As relações entre a distribuição das espécies e as variáveis ambientais foram avaliadas através de uma análise de correspondência canônica, ou CCA (Ter Braak 1988). A CCA requer duas matrizes, uma com dados das espécies e outra com variáveis ambientais. A matriz de abundância das espécies consistiu de todas as espécies que ocorreram com mais de 5 indivíduos na amostra. A matriz de variáveis ambientais incluiu, inicialmente, todas as variáveis edáficas (Tab. 2), abertura do dossel e a diversidade. A partir destes dados, foi realizada uma CCA preliminar testando todas as variáveis quanto à relação com a matriz de espécies em um procedimento passo a passo, por meio de testes de permutação de Monte Carlo ($\alpha = 0,05$), sendo eliminadas em caso de não apresentarem associação significativa (Manly 1991). A CCA final foi feita apenas com as variáveis significativas. A significância do principal eixo de ordenação canônica foi determinada também pelo teste de Monte Carlo.

Para verificar as correlações entre a abundância de cada espécie em particular e as variáveis ambientais utilizadas na CCA, foram calculados coeficientes de correlação de Spearman (Zar 1996) entre o número de indivíduos de cada uma das espécies com mais de 10 indivíduos e o valor individual das quatro variáveis ambientais nas 100 unidades amostrais. Os cálculos foram efetuados com o auxílio do

programa estatístico SigmaStat (Systat Software Inc. v. 3.0), sendo consideradas significativas correlações com $P \leq 0,05$.

Resultados e Discussão

Florística e estrutura - foram amostrados 1.598 indivíduos, o que corresponde a uma densidade total de 6.392 indiv.ha⁻¹, pertencentes a 67 espécies, 53 gêneros e 28 famílias botânicas (Tab. 1). A área basal total foi de 2,58 m².ha⁻¹. Foram contados 2.418 colmos de *M. multiramea*, sendo que quase 50% das unidades amostrais apresentaram em torno de 25 colmos.

Fabaceae e Myrtaceae foram as famílias com maior número de espécies (nove cada uma), seguida de Euphorbiaceae e Meliaceae (seis), Rubiaceae e Sapindaceae (quatro), que somadas, representaram 57% das espécies encontradas. A alta riqueza de Fabaceae e Myrtaceae tem sido considerada um padrão comum em florestas estacionais no Brasil (Gandolfi *et al.* 1995; Vaccaro & Longhi 1995; Ivanauskas *et al.* 1999; Durigan *et al.* 2000; Budke *et al.* 2004; Cestaro & Soares 2004; Oliveira-Filho *et al.* 2006).

A grande riqueza e abundância de indivíduos de Fabaceae na floresta estacional no Alto Uruguai é atribuída principalmente à localização geográfica, que é coincidente com o corredor de entrada de espécies estacionais no Rio Grande do Sul, em oposição ao corredor de espécies higrófilas que ocorrem na faixa de Floresta Ombrófila Densa, no leste, no sul do Brasil (Rambo 1961; Jarenkow & Waechter 2001). Espécies como *Apuleia leiocarpa*, *Holocalyx balansae*, *Myrocarpus frondosus* e *Lonchocarpus muehlbergianus*, têm sido encontradas principalmente em florestas estacionais, sendo observada uma diminuição na riqueza de Fabaceae tanto no sentido norte-sul (Bencke & Soares 1998; Jarenkow & Waechter 2001; Budke *et al.* 2004; Hack *et al.* 2005), quanto no sentido oeste-leste, onde é menos freqüente a partir da Floresta Ombrófila Mista (Jarenkow & Baptista 1987).

Myrtaceae é considerada uma família com elevada riqueza em todas as formações florestais no estado (Jurinitz & Jarenkow 2003; Budke *et al.* 2004), destacando-se no presente estudo a ocorrência de *Calyptanthus triconus*, *Campomanesia guazumifolia*, *Eugenia burkartiana*, *E. pyriformis* e *Plinia rivularis* como espécies características de florestas estacionais ou de altitude.

Tabela 1: Espécies e respectivas famílias botânicas, hábito (AB: arbustivo; AV: arbóreo), número de indivíduos (NI) e densidades (DA), dominâncias (DoA) e frequências (FA) absolutas e valor de importância (VI) correspondente a amostragem dos componentes arbustivo e arbóreo juvenil em uma floresta estacional, no norte do Rio Grande do Sul, Brasil.

Espécie	Família	H	NI	DA	DoA	FA	VI
1. <i>Sorocea bonplandii</i> (Baillon) W.C.Burger, Lanjouw & Boer	Moraceae	AV	663	2652	14,389	95,83	110,26
2. <i>Calyptanthes tricona</i> D. Legrand	Myrtaceae	AV	97	388	0,164	54,17	19,85
3. <i>Nectandra megapotamica</i> Mez	Lauraceae	AV	78	312	0,1093	45,83	15,41
4. <i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	Meliaceae	AV	70	280	0,1127	45,83	15,03
5. <i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Meliaceae	AV	71	284	0,1198	38,54	14,36
6. <i>Inga marginata</i> Willd.	Fabaceae	AV	88	352	0,0581	46,88	14,19
7. <i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae	AV	75	300	0,0418	41,67	12,03
8. <i>Piper aduncum</i> L.	Piperaceae	AB	46	184	0,0612	23,96	8,53
9. <i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	Rutaceae	AV	35	140	0,0603	26,04	8,11
10. <i>Piper amalago</i> L.	Piperaceae	AB	34	136	0,0361	28,13	7,38
11. <i>Trichilia catigua</i> Juss.	Meliaceae	AV	31	124	0,0369	23,96	6,66
12. <i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Fabaceae	AV	23	92	0,0204	19,79	4,95
13. <i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Rutaceae	AV	21	84	0,0299	17,71	4,91
14. <i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Meliaceae	AV	17	68	0,0338	15,63	4,52
15. <i>Gymnanthes concolor</i> Spreng.	Euphorbiaceae	AV	26	104	0,0428	7,29	4,28
16. <i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Fabaceae	AV	15	60	0,0314	12,5	3,87
17. <i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Sapotaceae	AV	10	40	0,0279	10,42	3,13
18. <i>Bernardia pulchella</i> (Baill.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	AV	16	64	0,0067	10,42	2,69
19. <i>Styrax leprosus</i> Hook et Arn.	Styracaceae	AV	12	48	0,0041	11,46	2,48
20. <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	AV	10	40	0,0091	10,42	2,41
21. <i>Ruellia angustiflora</i> (Nees) Lindau ex Rambo	Acanthaceae	AB	13	52	0,0057	9,38	2,32
22. <i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	Rubiaceae	AB	12	48	0,0031	9,38	2,16
23. <i>Eugenia burkartiana</i> (D. Legrand) D. Legrand	Myrtaceae	AV	9	36	0,0051	9,38	2,05
24. <i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	Fabaceae	AV	7	28	0,0169	6,25	1,95
25. <i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	AV	7	28	0,0117	6,25	1,75
26. <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	AV	8	32	0,0074	5,21	1,50
27. <i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	Sapotaceae	AV	7	28	0,0057	5,21	1,37
28. <i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.& Endl.	Euphorbiaceae	AV	3	12	0,0147	3,13	1,19
29. <i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Myrtaceae	AV	5	20	0,0037	5,21	1,17
30. <i>Psychotria myriantha</i> Müll. Arg.	Rubiaceae	AB	7	28	0,0036	4,17	1,15
31. <i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	Myrtaceae	AV	5	20	0,0064	4,17	1,13
32. <i>Allophylus guaraniticus</i> A. St. Hil. <i>et al.</i>	Sapindaceae	AV	3	12	0,0092	3,13	0,97
33. <i>Nectandra lanceolata</i> Ness	Lauraceae	AV	4	16	0,0025	4,17	0,92
34. <i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	Fabaceae	AB	4	16	0,0024	4,17	0,92
35. <i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Fabaceae	AV	4	16	0,0024	4,17	0,92
36. <i>Justicia brasiliensis</i> Roth	Acanthaceae	AB	4	16	0,0028	3,13	0,79
37. <i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae	AV	4	16	0,0013	3,13	0,73
38. <i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg.	Apocynaceae	AB	3	12	0,0028	3,13	0,72
39. <i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	AV	3	12	0,0005	3,13	0,64
40. <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Euphorbiaceae	AV	3	12	0,0004	3,13	0,63
41. <i>Ureca baccifera</i> (L.) Gaudich.	Urticaceae	AV	2	8	0,0037	2,08	0,56
42. <i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Myrsinaceae	AV	3	12	0,0018	2,08	0,54
43. <i>Justicia carnea</i> Lindl.	Acanthaceae	AB	3	12	0,0016	2,08	0,54
44. <i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Loganiaceae	AV	2	8	0,0029	2,08	0,52
45. <i>Hybanthus parviflorus</i> (Mutis ex L. f.) Baill.	Violaceae	AB	3	12	0,0006	2,08	0,50
46. <i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	Asteraceae	AV	2	8	0,0022	2,08	0,50
47. <i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	AV	1	4	0,0072	1,04	0,49
48. <i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	AV	2	8	0,0013	2,08	0,46
49. <i>Acalypha gracilis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	AB	2	8	0,0008	2,08	0,44
50. <i>Pisonia zapallo</i> Griseb.	Nyctaginaceae	AV	2	8	0,0007	2,08	0,44
51. <i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae	AB	2	8	0,0006	2,08	0,43
52. <i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Boraginaceae	AV	2	8	0,0004	2,08	0,43
53. <i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Miq.	Symplocaceae	AV	2	8	0,0004	2,08	0,43
54. <i>Banara tomentosa</i> Clos	Salicaceae	AV	2	8	0,0003	2,08	0,42
55. <i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Fabaceae	AV	2	8	0,0002	2,08	0,42
56. <i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) A.D. Rotman	Myrtaceae	AV	2	8	0,0032	1,04	0,39
57. <i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	Aquifoliaceae	AV	1	4	0,0019	1,04	0,28
58. <i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	Myrtaceae	AV	1	4	0,0009	1,04	0,24
59. <i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll. Arg.	Rubiaceae	AB	1	4	0,0007	1,04	0,23

Espécie	Família	H	NI	DA	DoA	FA	VI
60. <i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	AV	1	4	0,0006	1,04	0,23
61. <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae	AV	1	4	0,0006	1,04	0,23
62. <i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Ebenaceae	AV	1	4	0,0005	1,04	0,22
63. <i>Eugenia subterminalis</i> DC	Myrtaceae	AV	1	4	0,0003	1,04	0,22
64. <i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Sapindaceae	AV	1	4	0,0003	1,04	0,22
65. <i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	Myrtaceae	AV	1	4	0,0002	1,04	0,21
66. <i>Eugenia florida</i> DC.	Myrtaceae	AV	1	4	0,0002	1,04	0,21
67. <i>Manihot grahamii</i> Hook.	Euphorbiaceae	AV	1	4	0,0001	1,04	0,21

Quanto ao número de indivíduos, Moraceae foi a família que teve o maior número de indivíduos amostrados, contribuindo com 74% do total, embora representada por somente uma espécie, *Sorocea bonplandii*. As outras famílias que se destacaram em densidade foram Meliaceae (12% do total), Fabaceae (9%) e Myrtaceae (8%). O sub-bosque apresentou-se dominado principalmente por *Sorocea bonplandii*, *Calyptranthes tricona*, *Nectandra megapotamica*, *Trichilia clausenii*, *T. elegans* e *Cupania vernalis*. Estas espécies se destacaram devido à alta densidade, frequência e dominância de seus indivíduos (Tab. 1). *Inga marginata*, apesar da alta densidade e frequência, apresentou indivíduos de pequeno porte, com baixa área basal. Com exceção de *Sorocea bonplandii*, Vasconcelos *et al.* (1992), em estudo também realizado no Parque do Turvo, encontraram diferente composição florística e dominância de espécies no sub-bosque, tendo *Alsophila setosa*, *Piper aduncum* e *Guarea macrophylla* como espécies estruturalmente importantes. A principal razão para esta diferença pode ser atribuída à condição sucessional das duas áreas, sendo o trecho estudado por esses autores constituído de mata secundária, após incêndio há cerca de 60 anos. Embora a maior parte da área seja ocupada por mata primária, inclusive a do presente estudo, existem no Parque do Turvo outras formações vegetais, com características fisionômicas e florísticas próprias, como banhados, áreas campestres (com afloramentos rochosos), lajedos e vegetação secundária (Brack *et al.* 1985). Estas variações podem ser atribuídas às condições edáficas, grau de alteração verificado no passado e o próprio padrão de distribuição das espécies, o que reforça a necessidade de mais estudos no local.

Somente 12 espécies (17%) foram de hábito exclusivamente arbustivo, pertencentes às famílias Rubiaceae (quatro espécies), Acanthaceae (três), Piperaceae (duas), Euphorbiaceae (uma), Fabaceae (uma) e Violaceae (uma), representando 8% do total de indivíduos. Segundo Costa (2006), espécies arbustivas representam de 8% a 11% da riqueza em florestas tropicais, a partir de dados amostrados em parcelas pequenas, de 0,1 ha, incluindo plantas de todos os estratos. A medida que aumenta a escala de estudo, a diversidade tanto de ervas como arbustos tende a diminuir em relação à de árvores, já que a diversidade destas é maior. *Piper aduncum* e *P. amalago* foram as espécies com maior densidade, dominância e frequência de indivíduos arbustivos, sendo que a segunda espécie é característica da Floresta Decidual, raramente ocorrendo na Floresta Ombrófila Mista, representando o limite austral da sua distribuição (Guimarães & Valente 2001).

A distribuição dos indivíduos em classes de altura e diâmetro é apresentada na figura 2. Considerando-se que a distribuição das classes de diâmetro reflete a distribuição da altura, o número de

indivíduos para estes parâmetros foi praticamente o mesmo. A primeira classe concentrou 65% dos indivíduos, sendo que cerca de 83% do total de indivíduos apresentaram alturas até 3 m e diâmetros até 3 cm. A primeira classe, que concentrou o maior número de indivíduos, também apresentou a maior riqueza (65 espécies) do que as demais, em consequência da presença das espécies de hábito exclusivamente arbustivo, como as de *Justicia*, *Piper*, *Psychotria* e *Ruellia*. A riqueza foi inversamente proporcional ao aumento da altura e diâmetro dos indivíduos, diminuindo de, aproximadamente, 65 espécies na primeira classe, para 33 na segunda, 23 na terceira e 16 nas duas últimas. A altura máxima encontrada foi de 7,5 m. 289 indivíduos apresentaram diâmetro menor do que 1 cm.

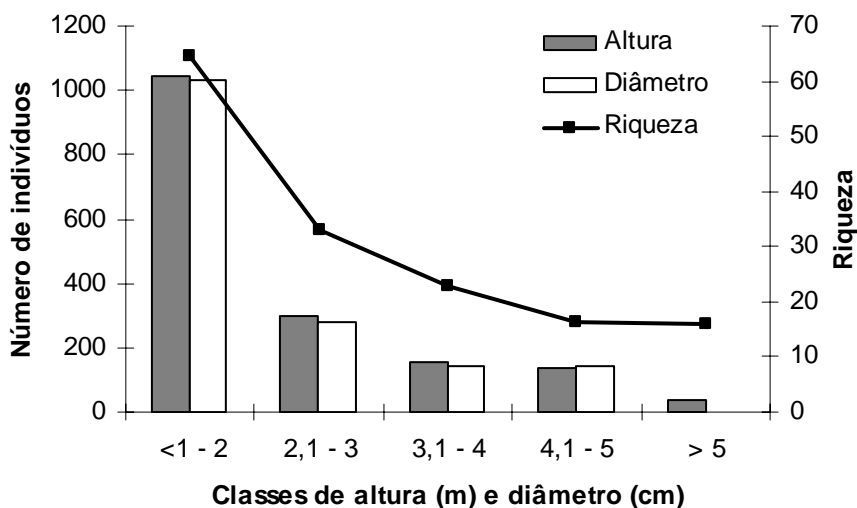


Figura 2: Riqueza e distribuição dos indivíduos em classes de altura e de diâmetro dos componentes arbustivo e arbóreo juvenil em uma floresta estacional, no norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Colunas preenchidas: classes de altura; colunas em branco: classes de diâmetro; linha contínua: riqueza.

O índice de diversidade de Shannon (H') para toda a área amostral, foi de 2,617 e a equabilidade de Pielou (J') de 0,622. Segundo Orloci *et al.* (2002), diversidade é definida pela variedade de tipos de organismos em uma comunidade biológica, podendo ser indicada pela riqueza ou números de tipos e pela distribuição relativa das abundâncias desses tipos, os quais são fundamentalmente determinados por fatores físicos e bióticos, em diferentes escalas de tempo e espaço. A diversidade por unidade amostral (Fig. 3A), embora avaliada em escala local, apresentou variações, o que reflete a dinâmica de mosaicos existentes em florestas tropicais e subtropicais (Swaine *et al.* 1987), com áreas onde, de certa forma, o estabelecimento de algumas espécies é favorecido, em detrimento de outras que não encontraram condições favoráveis ao desenvolvimento ou não tiveram propágulos que alcançassem a área.

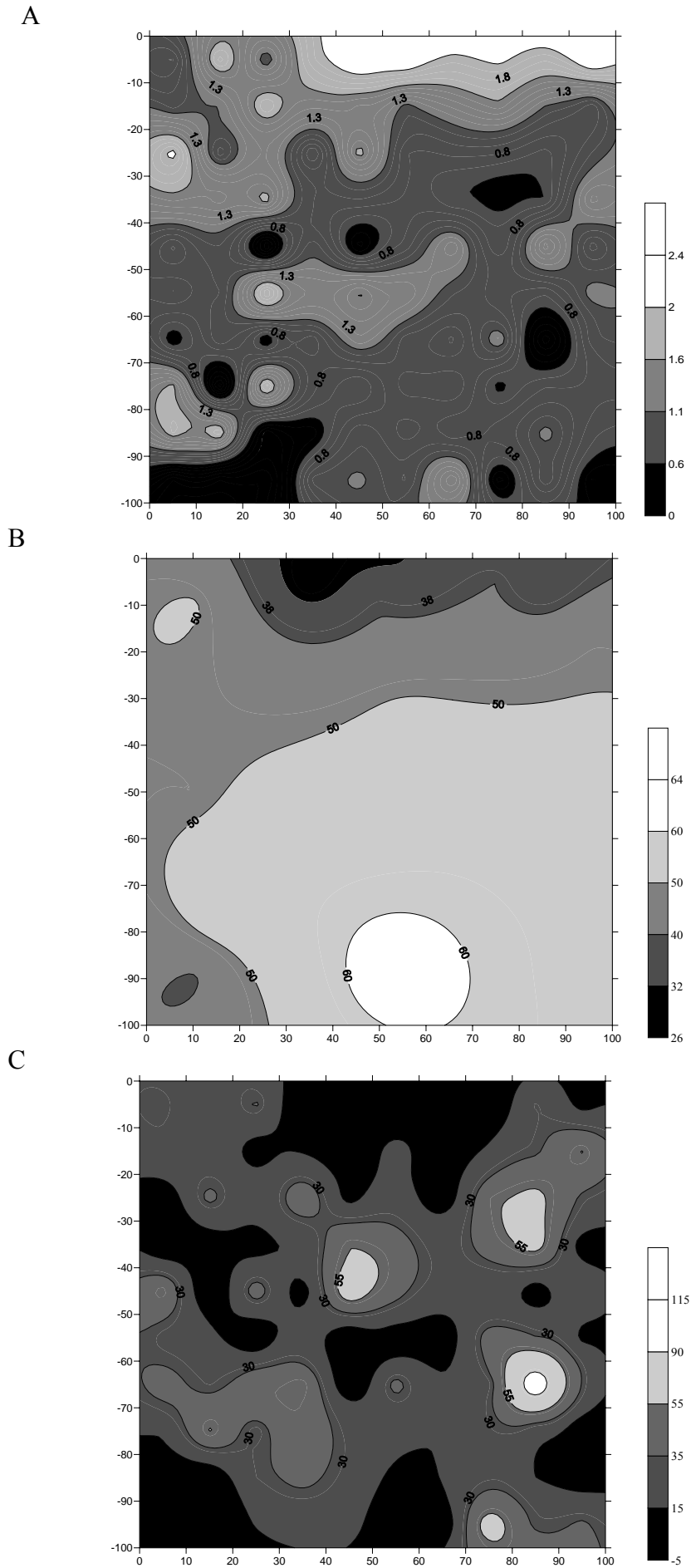


Figura 3: (A) Distribuição espacial da diversidade específica (H'), (B) teor de argila no solo (%) e (C) número de colmos de *Merostachys multiramea*, em uma floresta estacional, no noroeste do Rio Grande do Sul, Brasil.

Dados edáficos e abertura do dossel – na tabela 2 estão apresentadas as médias e desvios padrões para os parâmetros estruturais do solo. A maioria das unidades amostrais apresentou solo argiloso (Fig. 3B), com teor de argila variando de 26% a 64%, sendo as áreas com valores superiores a 60% consideradas como de textura muito argilosa (Tomé Jr. 1997). O pH variou de 4,6 a 6,1, ficando compreendido nas classificações desde “muito baixo” a “alto” para as condições locais (Tomé Jr. 1997). Foi encontrada uma correlação negativa entre teor de argila e pH ($r^2 = -0,86$), ou seja, nas áreas com alto teor de argila o pH foi muito baixo ($\leq 5,0$). Nestas áreas também foram constatadas baixas soma de bases (V) e de teores de Ca, Mg e K assim como de matéria orgânica e capacidade de troca catiônica. Foi observado um aumento no teor de Al trocável, chegando a 3,8% nestas áreas, classificando-as como distróficas, devido a um valor de V igual a 14% (inferior a 50%) indicando possível toxidez por este elemento.

Tabela 2: Médias seguidas do desvio padrão das variáveis físicas e químicas do solo em uma floresta estacional, no norte do Rio Grande do Sul, Brasil.

Variável	média ± σ
Argila – PFM [%]	50,63 ± 7,23
Silte – PFM [%]	33,66 ± 3,16
Areia – PG [%]	16,26 ± 4,89
Ca [cmolc dm ⁻³]	7,81 ± 4,49
Mg [cmolc dm ⁻³]	2,23 ± 0,90
K [mg dm ⁻³]	121,24 ± 55,35
P [Mehlich (mg dm ⁻³)]	3,66 ± 2,58
pH [em H ₂ O 1:1]	5,23 ± 0,33
Matéria orgânica – M.O. [%]	3,92 ± 0,38
Saturação por Bases – V [%]	59,79 ± 17,49
Capacidade de Troca Catiônica – CTC [cmolc dm ⁻³]	16,38 ± 3,64
Acidez potencial – Al+H [cmolc dm ⁻³]	6,06 ± 4,59

Os valores observados para a abertura do dossel variaram de 6% a 18% com média de 12,01%, considerados acima do que geralmente são encontrados no sub-bosque de florestas tropicais, que variaram aproximadamente de 0,2% a 6,5% (Nobis & Hunziker 2004), porém próximos aos encontrados em florestas semidecíduas e decíduas no Brasil, que estão entre 9% a 26% (Martins & Rodrigues 2002; van der Berg & Santos 2003; Meira-Neto *et al.* 2005). Martins & Rodrigues (2002), em uma floresta semidecídua no estado de São Paulo, encontraram alta correlação entre a abertura do dossel (quantificada através de fotografias hemisféricas) e tamanho de clareira, sendo a abertura, em média, 11,39% para clareiras pequenas (< 100 m²) e 16% para grandes. Estes sugerem que a área em estudo também seria formada na maior parte por clareiras pequenas, corroborando o padrão encontrado para a maioria das florestas tropicais: clareiras pequenas são mais freqüentes do que grandes (Brokaw 1985; Lima 2005).

Pequenas variações na disponibilidade de luz, em condições de 0,5% a 2% do total disponível, por exemplo, podem causar efeitos positivos na abundância (Farriz-Lopez *et al.* 2004) e no crescimento de plântulas (Metcalf & Grubb 1997). No presente estudo, embora a variação tenha sido mais ampla, não foi observado efeito da abertura do dossel sobre a diversidade ($R^2 = 0,00$; $F = 0,79$; $P = 0,37$) e os parâmetros de crescimento, como a altura ($R^2 = 0,00$; $F = 0,01$, $P = 0,89$) e área basal ($R^2 = 0,00$ $F = 0,00$ $P = 0,96$). É possível que, por se tratar de aberturas pequenas, as condições ambientais seriam similares às do sub-bosque, não resultando em diferenças marcantes na estrutura e diversidade entre os dois ambientes.

Efeito de *M. multiramea* - Não foi encontrada uma relação significativa entre densidade de colmos e a disponibilidade de luz no sub-bosque no presente estudo ($R^2 = -0,00$ $F = 0,80$ $P = 0,37$), rejeitando-se a terceira hipótese. A ocupação de clareiras por espécies de Bambusoideae pode se dar a partir de aberturas parciais do dossel, como quedas de árvores ou galhos pela ação do vento (Griscom & Ashton 2003). A modificação das condições ambientais, principalmente em relação à disponibilidade de luz, que tende a ser menor em áreas ocupadas por taquaras, é um fator que pode atrasar o processo de regeneração das demais espécies (Tabarelli & Mantovani 2000; Guilherme *et al.* 2004). Outros estudos também não encontraram uma associação negativa entre abundância de taquaras e luz (Guilherme 2000), encontrando inclusive uma relação positiva (Griscom & Ashton 2003). Não foi constatado um padrão referente à abertura do dossel e densidade de colmos, existindo áreas onde havia alta densidade de colmos e maior abertura, bem como baixa densidade de taquaras e menor abertura e relações inversas. Muitos fatores podem estar associados a esta heterogeneidade luminosa encontrada no sub-bosque, como (1) idade e tamanho das clareiras formadas (Lima 2005), (2) altura e riqueza da vegetação adjacente, (3) tempo de ocupação por taquaras, o que depende da sua presença no entorno da clareira e (4) deciduidade das árvores do dossel, que na época das fotografias (inverno) começavam a perder as folhas, possivelmente permitindo maior luminosidade em alguns sítios. Outro fato observado durante o estudo foi o florescimento das taquaras, geralmente antecedido pela interrupção na produção de novos colmos (Guilherme & Ressel 2001), o que pode ter retardado a expansão das touceiras.

A densidade de *M. multiramea* mostrou interferir na diversidade das espécies do componente arbustivo e arbóreo juvenil (Fig. 4A), corroborando a primeira hipótese: a diversidade diminui com o aumento da densidade de taquara (colmos). A correlação negativa entre colmos e índices de diversidade por unidade amostral, indica alta dominância ecológica da espécie, formando agrupamentos homogêneos. Do mesmo modo, a presença de *M. multiramea* influenciou de forma negativa o crescimento das outras espécies, restringindo o ganho em altura e área basal, conforme a densidade de colmos (Fig. 4B e 4C), aceitando-se a segunda hipótese. Griscom & Ashlton (2003) avaliaram áreas com e sem dominância de *Guadua sarcocarpa* Londoño & Peterson, no sudoeste do Peru, e encontraram resultados semelhantes a este estudo. Os autores encontraram que a disponibilidade de luz não foi menor nas áreas com *G. sarcocarpa*, inclusive foi até maior, porém uma menor razão entre altura e diâmetro foi constatada nas

áreas com o aumento da sua densidade. A disponibilidade luminosa parece não ter sido a razão para o atraso na sucessão nas áreas dominadas por *G. sarcocarpa*, e sim uma interação entre propriedades mecânicas do solo (relacionadas à disponibilidade hídrica), abertura de pequenas clareiras, que possibilitam a ocupação da espécie, e alta mortalidade de plântulas, devido aos danos físicos, o que interfere no adensamento das populações (Griscom & Ashlton 2003). Da mesma maneira, os efeitos negativos no desenvolvimento das outras plantas no presente estudo não estão associados à competição por luz, mas provavelmente ao sistema rizomatoso de *M. multiramea*, que poderia estar funcionando como uma barreira física (competição por espaço). Conforme Falik *et al.* (2005), vários mecanismos podem atuar como respostas à interação entre os diferentes tecidos e órgãos de algumas plantas e o ambiente externo, sendo a alelopatia uma das respostas à competição intra e interespecífica. No presente estudo, a limitação no crescimento das demais espécies pode estar sendo sinalizada por propriedades alelopáticas de cada indivíduo, bem como das próprias taquaras, hipótese que deveria ser testada especificamente.

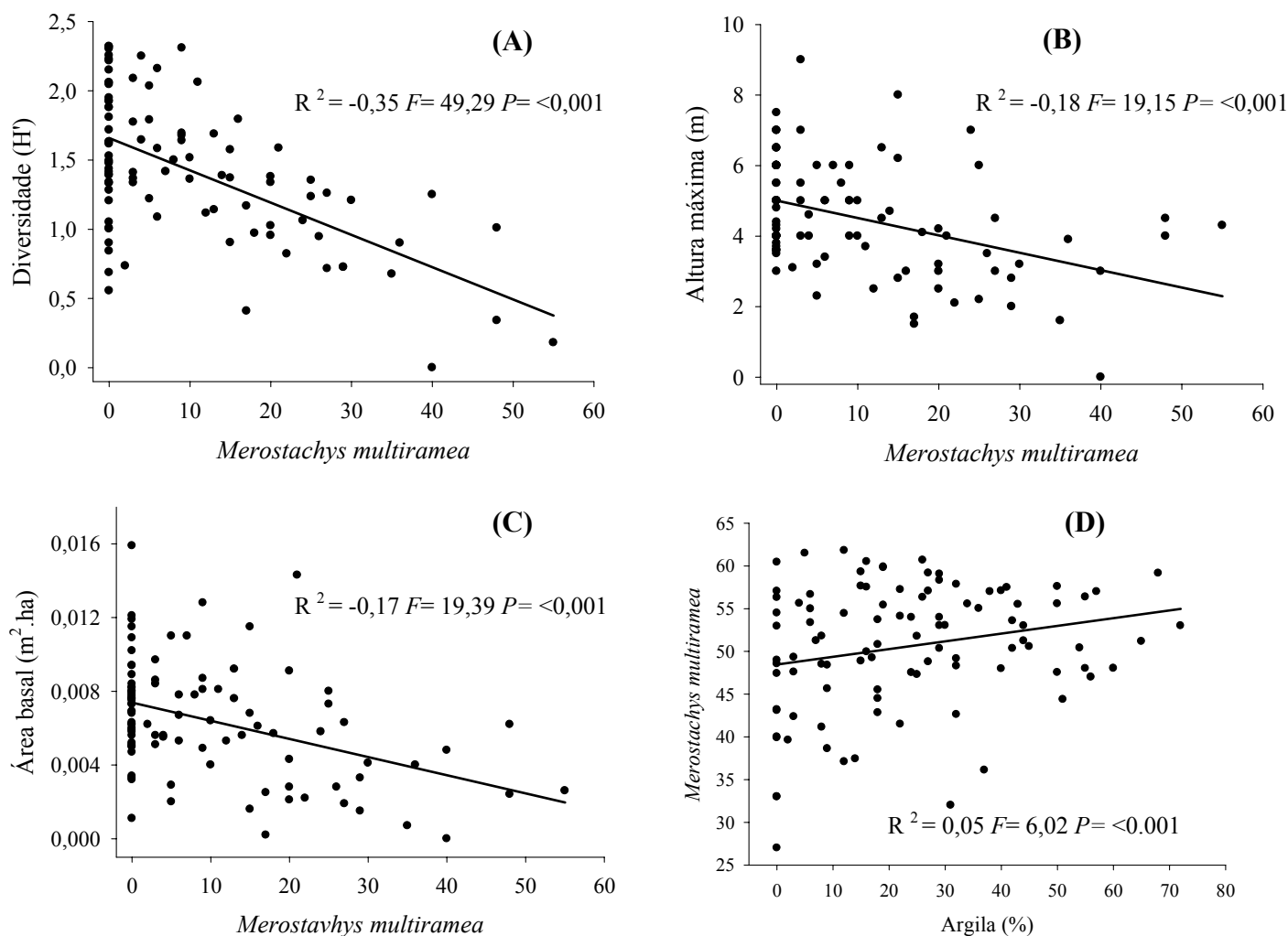


Figura 4: Regressões lineares entre a densidade de *Merostachys multiramea* e a diversidade, altura máxima e área basal de espécies arbustivo-arbóreas e teor de argila em uma floresta estacional, no noroeste do Rio Grande do Sul, Brasil.

As touceiras de *M. multiramea* distribuíram-se por toda a área, inclusive nos locais onde a diversidade mostrou-se reduzida, principalmente em áreas com alto teor de argila (Fig. 3), baixo pH e saturação por bases e alto teor de Al. Esta tolerância edáfica das taquaras pode ser mais um fator que maximiza a sua ocupação e expansão, indicando ter a espécie uma alta plasticidade fenotípica, reconhecida até então para outras espécies de Bambusoideae em relação à luz (Tabarelli & Mantovani 1999). Novos estudos deveriam intensificar investigações relacionadas ao solo, como a existência ou não de preferências nutricionais, hídricas ou físicas à expansão das touceiras, bem como modificação na condição edáfica posterior à ocupação por taquara.

Análise de Correspondência Canônica- por meio da CCA preliminar restaram apenas cinco variáveis ambientais consideradas significativas (argila, Ca, P, *M. multiramea* e abertura do dossel), sendo as demais removidas. Os autovalores dos dois primeiros eixos de ordenação foram baixos, 0,136 e 0,062, respectivamente, indicando que a maioria das espécies está distribuída por toda a área (ter Braak 1995), variando apenas a abundância de algumas delas (Fig. 5). A soma dos autovalores canônicos corresponde a 10,26% do total (variação da matriz de espécies explicadas pelas variáveis ambientais mantidas na análise), indicando que a ordenação deixou uma considerável variância remanescente sem explicação. Segundo ter Braak (1988), esse resultado é normal em dados de vegetação e não compromete as análises das relações espécies-ambiente. De fato, o resultado da CCA mostrou alta correlação entre espécies e variáveis ambientais para os dois primeiros eixos de ordenação: 0,84 e 0,53. Além disto, o teste de permutação de Monte Carlo indicou que as abundâncias das espécies e as variáveis ambientais foram significativamente correlacionadas ($P < 0,01$ para os dois primeiros eixos).

Conforme a figura 5, as variáveis que mais se correlacionaram ao eixo 1 foram argila ($r^2 = 0,61$), abertura do dossel ($r^2 = 0,49$), Ca ($r^2 = -0,48$) e *M. multiramea* ($r^2 = 0,19$), com o segundo eixo correlacionado com o teor de P ($r^2 = 0,40$). Dentre as espécies com maior densidade, a maioria apresentou distribuição próxima as unidades amostrais com maior índice de diversidade de Shannon, indicando serem espécies com baixa dominância ecológica, sem a formação de agrupamentos homogêneos (Tab. 3). Algumas diferenças foram constatadas em relação à ocupação espacial de algumas espécies em função dos fatores ambientais analisados. A maior parte das espécies apresentou comportamento semelhante, ocupando sítios com maiores teores de Ca, solos menos argilosos, baixa abundância de taquara e áreas com menor abertura do dossel, como foi o caso principalmente de *Cupania vernalis*, *Holocalyx balansae*, *Inga marginata*, *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Nectandra megapotamica*, *Pilocarpus pennatifolius*, *Trichilia claussenii* e *T. elegans*. Áreas mais argilosas foram ocupadas por *Apuleia leiocarpa*, *Cabralea canjerana*, *Ocotea diospyrifolia*, *Piper aduncum* e *Sorocea bonplandii*, espécies possivelmente tolerantes à presença de taquara. *Gymnanthes concolor*, além de solos argilosos, também apresentou tendência em ocupar áreas com maior abertura do dossel e baixo teor de Ca. O teor de P apresentou correlação positiva com *C. vernalis* e negativa com *T. claussenii* e *C. canjerana*. *Campomanesia xantocarpha*, *Eugenia*

burkartiana, *Guarea macrophylla*, *Matayba elaeagnoides*, *Psychotria leiocarpa*, *Trichilia catigua* e *Styrax leprosus* não apresentaram correlação significativa com nenhum destes parâmetros, indicando que suas presenças podem estar relacionadas a outros fatores.

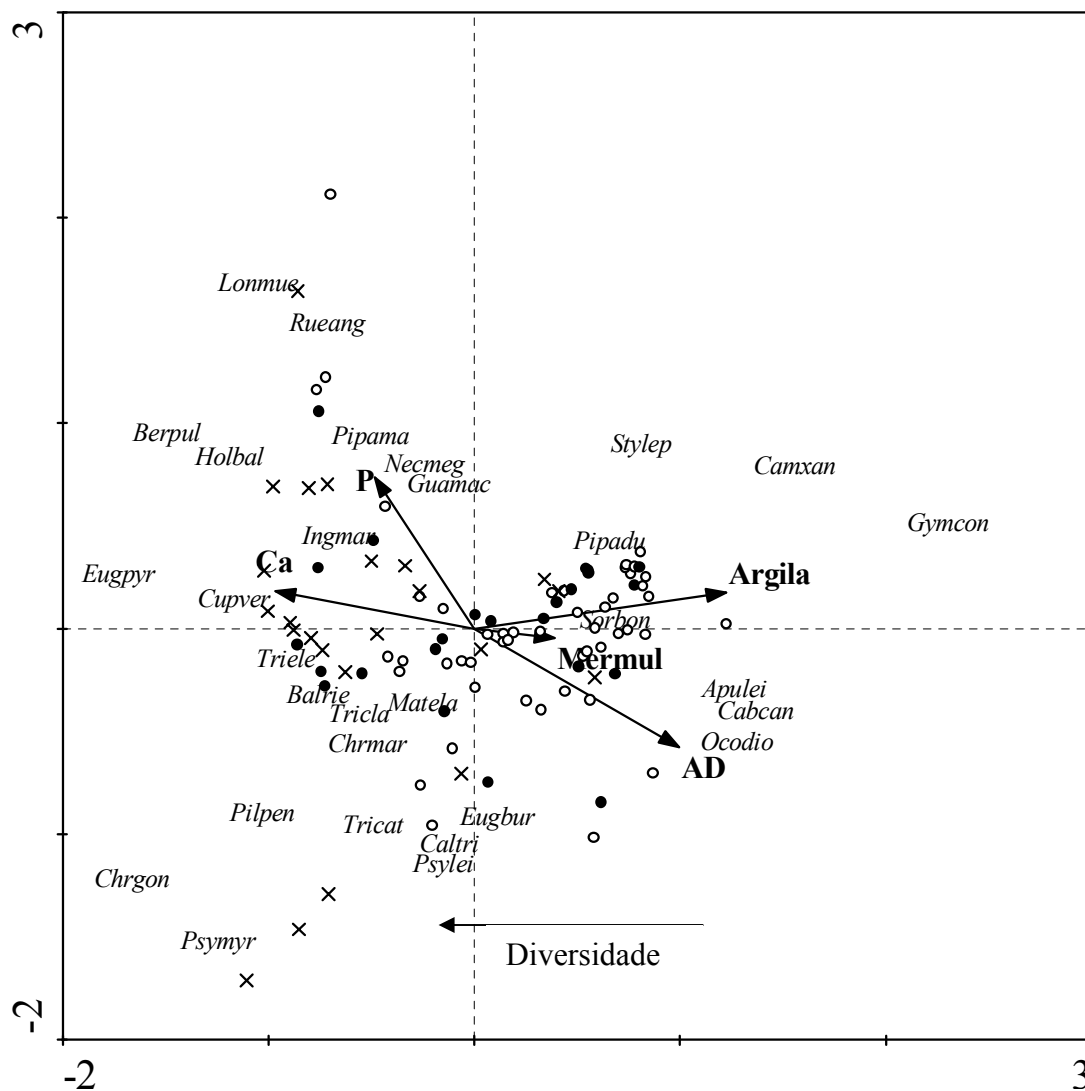


Figura 5: Diagrama de ordenação para espécies e unidades amostrais com mais de cinco indivíduos e variáveis ambientais com associação significativa, representando os dois primeiros eixos gerados por análise de correspondência canônica (CCA), para os componentes arbustivo e arbóreo juvenil em uma floresta estacional, no norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Os nomes das espécies foram abreviados pelas iniciais conforme Tab. 1. AD= abertura do dossel, Ca= cálcio, P= potássio. As unidades amostrais foram classificadas conforme o índice de diversidade de Shannon: Classe 1 (o)= 0 a 1; Classe 2 (●)= > 1 a 1,5; Classe 3 (x)= > 1,5.

Tabela 3: Espécies, número de indivíduos (NI), correlação de Spearmann (r^2) por unidades amostrais com teor de Ca, argila (AG), abertura do dossel (AD), P e abundância de *M. multiramea*, para os componentes arbustivo e arbóreo juvenil em uma floresta estacional, no norte do Rio Grande do Sul, Brasil. * $P \leq 0,1$; ** $P \leq 0,05$; *** $P \leq 0,01$.

Espécie	NI	r^2 x Ca	r^2 x AG	r^2 x AD	r^2 x P	r^2 x <i>M. multiramea</i>
<i>Sorocea bonplandii</i>	663	-0,02	0,07*	0,01	0,00	-0,05**
<i>Calyptanthes tricona</i>	97	-0,00	0,00	0,00	0,00	-0,02*
<i>Inga marginata</i>	88	0,07*	-0,04*	-0,10**	-0,00	-0,01
<i>Nectandra megapotamica</i>	78	0,02	-0,00	-0,04*	0,01	-0,08***
<i>Cupania vernalis</i>	75	0,20**	-0,15**	-0,16**	0,04**	-0,04**
<i>Trichilia claussenii</i>	71	0,05*	-0,05**	-0,03	-0,05**	-0,01
<i>Trichilia elegans</i>	70	0,05**	-0,05**	-0,05*	-0,00	-0,05**
<i>Piper adundum</i>	46	-0,01	0,04*	0,00	-0,00	0,00
<i>Pilocarpus pennatifolius</i>	35	0,04*	-0,06*	-0,03	-0,00	-0,00
<i>Piper amalago</i>	34	0,03	-0,00	-0,04*	0,00	-0,00
<i>Trichilia catigua</i>	31	0,00	-0,00	-0,01	-0,01	-0,00
<i>Gymnanthes concolor</i>	26	-0,03	0,05**	-0,03	0,00	0,06***
<i>Holocalyx balansae</i>	23	0,07**	-0,06**	-0,10**	-0,00	-0,00
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	21	0,02	-0,01	-0,00	-0,01	-0,02*
<i>Bernardia pulchella</i>	16	0,02	-0,03	-0,04*	0,00	0,00
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	10	0,00	-0,00	-0,00	-0,00	-0,00
<i>Guarea macrophylla</i>	17	0,00	-0,00	-0,00	-0,00	0,00
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	15	0,05**	-0,04*	-0,09**	0,00	-0,00
<i>Matayba elaeagnoides</i>	10	0,00	-0,00	-0,00	0,00	0,00
<i>Psychotria leiocarpa</i>	12	-0,00	-0,00	0,00	0,01	-0,00
<i>Ruellia angustiflora</i>	13	0,04*	-0,02	-0,05*	0,00	-0,00
<i>Styrax leprosus</i>	12	-0,00	0,01	0,00	-0,00	-0,00
<i>Eugenia burkartiana</i>	9	0,00	0,00	-0,00	0,00	-0,00
<i>Apuleia leiocarpa</i>	9	-0,00	0,00	-0,00	-0,00	0,04**
<i>Cabralea canjerana</i>	8	-0,00	0,00	-0,00	-0,04**	0,02
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	7	0,01	-0,04**	0,00	0,01	0,02*
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	7	-0,05**	0,04**	-0,04**	0,01	0,00
<i>Eugenia pyriformis</i>	5	0,01	-0,02	0,02*	-0,00	-0,00
<i>Campomanesia xantocarpha</i>	5	-0,00	0,01	-0,00	0,00	-0,00

Os indivíduos que compõem o sub-bosque são considerados bons indicadores da futura composição e estrutura da comunidade, estando na dependência apenas do surgimento de condições favoráveis para o seu desenvolvimento (Oliveira & Felfili 2005). Conforme o modelo conceitual de Griscom & Ashton (2003) aplicado à sucessão em áreas com taquaras, a morte sincronizada da população de *M. multiramea* é um evento que deverá favorecer a regeneração das demais espécies. Após este evento, taquaras podem invadir novamente o local em condições favoráveis, como a abertura de pequenas clareiras, ou então, as árvores podem regenerar e formar um dossel fechado, sem taquaras. O evento cíclico da “morte das taquaras” na área, nos próximos anos, e estudos futuros poderão acompanhar a dinâmica da vegetação e verificar como se comporta a espécie em relação ao restabelecimento. Porém, este evento ocorre em períodos distanciados de aproximadamente 30 anos, sendo a dinâmica nestas áreas regulada de modo autogênico, ou seja, processos bióticos como a competição entre as espécies, eficiência na dispersão e estabelecimento e características ecofisiológicas adquirem maior importância, com contribuição apenas eventual de distúrbios como a formação de clareiras.

A partir dos dados apresentados neste estudo, pode-se concluir que a presença de *M. multiramea* além de caracterizar a fisionomia da área devido à alta dominância, também atua como um fator que interfere na dinâmica das espécies no sub-bosque. Esta interferência no adensamento de outras populações parece não estar associada à competição por luz e sim à alta competitividade atribuída ao sistema rizomatoso que devido a eficiente propagação vegetativa, estaria funcionando como uma barreira física ao desenvolvimento das demais populações.

Agradecimentos

À Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelo financiamento; à CAPES pela bolsa concedida a primeira autora; à SEMA-RS pelas instalações cedidas; aos guardas-parque Getúlio e Odil Verдум pela atenção e auxílios; ao Biol. Eduardo H. Giehl pelas valiosas discussões e revisão do manuscrito; a Graziela O. Wedy e Camila D. Inácio pela ajuda no campo.

Referências bibliográficas

- Albuquerque, E.P. 1977. Sobre o desaparecimento da fauna da região do Alto Uruguai e a importância do Parque Estadual do Turvo na sua preservação. **Roessléria 1**: 143-149.
- APG II 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society 141**: 399-436.
- Bencke, C.S.C & Soares, J. 1998. Estudo fitossociológico da vegetação arbórea de uma Floresta Estacional em Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. **Caderno de Pesquisas, Série Botânica 10**: 27-36.
- Brack, P.; Bueno, R.M.; Falkenberg, D.B.; Paiva, M.R.C.; Sobral, M. & Stehmann, J.R. 1985. Levantamento florístico do Parque Estadual do Turvo, Tenente Portela, Rio Grande do Sul, Brasil. **Roessléria 7**(1): 69-94.
- Brokaw, N.V.L. 1985. Treefalls, regrowth and community structure in tropical forests. In: Pickett S.T.A. & White P.S. (eds.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press, New York, pp. 53-69.
- Budke, J.C; Giehl, E.L.H; Athayde, E.A.; Eisenger, S.M. & Záchia, R.A. 2004. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 18**(3): 581-589.
- Cardoso, E. & Schiavini, I. 2002. Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, M.G.). **Revista Brasileira de Botânica 19**(2): 277-289.
- Carvalho, D.A.; Oliveira Filho, A.T.; Vilela, E.A.; Curi, N.; van den Berg, E.; Fontes, M.A. & Botezelli, L. 2005. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia

- em um trecho de floresta ripária do Rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **28**(2): 329-345.
- Cestaro, L.A. & Soares, J.J. 2004. Variações florística e estrutural e relações fitogeográficas de um fragmento de floresta decídua no Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **18**(2): 203-218.
- Costa, F. 2006. Integração de sinúsias herbáceo-arbustivas ao estudo do componente arbóreo. In: Mariath, J.E.A. & Santos, R.P (Orgs.). **Os avanços da Botânica no início do século XXI**: morfologia, fisiologia, taxonomia, ecologia e genética: Conferências Plenárias e Simpósios do 57º Congresso Nacional de Botânica. Porto Alegre, Sociedade Botânica do Brasil, pp. 359-364.
- Dale, M.R.T. 1999. **Spatial pattern analysis in plant ecology**. Cambridge, Cambridge University Press.
- Dias, L.L.; Vasconcelos, J.M.O.; Silva, C.P.; Sobral, M. & Benedeti, M.H.B. 1992. Levantamento florístico de uma área de mata subtropical no Parque Estadual do Turvo, Tenente Portela, RS. **Revista do Instituto Florestal** **4**: 339-346.
- Durigan, G.; Franco, G.A.D.C.; Saito, M. & Baitello, J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica** **23**(4): 371-383.
- Falik, O.; Reides, P.; Gersani, M. & Novoplansky, A. 2005. Root navigation by self inhibition. **Plant, Cell and Environment** **28**: 562-569.
- Farriz-Lopez, K.; Denslow, J.; Moser, B. & Passmore, H. 2004. Influence of a common palm, *Oenocarpus mapora*, on seedling establishment in a tropical moist forest in Panama. **Journal of Tropical Ecology** **20**: 429-438.
- Filgueiras, T.S. 1988. Bambus nativos do Distrito Federal, Brasil (Gramineae: Bambusoideae). **Revista Brasileira de Botânica** **11**: 47-66.
- Frazer, G.W.; Canham, C.D. & Lertzman, K.P. 1999. **Gap light analyzer (GLA)**: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-color fisheye photographs, users manual and program documentation. Copyright © 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Gandolfi, S.; Leitão-Filho, H.F. & Bezerra, C.L.F. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional da espécies arbutivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia** **55**(4): 753-767.
- Griscom, B.W & Ashton P.M.S. 2003. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in southeastern Peru. **Forest Ecology and Management** **175**: 445-454.
- Guilherme, F.A.G. 2000. Efeitos da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em mata de galeria, Brasília-DF. **Cerne** **6**(1): 060-066.
- Guilherme, F.A.G. & Ressel, K. 2001. Biologia floral e sistema de reprodução de *Merostachys riedeliana* (Poaceae: Bambusoideae). **Revista Brasileira de Botânica** **24**(2): 205-211.

- Guilherme, F.A.G.; Oliveira-Filho, A.T.; Appolinário, V. & Bearzoti, E. 2004. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology** **174**: 19-36.
- Guimarães, E.F. & Valente, M.C. 2001. **Piperáceas – Piper**. Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues.
- Hack, C.; Longhi, S.J.; Boligon, A.A.; Murari, A.B. & Pauleski, D.T. Análise fitossociológica de um fragmento de Floresta estacional Decidual no município de Jaguari, RS. 2005. **Ciência Rural** **35**(5): 1083-1091.
- Holz, A.C. & Veblen, T.T. 2006. Tree regeneration responses to *Chusquea montana* bamboo die-off in a subalpine *Nothofagus* forest in the southern Andes. **Journal of Vegetation Science** **17**: 19-28.
- Hupy, J.P.; Aldrich, S.P.; Schaetzl, R.J.; Varnakovida, P.; Arima, E.Y.; Bookout, J.R.; Wiangwang, N.; Campos, A.L. & McKnight, K.P. 2005. Mapping soils, vegetation, and landforms: an integrative physical geography experience. **Professional Geographer** **57**(3): 438-451.
- INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). 1992. **Normais climáticas** (1961-1990). Brasília: Ministério da Agricultura e do Abastecimento.
- Irgang, B.E. 1980. A mata do Alto Uruguai no RS. **Ciência e Cultura** **32**(3): 323-324.
- Ivanauskas, N.M.; Rodrigues, R.R. & Nave, A.G. 1999. Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecídua em Itatinga, SP, Brasil. **Scientia Florestalis** **56**: 83-99.
- Janzen D.H. 1976. Why bamboos wait so long to flower? **Annual Review of Ecology & Systematics** **7**: 347-391.
- 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.
- Jarenkow, J.A. & Waechter, J.L. 2001. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **24**: 263-272.
- 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**: 475-487.
- Kaul, P.F.T. 1990. Geologia. In: **Geografia do Brasil**, Região Sul. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, v. 2. pp. 29-54
- Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation description and analysis**: a practical approach. London, Belhaven.
- Klein, R.M. 1972. Árvores nativas da Floresta Subtropical do Alto Uruguai. **Sellowia** **24**: 9-62.
- Lima, R.A.F. 2005. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica** **28**(4): 651-670.

- Lindenmaier, D.S. & Budke, J.C. 2006. Florística, diversidade e distribuição especial das espécies arbóreas em uma floresta estacional na bacia do Rio Jacuí, sul do Brasil. **Pesquisas, Botânica** **57**: 193-216.
- McDade, L.A.; Bawa, K.S.; Hespenehede, H.A. & Hartshorn, G.S. 1994. **La selva**: ecology and natural history of a neotropical rain forest. The University Press, Chicago.
- Manly, F. J. 1991. **Randomization and Monte Carlo methods in biology**. Chapman and Hall.
- Martins, S.V. & Rodrigues, R.R. 2002. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology** **163**: 51-62.
- Martins, S.V.; Colleti, R.J.; Rodrigues, R.R. & Gandolfi S. 2004. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology** **172**: 121-131.
- Meira-Neto, J.A.A.; Martins, F.R. & Souza, A.L. 2005. Influência da cobertura e do solo na composição florística do sub-bosque em uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **19**(3): 473-486.
- Metcalf, D.J. & Grubb, P.J. 1997. The responses to shade of seedlings of very small-seeded tree and shrub species from tropical rain forest in Singapore. **Functional Ecology** **11**: 215-211.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Willey.
- Nobis, M. & Hunziker, U. 2004. Automatic thresholding for hemispherical canopy-photographs base on edge detection. **Agricultural and Forest Meteorology** **128**: 243-250.
- Oliveira, E.C.L. & Felfili, J.M. 2005. Estutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **19**(4): 801-811.
- Oliveira-Filho, A.T.; Vilela, E.A.; Gavilanes, M.L. & Carvalho, D.A. 1994. Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio** **113**: 99-124.
- Oliveira-Filho, A.T.; Jarenkow, J.A. & Rodal, M.J.N. 2006. Floristic relationships of Seasonally Dry Forest of eastern South American based on tree species distribuion patterns. In: Pennington, R.T.; Lewis, G.P. & Ratter, J.A. **Plant diversity, biogeography and conservation**. Boca Raton: CRC Press, pp. 151-184.
- Orlói, L.; Anand, M. & Pillar, V.D. 2002. Biodiversity analysis: issues, concepts, techniques. **Community Ecology** **3**: 217-236.
- Rambo, B. 1956. Der Regenwald am oberen Uruguay. **Sellowia** **7**: 183-233.
- Rambo, B. 1961. Migration routes of the south brazilian rain forest. **Pesquisas, Série Botânica** **12**: 1-54.
- Ruschel, A.R.; Nodari, R.O. & Moerschbacher, B.M. 2007. Woody plant species richness in the Turvo State Park, a larger remnant of Deciduous Atlantic forest, Brazil. **Biodiversity and Conservation** **16**: 1699-1714.

- Secretaria da Agricultura. 1980. **Plano de manejo do Parque Estadual do Turvo**. Porto Alegre: Unidade de Preservação de recursos Naturais Renováveis, Diretoria geral. 31 p.
- Schnitzer, S.A.; Dahling, J.M. & Carson, J.P. 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology** **88**: 655-666.
- Sendulsky, T. 1992. *Merostachys burmanii* (Poaceae: Bambusoideae: Bambuseae), a new species from Brazil. **Novon** **2**: 111-113.
- Shepherd, G.J. 2006. **Fitopac 2**: manual do usuário. Campinas, Unicamp.
- Smith, L.B. Wasshausen, D.C. & Klein, R.M. 1981. **Gramíneas - Bambusa até Chloris**. Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues.
- 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**. São Carlos, RiMA/Novo Ambiente.
- Soderstrom, T.R.; Judziewicz, E.J. & Clark, L.G. 1988. Distribution patterns of neotropicl bamboos. In: Vanzolini, P.E. & Heyer, W.R. (eds.). **Proceedings of a workshop neotropicl distribution patterns**. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, pp. 121-157.
- Streck, E.V.; Kämpf, N.; Dalmolin, R.S.D; Klamt, E.; Nascimento, P.C. & Schneider, P. 2002. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, EMATER/RS- UFRGS.
- Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest. **Vegetatio** **75**: 81-86.
- Tabarelli, M. & Mantovani, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta tropical montana. **Revista Brasileira de Biologia** **59**: 251-261.
- Tabarelli, M. & Mantovani, W. 2000. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology** **148**: 149-155.
- Tedesco, M.J.; Gianello, C.; Bissani, C.A.; Bohnem, H. & Volkweiss, S.J. 1997. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, UFRGS.
- ter Braak, C.J.F. 1988. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio** **69**(3): 69-77.
- ter Braak, C.J.F. 1995. Ordination. In: Jongman, R.H.G.; ter Braak, C.J.F.; van Tongeren, O.F.R. **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University, p. 91-173.
- Tomé Jr., J.B. 1997. **Manual para interpretação de análise de solo**. Guaíba, Agropecuária.
- Vaccaro, S. & Longhi, S.J. 1995. Análise fitossociológica de algumas áreas remanescentes da Floresta do Alto Uruguai entre os rios Ijuí e turvo, no Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal** **5**(1): 33-53.
- van den Berg, E. & Santos, F.A.M. 2003. Aspectos da variação ambiental em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Ciência Florestal** **13**(2): 82-98.
- Vasconcelos, J.M.O.; Dias, L.L.; Silva, C.P. & Sobral, M. 1992. Fitossociologia de uma área de Mata Subtropical no Parque Estadual do Turvo-RS. **Revista do Instituto Florestal** **4**: 252-259.

Veloso, H.P. & Góes-Filho, L. 1982. Fitogeografia brasileira- classificação fisionômico-ecologica da vegetação neotropical. **Boletim Técnico Projeto RADAMBRASIL**. Ser. Vegetação, Salvador, 1: 1-80.

Zar, J. H. 1996. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice-Hall.

Artigo 2

**Relação entre estrutura do componente arbóreo e variáveis ambientais em
uma Floresta Estacional no Parque Estadual do Turvo, norte do Rio
Grande do Sul, Brasil**

Relação entre estrutura do componente arbóreo e variáveis ambientais em uma Floresta Estacional no Parque Estadual do Turvo, norte do Rio Grande do Sul, Brasil

Ana Maria Soares Franco

João André Jarenkow

RESUMO – (Relação entre estrutura do componente arbóreo e variáveis ambientais em uma Floresta Estacional no Parque Estadual do Turvo, norte do Rio Grande do Sul, Brasil). Este estudo teve como objetivo caracterizar o componente arbóreo, verificando possíveis relações entre a estrutura da vegetação, variáveis edáficas e a presença de *M. multiramea*. A amostragem foi feita em 100 unidades amostrais contíguas de 10 x 10m, totalizando 1 ha (27°17'10''S e 53°51'35''W). A descrição da vegetação foi estimada através de parâmetros fitossociológicos e do índice de diversidade de Shannon. Variáveis de solo foram estimadas a partir de coletas em toda a área. A contagem de *M. multiramea* foi feita em cada unidade amostral, considerando o número de colmos. Relações entre a abundância das espécies nas unidades amostrais e as variáveis ambientais foram avaliadas através de análise de correspondência canônica – CCA. Foi realizada uma comparação entre os parâmetros estruturais em cada estrato: inferior (indivíduos com DAP < 5 cm), intermediário (DAP ≥ 5 < 20 cm) e superior (DAP ≥ 20 cm). Correlações foram feitas entre os dois primeiros eixos de ordenação da CCA e variáveis ambientais significativas em cada estrato. A riqueza encontrada foi de 70 espécies distribuída em 35 famílias. Foram amostrados 827 indivíduos e contados 2.418 colmos de *M. multiramea*. O índice de diversidade Shannon foi de 2,904. A maioria dos indivíduos apresentou alturas entre 4 m e 8 m (49%), e poucos foram maiores do que 20 m (7,3%). O solo foi classificado como argiloso para a maioria das unidades amostrais. As variáveis mantidas na CCA foram teor de argila, Ca e densidade de *M. multiramea*, não sendo observado o mesmo padrão de relação entre a distribuição de espécies e variáveis ambientais para cada estrato. A densidade de *M. multiramea* correlacionou-se negativamente com a diversidade e negativamente com a argila no estrato inferior. No estrato intermediário, a argila foi a variável de maior correlação. No estrato superior nenhum dos fatores correlacionou-se significativamente com a diversidade.

Palavras-chave: argila, análise de correspondência canônica, diversidade, *Merostachys multiramea*,

ABSTRACT – (Relationship between tree species structure and environmental variables in a seasonal forest in Turvo State Park, northern Rio Grande do Sul, Brazil). The aim of this study was to determine tree species structure and relate it to edaphic variables and the presence of *Merostachys multiramea*. The sampling was done in Turvo State Park, Derrubadas municipality, in 100 sample units, each of 10 x 10 m, summing up to 1 ha (27°17'10''S and 53°51'35''W). The structure was described based on phytosociological parameters. Soil variables were estimated based on samples in the whole area. The *M. multiramea* counting was made on each sampling unit, considering the number of colms. The relationship between species abundance in the sampling units and the environmental variables was

assessed with the canonical correspondence analysis – CCA. The structural parameters were compared for each stratum of the forest – inferior, intermediate and superior. Correlation analyses between the two first ordination axis of the CCA and the environmental variables significant for each stratum were made. The richness was composed of 70 species distributed in 35 families. We sampled 827 arboreal individuals and counted 2,418 stems of *M. multiramea*. The Shannon diversity index was 2.904. Most individuals were between 4 and 8 m tall (49%) and few were taller than 20 m (7.3%). The soil was classified as clayish for most of the sample units. The variables kept in the CCA were clay contents, Ca and *M. multiramea* density. However, we did not observe the same pattern for species distributions and environmental variables in each stratum. The *M. multiramea* density was negatively correlated with diversity and negatively correlated with presence of clay in the inferior stratum. In the intermediate stratum, the presence of clay was the variable with the greatest correlation. In the superior stratum, none of the factors was significantly correlated with diversity.

Key words: clay, canonical correspondence analysis, diversity, *Merostahys multiramea*

Introdução

Os mecanismos que regulam a ocorrência de alta diversidade em algumas florestas, onde se pode amostrar em torno de 250 espécies em um hectare (DAP > 10 cm), em contraposição onde a riqueza pode ser inferior a 30 espécies (Gentry 1988; Condit *et al.* 1996), têm sido amplamente explorados em ecologia vegetal (Janzen 1970; Connel 1978; Augspurger 1983; Terborgh *et al.* 1996; Hubbel 2001; Wright 2002; Leigh *et al.* 2004). Muitos estudos têm dado enfoque aos processos ecológicos que regulam a coexistência de espécies em escala regional ou local, onde é possível observar diferenças na diversidade e estrutura de comunidades muitas vezes adjacentes (Torti *et al.* 2001).

O mosaico florestal, composto por manchas de vegetação em diferentes estádios de sucessão, tem sido descrito como o resultado de alguns fatores: 1) distúrbios que variam em magnitude, intensidade e recorrência, funcionando como geradores de novos nichos; 2) da capacidade de aclimação das espécies para diferentes microhabitats e 3) da suscetibilidade das espécies e indivíduos a patógenos e herbívoros (Janzen 1970; Connel 1978; Hubbel 1979; Leigh *et al.* 2004). Conforme a “hipótese do distúrbio intermediário”, as comunidades com maior diversidade são mantidas através de níveis intermediários de perturbação, em contraposição àquelas de menor diversidade, onde distúrbios são menos intensos e freqüentes ou então, onde os distúrbios são raros (Connell 1978). Sendo assim, diferenças florísticas e estruturais entre comunidades próximas podem indicar mecanismos que mantêm alta diversidade, ou processos direcionados à dominância de poucas espécies, as quais podem interferir nos padrões de riqueza e diversidade ao longo de um mesmo fragmento (Connell & Lowman 1989; Hart *et al.* 1989; Marimon *et al.* 2001; Torti *et al.* 2001; Villela & Proctor 2002).

As principais condições atribuídas à formação de manchas dominadas por poucas espécies são a baixa freqüência de perturbações e características ecofisiológicas destas espécies, capazes de mudar as

condições do sub-bosque e inibir o recrutamento de outras espécies (Hart *et al.* 1989; Torti *et al.* 2001). Alguns estudos têm investigado a estrutura florestal formada por manchas dominadas por espécies arbóreas de Poaceae, como do gênero *Guadua* Kunth, no Peru e no estado do Acre, na floresta Amazônica (Nelson 1994; Silveira 1999; Torezan & Silveira 2000; Griscom & Ashton 2003). Estes autores têm atribuído a ocorrência de manchas dominadas por *Guadua* spp. à combinação de distúrbios diversos e ventos freqüentes, que ocasiona a queda de árvores. Após o estabelecimento, a dinâmica das populações e a estrutura da comunidade invadida podem ser alteradas, devido à alta capacidade competitiva e dominância dessas espécies, resultado das características de suas estruturas clonais e de estratégias de crescimento vegetativo.

No Parque Estadual do Turvo a cobertura vegetal predominante é a floresta estacional, constituindo-se num dos maiores fragmentos ainda existentes deste tipo florestal no sul do Brasil (SEMA 2005). Poucos estudos sobre a vegetação foram realizados na área, sendo a maioria florísticos (Rambo 1956; Klein 1972; Brack *et al.* 1985; Dias *et al.* 1992). Vasconcellos *et al.* (1992) e Ruschel *et al.* (2007) descreveram a estrutura do componente arbóreo no local e, recentemente, Giehl & Jarenkow (2008) abordaram qualitativamente e quantitativamente a vegetação de transição entre floresta ribeirinha e de interflúvio às margens do rio Uruguai. O estudo de uma mancha dominada por taquara da espécie *Merostachys multiramea* (Poaceae, Bambusoideae) e seu efeito sobre o componente arbustivo foi estudado por Franco & Jarenkow (2008). Estes autores observaram que nos locais com alta densidade de taquaras, a diversidade foi menor, assim como a altura e área basal das demais espécies naquele componente.

O presente estudo foi realizado na mesma parcela investigada por Franco & Jarenkow (2008) e teve como objetivo caracterizar o componente arbóreo ($DAP \geq 5$ cm), verificando possíveis relações entre a estrutura da vegetação, variáveis edáficas e a presença de *M. multiramea*. Com isso pretendeu-se responder as seguintes questões: 1) Como está estruturado e qual a diversidade alfa do componente arbóreo desta área de floresta? 2) Quais os principais fatores condicionantes da distribuição destas espécies? 3) Os diferentes estratos da sinússia arbórea estão correlacionados às mesmas variáveis ambientais?

Material e Métodos

Área de estudo - localiza-se no Parque Estadual do Turvo (27° a 27°20'S e 53°40' a 54°10'W, 100 a 460 m.n.m), município de Derrubadas, norte do Rio Grande do Sul. O Parque possui uma área de 17.491 ha limitando-se ao norte com Santa Catarina (município de Itapiranga) e Argentina (Província de Misiones), através do rio Uruguai, ao oeste com o rio Turvo, ao leste com o rio Parizinho e ao sul com propriedades rurais (Vasconcelos *et al.* 1992). O clima da região é do tipo Cfa conforme a classificação de Köppen. A precipitação pluviométrica anual é de 1.810 mm, com temperatura média anual de 19,4 °C, segundo dados da Estação Meteorológica de Iraí (INMET 1992). O embasamento é basáltico, sendo

típicos da região os solos Chernossolos Argilúvicos férricos em associação com Neossolos Litólicos Eutróficos (SEMA 2005). A classificação da vegetação de acordo com IBGE (Veloso *et al.* 1991) é de Floresta Estacional Decidual ou Floresta Latifoliada Estacional Semidecídua Subtropical Submontana Interfluvial (Oliveira-Filho 2007).

Amostragem do componente arbóreo - foi delimitada uma área de 1 ha, com ponto central nas coordenadas 27°17'10''S e 53°51'35''W. A amostragem do componente arbóreo foi feita em 100 unidades amostrais contíguas (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) de 10 x 10m (100 m²). Todos os indivíduos arbóreos com perímetro à altura do peito (PAP), tomado a 1,3 m acima do solo, igual ou superior a 15 cm, foram amostrados. Indivíduos apresentando ramificações do tronco abaixo de 1,3 m foram incluídos na amostra caso um ou mais perfilhos tenha alcançado o PAP mínimo. Também se efetuou a contagem de *M. multiramea* considerando o número de colmos em cada unidade amostral. Os indivíduos situados sobre os limites das unidades amostrais foram registrados na parcela quando incluída mais da metade de sua área basal. De cada indivíduo amostrado estimou-se a altura total por comparação a uma vara de coleta de altura conhecida.

As identificações foram efetuadas ao nível de espécie, utilizando-se literatura especializada, consultas a herbários e envio a especialistas, quando necessário. O material testemunho coletado foi processado conforme procedimento padrão e, posteriormente, incorporado ao acervo do Herbário ICN da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). As espécies seguiram a nomenclatura proposta por Sobral *et al.* (2006) e foram agrupadas em famílias conforme delimitação de APG II (2003).

Coleta de dados edáficos - foram coletadas 19 amostras compostas de 0,5 L de solo (0-20 cm de profundidade), alocadas visando abranger todas as variações na parcela em estudo e também as áreas com diferentes densidades de taquaras. As análises químicas e granulométricas foram realizadas no Laboratório de Análises do Departamento de Solos da UFRGS, conforme metodologia proposta por Tedesco *et al.* (1997). As variáveis químicas e físicas dos solos foram interpoladas pelo método de "kriging" para a aquisição de valores para o centro de cada unidade amostral (Hupy *et al.* 2005).

Análise dos dados - os parâmetros fitossociológicos foram calculados com o auxílio do programa Fitopac Shell 1.6 (Shepherd 2006), obtendo-se os valores absolutos de densidade, frequência e dominância, além do valor de importância (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Para determinação da diversidade, utilizaram-se os índices de diversidade de Shannon (H') e a equabilidade de Pielou (J') (Kent & Coker 1992), sendo calculados para toda a área e por unidade amostral. Para os indivíduos que apresentaram ramificações do tronco a menos de 1,3 m, a área basal de cada perfilho foi obtida separadamente efetuando-se um somatório posterior para a caracterização do indivíduo.

As relações entre a distribuição das espécies e as variáveis ambientais foram avaliadas através de análise de correspondência canônica ou CCA (ter Braak 1988). A CCA requer duas matrizes, uma com dados das espécies e outra com variáveis ambientais. A matriz de abundância consistiu de todas as espécies que ocorreram com cinco ou mais indivíduos na amostra, já que as menos abundantes,

influenciam pouco os padrões emergentes de análises multivariadas de dados quantitativos de vegetação (Causton 1988). A matriz de variáveis ambientais incluiu, inicialmente, todas as variáveis edáficas (Tab. 2) e densidade de *M. multirramea*. A partir destes dados, foi realizada uma CCA preliminar testando todas as variáveis quanto à relação com a matriz de espécies em um procedimento passo a passo, por meio de testes de permutação de Monte Carlo ($\alpha = 0,05$), sendo eliminadas aquelas que não apresentaram associação significativa (Manly 1991). A CCA final foi feita apenas com as variáveis significativas. A significância do primeiro eixo de ordenação canônico foi determinada também pelo teste de Monte Carlo.

Diante da dificuldade no reconhecimento de distintos estratos verticais na floresta e considerando-se que a distribuição de diâmetros reflete, de modo geral, a distribuição da altura (Richards 1996), adotou-se neste estudo, a subdivisão da comunidade arbórea em três estratos, separados por classes de DAP (diâmetro à altura do peito), com o objetivo de comparar parâmetros estruturais entre os estratos. O estrato inferior compreendeu indivíduos arbustivos e arbóreos regenerantes com $DAP < 5$ cm, sendo os dados extraídos do estudo de Franco & Jarenkow (2008), realizado em parcelas de 25 m^2 , na mesma área amostral. O estrato intermediário incluiu os indivíduos com $DAP \geq 5 < 20$ cm e o estrato superior, formado por aqueles com $DAP \geq 20$ cm. Diferenças estatísticas entre número de indivíduos e espécies, área basal, H' e J' em cada estrato foram avaliadas por meio de análise de variância em postos de Kruskal–Wallis, sendo consideradas significativas pelo teste de Tukey quando apresentaram $P \leq 0,05$, através do programa estatístico SigmaStat (Systat Software Inc. v. 3.0). Correlações foram feitas entre os dois primeiros eixos de ordenação da CCA e as variáveis ambientais significativas em cada estrato. Também foram realizadas correlações de Spearman (Zar 1996) entre valores de diversidade em cada unidade amostral e variáveis ambientais significativas na CCA para cada estrato.

Resultados

Estrutura do componente arbóreo - A riqueza encontrada foi de 70 espécies, distribuídas em 62 gêneros e 35 famílias (Tab. 1). Fabaceae foi a família que apresentou a maior riqueza, com 12 espécies, seguida de Meliaceae com seis, Euphorbiaceae com cinco, Sapindaceae e Lauraceae com quatro cada uma e Myrtaceae, Rutaceae, Boraginaceae e Salicaceae com três, que somadas representaram 61,4% das espécies. As famílias que apresentaram somente uma espécie somaram 23 (38,6%). Das 35 famílias, quatro contribuíram com 68% do número total de indivíduos, com Moraceae ocupando a primeira posição (30,4%) seguida de Myrtaceae (17,5%), Meliaceae (11,1%) e Fabaceae (8,9%). As demais famílias apresentaram valores iguais ou abaixo de 6%.

Foram amostrados 827 indivíduos com uma área basal total de $29,50 \text{ m}^2$ na parcela de 1 ha. A maioria das espécies (54%) apresentou no máximo três indivíduos. *Sorocea bonplandii*, *Calyptanthes tricon* e *Trichilia clausenii* foram as espécies que apresentaram maior densidade e frequência. *Holocalyx balansae*, *Cabrlea canjerana* e *Ocotea diospyrifolia* destacaram-se na amostragem pela elevada área basal, representando 31,5% do total. Outras espécies também se destacaram, por exemplo *Nectandra*

megapotamica, *Chrysophyllum gonocarpum*, *C. marginatum* e *Jacaratia spinosa*, dada pelo grande número de indivíduos, com exceção desta última espécie, que apresentou poucos indivíduos, porém com elevada área basal. Quanto ao número de colmos de *M. multiramea*, foram contados 2.418, sendo que quase 50% das parcelas apresentaram em média 25 colmos.

Tabela 1: Espécies e respectivas famílias botânicas, número de indivíduos (N), frequência absoluta (F), área basal (AB) e valor de importância (VI) correspondente à amostragem do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil.

	Espécie	Família	N	F (%)	AB (m ² .ha ⁻¹)	VI (%)
1.	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) Burger et al	Moraceae	249	77	1,26	48,98
2.	<i>Calyptanthes tricona</i> D. Legrand	Myrtaceae	142	62	2,05	35,89
3.	<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	Meliaceae	54	39	1,17	17,90
4.	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	Sapotaceae	30	21	0,59	9,61
5.	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	24	23	2,23	14,81
6.	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Sapotaceae	22	20	0,78	9,09
7.	<i>Holocalyx balansae</i> Mich.	Fabaceae	20	17	3,06	16,00
8.	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	20	16	1,32	9,94
9.	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	17	16	1,77	11,10
10.	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Euphorbiaceae	17	17	0,19	5,94
11.	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Rutaceae	16	16	0,45	6,50
12.	<i>Inga marginata</i> Willd.	Fabaceae	15	13	0,10	4,61
13.	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) DC.	Caricaceae	11	11	1,64	8,97
14.	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	10	10	1,06	6,69
15.	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae	10	9	0,25	3,78
16.	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Fabaceae	10	8	0,99	6,09
17.	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Sapindaceae	9	9	1,17	6,77
18.	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Styracaceae	9	9	1,28	7,13
19.	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae	8	8	1,03	5,97
20.	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Myrsinaceae	8	8	0,12	2,91
21.	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.& Endl.	Euphorbiaceae	7	6	0,74	4,48
22.	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	Fabaceae	7	6	0,74	4,48
23.	<i>Gymnanthes concolor</i> Spreng.	Euphorbiaceae	6	4	0,03	1,60
24.	<i>Pisonia zapallo</i> Griseb.	Nyctaginaceae	6	5	0,08	1,94
25.	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Meliaceae	6	6	0,04	2,00
26.	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	6	6	1,32	6,35
27.	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	Rutaceae	5	5	0,04	1,67
28.	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Fabaceae	5	5	0,05	1,71
29.	<i>Banara tomentosa</i> Clos	Salicaceae	4	3	0,18	1,66
30.	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Boraginaceae	4	4	0,07	1,49
31.	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Meliaceae	4	4	0,01	1,29
32.	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Boraginaceae	4	4	0,25	2,08
33.	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Fabaceae	3	3	0,04	1,07
34.	<i>Nectandra lanceolata</i> Ness	Lauraceae	3	3	0,11	1,32
35.	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Ness	Lauraceae	3	3	0,36	2,15
36.	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire <i>et al.</i>	Araliaceae	3	3	0,25	1,79
37.	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	3	3	0,27	1,85
38.	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	Urticaceae	3	3	0,04	1,06
39.	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	Rutaceae	3	3	0,10	1,26
40.	<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	Cyatheaceae	2	1	0,02	0,50
41.	<i>Ficus citrifolia</i> Mill.	Moraceae	2	1	0,08	0,71
42.	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	2	2	0,13	1,07
43.	<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.	Simaroubaceae	2	2	0,02	0,70

	Espécie	Família	N	F (%)	AB (m ² .ha ⁻¹)	VI (%)
44.	<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Miq.	Symplocaceae	2	2	0,10	0,95
45.	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	Asteraceae	2	2	0,08	0,88
46.	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	Myrtaceae	2	2	0,02	0,70
47.	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	Fabaceae	2	2	0,13	1,07
48.	<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	Aquifoliaceae	2	2	0,07	0,87
49.	<i>Rollinia salicifolia</i> Schlttdl.	Annonaceae	2	2	0,17	1,19
50.	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Euphorbiaceae	1	1	0,01	0,35
51.	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil. et al.) Radlk.	Sapindaceae	1	1	0,09	0,62
52.	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	1	1	0,06	0,51
53.	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	Cardiopteridaceae	1	1	0,01	0,34
54.	<i>Eugenia florida</i> DC.	Myrtaceae	1	1	0,00	0,32
55.	<i>Machaerium paraguayense</i> Hassl.	Fabaceae	1	1	0,13	0,77
56.	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Fabaceae	1	1	0,04	0,43
57.	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Polygonaceae	1	1	0,02	0,37
58.	<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Solanaceae	1	1	0,01	0,34
59.	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Meliaceae	1	1	0,00	0,32
60.	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	1	1	0,12	0,72
61.	<i>Allophylus guaraniticus</i> (St. Hil.) Radlk.	Sapindaceae	1	1	0,02	0,37
62.	<i>Ceiba speciosa</i> St. -Hil.	Malvaceae	1	1	0,28	1,24
63.	<i>Cordia americana</i> L.Gottschling & J.E.Mill	Boraginaceae	1	1	0,21	1,01
64.	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	Rubiaceae	1	1	0,07	0,54
65.	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae	1	1	0,23	1,08
66.	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae	1	1	0,00	0,32
67.	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	1	1	0,00	0,32
68.	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Loganiaceae	1	1	0,01	0,34
69.	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenhe	Lamiaceae	1	1	0,03	0,40
70.	<i>Xylosma</i> sp.	Salicaceae	1	1	0,12	0,71

Pela distribuição vertical dos indivíduos (Fig. 1A), não foi possível o reconhecimento de estratos nítidos no componente arbóreo. A maioria das árvores apresentou alturas entre 4 e 8 m (49%), sendo que a partir de 9 m houve um decréscimo progressivo no número de indivíduos, conforme aumentaram as alturas. Poucos indivíduos apresentaram alturas maiores do que 20 m (7,3%), com a máxima estimada em 30 m, de um indivíduo de *Apuleia leiocarpa*.

A distribuição da riqueza por classes de altura (Fig. 1A) mostra que até 12 m de altura, a riqueza foi em torno de 18 espécies, diminuindo a partir de 13 m, acompanhando a redução no número de indivíduos por altura. O sub-bosque caracterizou-se principalmente pela presença de *Sorocea bonplandii* (figura 1B), que é a espécie dominante até aproximadamente 8 m onde começa a ser substituída por *Calyptanthus triconus*. *Trichilia clausenii* é outra espécie abundante no sub-bosque, com indivíduos chegando a alcançar 19 m. *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Diatenopteryx sorbifolia*, *Styrax leprosus* e *Holocalyx balansae* foram as espécies que apresentaram árvores emergentes.

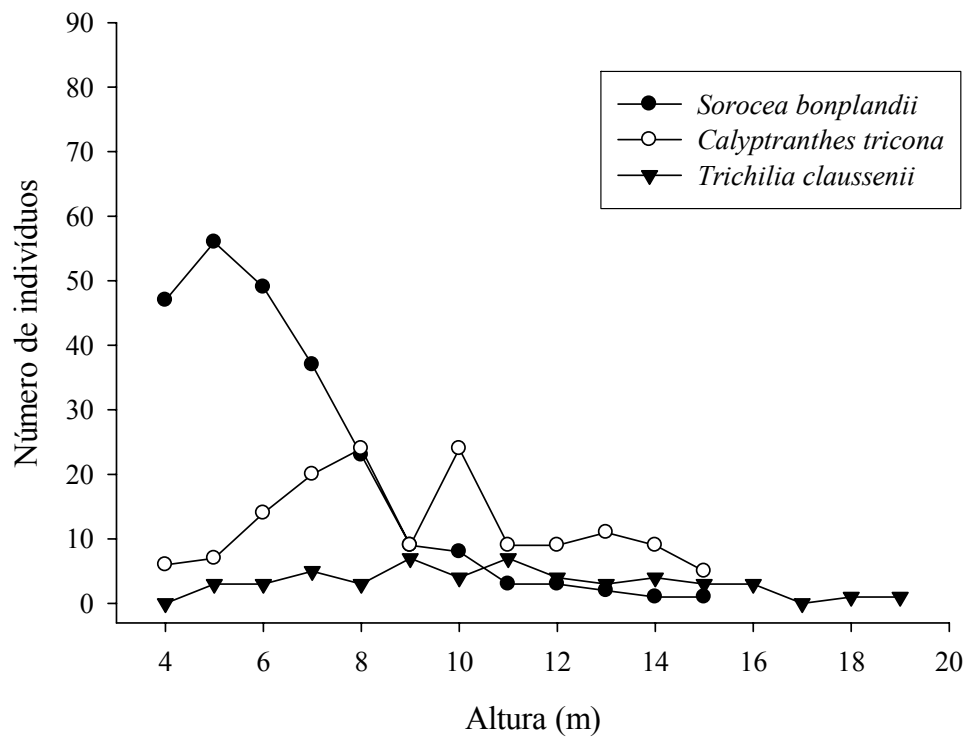
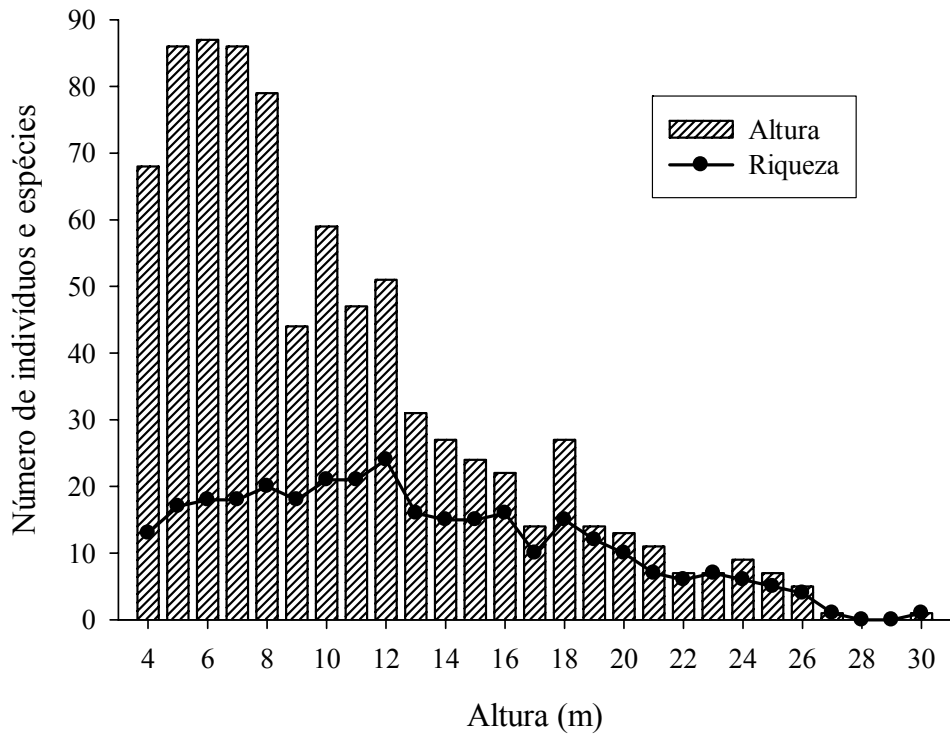


Figura 1: Riqueza e altura do componente arbóreo (A) e das três espécies com maior densidade (B) em uma floresta estacional, sul do Brasil.

A comparação entre os estratos (Tab. 2) mostra que o aumento no diâmetro foi acompanhado pelo aumento na área basal total e diminuição na abundância e riqueza.

Tabela 2: Parâmetros fitossociológicos de três estratos de uma floresta estacional no sul do Brasil. Números seguidos de letras distintas indicam diferenças estatísticas significativas para $P \leq 0,05$.

Parâmetro	Estrato inferior *	Estrato intermediário	Estrato superior
	(DAP < 5)	(DAP \geq 5 < 20)	(DAP \geq 20)
Número de indivíduos	1598 a	638 b	189 c
Número de espécies	67 a	54 b	46 c
Área basal total (m ² .ha ⁻¹)	2,58 c	5,61 a	3,38 b
H' (Índice de diversidade de Shannon-Wiener)	2,61 b	2,41 b	3,38 a
Espécies com um único indivíduo (%)	17,9% c	35,2% b	45,7% a

* Dados de Franco & Jarenkow (2008)

Solo - Na tabela 3 estão apresentadas médias e desvios padrão para os parâmetros estruturais do solo. Embora a maioria das unidades amostrais tenha apresentado solo argiloso, o que corresponde ao teor de argila variando de 35% a 60%, segundo Tomé Jr. (1997), algumas tiveram valores em torno de 29% ou superiores a 60%, correspondendo a textura média e textura muito argilosa, respectivamente. A formação deste gradiente é observado para muitos dos parâmetros de solo avaliados, tendo a argila apresentado correlação negativa com Mg ($r^2 = -0,93$), pH ($r^2 = -0,86$), soma de bases ($r^2 = -0,83$), Ca ($r^2 = -0,74$) e matéria orgânica ($r^2 = -0,53$) e positiva com acidez potencial ($r^2 = 0,85$). O teor de Al trocável, considerado alto a partir de 1,5%, chegou a 3,8% nas áreas muito argilosas, classificando-as como distróficas, devido a um valor de V igual a 14% (inferior a 50%), indicando possível toxidez por este elemento, apresentando também pH classificado como “muito baixo” (Tomé Jr. 1997).

Tabela 3: Médias seguidas do desvio padrão das variáveis físicas e químicas do solo em uma floresta estacional, sul do Brasil.

Variável	média \pm σ
Argila – PFM [%]	50,63 \pm 7,23
Silte – PFM [%]	33,66 \pm 3,16
Areia – PG [%]	16,26 \pm 4,89
Ca [cmolc dm ⁻³]	7,81 \pm 4,49
Mg [cmolc dm ⁻³]	2,23 \pm 0,90
K [mg dm ⁻³]	121,24 \pm 55,35
P [Mehlich (mg dm ⁻³)]	3,66 \pm 2,58
pH [em H ₂ O 1:1]	5,23 \pm 0,33
Matéria orgânica – M.O. [%]	3,92 \pm 0,38
Saturação por Bases – V [%]	59,79 \pm 17,49
Capacidade de Troca Catiônica – CTC [cmolc dm ⁻³]	16,38 \pm 3,64
Acidez potencial – Al+H [cmolc dm ⁻³]	6,06 \pm 4,59

Análise de correspondência canônica - Para todas as árvores com DAP ≥ 5 , o primeiro eixo canônico de ordenação apresentou autovalor de 0,134 (F = 3,41; P < 0,005), sendo a soma dos demais igual a 0,221 (F = 1,92; P < 0,005), indicando que as abundâncias das espécies e as variáveis ambientais foram significativamente correlacionadas nos dois primeiros eixos de ordenação, pelo teste de permutação de Monte Carlo. O percentual de variação dos eixos das espécies, explicados pelas variáveis ambientais, foi de 6,9%. Os baixos valores dos eixos de ordenação indicam gradientes curtos, ou seja, a maioria das espécies está distribuída por toda a área, variando apenas na abundância. O primeiro eixo de ordenação correlacionou-se negativamente com a argila ($r^2 = -0,387$), sendo o segundo correlacionado com o teor de Ca ($r^2 = 0,458$) e densidade de *M. multiramea* ($r^2 = 0,130$).

Ao analisar a CCA por estrato, no entanto, não foi observado o mesmo padrão de relação entre a distribuição de espécies e variáveis ambientais (Tab. 4). A porcentagem de argila e o teor de Ca foram as variáveis associadas aos três estratos. A densidade de *M. multiramea* foi significativa para o estrato inferior e intermediário, sendo abertura do dossel exclusiva ao primeiro estrato. O estrato superior apresentou argila e teor de Ca como variáveis significativas.

Tabela 4: Coeficientes canônicos nos dois primeiros eixos de ordenação da matriz de correlações ponderadas entre as variáveis ambientais utilizadas na análise de correspondência canônica (CCA) e os estratos em uma floresta estacional no sul do Brasil.

Variável	Estrato inferior *		Estrato intermediário		Estrato superior	
	(DAP < 5)		(DAP $\geq 5 < 20$)		(DAP ≥ 20)	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Argila	-0,596	-0,167	-0,301	0,352	-0,539	0,319
Abertura dossel	0,457	-0,355	-	-	-	-
<i>M. multiramea</i>	0,233	0,073	-0,158	0,020	-	-
P	-0,219	0,426	-	-	-	-
Ca	-	-	0,030	0,398	0,220	0,474
% variação explicada	8,66%		6,00%		5,69%	

* Dados de Franco & Jarenkow (2008)

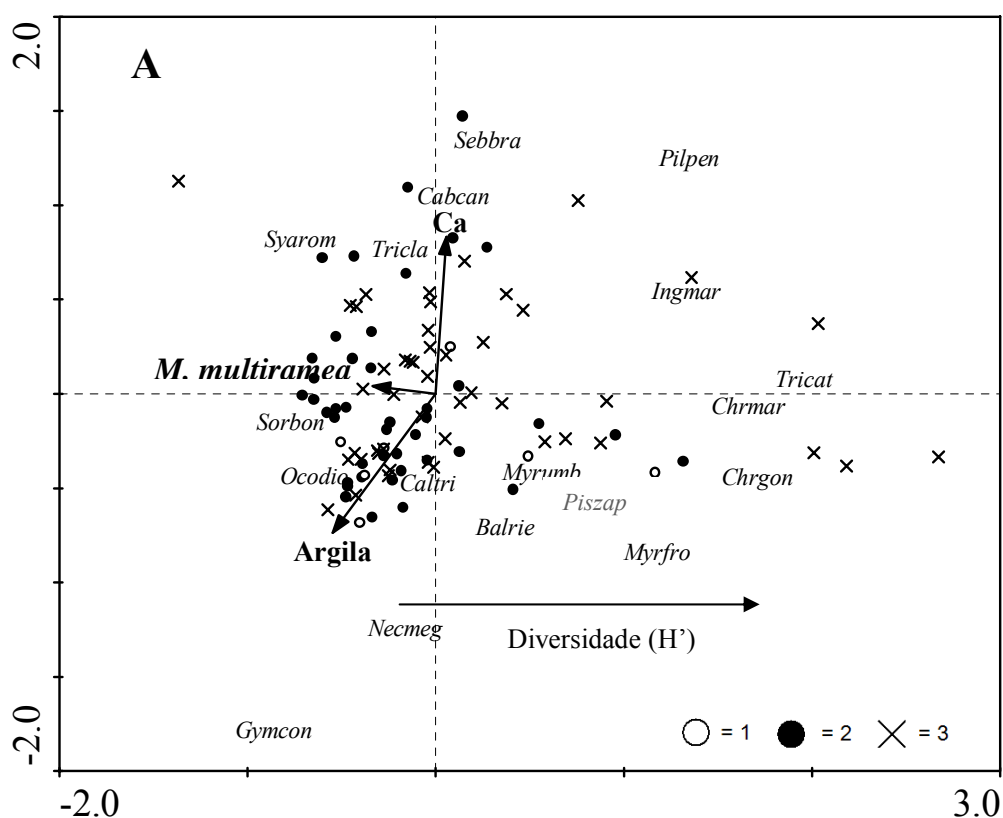
Quanto à ordenação das unidades amostrais no estrato intermediário (Fig. 2A), sugere-se um gradiente, no primeiro eixo, correspondente a densidade de *M. multiramea*, maior na direita, diminuindo para a esquerda, seguido pelo aumento na diversidade. No segundo eixo, as unidades amostrais estão associadas ao aumento do teor de Ca, para cima em direção ao aumento de argila. A abundância de taquaras está positivamente associada à presença de solos argilosos ($r^2 = 0,21$; P = 0,03).

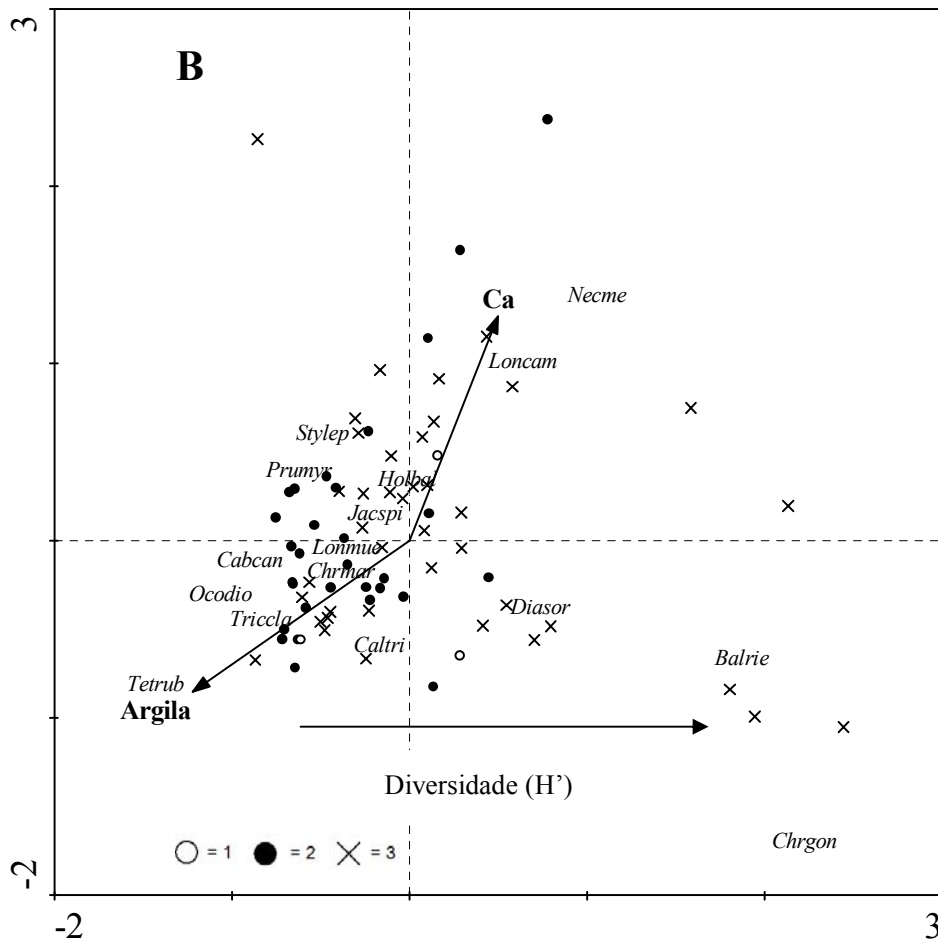
A ordenação das espécies pela CCA no estrato intermediário, mostrou que *Sorocea bonplandii*, *Ocotea diospyrifolia*, *Calyptanthus tricona*, *Nectandra megapotamica* e *Gymnanthes concolor* tenderam a ser mais abundantes nas áreas com maior densidade de *M. multiramea* e solos mais argilosos e baixo

teor de Ca. Nas com alto teor de Ca as espécies mais abundantes foram principalmente *Sebastiania brasiliensis*, *Cabranea canjerana*, *Trichilia clausenii* e *Syagrus romanzoffiana*.

Para o estrato superior, a dispersão das unidades amostrais foi menos pronunciada, com pequena tendência em acompanhar o aumento em Ca, o que foi seguido levemente pelo aumento em diversidade. Quanto à distribuição das espécies, *Nectandra megapotamica* e *Lonchocarpus campestris* apareceram mais associadas a solos com alta quantidade de Ca, ao contrário de *Tetrorchidium rubrivenium*, *Trichilia clausenii*, *Calyptanthus tricona* e *Ocotea diospyrifolia* que foram as espécies abundantes no outro extremo.

Figura 2: Diagrama de ordenação para espécies com mais de cinco indivíduos e variáveis ambientais, com associação significativa em dois estratos do componente arbóreo para unidades amostrais e variáveis ambientais, representando os dois primeiros eixos gerados por análise de correspondência canônica (CCA), em uma floresta estacional no sul do Brasil. (A) estrato intermediário (DAP ≥ 5 cm e < 20 cm) e (B) estrato superior (DAP ≥ 20 cm). Os nomes das espécies foram abreviados pelas três letras iniciais conforme Tab. 1. As unidades amostrais estão classificadas conforme o índice de diversidade de Shannon (H'): **1** = > 0 e < 1 ; **2** = ≥ 1 e $> 1,5$; **3** = $\geq 1,5$.





Chrysophyllum gonocarpum, *C. marginatum*, *Balfourodendron riedelianum*, *Ocotea diospyrifolia*, *Calyptanthus triconus* e *Cabralea canjerana* foram espécies comuns aos estratos intermediário e superior (Fig. 2). *Syagrus romanzoffiana*, *Sebastiania brasiliensis*, *Myrsine umbellata*, *Pisonia zapallo* e *Myrocarpus frondosus* somente no estrato intermediário (Fig. 2A) e *Lonchocarpus campestris*, *Diatenopterix sorbifolia*, *Jacaratia spinosa*, *Prunus myrtifolia* e *Tetrorchidium rubrivenium* predominaram no estrato superior (Fig. 2B).

Diversidade - A diversidade total do componente arbóreo, estimada pelo índice de Shannon foi de 2,904 e a equabilidade de Pielou igual a 0,683. Estes índices mostraram aumento proporcional ao diâmetro (Tab. 2). Na figura 2, pode ser observado que poucas unidades amostrais dos estratos intermediário e superior apresentaram diversidade (H') menor do que 1 (10%), sendo 47% com índice de diversidade entre 1 e 1,5 e 43% com valor maior que 1,5. O contrário foi observado para o estrato inferior, onde 53% das unidades amostrais apresentaram índice de diversidade menor que 1, 23 entre 1 e 1,5 e 25% maior que 1,5.

As correlações entre as variáveis ambientais mantidas na CCA e a diversidade nos três estratos (Tab. 5) mostrou que a densidade de *M. multiramea* foi a variável de maior correlação no estrato inferior, seguido da abertura do dossel (significativa somente neste estrato), ambas apresentando correlação negativa, e argila e teor de P como as variáveis que correlacionaram positivamente com a diversidade. No estrato intermediário, foi observada uma inversão, sendo a porcentagem de argila a variável de maior correlação, seguido da densidade de *M. multiramea*. O teor de Ca também apresentou correlação

significativa e positiva neste estrato. No estrato superior nenhum dos fatores correlacionou-se significativamente com a diversidade.

Tabela 5: Correlações de Spearman entre as variáveis mantidas na CCA e diversidade nos estratos em uma floresta estacional no sul do Brasil. * $P \leq 0,1$; ** $P \leq 0,05$; *** $P \leq 0,01$.

Variável	Estrato inferior *	Estrato intermediário	Estrato superior
	(DAP < 5)	(DAP \geq 5 < 20)	(DAP \geq 20)
	H'	H'	H'
<i>M. multiramea</i>	-0,517 ***	-0,242 **	-
Argila	0,353 ***	0,384***	0,01 ns
Abertura dossel	-0,352 ***	-	-
P	0,192 *	-	-
Ca	-	0,201**	0,06 ns

* Dados de Franco & Jarenkow (2008)

Discussão

Estrutura do componente arbóreo - Diferenças na composição florística entre diferentes locais podem ser explicados por fatores fitogeográficos e ecológicos (Eriksson 1993). A existência de um gradiente florístico relacionado a continentalidade, no extremo leste da América do Sul (4° a 32° S e 35° a 60° W, aproximadamente) entre as florestas perenifólias, semidecíduas e decíduas, caracterizado pela diminuição da umidade do solo no sentido leste-oeste, tem sido apontado como importante fator à substituição de espécies em grande escala (Oliveira-Filho *et al.* 2006).

No Rio Grande do Sul, as florestas estacionais ocupam, além do norte e noroeste, a região central (encostas meridionais da Serra Geral e Depressão Central) e, no leste do estado, as encostas orientais da Serra do Sudeste (Veloso & Góes Filho 1982). Dentre estas áreas, a região de floresta no Alto Uruguai tem sido considerada como a de maior riqueza arbórea, apresentado em torno de 60 a 83 espécies (Rambo 1956, Vasconcelos *et al.* 1992, Vaccaro & Longhi 1995, Giehl & Jarenkow 2008). Nestes estudos, a família com maior número de espécies foi Fabaceae, o que é reportado como um importante padrão fitogeográfico para florestas estacionais (Gentry 1995, Silva *et al.* 2003, Machado *et al.* 2004, Oliveira-Filho *et al.* 2006). As florestas estacionais da Depressão Central, além da menor riqueza, entre 44 a 57 espécies, apresentaram metade do número de espécies de Fabaceae do que o encontrado neste estudo, como por exemplo: Bencke & Soares (1998), Jarenkow & Waechter (2001), Budke *et al.* (2004), Hack *et al.* (2005), Lindenmaier & Budke (2006). Para a Serra do Sudeste, no município de Camaquã, Jurinitz & Jarenkow (2003) encontraram praticamente o mesmo número de espécies do presente estudo (69), embora com composição diferente. A total ausência de Fabaceae e o baixo número de espécies mesófilas

(estacionais) em detrimento do aumento de espécies higrófilas são atribuídos, por estes autores, à proximidade com a porção de Floresta Ombrófila Densa no leste do estado.

A floresta do Alto Uruguai localiza-se em posição intermediária no gradiente de continentalidade leste-oeste no sul da América (Oliveira-Filho *et al.* 2006) e não apresenta as condições severas de déficit hídrico e baixa fertilidade encontrada nos solos de outras áreas (Sarmiento 1972). Ao contrário, algumas variáveis climáticas e geográficas assemelham-se às florestas mais úmidas, como a Ombrófila Densa e Mista, permitindo até a ocorrência de espécies comuns entre florestas estacionais e ombrófilas, como *Banara tomentosa*, *Jacaranda micrantha* e *Rollinia salicifolia* (Almeida & Machado 2006). No entanto, possui a maior riqueza de Fabaceae entre as florestas estacionais no estado, sendo estas espécies em sua maioria decíduas em épocas desfavoráveis, que no caso estaria relacionada à estação fria (Rambo 1961). Uma explicação para isto, poderia ser o fato de que geograficamente é o ponto mais próximo das áreas de florestas estacionais da bacia do rio Paraná, corroborando com a proposição de Rambo (1961) de ser esta a rota de entrada de espécies estacionais no Rio Grande do Sul.

A área em estudo apresentou baixa densidade comparada a outros estudos em florestas estacionais (Durigan *et al.* 2000, Jurinitz & Jarenkow 2003, Budke *et al.* 2004, Silva *et al.* 2004, Machado *et al.* 2004), mesmo entre os levantamentos realizados na mesma região (Vasconcelos *et al.* 1992, Vaccaro & Longhi 1995, Giehl & Jarenkow 2008), o que pode estar relacionado a dominância de *M. multiramea*. Franco & Jarenkow (2008) constataram que nesta área, a alta densidade de *M. multiramea* impõe limitação no crescimento das espécies arbóreas em estágio juvenil. Oliveira-Filho *et al.* (1994) também observaram diminuição na densidade arbórea em uma floresta semidecídua em Minas Gerais dominada por *M. neesii* Rupr., devido à redução no crescimento de árvores do sub-bosque. Bambus arbustivos ou arbóreos suprimiram a regeneração de árvores no Japão e China (Nakashizuka 1988, Makita 1992, Makita *et al.* 1993, Yamamoto *et al.* 1995, Taylor *et al.* 1991, Taylor & Qin 1992), no sudoeste da Ásia e Panamá (Wong 1991) e no Chile (Veblen 1982). Segundo Silveira (1999), a menor densidade em florestas com bambus também pode estar associada à mortalidade das árvores, que tende a ser mais intensa em relação aquelas sem bambu. Isto ocorre devido ao crescimento semi-escandente dos colmos, que devido ao peso, promove danos mecânicos sobre a copa das árvores do subosque e dossel, quebrando ou até mesmo matando-as, principalmente quando há chuvas e ventos fortes (Silveira 2000). Na área em estudo não foram constatadas muitas árvores mortas.

As áreas dominadas por bambus têm sido reconhecidas por apresentarem menor biomassa total (Oliveira-Filho 1994, Torezan & Silveira 2000, Griscom & Ashton 2003). Torezan & Silveira (2000) desenvolveram uma equação para o cálculo da biomassa viva acima do solo (BVAS) de *Guadua weberbaueri* Pilger. Combinando-a com uma equação geral para espécies arbóreas, mostraram que em uma parcela de floresta com bambu de 3.000 m², considerando caules com DAP \geq 2,5 cm, *G. weberbaueri* alcançou a sétima posição na ordenação das espécies pela biomassa e representou apenas 4,2% da BVAS. Os autores concluíram que embora apresente pequena participação na biomassa total, os

bambus têm um papel importante na partição de recursos, pois ao dominar o sub-bosque, reduzem a biomassa total entre 30-50%.

Em relação a outras florestas estacionais no sul e sudeste do Brasil, o valor encontrado para a área basal total foi semelhante ou até maior do que em áreas com densidades duas ou três vezes mais elevadas do que deste estudo, o que foi atribuído essencialmente aos indivíduos de grande porte ($DAP \geq 20$ cm). Neste caso, o tempo de ocupação da área pela taquara pode não ter sido suficiente para promover decréscimo na área basal total, seja pelo recrutamento total dos indivíduos de outras espécies ou pela morte das árvores grandes. Mesmo considerando que a ocupação das taquaras na área tenha se dado logo após o seu último evento de mortalidade, o que daria em torno de 30 anos atrás, já que o florescimento das taquaras estava ocorrendo no ano em que foi realizado este estudo, as árvores do dossel provavelmente são mais antigas do que a ocorrência deste evento. Considerando que a magnitude do efeito de um organismo sobre outro depende do tamanho do indivíduo (Tewksbury & Lloyd 2001) e do tempo de duração de uma condição (Jones *et al.* 1997), é possível supor que o sistema rizomático da taquara funcione como uma barreira física ao crescimento dos indivíduos menores, conforme Franco & Jarenkow (2008) inferiram para a mesma área do presente estudo. As árvores que já estavam em estágio mais avançado de desenvolvimento, quando da expansão das touceiras na área, provavelmente não foram afetadas pela invasão de taquaras.

Quanto às outras áreas, fatores diferenciados podem ter contribuído para a maior área basal. A ação antrópica, por exemplo, através da exploração madeireira, é ausente na área do presente estudo, mas apontada como de forte ocorrência nos fragmentos estudados por Machado *et al.* (2004), em floresta estacional em Minas Gerais, onde os autores encontraram densidades entre 1.115 e 2.383 $m^2 \cdot ha^{-1}$ e área basal máxima de 34 $m^2 \cdot ha^{-1}$. O solo com afloramentos rochosos, foi um dos fatores que atribuídos por Jurinitz & Jarenkow (2003) como limitante ao desenvolvimento dos indivíduos de grande porte, onde a densidade foi de 2.236 $ind \cdot ha^{-1}$ e área basal de 37,56 $m^2 \cdot ha^{-1}$. Giehl & Jarenkow (2008), em floresta ribeirinha também no Parque do Turvo, encontraram menor área basal (26,32 m^2) e maior densidade (1.617 $ind \cdot ha^{-1}$), sendo esta o dobro do que o presente estudo, devido ao impacto de inundações periódicas em parte da área, que determina o desenvolvimento de muitos indivíduos de pequeno porte.

Variáveis ambientais e os estratos da floresta – Os diferentes estratos do componente arbóreo não correlacionaram a distribuição de espécies e indivíduos às mesmas variáveis ambientais. A granulometria do solo foi a variável de maior correlação entre todos os estratos, ordenando as unidades amostrais, abundância de espécies e diversidade conforme o aumento no percentual de argila, sendo que nos sítios mais argilosos a densidade de *M. multiramea* foi maior. Vidalenc (2000) encontrou que *Guadua weberbaueri* na região Amazônica, mostrou maior tolerância aos solos do tipo Cambissolo, que são mais férteis no local e pouco permeáveis, compostos por argilas contráteis que se expandem durante o período chuvoso e se contraem durante períodos mais secos do ano, formando fissuras e tornando-se quebradiços.

O autor também observou que nas áreas com solos mais arenosos ou micro-agregados, drenado e mais lixiviado, houve uma borda de exclusão total da taquara. No entanto, no Parque do Turvo, questões referentes à ocupação de taquara e fatores edáficos deveriam ser investigadas, principalmente se haveria ou não preferências nutricionais, físicas ou hídricas à expansão das touceiras, bem como modificações na condição edáfica posterior à ocupação por taquaras.

Para o estrato inferior, a abertura do dossel foi uma variável significativa na ordenação das espécies (Franco & Jarenkow 2008), o que não foi observado para os demais estratos. Do mesmo modo, a densidade de *M. multiramea* foi mais relacionada à distribuição das plantas do componente arbustivo do que dos demais estratos, o que reforça o tempo de ocupação da taquara na área como fator determinante.

Diversidade, variáveis ambientais e os estratos da floresta - Em florestas caracterizadas pela monodominância, as baixas diversidades, em torno de 2,3-2,5, podem ser atribuídas à alta plasticidade fenotípica das espécies que as compõem, por ocuparem uma grande amplitude de ambientes (Connel & Lowman 1989). As plântulas e jovens de espécies monodominantes apresentam características que as capacitam a tolerar o ambiente estressante criado pelos adultos, aparecendo em todas as classes de tamanho, o que torna a dominância persistente por várias gerações (Connel & Lowman 1989, Torti *et al.* 2001). No caso de algumas Bambusoideae semelhantes à espécie em estudo, a dominância persiste por uma geração, porém o padrão de ramificação horizontal do seu sistema radicular, de alta plasticidade fisiológica e a rápida expansão das touceiras e crescimento dos colmos, são características que alteram negativamente a diversidade e estrutura em uma escala local em um ciclo de 30 anos (Silveira 1999, Griscom & Ashton 2003).

O principal distúrbio à manutenção da diversidade na área em estudo, provavelmente seja a formação de clareiras. No entanto, este tipo de perturbação freqüente é justamente o fator que favorece a expansão de *M. multiramea*, promovendo interferências negativas ao colonizar uma área, direcionadas à limitação da regeneração de outras espécies, conforme já foi discutido. Sendo assim, apesar da alta riqueza, a diversidade encontrada foi baixa, sendo o índice H' um dos menores registrados entre os estudos em florestas estacionais no sul e sudeste do Brasil. Isto foi devido à concentração relativamente alta de indivíduos em um pequeno número de espécies, principalmente para o estrato inferior (Franco & Jarenkow 2008) e intermediário, resultando em baixa equabilidade.

Entre os indivíduos arbustivos e regenerantes do componente arbóreo, variáveis de solo e abertura do dossel não contribuíram tanto à baixa diversidade quanto a densidade de *M. multiramea* (Franco & Jarenkow 2008). Estes autores sugeriram que poucas espécies seriam competidoras potenciais para ocupar e crescer em sítios com média a alta densidade de *M. multiramea*, sendo elas *Sorocea bonplandii*, *Piper aduncum* e *Gymnanthes concolor*. No entanto, conforme aumenta o diâmetro dos indivíduos arbóreos na área em estudo, a densidade de colmos vai perdendo a importância na determinação da diversidade, sendo

que para os estratos intermediário e superior, a granulometria do solo, representada pela porcentagem de argila, é a variável de maior correlação.

Para o estrato superior, que apresentou maior diversidade devido a grande proporção de espécies com um único indivíduo (alta equabilidade), nenhum dos fatores correlacionou-se significativamente. Isto pode ser atribuído ao fato da escala utilizada neste estudo não ter sido suficiente para as árvores de grande porte, que devido à baixa densidade encontrada não foi possível obter um padrão, principalmente em relação às variáveis edáficas. Quanto à densidade da taquara, novamente há um reforço à hipótese do tempo de ocupação e expansão dessa espécie ser posterior ao estabelecimento destas árvores.

A partir dos resultados do presente estudo concluiu-se que embora apresentando alta riqueza, a diversidade foi baixa, devido à dominância de poucas espécies, como *M. multiramea*. Variáveis relacionadas ao solo, como teores de argila e Ca, mostraram estar mais relacionadas à abundância e diversidade de espécies conforme o aumento no porte dos indivíduos. *M. multiramea* mostrou interferir mais na diversidade de arbustos e arvoretas (Franco & Jarenkow 2008) do que nas de árvores de maior porte, o que sugere ser o efeito da taquara, um fator com intensidade e distribuição variável no espaço ao longo do tempo.

Cabe ressaltar que informações a respeito dos processos reguladores locais da sucessão são primordiais para o planejamento de estratégias de restauração e conservação de áreas (Young *et al.* 2005), já que ações de restauração sem o conhecimento prévio da ecologia de comunidades, podem diminuir e até anular o sucesso destas iniciativas, desperdiçando tempo e recursos.

Novos estudos devem abordar outros fatores ecológicos associados aos processos dinâmicos determinantes da estrutura da comunidade não foram explorados, como estratégias de dispersão, distribuição espacial, abertura do dossel e deciduidade, sendo estes dois últimos relativos à caracterização de floresta estacional.

Agradecimentos

À Fundação O Boticário de Proteção À Natureza pelo financiamento; à CAPES pela bolsa concedida a primeira autora, à SEMA-RS pelas instalações cedidas; aos guardas-parque do Parque Estadual do Turvo pela atenção e auxílios e ao Biól. Ms. Eduardo L.H. Giehl pelas contribuições e revisão do manuscrito.

Referências bibliográficas

- Almeida H.S. & Machado, E.L.M. 2006. Relações Florísticas entre Remanescentes de Floresta Estacional Decídua no Brasil. In: **Anais do 57º Congresso Nacional de Botânica**, Gramado, RS.
- APG II 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society** **141**: 399-436.

- Augsburger, C.K. 1983. Seed dispersal of the tropical tree, *Platypodium elegans*, and the escape of its seedlings from fungal pathogens. **Journal of Ecology** **71**: 759–771.
- Bencke, C.S.C & Soares, J. 1998. Estudo fitossociológico da vegetação arbórea de uma Floresta Estacional em Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. **Caderno de Pesquisas, Série Botânica** **10**: 27-36.
- Brack, P.; Bueno, R.M.; Falkenberg, D.B.; Paiva, M.R.C.; Sobral, M. & Stehmann, J.R. 1985. Levantamento florístico do Parque Estadual do Turvo, Tenente Portela, Rio Grande do Sul, Brasil. **Roessléria** **7**(1): 69-94.
- Budke, J.C; Giehl, E.L.H; Athayde, E.A.; Eisenger, S.M. & Záchia, R.A. 2004. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **18**(3): 581-589.
- Causton, D.R. 1988. **An introduction to vegetation analysis, principles and interpretation**. London: Unwin Hyman. 342 p.
- Condit, R.S.; Hubbell S.P. & Foster, R.B. 1996. Changes in tree species abundance in a Neotropical forest: impact of climate change. **Journal of Tropical Ecology** **12**: 231–256.
- Condit, R.S. 1996. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots. **Journal of Ecology** **84**: 549-562.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science** **199**: 1302–1310.
- Connell, J.H. & Lowman, M.D. 1989. Low-diversity Tropical Rain Forests: some possible mechanisms for their existence. **The American Naturalist** **134**(1): 88-119.
- Dias, L.L.; Vasconcelos, J.M.O.; Silva, C.P.; Sobral, M. & Benedeti, M.H.B. 1992. Levantamento florístico de uma área de mata subtropical no Parque Estadual do Turvo, Tenente Portela, RS. **Revista do Instituto Florestal** **4**: 339-346.
- Durigan, G.; Franco, G.A.D.C.; Saito, M. & Baitello, J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica** **23**(4): 371-383.
- Eriksson, O. 1993. The species-pool hypothesis and plant community diversity. **Oikos** **68**: 371-374.
- Franco, A.M.S & Jarenkow, J.A. 2008. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo juvenil e efeito da densidade de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae, Bambusoideae) em uma floresta estacional no sul do Brasil. Artigo 1 desta Tese.
- Gentry, A.H. 1988. Tree species richness of upper Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of America** **85**: 156-159.
- Giehl, E.L.H. & Jarenkow, J. A. 2008. Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em uma floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **22**: no prelo.
- Griscom, B.W & Ashton P.M.S. 2003. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in southeastern Peru. **Forest Ecology and Management** **175**: 445-454.

- Hack, C.; Longhi, S.J.; Boligon, A.A.; Murari, A.B. & Pauleski, D.T. Análise fitossociológica de um fragmento de Floresta estacional Decidual no município de Jaguari, RS. 2005. **Ciência Rural** **35**(5): 1083-1091.
- Hart, T.B.; Hart, J.A. & Murphy, P.G. 1989. Monodominant and species-rich forests of the humid tropics: causes for their co-occurrence. **The American Naturalist** **133**: 613-633.
- Hubbell, S.P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. **Science** **203**: 1299–1309.
- Hubbell, S.P. 2001. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University Press, Princeton New Jersey.
- Hupy, J.P.; Aldrich, S.P.; Schaetzl, R.J.; Varnakovida, P.; Arima, E.Y.; Bookout, J.R.; Wiangwang, N.; Campos, A.L. & McKnight, K.P. 2005. Mapping soils, vegetation, and landforms: an integrative physical geography experience. **Professional Geographer** **57**(3): 438-451.
- INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). 1992. **Normais climáticas** (1961-1990). Brasília: Ministério da Agricultura e do Abastecimento.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist** **104**: 501–528.
- Jarenkow, J.A. & Waechter, J.L. 2001. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **24**: 263-272.
- Jones, C.G.; Lawton, J.H; Shachack, M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology** **78**(7): 1946-1957.
- 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**: 475-487.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation description and analysis: a practical approach**. London, Belhaven.
- Klein, R.M. 1972. Árvores nativas da Floresta Subtropical do Alto Uruguai. **Sellowia** **24**: 9-62.
- Leigh Jr., E.G; Davidar, P.; Puyravaud, J.; Terborgh, J.; ter Steege, H. & Wright, S.J. 2004. Why do some tropical forests have so many species of trees? **Biotropica** **36**(4): 447–473.
- Lindenmaier, D.S. & Budke, J.C. 2006. Florística, diversidade e distribuição especial das espécies arbóreas em uma floresta estacional na bacia do Rio Jacuí, sul do Brasil. **Pesquisas, Botânica** **57**: 193-216.
- Machado, E.L.M; Oliveira-Filho, A.T.; Carvalho, W.A.C; Souza, J.S.; Borém, R.A.T. & Botezelli, L. 2004. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore** **28**(4): 499-516.
- Makita, A. 1992. Survivorship of a monocarpic bamboo grass, *Sasa kurilensis*, during early regeneration process after mass flowering. **Ecological Research** **7**: 245-254.

- Makita, A., Konno, Y., Fujita, N., Takada, K. & Hamabata, E. 1993. Recovery of a *Sasa tsuboiana* population after mass flowering and death. **Ecological Research** **8**: 215-224.
- Manly, F. J. 1991. **Randomization and Monte Carlo methods in biology**. Chapman and Hall.
- Marimon, B.S.; Felfili, J.M. & Haridasan, M. 2001. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. **Edinb. J. Bot.** **58**(1): 123–137.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Willey.
- Nakashizuka, T. 1988. Regeneration of beech (*Fagus crenata*) after the simultaneous death of undergrowing dwarf bamboo (*Sasa kurilensis*). **Ecological Research** **3**: 21-35.
- Nelson, B.W. 1994. Natural forest disturbance and change in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing Rev.** **10**: 105-125.
- Oliveira-Filho, A.T.; Vilela, E.A.; Gavilanes, M.L. & Carvalho, D.A. 1994. Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio** **113**: 99-124.
- Oliveira-Filho, A.T.; Jarenkow, J.A. & Rodal, M.J.N. 2006. Floristic relationships of Seasonally Dry Forest of eastern South American based on tree species distribuion patterns. In: Pennington, R.T.; Lewis, G.P. & Ratter, J.A. **Plant diversity, biogeography and conservation**. Boca Raton: CRC Press, pp. 151-184.
- Oliveira-Filho, A.T. 2007. Classificação das fitofisionomias da América do Sul extra-Andina: proposta de um novo sistema prático e flexível ou injeção a mais de caos? Lavras, Universidade Federal de Lavras. (Publicação Avulsa). www.Treeatlan.dcf.ufla.br/classificacao.htm
- Rambo, B. 1956. Der Regenwald am oberen Uruguay. **Sellowia** **7**: 183-23.
- Rambo, B. 1961. Migration routes of the south brazilian rain forest. **Pesquisas, Série Botânica** **12**: 1-54.
- Richards, P.W. 1996. **The tropical rain forest: an ecological study**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ruschel, A.R.; Nodari, R.O. & Moerschbacher, B.M. 2007. Woody plant species richness in the Turvo State Park, a large remnant of Deciduous Atlantic forest, Brazil. **Biodiversity and Conservation** **16**: 1699-1714.
- Sarmiento, G. 1972. Ecological and floristic convergences between seasonal plant formations of Tropical and Subtropical South America. **Journal of Ecology** **60**: 367-470.
- SEMA - Secretaria do Meio Ambiente. 2005. Plano de manejo do Parque Estadual do Turvo. Porto Alegre, Divisão de Unidades de Conservação do Estado do Rio Grande do Sul.
- Shepherd, G.J. 2006. **FitopacShell 1.6**: manual do usuário. Campinas, Unicamp.
- Silva, N.R.S.; Martins, S.V.; Meira Neto, J.A.A.; Souza, A.L. 2004. Composição florística e estrutura de uma Floresta Estacional Semidecidual Montana em Viçosa, MG. **Revista Árvore** **28**(3): 397-405.

- Silveira, M. 1999. Ecological aspects of bamboo-dominated forest in southwestern Amazon: an ethnoscience perspective. **Ecotropica** **5**: 213-216.
- 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**. São Carlos, RiMA/Novo Ambiente.
- Taylor, A.H., Reid, D.G., Zisheng, Q. & Jinchu, H. 1991. Spatial patterns and environmental associates of bamboo (*Bashania fangiana* Yi) after mass-flowering in southwestern China. **Bulletin of the Torrey Botanical Club** **118**: 247-254.
- Taylor, A.H. & Qin, Z. 1992. Tree regeneration after bamboo dieback in Chinese *Abies betula* forests. **Journal of Vegetation Science** **3**: 253-260.
- Tomé Jr., J.B. 1997. **Manual para interpretação de análise de solo**. Guaíba, Agropecuária.
- Torti, S.D.; Coley, P.D. & Kursar, T.A. 2001. Causes and consequences of monodominance in tropical lowland forests. **The American Naturalist** **57**: 141-153.
- Tedesco, M.J.; Gianello, C.; Bissani, C.A.; Bohnem, H. & Volkweiss, S.J. 1997. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, UFRGS.
- ter Braak, C.J.F. 1988. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio** **69**(3): 69-77.
- Terborgh, J.; Foster, R. B.; & Nuñez V. 1996. Tropical tree communities: a test of the nonequilibrium hypothesis. **Ecology** **77**: 561-567.
- Tewksbury, J.J. & Lloyd, J.D. 2001. Positive interactions under nurse-plants: spatial scale, stress gradients and benefactor size. **Oecologia** **127**: 425-434.
- Torezan, J.M.D & Silveira, M. 2000. The biomass of bamboo (*Guadua weberbaueri* Pilger) in open forest of the southwestern Amazon. **Ecotropica** **6**: 71-76.
- Vaccaro, S. & Longhi, S.J. 1995. Análise fitossociológica de algumas áreas remanescentes da Floresta do Alto Uruguai entre os rios Ijuí e Turvo, no Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal** **5**(1): 33-53.
- Vasconcelos, J.M.O.; Dias, L.L.; Silva, C.P. & Sobral, M. 1992. Fitossociologia de uma área de Mata Subtropical no Parque Estadual do Turvo-RS. **Revista do Instituto Florestal** **4**: 252-259.
- Veloso, H.P. & Góes-Filho, L. 1982. Fitogeografia brasileira- classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical. **Boletim Técnico Projeto RADAMBRASIL**. Ser. Vegetação, Salvador, 1: 1-80.
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Brasília.
- Villela, D.M. & Proctor, J. 2002. Leaf litter decomposition and monodominance in the *Peltogyne* forest of Maracá Island. **Biotropica** **34**(3): 334-347.
- Wright, S.J. 2002. Plant diversity in tropical forests: A review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia** **130**: 1-14.

- Veblen, T.T. 1982. Growth pattern of *Chusquea* bamboos in the understory of Chilean *Notophagus* forests and their influences in forest dynamics. **Bulletin of the Torrey Botanical Club** 109: 474-487.
- Vidalenc, D. 2000. **Distribuição das florestas dominadas pelo bambu *Guadua weberbaueri* Pilger em escala de paisagem no sudoeste da Amazônia e fatores edáficos que afetam sua densidade.** Dissertação de Mestrado, Universidade do Amazonas/Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 102p.
- Zar, J. H. 1996. **Biostatistical analysis.** New Jersey: Prentice-Hall.
- Wong, K.M. 1991. The growth architecture and ecology of some tropical bamboos. **Journal of the American Bamboo Society** 8:43-58.
- Yamamoto, S.; Nishimura, N. & Matsui, K. 1995. Natural disturbance and tree species coexistence in an old-growth beech-dwarf bamboo forest, southwestern Japan. **Journal of Vegetation Science** 6: 875-886.
- Young, T.P., Petersen, D.A. & Clary, J.J. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters** 8: 662-673.

Artigo 3

Estratégias de dispersão, distribuição vertical e deciduidade em uma floresta estacional na região do Alto Uruguai, norte do Rio Grande do Sul

Estratégias de dispersão, distribuição vertical e deciduidade em uma floresta estacional na região do Alto Uruguai, norte do Rio Grande do Sul

Ana Maria Soares Franco

João André Jarenkow

RESUMO – (Estratégias de dispersão, distribuição vertical e deciduidade em uma floresta estacional na região do Alto Uruguai, norte do Rio Grande do Sul). O Parque Estadual do Turvo, município de Derrubadas, Rio Grande do Sul, é formado por um dos maiores fragmentos de floresta estacional no sul do Brasil. A classificação como semidecidual ou decidual da floresta tem sido contestada. O objetivo deste estudo foi investigar aspectos ecológicos relativos a deciduidade específica, distribuição espacial, estratégias de dispersão e abertura do dossel do componente arbóreo, a partir de dados amostrados em uma parcela permanente locada na área. As espécies foram classificadas em categorias ecológicas quanto à fenologia foliar (decíduas, semidecíduas ou perenes) e estratégias de dispersão (anemocóricas, zoocóricas ou autocóricas). A distribuição espacial foi analisada por meio do índice de agregação I_a quanto às categorias ecológicas, para as espécies com mais de cinco indivíduos.ha⁻¹. Três medições de abertura do dossel foram feitas em um ano (primavera, verão, inverno), a partir de fotografias hemisféricas, tomadas no centro de cada unidade amostral a 1,5 m do solo. Para os 2.272 indivíduos de espécies arbóreas, distribuídos em 80 espécies, 65 gêneros e 35 famílias, 89,8% foram classificados como perenes e 7,2% decíduos. A zoocoria foi a estratégia de dispersão dominante, representando 66% do total de indivíduos. A anemocoria representou 6% dos indivíduos. Foi constatada uma associação positiva quanto à distribuição espacial entre espécies decíduas e anemocóricas e entre perenes e zoocóricas. Os valores encontrados para o intervalo de abertura do dossel (5% a 27%) estão mais próximos aos de florestas semidecíduas, corroborando os sistemas de classificação que lhe atribuem essa condição.

Palavras-chave: abertura do dossel, distribuição espacial, fenologia

ABSTRACT – (Dispersal strategies, vertical distribution and deciduousness in a seasonal forest in the Alto Uruguai region, northern Rio Grande do Sul State, Brazil). The Turvo State Park, Derrubadas municipality, Rio Grande do Sul, is considered to be one of the largest fragments of seasonal forest in southern Brazil. The classification of the forest as deciduous or semi-deciduous has been debated. The aim of this study is to investigate the ecological aspects related to the specific deciduousness, spatial distribution, dispersal strategies and the canopy opening of the tree component based on the data sampled in a permanent plot located in the area. The species were classified in ecological categories of foliar phenology (deciduous, semi-deciduous and evergreen) and of dispersion strategy (anemocory, zoocory and autocory). The spatial distribution was analyzed with the aggregation index I_a in respect to the ecological categories for species represented by more than five individuals.ha⁻¹.

Three canopy opening measurements were through one year (spring, summer and winter) from hemispherical photographs taken at the center of each sample unit at 1.5 m from the ground. We surveyed 2,272 individuals distributed in 80 tree species, 65 genera and 35 families from which, 89.8% were classified as evergreens trees and 7.2 % as deciduous trees. Zoocory was the dominant dispersion strategy, represented by 66% of the individuals, whereas anemochorys represented only 6% of the individuals. There was a positive association between spatial distribution of deciduous and anemochorous species and between that of evergreen and zoochorous species. The values found for the canopy opening (5% to 27%) clearly reflect the semi-deciduous condition, which disagree several works that have.

Key words: phenology, canopy opening, spatial distribution

Introdução

A maior parte das formações florestais no Rio Grande do Sul situa-se na metade norte, com limite aproximadamente coincidente com o paralelo 30°S (Rambo 1956). Com base em critérios climáticos, estruturais e florísticos, o sistema de classificação da vegetação brasileira reconhece para este estado a ocorrência de Florestas Ombrófilas e Estacionais (Velooso & Góes Filho 1982; Teixeira *et al.* 1986; Leite 2002). As Florestas Ombrófilas ocupam a encosta leste, na extremidade sul da Mata Atlântica *s.s.* estendendo pelo Planalto Sul-Brasileiro, diferenciando-se em Floresta Ombrófila Densa e em Mista. As Florestas Estacionais por essa classificação, também apresentam duas distintas fisionomias, a Floresta Estacional Decidual e a Semidecidual, com a primeira distribuindo-se no norte e nordeste (região do Alto Uruguai) e região central (encostas meridionais da Serra Geral e Depressão Central, exceto bacia dos Sinos). A Floresta Semidecidual distribui-se pela metade sul do Rio Grande do Sul, nas encostas orientais da Serra do Sudeste, além da área da bacia do rio dos Sinos (Velooso & Góes Filho 1982; Teixeira *et al.* 1986; Leite 2002).

Alguns estudos têm apontado diferenças florístico-fisionômicas entre os tipos florestais ocorrentes no Rio Grande do Sul, principalmente entre o leste e oeste (Jarenkow & Waechter 2001; Jurinitz & Jarenkow 2003; Budke *et al.* 2004), confirmando de certa forma a proposição de Rambo (1961), que definiu duas rotas de migração de espécies tropicais no sul do Brasil, sendo uma procedente do oeste, ao longo das bacias do Paraná-Uruguai e outra do leste, na estreita faixa entre o oceano e as encostas da Serra Geral (corredor Atlântico). No entanto, o reconhecimento de florestas estacionais semidecíduas e decíduas, com base no percentual de perda foliar de árvores do dossel no período desfavorável tem sido discutida (Marchiori 2002). A deciduidade superior a 50% nas florestas consideradas decíduas, na prática não tem sido observada, exigindo estudos fenológicos que quantifiquem tais índices no sul do Brasil. Oliveira-Filho *et al.* (2006) classificaram a floresta do Alto Uruguai como Subtropical Decídua, embora ressaltem que a mesma não apresenta condições tão severas de déficit hídrico, quanto as áreas decíduas do norte da Argentina ou do nordeste brasileiro. A deciduidade foliar seria consequência das baixas temperaturas no inverno e não de período com baixa precipitação (Velooso *et al.* 1991). No sistema de

classificação proposto por Oliveira-Filho (2007), as florestas da região noroeste/norte do Rio Grande do Sul são reconhecidas como semidecíduas (Floresta Latifoliada Estacional Semidecídua Subtropical Submontana Interfluvial).

A importância da caracterização de uma floresta como decídua, semidecídua ou perene pode ir além da sua classificação, pois a deciduidade de certas espécies, principalmente do dossel e sub-dossel, é capaz de influenciar a transmitância de luz entre e dentro dos diferentes estratos da vegetação, afetando o crescimento e desenvolvimento dos indivíduos no sub-bosque (Kabakoff & Chazdon 1996; Gandolfi *et al.* 2007). Além disso, tem sido observada uma associação positiva entre o grau de deciduidade, o hábito e as estratégias de dispersão, sendo que em geral árvores decíduas tendem a compor o dossel e são anemocóricas, enquanto árvores perenes dominam o sub-bosque e são zoocóricas (Morellato & Leitão-Filho 1992; Batalha & Mantovani 2000; Paise & Vieira 2005). O valor ecológico destas associações pode estar relacionado à ausência de ventos no interior de florestas, dificultando a anemocoria (Oliver 1971), assim como a altura de liberação dos diásporos, a qual assinala a baixa ocorrência de epizoocoria (através de ganchos ou estruturas adesivas) em plantas com mais de 2 m de altura, para as quais existiriam poucos dispersores viáveis (Hughes *et al.* 1994).

O Parque Estadual do Turvo, com 17.491 ha, localizado no norte do Rio Grande do Sul na região conhecida como Alto Uruguai (Leite 2002), é considerado um dos maiores fragmentos de floresta estacional no sul do Brasil. Alguns estudos quantitativos foram realizados na área (Vasconcelos *et al.* 1992; Ruschel *et al.* 2007; Giehl & Jarenkow 2008; Franco & Jarenkow 2008a, b), mas com informações ainda limitadas para a compreensão de sua estrutura e condicionantes relacionados à distribuição de espécies ao nível local e regional.

Nos trabalhos de Franco & Jarenkow (2008a, b), em uma parcela permanente de 1 ha, foram avaliados aspectos estruturais dos componentes arbustivo (altura > 1 m até DAP < 5 cm) e arbóreo (DAP ≥ 5 cm), verificando as relações entre a estrutura da vegetação, variáveis edáficas e a presença de *Merostachys multiramea*. Esta espécie é uma taquara de hábito arborescente, com desenvolvimento clonal, que assim como outras Bambusoideae, é considerada como um fator de interferência negativa no crescimento de espécies do sub-bosque (Silveira 1999; Torezan & Silveira 2000). Os autores observaram que *M. multiramea* interfere mais sobre a diversidade de arbustos e arvoretas, sugerindo que a presença da taquara se constitua num fator com intensidade e distribuição variável no espaço, ao longo do tempo. Algumas variáveis relacionadas ao solo, como teores de argila e Ca, mostraram relacionar-se à abundância e diversidade de indivíduos. No entanto, outros fatores ecológicos associados aos processos dinâmicos determinantes da estrutura da comunidade não foram explorados, como estratégias de dispersão, distribuição espacial, abertura do dossel e deciduidade, sendo estes dois últimos atributos fisionômicos da estacionalidade.

Este estudo, realizado na mesma parcela permanente já abordada por Franco & Jarenkow (2008a, b), tem por objetivo aprofundar a investigação sobre a estrutura do componente arbóreo, abordando

aspectos ecológicos relativos à deciduidade específica, distribuição espacial, estratégias de dispersão e abertura do dossel, a fim de responder as seguintes perguntas: existe um padrão espacial entre a deciduidade e as estratégias de dispersão? A abertura do estrato superior apresenta variações estacionais?

Material e Métodos

Área de estudo - localiza-se no Parque Estadual do Turvo (27° a 27°20'S e 53°40' a 54°10'O, 100 a 460 m.n.m), município de Derrubadas, norte do Rio Grande do Sul. O Parque possui uma área de 17.491 ha limitando-se ao norte com Santa Catarina (município de Itapiranga) e Argentina (Província de Misiones), através do rio Uruguai; a oeste com o rio Turvo; ao leste com o rio Parizinho e ao sul com propriedades rurais (Vasconcelos *et al.* 1992).

O Parque está incluído na Formação Serra Geral, sobre uma base de rochas basálticas originadas de efusões jurássico-cretáceas (Kaul 1990). O relevo é fortemente acidentado, caracterizado por áreas planas nas porções altas, com encostas escarpadas, grandes inclinações e depois vales que se abrem para oeste e para norte, originando a rede de drenagem natural que se estende por toda a área do Parque (Secretaria da Agricultura 1980). O solo é argiloso, do tipo Chernossolo Argilúvico férrico típico (MTf) associado a Neossolo Litólico eutrófico chernossólico (RLe1), com alta saturação por bases, fertilidade química e teor de ferro ($\geq 18\%$) (Streck *et al.* 2002). O clima da região é do tipo Cfa conforme a classificação de Köppen. A média anual de precipitação é de 1.810 mm e a de temperatura é de 19,4°C, segundo dados da Estação Meteorológica de Iraí (INMET 1992). De acordo com a classificação do IBGE (Veloso *et al.* 1991), a vegetação circundante é classificada como Floresta Estacional Decidual ou, segundo Oliveira-Filho (2007), Floresta Latifoliada Estacional Semidecídua Subtropical Submontana Interfluvial.

Amostragem - Os resultados relativos à estrutura dos componentes arbóreo regenerante e adulto, foram analisados a partir de Franco & Jarenkow (2008a,b), obtidos em uma área de 1 ha, representando uma porção de mata primária com topografia relativamente uniforme a ca. 440 m.n.m.. Os indivíduos arbóreos regenerantes (altura maior do que 1 m e diâmetro à altura do peito menor de 5 cm, de Franco & Jarenkow 2008a) e os adultos (perímetro à altura do peito, e DAP igual ou superior a 5 cm, de Franco & Jarenkow 2008b), foram amostrados em parcelas 25 m² e 100 m², respectivamente (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Cada indivíduo amostrado também teve sua altura total estimada por comparação a uma vara de coleta de altura conhecida.

A classificação geral das espécies em categorias ou guildas ecológicas foi feita para a fenologia foliar, considerando-as decíduas, semidecíduas e perenes (Condit *et al.* 2000) com base em observações de campo, informações obtidas em exsicatas de herbário e em bibliografia e para as estratégias de dispersão, classificando-se as espécies em anemocóricas, zoocóricas e autocóricas, conforme a morfologia dos frutos e/ou sementes apresentadas (van der Pijl 1982). Cabe ressaltar que em muitos casos, as adaptações morfo-anatômicas apresentadas por uma espécie (estratégia) não correspondem à

forma como o diásporo é realmente disperso (síndrome de dispersão), além da possibilidade de ocorrer dispersão secundária (Pizo & Oliveira 1998). Entretanto, a classificação dos diásporos nestes grupos fornece padrões gerais sobre os processos envolvendo a dispersão em uma determinada formação florestal que, associados aos estudos fenológicos e das interações com vetores de dispersão, contribuem para o conhecimento de padrões funcionais de florestas (Morellato & Leitão-Filho 1992).

As espécies com mais de cinco indivíduos.ha⁻¹ tiveram sua distribuição espacial analisada por meio do índice de agregação I_a (Perry 1995), quanto às categorias de fenologia foliar e estratégias de dispersão. Cada unidade amostral recebeu uma descrição da posição espacial através de coordenadas (X, Y), mapeadas a partir do ponto central de cada unidade amostral de origem. Quando $I_a \geq 1$, a espécie foi considerada agrupada e, quando $I_a \leq -1$, a espécie foi considerada regular. Da mesma forma, valores de agregação negativos indicam que naquela posição a espécie não ocorre, complementando a análise do padrão (Perry *et al.* 1999). Testes de aleatorização verificaram a nitidez dos valores encontrados. As análises foram efetuadas com o auxílio do software SADIEshell (Perry *et al.* 1998).

A partir dos valores dos índices de agrupamento gerados para cada unidade amostral, foram produzidos mapas de distribuição para as espécies através da técnica de “kriging” (Cardoso & Schiavini 2002; Lindenmaier & Budke 2006; Giehl *et al.* 2007), permitindo uma visualização das áreas com concentração ou ausência de indivíduos decíduos, perenes, anemocóricos ou zoocóricos.

Abertura do dossel - Foram realizadas três medições de abertura do dossel, a partir de fotografias hemisféricas, tiradas com uma máquina fotográfica Nikon Coolpix 8700 acoplada a uma lente olho de peixe FC-E9. As fotos foram tomadas no centro de cada unidade amostral a 1,5 m do chão, representando o inverno, primavera e verão. Nas fotos, os diferentes tons de cinza das imagens foram transformados para branco e preto, correspondendo o branco à abertura do dossel e o preto à cobertura do dossel. As fotos editadas foram analisadas por meio do programa Gap Light Analyzer (versão 2.0) (Frazer *et al.* 1999) calculando-se a porcentagem de abertura do dossel em cada ponto. A abertura do dossel foi escolhida como parâmetro para a avaliação da heterogeneidade espacial da luz na área.

Resultados

A partir dos dados de Franco & Jarenkow (2008 a,b), foram examinados 2.272 indivíduos com altura igual ou maior a 1 m, distribuídos em 80 espécies arbóreas, 65 gêneros e 35 famílias (Tab. 1). Fabaceae foi a família que apresentou a maior riqueza, com 13 espécies seguida de Myrtaceae com oito, Euphorbiaceae com sete, Meliaceae com seis e Sapindaceae com cinco, que somadas representaram 48,8% das espécies. As famílias que apresentaram somente uma espécie somaram 24 (74,5%).

Em relação à abundância, das 35 famílias, apenas quatro contribuíram com 68% do número total de indivíduos, com Moraceae ocupando a primeira posição (40,2%) seguida de Meliaceae (12,7%), Myrtaceae (11,6%) e Fabaceae (9,8%). As espécies que apresentaram maior número de indivíduos foram *Sorocea bonplandii* (40,4%), *Calypttranthes tricona* (10,5%) e *Trichilia clausenii* (5,45%). Entre todas as espécies, 22% apresentaram um indivíduo apenas e 63,4% contribuíram com até 10 indivíduos. *Cupania*

vernalis, *Bernardia pulchella*, *Eugenia burkartiana*, *E. pyriformis*, *E. hiemalis*, *Plinia rivularis*, *Diospyros inconstans*, *Manihot grahamii* e *Aspidosperma australe* foram espécies presentes somente no estrato arbustivo. Para o estrato arbóreo, das 24 espécies exclusivas, as com número de indivíduos maior que um foram *Jacaratia spinosa*, *Cordia trichotoma*, *Zanthoxylum petiolare*, *Ocotea puberula*, *Schefflera morototoni*, *Erythrina falcata*, *Alsophila setosa*, *Ficus citrifolia*, *Rollinia salicifolia* e *Picrasma crenata*. Entre os dois estratos, foram constatadas 45 espécies em comum.

Tabela 1: Espécies arbóreas agrupadas pelo tipo de fenologia foliar (decíduas, perenes, semidecíduas), com a respectiva família, número de indivíduos (N) por estrato (AV = arbóreo, AB = arbustivo) e estratégias de dispersão (ane = anemocórica; aut = autocórica e zoo = zoocórica), amostrados em uma floresta estacional no norte do Rio Grande do Sul, Brasil.

Espécie	Família	N AV	N AB	Dispersão
Decíduas				
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	FABACEAE	7	7	ane
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	RUTACEAE	16	21	ane
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	MELIACEAE	3	1	ane
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	BORAGINACEAE	1	-	ane
<i>Cordia americana</i> L.Gottschling & J.E.Mill.	BORAGINACEAE	1	-	ane
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	BORAGINACEAE	4	-	ane
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	FABACEAE	2	-	ane
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	BIGNONIACEAE	1	-	ane
<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	FABACEAE	8	4	ane
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	FABACEAE	6	1	ane
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	FABACEAE	5	4	ane
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	FABACEAE	1	-	ane
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	FABACEAE	1	3	ane
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	POLYGONACEAE	1	-	ane
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	EUPHORBIACEAE	1	-	aut
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil. et al.) Radlk.	SAPINDACEAE	1	-	zoo
<i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	SAPINDACEAE	1	3	zoo
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	MYRTACEAE	2	5	zoo
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	RUBIACEAE	1	-	zoo
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	AQUIFOLIACEAE	2	1	zoo
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) DC.	CARICACEAE	11	-	zoo
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	FABACEAE	10	15	zoo
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.	SIMAROUBACEAE	2	-	zoo
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	LOGANIACEAE	1	2	zoo
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	URTICACEAE	3	3	zoo
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	LAMIACEAE	1	2	zoo
<i>Xylosma</i> sp.	FLACOURTIACEAE	1	-	zoo
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	RUTACEAE	3	-	zoo
Semi- decíduas				
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	FABACEAE	3	2	ane
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	FABACEAE	1	-	ane
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	FABACEAE	1	-	ane
<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	ASTERACEAE	2	2	ane
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	EUPHORBIACEAE	17	3	aut
<i>Rollinia salicifolia</i> Schldl.	ANNONACEAE	2	-	zoo

Espécie	Família	N AV	N AB	Dispersão
<i>Banara tomentosa</i> Clos	SALICACEAE	4	2	zoo
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	ROSACEAE	10	2	zoo
Perenes				
<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	CYATHEACEAE	2	-	ane
<i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg.	APOCYNACEAE	-	-	ane
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	SAPINDACEAE	9	1	ane
<i>Gymnanthes concolor</i> Spreng.	EUPHORBIACEAE	6	26	aut
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.	EUPHORBIACEAE	1	-	zoo
<i>Bernardia pulchella</i> (Baill.) Müll. Arg.	EUPHORBIACEAE	-	16	zoo
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	MELIACEAE	24	8	zoo
<i>Calyptranthes tricona</i> D. Legrand	MYRTACEAE	142	97	zoo
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	MYRTACEAE	-	-	zoo
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	SALICACEAE	1	-	zoo
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	SAPOTACEAE	30	7	zoo
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	SAPOTACEAE	22	10	zoo
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	CARDIOPHYLLACEAE	1	-	zoo
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	BORAGINACEAE	4	2	zoo
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	SAPINDACEAE	-	75	zoo
<i>Diospyrus inconstans</i> Jacq.	EBENACEAE	-	1	zoo
<i>Eugenia burkartiana</i> (D. Legrand) D. Legrand	MYRTACEAE	-	9	zoo
<i>Eugenia florida</i> DC.	MYRTACEAE	1	1	zoo
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	MYRTACEAE	-	1	zoo
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	MYRTACEAE	-	5	zoo
<i>Ficus citrifolia</i> Mill.	MORACEAE	2	-	zoo
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	MELIACEAE	4	17	zoo
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	FABACEAE	20	23	zoo
<i>Inga marginata</i> Willd.	FABACEAE	15	88	zoo
<i>Manihot grahamii</i> Hook.	EUPHORBIACEAE	-	1	zoo
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	SAPINDACEAE	2	10	zoo
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	MYRSINACEAE	8	3	zoo
<i>Nectandra lanceolata</i> Ness	LAURACEAE	3	4	zoo
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	LAURACEAE	20	78	zoo
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	LAURACEAE	17	7	zoo
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Ness	LAURACEAE	3	-	zoo
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	RUTACEAE	5	35	zoo
<i>Pisonia zapallo</i> Griseb.	NYCTAGINACEAE	6	2	zoo
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) A.D. Rotman	MYRTACEAE	-	2	zoo
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire <i>et al.</i>	ARALIACEAE	3	-	zoo
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	SOLANACEAE	1	-	zoo
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) Burger <i>et al.</i>	MORACEAE	249	663	zoo
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	STYRACACEAE	9	12	zoo
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	ARECACEAE	10	1	zoo
<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Miq.	SYMPLOCACEAE	2	2	zoo
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp. & Endl.	EUPHORBIACEAE	7	3	zoo
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	MELIACEAE	6	31	zoo
<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	MELIACEAE	54	70	zoo
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	MELIACEAE	1	71	zoo

A maioria das espécies foi classificada como perene, totalizando 55%, enquanto as espécies decíduas somaram 35%, sendo as restantes consideradas semidecíduas. O mesmo padrão foi encontrado em relação ao número de indivíduos, embora em maior proporção, sendo 89,8% perenes e 7,2% decíduos (Tab 2). *Sorocea bonplandii* e *Calyptranthes tricona* foram as espécies perenes mais abundantes e

Balfourodendron riedelianum, *Jacaratia spinosa* e *Lonchocarpus muehlbergianus* as espécies decíduas com maior número de indivíduos.

Em relação às estratégias de dispersão, a zoocoria dominou nos dois estratos (Tab. 2), totalizando 66% das espécies no estrato arbóreo e 30% no arbustivo. *Sorocea bonplandii* e *Calyptanthus tricon* foram as espécies zoocóricas mais abundantes, principalmente no estrato arbustivo. A anemocoria representou 6% do total de indivíduos, sendo *Balfourodendron riedelianum* a mais abundante. *Gymnanthes concolor*, *Sebastiania commersoniana* e *S. brasiliensis* foram as espécies autocóricas, representando 2% dos indivíduos.

Tabela 2: Quantificação de espécies e indivíduos conforme a fenologia foliar (perenes, semidecíduas e decíduas) e estratégia de dispersão (Zoo = zoocóricas, Ane = anemocóricas e Aut = autocóricas) nos estratos arbóreo e arbustivo em uma floresta estacional, no norte do Rio Grande do Sul, Brasil.

	Número de espécies			Número de indivíduos		
	Zoo	Ane	Aut	Zoo	Ane	Aut
Arbóreo						
Perenes	31	3	1	673	12	6
Semi-decíduas	2	4	1	16	17	7
Decíduas	12	14	1	37	58	1
Arbustivo						
Perenes	32	1	1	1340	4	26
Semi-decíduas	2	3	1	4	4	4
Decíduas	7	7	-	25	38	-

A correlação entre o número de indivíduos decíduas e anemocóricas foi significativa ($R= 0,54$), sendo o mesmo observado entre indivíduos perenes e zoocóricas ($R= 0,68$). Esta relação pode ser visualizada na figura 1, conforme a distribuição espacial dos indivíduos quanto à fenologia foliar e estratégia de dispersão. De maneira geral, não foi constatada uma utilização heterogênea do espaço horizontal, embora o padrão de distribuição das árvores decíduas e anemocóricas e das perenes e zoocóricas tenha sido muito semelhante, tendo o primeiro grupo menor índice de agregação que o segundo (Tab. 3).

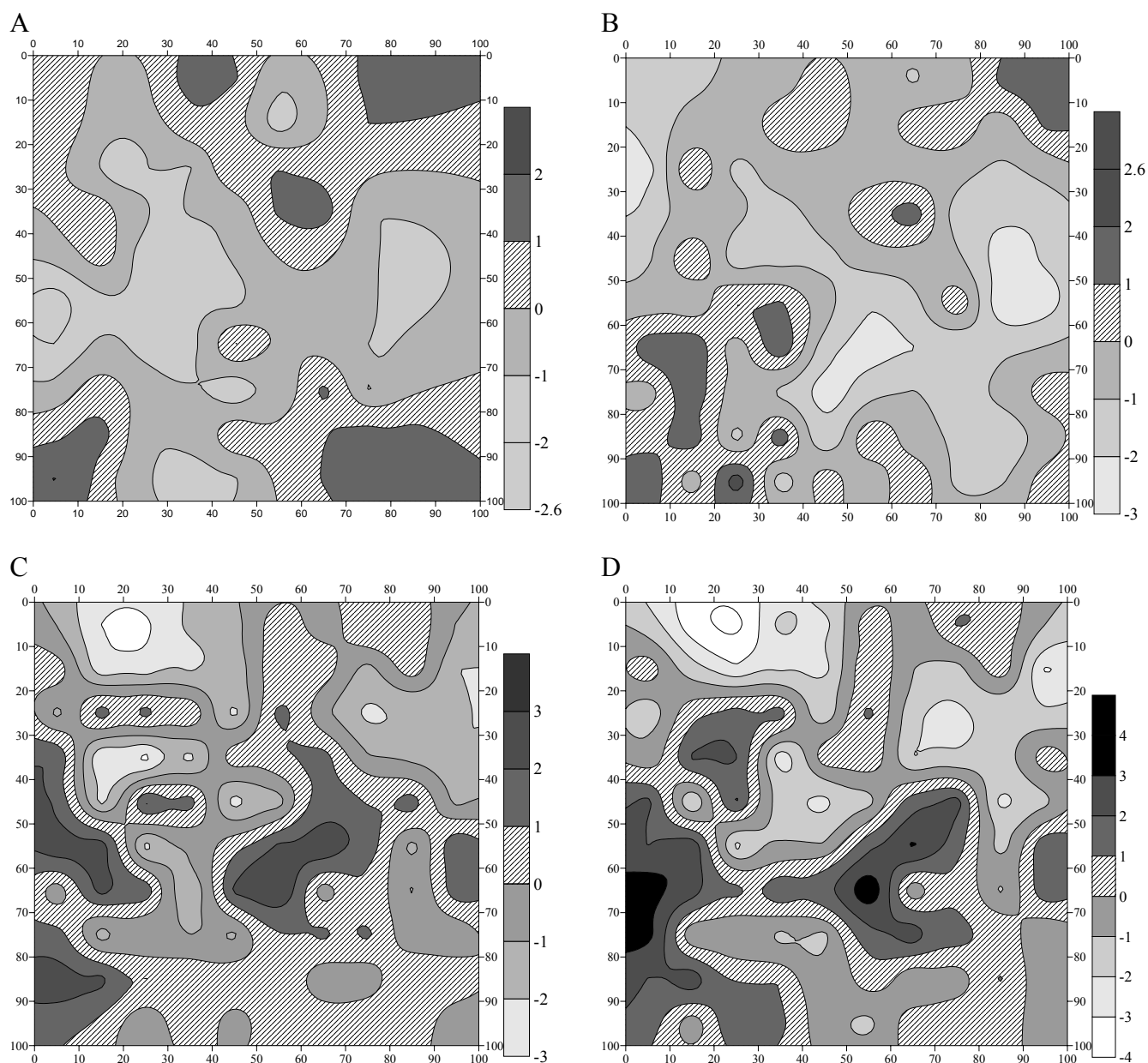


Figura 1: Distribuição espacial dos indivíduos conforme a fenologia foliar e estratégia de dispersão em uma floresta estacional no norte do Rio Grande do Sul, Brasil. A) decíduos, B) anemocóricos, C) perenes e D) zoocóricos.

Tabela 3: Fenologia foliar, estratégia de dispersão, número de indivíduos (N) índice de agregação (I_a), média de I_a para lacunas (u_j), média de I_a para agrupamentos (u_i) para o componente arbóreo em uma floresta estacional no norte do Rio Grande do Sul, Brasil. * $P \leq 0,05$; ** $P \leq 0,01$.

Fenologia foliar	N	I_a	u_j	u_i
Decíduas	165	1,154*	-1,217*	1,035*
Perenes	2041	1,530**	-1,567**	1,356**
Dispersão				
Anemocóricas	36	1,229*	-1,193*	1,186*
Zoocóricas	2114	1,551**	-1,593**	1,601**

Para o estrato arbóreo, conforme a distribuição em alturas, foi observado que até cerca de 22 m, há um predomínio de espécies e indivíduos perenes e zoocóricos sobre decíduos e anemocóricos (figura 2), o que tendeu a se aproximar e até igualar a partir desta altura até o final, devido principalmente à diminuição dos indivíduos perenes. O sub-bosque caracterizou-se pela abundância de *Sorocea bonplandii*, que é dominante até aproximadamente 8 m, de onde começa a ser substituída por *Calypttranthes tricona*. *Trichilia clausenii* é outra espécie abundante no sub-bosque, com indivíduos chegando a alcançar 19 m. *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Diatenopteryx sorbifolia*, *Styrax leprosus* e *Holocalyx balansae* foram as espécies que apresentaram árvores emergentes.

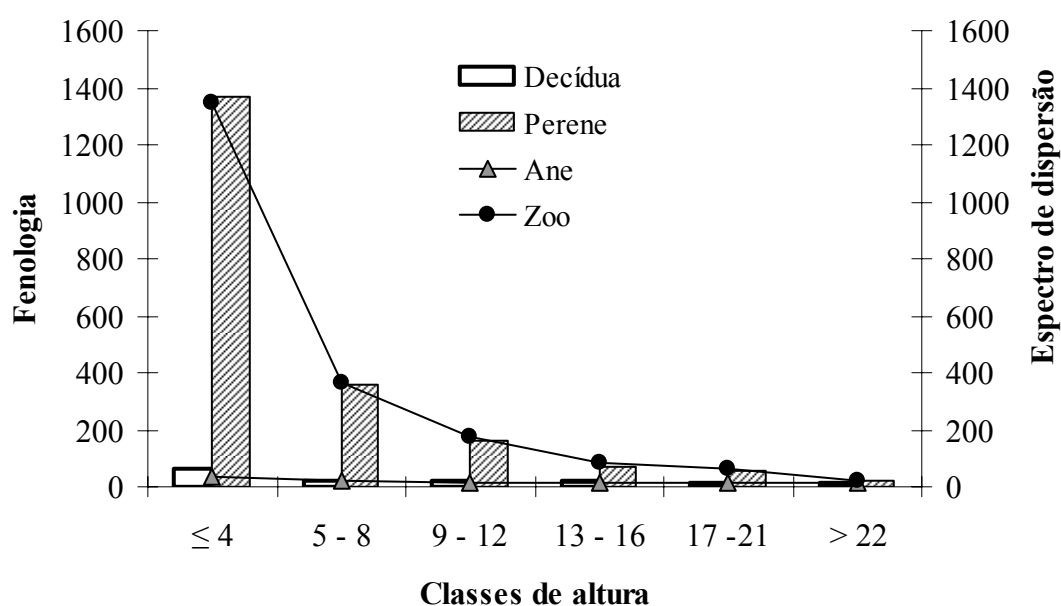


Figura 2: Número de indivíduos por classes de altura conforme a fenologia foliar e estratégia de dispersão em uma floresta estacional, no norte do Rio Grande do Sul, Brasil.

O intervalo de abertura do dossel foi de 5% a 27%, sendo os maiores valores registrados durante verão e primavera. Dentre as três estações, a maior média de abertura do dossel para as unidades amostrais foi encontrada na primavera (14,3%) (figura 3), diferindo estatisticamente das demais. O inverno e verão não diferiram entre si (11,6% e 11,3%, respectivamente). A porcentagem da abertura do dossel por parcela para cada estação está representada na figura 3, com inverno e verão apresentando mesmo padrão, ou seja, mais parcelas com menor abertura do dossel. Na primavera, foi observado um deslocamento da curva de distribuição, com parcelas apresentando maior abertura. Não foi encontrada relação entre abertura do dossel e número de indivíduos decíduos em nenhuma estação ($r^2 = 0$ para inverno, primavera e verão, $P = 0,845$; $0,904$ e $0,334$, respectivamente).

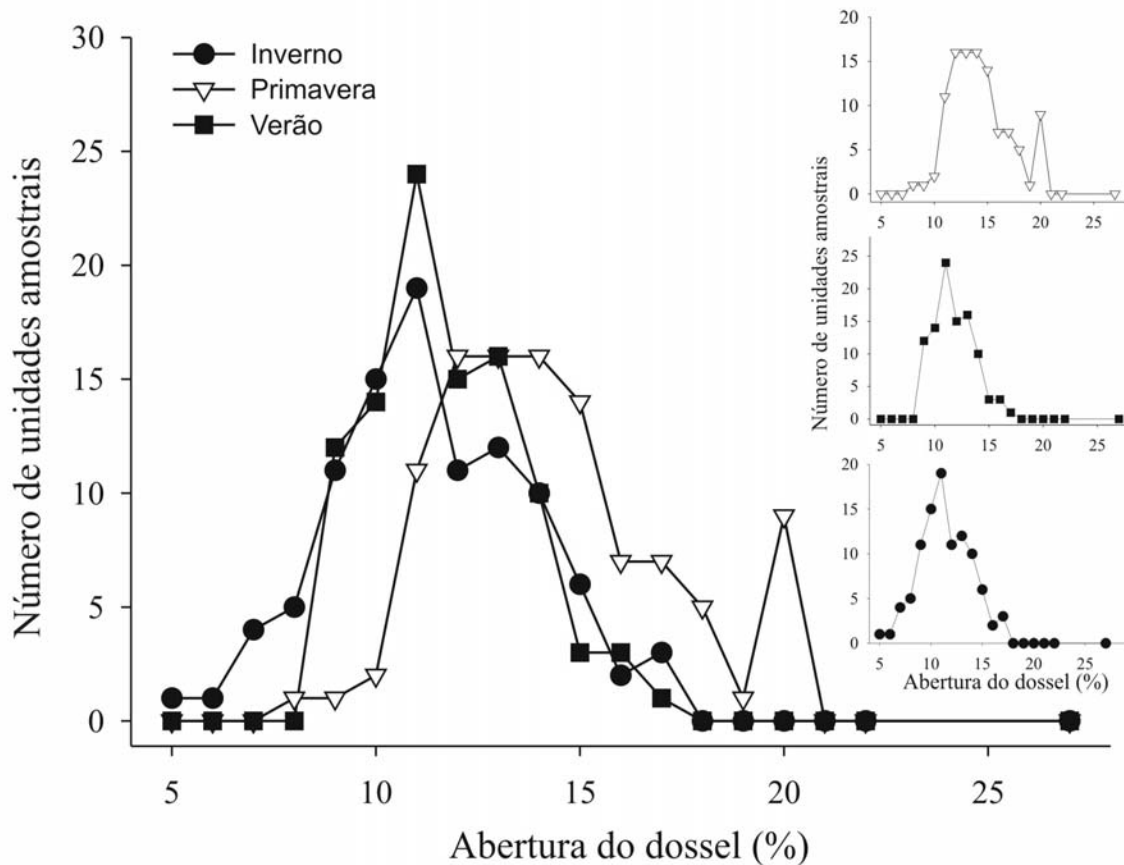


Figura 3: Abertura do dossel (%) por número de unidades amostrais em três estações em uma floresta estacional, norte do Rio Grande do Sul, Brasil.

Discussão

Muitos estudos têm encontrado, para florestas tropicais e subtropicais em geral, que uma grande proporção da riqueza é representada por poucas famílias e espécies (Nascimento *et al.* 1997; Marimon *et al.* 2001; Oliveira-Filho *et al.* 2004; Machado *et al.* 2004; Budke *et al.* 2005; Carim *et al.* 2007). No presente estudo, Fabaceae foi a família com maior riqueza, o que tem sido considerado um padrão em florestas estacionais do Brasil (Gandolfi *et al.* 1995; Vaccaro & Longhi 1995; Ivanauskas *et al.* 1999; Durigan *et al.* 2000; Budke *et al.* 2004; Cestaro & Soares 2004; Oliveira-Filho *et al.* 2006). Os padrões estruturais de um ecossistema são determinados pelas características ambientais abióticas e processos históricos de formação das comunidades vegetais (Torti *et al.* 2001; Willig *et al.* 2003; Leigh *et al.* 2004).

Conforme Lambers *et al.* (1998), três filtros ecológicos relacionados à sucessão vegetal resultam na composição florística e a estrutura local da vegetação. O primeiro filtro seria o histórico, associado à chegada ou não de propágulos no local, o segundo seria o fisiológico e o terceiro o biótico, sendo os dois últimos associados à aptidão das espécies que ali chegaram frente aos fatores abióticos e bióticos. Como estes filtros estão continuamente sendo alterados e também interagindo entre si, as espécies que irão sobreviver e crescer serão as que apresentem comportamento ecofisiológico adequado às condições ambientais vigentes no momento.

Associada ao filtro histórico, a dispersão de sementes é o processo inicial dentre todos os que geram a distribuição espacial de uma espécie, embora o grau de influência da própria dispersão dependa da maneira como estão distribuídas as plantas-mãe (Augspurger 1983; Crawley 1986). Kindel (2002) encontrou um gradiente longitudinal no espectro de dispersão em diferentes formações florestais no Rio Grande do Sul. Florestas localizadas na região leste do estado (Mata Atlântica paludosa e de encosta e a Floresta com *Araucaria*) apresentaram menores níveis de anemocoria em espécies arbóreas em relação às florestas estacionais do oeste. O autor sugere uma possível associação entre a variação nas estratégias de dispersão e os diferentes processos históricos de desenvolvimento florestal em diferentes partes do estado, como a colonização por contingentes florestais distintos (Rambo 1961). No entanto, as condições e processos ecológicos locais também são fatores importantes para determinar o espectro de dispersão de uma área.

O domínio absoluto da zoocoria nos estratos inferiores, seguido de anemocoria, geralmente entre as árvores mais altas, considerando o número de espécies e indivíduos, foi um resultado encontrado também para outras florestas estacionais no Rio Grande do Sul (Nascimento *et al.* 2000; Alberti 2000; Budke *et al.* 2005; Giehl *et al.* 2007). Este padrão pode estar relacionado a alguns fatores, como a altura da árvore, velocidade e direção do vento (Horn *et al.* 2001), topografia e vegetação adjacente (Cremer 1965) e umidade (McEvoy & Cox 1987; Willson *et al.* 1989; Willson *et al.* 1990), que condicionariam uma associação entre hábito ou sinúsia e estratégia de dispersão. Árvores de grande porte e/ou emergentes, em geral tendem a ser anemocóricas, com diásporos leves para o transporte pelo vento, e apresentam certo grau de deciduidade, fatores que somados com a velocidade do vento favoreceriam uma maior área de alcance durante a disseminação dos diásporos (Oliver 1971). No presente estudo, era esperado que a anemocoria fosse a síndrome dominante entre as árvores emergentes, no entanto, apresentou praticamente o mesmo valor que a zoocoria. O número de espécies e indivíduos anemocóricos não variou conforme a classe de altura, ao contrário da zoocoria, que diminuiu fortemente a partir da terceira classe (9-12m), mas mesmo assim manteve indivíduos entre as árvores emergentes. *Alsophilla setosa* foi a única espécie arbórea com dispersão anemocórica limitada ao sub-bosque, o que pode ser atribuído ao tamanho extremamente reduzido de suas unidades de dispersão (esporos), os quais necessitariam de correntes de ar menos intensas e turbulentas, diferentemente de propágulos com alas ou plumas (Giehl *et al.* 2007).

As espécies zoocóricas possuem, teoricamente, menores chances de disseminar seus diásporos aleatoriamente. Harms *et al.* (2002) e Jordano & Godoy (2002) observaram padrões de dispersão por animais com acúmulo de sementes em pontos específicos, enquanto grande parte da área não era atingida pela disseminação, contrastando com padrões geralmente mais uniformes de espécies anemocóricas. A distribuição das sementes é espacialmente heterogênea devido ao comportamento animal, que pode ocasionar depósitos em sítios preferidos, tais como tocas e ninhos, ou ainda em trajetos rotineiros de passagem (Schupp *et al.* 2002). Contudo, para as espécies zoocóricas, a distância alcançada, por exemplo,

pode sobrepujar as possíveis vantagens que poderiam ser proporcionadas por uma dispersão espacialmente mais uniforme (Giehl *et al.* 2007). No caso da área em estudo, a distribuição espacial mais agrupada das espécies zoocóricas pode ter sido resultado de um acúmulo pontual de diásporos, determinada pela distribuição heterogênea de fatores limitadores bióticos e abióticos no estabelecimento das plântulas (Harms *et al.* 2002). Conforme o modelo Janzen-Connell (Janzen 1970; Connell 1971), a mortalidade de sementes e plântulas é fortemente dependente de densidade, devendo ser mais alta perto da planta-mãe, do que mais afastada dela, considerando a competição e a pressão exercida também por patógenos (especialmente fungos) e predadores. A aptidão das espécies em interagir com o meio de forma a determinar a sua sobrevivência já faz parte do segundo filtro ecológico à sucessão vegetal, conforme a proposta de Lambers *et al.* (1998).

Algumas discussões recentes objetivam explorar a interação entre as espécies vegetais, que conforme suas características ecofisiológicas, podem criar ou modificar ambientes, proporcionando interações específicas positivas ou negativas a outros organismos (Walker & Vitousek 1991; Callaway 1995; Jones *et al.* 1997; Tewskbury & Lloid 2001). Neste sentido, um fator que parece estar regulando a abundância de espécies e indivíduos no espaço, é dado principalmente pela distribuição de *M. multiramea* (Franco & Jarenkow 2008a, b). Os autores encontraram maior interferência desta espécie sobre a diversidade de arbustos e arvoretas do que em árvores de maior porte, o que sugere ser o efeito da taquara um fator com intensidade e distribuição variável no espaço ao longo do tempo. A variação na textura do solo, com sítios onde o teor de argila é maior, o que caracteriza solos muito argilosos, em detrimento de outros onde estes teores são muito baixos, também parece atuar conjuntamente com a distribuição de *M. multiramea* como fator gerador de nichos diferenciados. O predomínio em número e/ou biomassa de poucas espécies em uma comunidade, também conhecido como dominância ecológica, pode ser resultado de muitos fatores, como variação nos distúrbios geradores de novos nichos, características ecofisiológicas das espécies e suscetibilidade das espécies e indivíduos a patógenos e herbívoros (Janzen 1971; Connell 1978; Hubbel 1979; Leigh *et al.* 2004).

Gandolfi *et al.* (2007) propõem que cada espécie do dossel, devido a sua longa permanência local, poderia criar microsítios específicos, que funcionariam como filtros às espécies regenerantes, determinando a composição e estrutura da comunidade sob a projeção de sua copa. Variações nas características morfológicas (Larcher 2000), arquiteturais (Chazdon & Fechter 1984) e fenológicas (Lee 1989; Condit *et al.* 2000) das árvores do dossel podem regular o modo e a intensidade da interferência nos microhabitats sob suas copas. Em relação ao comportamento fenológico das espécies, como árvores decíduas, semidecíduas ou perenes, a variação temporária na cobertura do dossel pode modificar a disponibilidade de luz, interferindo na regeneração das espécies no sub-bosque (Walker & Vitousek 1991; Gandolfi *et al.* 2007). Desta maneira, a deciduidade pode ser um fator positivo para as espécies intolerantes à sombra e que dependam de maior intensidade luminosa para crescer e se desenvolver, ou um fator negativo às plantas de sombra (esciófitas).

A abertura do dossel não apresentou variações maiores do que 50%, valor que define florestas decíduais (Veloso & Góes-Filho 1982). As maiores aberturas no dossel nas unidades amostrais foram registradas na primavera, embora não ultrapassando 20%, valor mais próximo ao das florestas semidecíduas, que é em torno de 30%. A baixa variação na abertura do dossel pode ser consequência da baixa densidade de árvores decíduas, já que a maioria das espécies e indivíduos foi classificada como perene. A correlação entre abertura do dossel e número de indivíduos decíduos para cada parcela não foi significativa, o que pode ser atribuída à época em que foram realizadas as medições de abertura, quando nem todos os indivíduos estavam com perda foliar considerável. Como a avaliação da abertura do dossel teve por objetivo determinar de forma abrangente o padrão da área, não foi possível quantificar o grau de deciduidade somente das árvores decíduas e, com isso, avaliar o quanto estariam modificando o ambiente sob suas copas, objetivo este que deverá ser tema de outros estudos na área.

A simples dicotomia entre plantas decíduas e perenes permitiu apenas que fossem identificadas as espécies com tais funcionalidades, reconhecendo-se que entre os indivíduos possivelmente existam variações comportamentais, associadas ao ambiente (Borchert 1998; Lenza & Klink 2006). Como padrão geral reconhece-se que em regiões de clima com estações mais secas favorecem plantas decíduas, devido à redução na transpiração durante este período, sendo capazes de aumentar a rota de fotossíntese por unidade de massa foliar. Plantas perenes tendem a ocupar solos poucos férteis, pois a maior longevidade de suas folhas potencializariam maior ganho fotossintético, reduzindo a quantidade de nutrientes que devem ser absorvidos do solo a cada ano (Specht 1981; Givnish 1986; Woodward 1987). No entanto, estes padrões não explicam grandes paradoxos, como a dominância de espécies perenes em florestas altamente estacionais, como as florestas boreais, a dominância de decíduas em áreas pobres em nutrientes e a troca de folhas em espécies perenes de florestas subtropicais pobres em nutrientes, com taxas de renovação foliar semelhantes às de espécies decíduas (Givnish 2002).

Segundo Givnish (2002), os modelos fundamentados na fisiologia, competição e seleção natural são geralmente qualitativos ou restritos a poucas áreas e a maioria ignora os custos entre a interação do solo e a planta (Givnish 1986). Os modelos mais quantitativos (Specht 1981; Woodward 1987), baseados em ecossistemas, embora tentem reproduzir quantitativamente padrões, sustentam-se parcialmente em constantes derivadas empiricamente e limiares que carecem de uma explicação mecanicista. O autor propõe um modelo explicando que a dominância de plantas com folhas decíduas ou perenes seria função do balanço energético das vantagens/desvantagens de cada tipo, em afetar o ganho energético da planta ao longo do gradiente ambiental, ou seja, a longevidade foliar seria uma expressão da condição ambiental. Neste modelo, Givnish (2002) usou como variáveis as relações quantitativas entre fotossíntese, conteúdo de nitrogênio e massa por unidade de área foliar. Porém, propõe que futuros modelos incorporem outras variáveis que diferenciem plantas decíduas e perenes, como profundidade de raiz, alometria do caule, anatomia do xilema e exposição a herbívoros de maneira a avaliar como estas variáveis interagem com a fotossíntese, transpiração e demanda de nutrientes das folhas, como forma de interagir com o crescimento

em micro-sítios específicos. Baseado nestas premissas, seria interessante um estudo mais ecofisiológico na área, observando o comportamento fenológico das espécies (previamente determinadas e marcadas neste estudo), investigando suas distribuições às condições do meio, por exemplo.

Para o caso da área em estudo, alguns autores têm sugerido que a deciduidade foliar seria consequência das baixas temperaturas do inverno e não de período com baixa precipitação (Veloso *et al.* 1991; Marchiori 2002), como o que ocorre em outras florestas do país (Marchiori 2002; Almeida & Machado 2006; Oliveira-Filho *et al.* 2006). Não há um período de estiagem e mesmo na estação mais seca, os horizontes subsuperficiais do solo se mantêm úmidos, apresentando quantidade de água suficiente para as plantas, o que pode estar associado à textura argilosa do solo (Franco & Jarenkow 2008a). Durante o inverno, onde as médias das mínimas locais são de até 8,6°C (INMET 1992), a absorção pode ser dificultada pelas baixas temperaturas, devido a um aumento na densidade e viscosidade da água (Thomas *et al.* 2004) o que torna mais difícil de ser absorvida pelas raízes, gerando um déficit hídrico mesmo com água disponível. Como uma das respostas das plantas a situação, durante a estação fria pode ocorrer a perda das folhas (Larcher 2000), o que reforça novamente o estudo detalhado entre variáveis ambientais e comportamento das espécies.

Os resultados apresentados neste estudo permitem gerar algumas conclusões a respeito do trecho estudado: 1) Fabaceae é a família com maior riqueza; 2) a zoocoria é a estratégia de dispersão dominante nos estratos inferiores, diminuindo fortemente entre as árvores mais altas; 3) a anemocoria não apresenta variações marcantes de acordo com as classes de altura; 4) há uma associação positiva quanto à distribuição espacial entre espécies decíduas e anemocóricas e entre perenes e zoocóricas, 5) os valores encontrados para a abertura do dossel estão mais próximos aos de florestas semidecíduas.

Outros fatores determinantes da estrutura local são a distribuição de *M. multiramea* e em menor escala, variáveis edáficas, que neste caso estão associadas principalmente aos teores de argila e cálcio (Franco & Jarenkow 2008a, b).

Agradecimentos

À Fundação O Boticário de Proteção à natureza pelo financiamento; à CAPES pela bolsa concedida a primeira autora, à SEMA-RS pelas instalações cedidas; aos guardas-parque do Parque Estadual do Turvo pela atenção e auxílios.

Referências Bibliográficas

- Alberti, L.F.; Hirt, J.A.N.; Junior, D.B.F.M.; Steckel, M.; Tombini, C.S.; Longhi, S.J. 2000. Aspectos florísticos e síndromes de dispersão das espécies arbóreas do Morro de Santo Antônio, Santa Maria-RS. **Ciência e Natura** 22: 145-160.
- Almeida H.S. & Machado, E.L.M. 2006. Relações Florísticas entre Remanescentes de Floresta Estacional Decídua no Brasil. In: **Anais do 57º Congresso Nacional de Botânica**, Gramado, RS.

- Augsburger, C.K. 1983. Seed dispersal of the tropical tree, *Platypodium elegans*, and the escape of its seedlings from fungal pathogens. **Journal of Ecology** **71**: 759-771.
- Batalha, M.A. & Mantovani, W. 2000. Reproductive phenology patterns of cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and woody flora. **Revista Brasileira de Biologia** **60**: 129-145.
- Borchert, R. 1998. Responses of tropical trees to rainfall seasonality and its long-term changes. **Climate Change** **39**: 381-393.
- Budke, J.C.; Giehl, E.L.H; Athayde, E.A.; Eisenger, S.M. & Záchia, R.A. 2004. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **18**(3): 581-589.
- Budke, J.C. ; Athayde, E.A.; Giehl, E.L.H; Eisenger, S.M. & Záchia, R.A. 2005. Composição florística e estratégias de dispersão das espécies lenhosas em um trecho de floresta ribeirinha de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia. Série Botânica**. **51**(1): 17-24.
- Callaway, R.M. 1995. Positive interactions among plants. **The Botanical Review** **61**: 306-349.
- Cardoso, E. & Schiavini, I. 2002. Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, M.G.). **Revista Brasileira de Botânica** **19**(2): 277-289.
- Carim, S.; Schwartz, G. & Silva, M.F.F. 2007. Riqueza de espécies, estrutura e composição florística de uma floresta secundária de 40 anos no leste da Amazônia. **Acta Botanica Brasilica** **21**(2): 293-308.
- Cestaro, L.A. & Soares, J.J. 2004. Variações florística e estrutural e relações fitogeográficas de um fragmento de floresta decídua no Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **18**(2): 203-218.
- Chazdon, R.L. & Fetcher, N. 1984. Photosynthetic light environments in a Lowland Tropical Rain Forest in Costa Rica. **Journal of Ecology** **52**: 553.
- Connell, J.H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain Forest trees. In: den Böer, P.J. & Gradwell, G.R., (eds.). **Dynamics of Populations**. Center for Agricultural Publications and Documentation, Wageningen.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science** **199**: 1302-1310.
- Condit, R.; Watts, K.; Bohlman, S.A.; Pérez, R.; Foster, R.B. & Hubbel, S.P. 2000. Quantifying the deciduousness of tropical forest canopies under varying climates. **Journal of Vegetation Science** **11** (5): 649-658.
- Crawley, M.J. 1986. **Plant Ecology**. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Cremer, K.W. 1965. Dissemination of seed from *Eucalyptus regans*. **Australian Forestry** **30**: 33-37.
- Durigan, G.; Franco, G.A.D.C.; Saito, M. & Baitello, J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica** **23**(4): 371-383.

- Frazer, G.W.; Canham, C.D. & Lertzman, K.P. 1999. **Gap light analyzer (GLA)**: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-color fisheye photographs, users manual and program documentation. Copyright © 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Franco, A.M.S. & Jarenkow, J.A. 2008a. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo juvenil e efeito da densidade de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae, Bambusoideae) em uma floresta estacional no sul do Brasil. Artigo 1 desta Tese.
- Franco, A.M.S. & Jarenkow, J.A. 2008b. Relação entre estrutura do componente arbóreo e variáveis ambientais em uma Floresta Estacional no Parque Estadual do Turvo, norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Artigo 2 desta Tese.
- Gandolfi, S.; Leitão-Filho, H.F. & Bezerra, C.L.F. 1995. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma mata residual na área do Aeroporto Internacional de Cumbica (Guarulhos). **Revista Brasileira de Biologia** 55(4): 753-767.
- Gandolfi, S.; Joly, C.A. & Rodrigues, R.R. 2007. Permeability–Impermeability: Canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola** 64(4): 3-9.
- Giehl, E.L.H.; Anversa, E.A.; Budke, J.C.; Gesing, J.P.A.; Einsiger, S.M. & Canto-Dorow, T.S. 2007. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 21(1): 137-145.
- Giehl, E.L.H. & Jarenkow, J. A. 2008. Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em uma floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 22: no prelo.
- Givnish, T.J. 1986. Optimal stomatal conductance, allocation of energy between leaves and roots, and the marginal cost of transpiration. In: Givnish, T.J. (ed.). **On the economy of plant form and function**. Cambridge University Press, Cambridge. p. 171–213.
- Givnish, T.J. 2002. Adaptive significance of evergreen vs. deciduous leaves: solving the triple paradox. **Silva Fennica** 36(3): 703-743.
- Harms, K.E.; Wright, S.J.; Calderón, O.; Hernández, A. & Herre, E.A. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedlings diversity in a tropical forest. **Nature** 404: 493-495.
- Horn, H.S.; Nathan, R. & Kaplan, S.R. 2001. Long-distance dispersal of tree seeds by wind. **Ecological Research** 16: 887-885.
- Hubbell, S.P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. **Science** 203: 1299-1309.
- Hughes, L.; Dunlop, M.; French, K.; Leishman, M.R.; Rice, B.; Rodgerson, L. & Westoby, M. 1994. Predicting dispersal spectra: a minimal set of hypotheses based on plant attributes. **Journal of Ecology** 82: 933-950.

- INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). 1992. **Normais climáticas** (1961-1990). Brasília: Ministério da Agricultura e do Abastecimento.
- Ivanauskas, N.M.; Rodrigues, R.R. & Nave, A.G. 1999. Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecídua em Itatinga, SP, Brasil. **Scientia Florestalis (IPEF)** **56**: 83-99.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist** **104**: 501-528.
- Jarenkow, J.A. & Waechter, J.L. 2001. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **24**: 263-272.
- Jordano, P. & Godoy, J.A. 2002. Frugivore-generated seed shadows: a landscape view of demographic and genetic effects. In: D.J. Levey; W.R. Silva & M. Galleti (eds.). **Seed dispersal and frugivory: ecology evolution and conservation**. New York, CABI Publishing. Pp. 305-321.
- Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology** **78**: 1946-1957.
- 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**: 475-487.
- Kabakoff, R.P. & Chazdon, R.L. 1996. Effects of canopy species dominance on understory light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology** **12**: 779-788.
- Kaul, P.F.T. 1990. Geologia. In: **Geografia do Brasil**; Região Sul. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, v. 2. pp. 29-54
- Kindel, A. 2002. **Diversidade e estratégias de dispersão de plantas vasculares da floresta paludosa do Faxinal, Torres –RS**. Porto Alegre, Tese (Doutorado) – UFRGS.
- Lambers, H.; Chapin III, F.S. & Pons, T.L. 1998. **Plant physiological ecology**. Springer, New York.
- Larcher, W. 2000. **Ecofisiologia vegetal**. RiMa, São Carlos, SP.
- Lee, D.W. 1989. Canopy dynamics and light climates in a tropical moist deciduous forest in India. **Journal of Tropical Ecology** **5**: 65-79.
- Leigh Jr., E.G; Davidar, P.; Puyravaud, J.; Terborgh, J.; ter Steege, H. & Wright, S.J. 2004. Why do some tropical forests have so many species of trees? **Biotropica** **36**(4): 447-473.
- Leite, P.F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. **Ciência e Ambiente** **24**: 51-73.
- Lenza, E. & Klink, C.A. 2006. Comportamento fenológico de espécies lenhosas em um cerrado sentido restrito de Brasília, DF. **Revista Brasileira de Botânica** **29**(4): 627-638.
- Lindenmaier, D.S. & Budke, J.C. 2006. Florística, diversidade e distribuição especial das espécies arbóreas em uma floresta estacional na bacia do Rio Jacuí, sul do Brasil. **Pesquisas, Botânica** **57**: 193-216.

- Machado, E.L.M.; Oliveira-Filho, A.T.; Carvalho, W.A.C.; Souza, J.S.; Borém, R.A.T. & Botezelli, L. 2004. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore** **28**(4): 499-516.
- Marchiori, J.N.C. 2002. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul: enfoque histórico e sistemas de classificação**. ed: Porto Alegre, EST.
- Marimon, B.S.; Felfili, J.M. & Haridasan, M. 2001. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. **Edinb. J. Bot.** **58**(1): 123–137.
- McEvoy, P.B. & Cox, C.S. 1987. Wind dispersed distance in dimorphic achenes of ragwort, *Senecio jacobaea*. **Ecology** **68**: 2006-2015.
- Morellato, L.P.C. & Leitão-Filho, H.F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: Morellato, L.P.C. (ed.). **História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas, UNICAMP/FAPESP.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Willey.
- Nascimento, M.T. & Proctor, B. 1997. Population dynamics of five tree species in a monodominant Peltogyne forest and two other forest types on Maracá Island, Roraima, Brazil. **Forest Ecology and Management** **94**: 115-128.
- Nascimento, A.R.T.; Longhi, S.J.; Alvarez Filho, A. & Gomes, G.S. 2000. Análise da diversidade florística e dos sistemas de dispersão de sementes em um fragmento florestal na região central do rio Grande do Sul, Brasil. **Napaea** **12**: 49-67.
- Oliveira Filho, A.T.; Carvalho, D.A.; Vilela, E.A.; Curi, N. & Fontes, M.A.L. 2004. Diversity and structure of the community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 year after logging. **Revista Brasileira de Botânica** **27**(4): 685-701.
- Oliveira-Filho, A.T.; Jarenkow, J.A. & Rodal, M.J.N. 2006. Floristic relationships of Seasonally Dry Forest of eastern South American based on tree species distribuion patterns. In: Pennington, R.T.; Lewis, G.P. & Ratter, J.A. (eds). **Plant diversity, biogeography and conservation**. Boca raton: CRC Press, pp. 151-184.
- Oliveira-Filho, A.T. 2007. Classificação das fitofisionomias da América do Sul extra-Andina: proposta de um novo sistema prático e flexível ou injeção a mais de caos? Lavras, Universidade Federal de Lavras. (Publicação Avulsa). [www. Treeatlan.dcf.ufla.br/classificacao.htm](http://www.Treeatlan.dcf.ufla.br/classificacao.htm)
- Oliver, H.R. 1971. Wind profiles in and above a forest canopy. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society** **97**: 548-553.
- Paise, G. & Vieira, E.M. 2005. Produção de frutos e distribuição espacial de angiospermas com frutos zoocóricos em uma Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **28**(3): 615-625.
- Perry, J.N. 1995. Spatial analysis by distance indices. **Journal of animal Ecology** **64**: 303-314.

- Perry, J. N.; Bell, E.D.; Smith, R.H & Woiwod, I.P. 1998. SADIE: software to measure and model spatial pattern. **Aspects of Applied Biology** **46**: 95-102.
- Perry, J.N.; Wilder, L.; Holland, J.M. & Alston, R.D. 1999. Red-blue plots for detecting clusters in count data. **Ecology Letters** **2**: 106-113.
- Pizo, M.A. & Oliveira, P.S. 1998. Interactions between ants and seeds of a nonmyrmecochorous neotropical tree, *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic southeast Brazil. **American Journal of Botany** **85**(5): 660-674.
- Rambo, B. 1956. Der Regenwald am oberen Uruguay. **Sellowia** **7**: 183-23.
- Rambo, B. 1961. Migration routes of the south brazilian rain forest. **Pesquisas, Série Botânica** **12**: 1-54.
- Ruschel, A.R.; Nodari, R.O. & Moerschbacher, B.M. 2007. Woody plant species richness in the turvo state park, a large remnant of Deciduous Atlantic forest, Brazil. **Biodiversity and Conservation** **16**: 1699-1714.
- Secretaria da Agricultura. 1980. **Plano de manejo do Parque Estadual do Turvo**. Porto Alegre: Unidade de Preservação de recursos Naturais Renováveis, Diretoria geral. 31 p.
- Schupp, E.W; Milleron, T. & Russo, S. 2002. Dissemination limitation and the origin and maintenance species-rich tropical forests. In: D.J. Levey; W.R. Silva & M. Galleti (eds.). **Seed dispersal and frugivory: ecology evolution and conservation**. New York, CABI Publishing. Pp. 19-33.
- Silveira, M. 1999. Ecological aspects of bamboo-dominated forest in southwestern Amazon: an ethnoscience perspective. **Ecotropica** **5**: 213-216.
- Specht, R.L. 1981. Growth indices – their role in understanding the growth, structure, and distribution of Australian vegetation. **Oecologia** **50**: 347–356.
- Streck, E.V.; Kämpf, N.; Dalmolin, R.S.D; Klamt, E.; Nascimento, P.C. & Schneider, P. 2002. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, EMATER/RS- UFRGS.
- Teixeira, M.B.; Coura Neto, A.B., Pastore, U. & Rangel Filho, A.L.R. 1986. Vegetação: In: **Levantamento de recursos naturais (33)**. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, p. 541-632.
- Tewksbury, J.J. & Lloyd, J.D. 2001. Positive interactions under nurse-plants: spatia scale, stress gradients and benefactor size. **Oecologia** **127**: 425-434.
- Thomas, D.S.; Montagu, K.D. & Conroy, J.P. 2004. Changes in wood density of *Eucalyptus camaldulensis* due to temperature—the physiological link between water viscosity and wood anatomy. **Forest Ecology and Management** **193**: 157–165.
- Torezan, J.M.D & Silveira, M. 2000. The biomass of bamboo (*Guadua weberbaueri* Pilger) in open forest of the southwestern Amazon. **Ecotropica** **6**: 71-76.
- Torti, S.D.; Coley, P.D. & Kursar, T.A. 2001. Causes and consequences of monodominance in tropical lowland forests. **The American Naturalist** **57**: 141-153.

- Vaccaro, S. & Longhi, S.J. 1995. Análise fitossociológica de algumas áreas remanescentes da Floresta do Alto Uruguai entre os rios Ijuí e Turvo, no Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal** **5**(1): 33-53.
- Van der Pijl, L. 1982. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlim, Springer-Verlag.
- Vasconcelos, J.M.O.; Dias, L.L.; Silva, C.P. & Sobral, M. 1992. Fitossociologia de uma área de Mata Subtropical no Parque Estadual do Turvo-RS. **Revista do Instituto Florestal** **4**: 252-259.
- Veloso, H.P. & Góes-Filho, L. 1982. Fitogeografia brasileira - classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical. **Boletim Técnico Projeto RADAMBRASIL**. Ser. Vegetação, Salvador, 1: 1-80.
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Brasília, IBGE.
- Walker, L.R. & Vitousek, P.M. 1991. An invader alters germination and growth of a native dominant tree in Hawaii. **Ecology** **72**: 1449-1455.
- Willig, M.R., Kaufman, D.M. & Stevens, R.D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale and synthesis. **Ann Rev Ecol Evol Syst** **34**: 273-309.
- Willson, M.F.; Irvine, A.K. & Walsh, N.G. 1989. Vertebrate dispersal syndromes in some Australian and New Zealand plant communities, with geographic comparisons. **Bioropica** **21**: 133-147.
- Willson, M.F.; Rice, B.L. & Westoby, M. 1990. Seed dispersal spectra: a comparison of temperature plant communities. **Journal of Vegetation Science** **1**: 547-562.
- Woodward, F.I. 1987. **Climate and plant distribution**. Cambridge University Press, London.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A grande diversidade de fatores bióticos (competição, herbivoria, predação) e abióticos (água, luz, clima, solo, topografia) que atuam nos processos ecológicos e a simultaneidade da ocorrência de associações positivas e negativas entre as plantas necessitam de estudos aprofundados. A diferenciação da influência de cada um desses fatores à compreensão dos processos ecológicos requer trabalhos a longo prazo, que permitam acompanhar a dinâmica da vegetação, desde estádios iniciais.

As informações geradas no presente estudo, fazem parte de uma análise exploratória de estudos iniciais em uma parcela implantada em caráter permanente, mas que permitiram acrescentar conhecimentos sobre as florestas estacionais no Rio Grande do Sul, além de avaliar alguns processos ecológicos locais, importantes para entender certos padrões de organização espacial.

Embora apresentando alta riqueza, a diversidade encontrada na área estudada foi baixa, devido à dominância de poucas espécies, como *M. multiramea*. A presença desta espécie mostrou interferir na dinâmica das espécies no sub-bosque, principalmente no adensamento de outras populações. Isto parece não estar associada à competição por luz e sim à alta competitividade atribuída ao sistema rizomatoso que devido a eficiente propagação vegetativa, estaria funcionando como uma barreira física ao desenvolvimento das demais populações. Estudos mais aprofundados, em caráter experimental, por exemplo, poderiam testar estas condicionantes, incluindo a possibilidade de propriedades alelopáticas das taquaras, em diferentes órgãos. A intensa produção de serapilheira também pode ser um fator que interfere no crescimento das demais espécies.

Variáveis relacionadas ao solo, como teores de argila e Ca, mostraram estar mais relacionadas à abundância e diversidade de espécies conforme o aumento no porte dos indivíduos. *M. multiramea* mostrou interferir mais na diversidade de arbustos e arvoretas do que nas árvores de maior porte, o que sugere ser o efeito da taquara, um fator com intensidade e distribuição variável no espaço ao longo do tempo. Novos estudos poderiam investigar a expansão das touceiras em relação ao solo, com aspectos nutricionais, hídricos ou físicos, bem como modificação na condição edáfica posterior à ocupação por taquara.

A composição florística e estrutural das diferentes fisionomias existentes no Parque do Turvo também devem ser contempladas como um objeto de estudo, pois contribuem significativamente para a chegada de propágulos e para a definição das espécies que ocuparão o ambiente. Na parcela estudada, a zoocoria foi a estratégia de dispersão dominante nos estratos inferiores, diminuindo fortemente entre as árvores mais altas, estando associada positivamente com a presença de espécies e indivíduos perenes. Do mesmo modo, as espécies decíduas e anemocóricas também mostraram distribuição espacial correlacionada.

A baixa densidade de árvores decíduas amostradas pode ter sido a razão para os baixos valores encontrados à abertura do dossel, que ficaram mais próximos aos de florestas semidecíduas, corroborando com os sistemas de classificação que atribuem essa condição à área.

Como a avaliação da abertura do dossel teve por objetivo determinar de forma abrangente o padrão da área, não foi possível quantificar o grau de deciduidade somente das árvores decíduas e, com isso, avaliar uma possível modificação do ambiente sob suas copas, conforme é indicado por outros estudos em floresta estacionais no Brasil. Este poderia ser mais um tema a ser investigado na parcela permanente.

Algumas considerações iniciais a respeito da área foram geradas, porém muitas perguntas. Novos projetos deverão ser elaborados, visando acumular conhecimentos sobre a dinâmica florestal, testando hipóteses sobre os fatores mantenedores da diversidade local. Possivelmente outras parcelas deverão ser implantadas na floresta, investigando as demais fisionomias da paisagem. Estes estudos são essenciais para a proposição de medidas de manejo e conservação de espécies e comunidades ou aplicados à restauração de áreas degradadas.