



Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



Dissertação de Mestrado

**Relações entre aves dispersoras de sementes e manchas florestais
em matriz campestre na Serra do Sudeste, RS**

Bethânia Oliveira Azambuja

Porto Alegre, Abril de 2009

Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Dissertação de Mestrado

**Relações entre aves dispersoras de sementes e manchas florestais
em matriz campestre na Serra do Sudeste, RS**

Bethânia Oliveira Azambuja

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Valério de Patta Pillar

Comissão Examinadora:

Marco Aurélio Pizo, Unisinos

Marcelo Tabarelli, UFPE

Andreas Kindel, UFRGS

Sumário

Resumo	8
Abstract	9
Índice de figuras	10
Índice de tabelas	10
Índice de apêndices	13
1. Introdução	14
2. Interações mutualísticas entre aves dispersoras de sementes e plantas em manchas florestais em um mosaico campo-floresta	21
2.1. Introdução	21
2.2. Material e métodos	23
2.3. Resultados	29
2.4. Discussão	34
2.5. Referências bibliográficas	38
3. Implicações da dispersão de sementes por aves na expansão de manchas florestais em matriz campestre	43
3.1. Introdução	43
3.2. Material e métodos	45
3.3. Resultados	53
3.4. Discussão	57
3.5. Referências bibliográficas	62
4. Considerações finais	66
5. Referências bibliográficas	67
6. Apêndices	73

Agradecimentos

Em diferentes momentos e de diferentes formas, eles foram importantes e até essenciais para que essa dissertação tenha chegado até aqui, e por isso agradeço:

Ao meu orientador, Valério Pillar, por tudo o que me faz admirá-lo a cada dia como pesquisador e como pessoa!

A Sandra Maria Hartz, pelas sugestões iniciais, acompanhamento e incentivo do projeto, e por possibilitar a minha participação no Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades.

A Sandra Müller, uma pessoa essencial em muitos momentos! Pela sua paciência, seu jeitinho de “mãe”, e por seu interesse e sugestões neste trabalho.

Aos meus ajudantes de campo, Marcel Tust, Letícia Dadalt e Caroline Caetano, por tornarem os meus dias em campo muito mais agradáveis e proveitosos.

Aos colegas do EcoQua, pelos bons momentos de convivência e por todas as sugestões, discussões e apoio que impulsionaram este trabalho. Principalmente a Adriana Shüller e Camila Schinestsck, pelo companheirismo nesta jornada, Melina dos Santos e Leandro Duarte, pela inspiração, e Rodrigo Bergamin, pelo apoio e ajuda com a identificação das plantas. À Ana Luiza Matte, pela ajuda com as análises de geoprocessamento.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades, pelas proveitosas discussões nas ‘Boosteratas’. Em especial a André Mendonça-Lima e Jan Karel pela ajuda nas identificações das aves, e Andreas Kindel pelo interesse e incentivo neste trabalho.

A todos os colegas do PPG Eco, pelo companheirismo, amizade e momentos de boas risadas – indispensáveis. Em especial ao meu bom amigo Álan Panatta, que nos deixou cedo demais. Quem sabe, Álan, quando toda a nossa turma da Eco já tiver chegado aí no céu, façamos aquela tão planejada festa! Ficamos te devendo essa, querido.

Aos amigos do PPG Botânica, pela ajuda na identificação das plantas, em especial a Eduardo Giehl, meu eterno “pai científico”, pelo exemplo, a Martin Molz, por sua extrema boa-vontade e paciência, e a Jaqueline Durigon, pela identificação das trepadeiras - e ainda sempre sorrindo. A Lilian Mentz pela identificação das solanáceas.

Ao meu amigo Vagner Camilotti, pela ajuda e companhia em campo, pelas frutíferas discussões sobre ciência, ecologia, aves, campos, conservação, baobás...

A Mauro Ortiz, pelo exemplo; pelo estímulo e apoio incondicional desde o início; pela companhia e ajuda em quase todos os campos; pelas dicas e sugestões no projeto, em especial na metodologia, que resultaram em coisas extremamente práticas; pelas nossas discussões sobre evolução, ecologia, ciência e tanto mais, que me fizeram crescer sempre.

À minha amiga Daniela Oliveira de Lima, por nossas discussões científicas ou não, e por estar ao meu lado ainda que distante.

A Frederico Moura, pela ajuda com as figuras, pelo apoio e estímulo, pelo suporte emocional e logístico, e por acreditar em mim!

À “equipe de apoio I”, dona Maria e seu Valmir, meus pais, pelo apoio logístico em todos os momentos que estive em campo e que, dessa forma, proporcionaram que eu fizesse muito mais, muito melhor, e de forma muito mais prazerosa.

À “equipe de apoio II”, tia Eva e tio Lilico, por igual apoio nos momentos em que estive na “unidade de operações II”.

À EMBRAPA Pecuária Sul, pelo financiamento em parte do projeto, em especial a Pedro Pereira Trindade, pela atenção dedicada sempre.

À secretária do Programa de Pós Graduação em Ecologia, Silvana Barzotto, pela sua atenção e prontidão para resolver qualquer problema.

À CAPES pela bolsa de mestrado durante os 24 meses.

A todos que acreditam e tornam possível o ensino público, gratuito e de qualidade no Brasil.

Às aves, por tornarem este trabalho mais colorido, e a quem devo desculpas por atrapalhar suas vidas com minhas redes-de-neblina e sacos de contenção!

Esta dissertação é dedicada ao meu pai,
companheiro e ajudante incondicional
durante todo o trabalho.

Relações entre aves dispersoras de sementes e manchas florestais em matriz campestre na Serra do Sudeste, RS

Resumo

Os ecossistemas de campo no sul do Brasil apresentam distribuição em mosaicos naturais com florestas, representadas por matas ciliares, manchas florestais, entre outras formações. Há uma tendência natural da expansão das áreas florestais sobre as campestres, e aves desempenham um papel importante nessa expansão ao levarem sementes de áreas-fonte (mata ciliar) para manchas florestais. Avaliamos a comunidade de aves dispersoras de sementes em quatro áreas na Serra do Sudeste, município de Encruzilhada do Sul. Aves foram capturadas em manchas florestais de diferentes tamanhos e graus de isolamento, e as sementes capturadas em suas fezes foram identificadas. Encontramos 13 espécies de aves dispersando 30 espécies de sementes, predominando interações generalistas entre elas. As manchas florestais foram semelhantes na composição e abundância de aves dispersoras que os visitam, resultando em semelhança na composição de sementes que potencialmente chegam a cada tipo de mancha florestal. Quanto à composição de plantas das manchas florestais e mata ciliar, do total de 73 espécies amostradas, 72,6% eram zoocóricas. Manchas florestais pequenas e isoladas apresentaram riqueza de plantas do estrato inferior menor que a esperada, e matas ciliares, riqueza maior que a esperada. Além disso, manchas grandes tiveram riqueza de plantas do estrato inferior maior do que as pequenas. Portanto, a limitação de dispersão de plantas zoocóricas ocorre para manchas pequenas, diminuindo sua contribuição para a expansão das florestas, ao contrário das manchas florestais grandes e próximas da mata ciliar. A exclusão do acesso do gado durante um período de 14 meses não causou diferenças na riqueza, abundância e composição de plântulas florestais.

Palavras-chave: mosaico, Campos Sulinos, interações, paisagem, plântulas

**Relations between seed dispersal birds and forest patches in grassland matrix in
Serra do Sudeste, RS**

Abstract

Grassland ecosystems in South Brazil are distributed in natural mosaics with forests, represented by gallery forests, forest patches, among other forest types. There is a natural tendency of forest areas to expand over grassland areas, and birds have an important role in such expansion, by carrying seeds from forest areas (gallery forests) to the forest patches. We evaluate the bird dispersers community in four areas in Serra do Sudeste, Encruzilhada do Sul municipality. Birds were captured in forest patches of different sizes and isolation degrees, and the seeds captured from the bird's feces were identified. We found 13 bird species dispersing 30 seed species, and most of interactions were generalists. The forest patches were similar in composition and abundance of bird dispersers, resulting in a similar composition of seeds that potentially are carried to each patch type. We sampled 73 species of plants in gallery forests and forest patches, of which 72,6% were zoochoric. Small and isolated forest patches had sapling richness less than expected, and gallery forests, more than expected. Further, sapling species richness was higher in the big patches than in small patches. Therefore, the dispersal limitation of zoochoric plants occurs for small patches, decreasing their contribution to forest expansion, unlike bigger forest patches located near to gallery forests. Exclusion of cattle for a period of 14 months did not cause differences in richness, abundance and composition of forest saplings.

Key-words: mosaic, South Brazilian Campos, interactions, landscape, saplings

Índice de Figuras

2. Interações mutualísticas entre aves dispersoras de sementes e plantas em manchas florestais em um mosaico campo-floresta

Figura 1. Localização das manchas florestais levantadas sobre carta em escala 1:50.000 da Diretoria de Serviço Geográfico - Brasil. Os eixos vertical e horizontal do mapa estão em coordenadas UTM, separadas por 500 metros25

Figura 2. Variação da porcentagem de captura de dispersores em relação à distância da mata ciliar, área da mancha florestal e isolamento, cujos valores foram transformados em proporções para facilitar a visualização no gráfico.....32

3. Implicações da dispersão de sementes por aves na expansão de manchas florestais em matriz campestre

Figura 1. Localização das manchas florestais levantadas sobre carta em escala 1:50.000 da Diretoria de Serviço Geográfico - Brasil. Os eixos vertical e horizontal do mapa estão em coordenadas UTM, separadas por 500 metros47

Figura 2. Variação da riqueza (demonstrado pelos resíduos da riqueza em relação à abundância) de plantas nos quatro estratos amostrados em relação à distância da mata ciliar, isolamento e área da mancha florestal, cujos valores foram transformados em proporções para facilitar a visualização no gráfico.....55

Figura 3. Diferenças entre comunidades dentro das gaiolas de exclusão (isoladas) e fora (não isoladas), quanto à abundância (A) e riqueza de espécies (B) de plântulas..57

Índice de Tabelas

2. Interações mutualísticas entre aves dispersoras de sementes e plantas em manchas florestais em um mosaico campo-floresta

Tabela 1. Unidades amostrais sorteadas nas quatro áreas (local 1, 2, 3 ou 4), número da mancha florestal e suas respectivas áreas, distâncias até a mata ciliar mais próxima, isolamento (% de área campestre em um entorno de 100 m de raio) e distâncias até a mancha florestal mais próxima, até a mancha mais próxima com área superior a 100 m² e com área superior a 700 m²24

Tabela 2. Aves capturadas com sementes nas fezes e número de capturas com cada espécie de semente. Elae = *Elaenia* spp.; Turu = *Turdus rufiventris*; Step = *Stephanophorus diadematus*; Tuam = *Turdus amaurochalinus*; Tang = *Tangara preciosa*; Thbo = *Thraupis bonariensis*; Myia = *Myiarchus* spp. Thsa = *Thraupis sayaca*; Viol = *Vireo olivaceus*; Myma = *Myiodynastes maculatus*; Myca = *Myopagis caniceps*; Tual = *Turdus albicollis*; Misa = *Mimus saturninus*. NI 1, NI 2, NI 3, NI 4 e NI 5 são sementes cujas espécies não puderam ser identificadas. As espécies de aves cujas colunas estão assinaladas em tom cinza foram mais específicas nas interações com espécies vegetais. As espécies estão ordenadas por frequência de interações.....30

Tabela 3. Frequências das espécies de aves capturadas em cada mancha florestal (números de 1-16). Myma = *Myiodynastes maculatus*; Turu = *Turdus amaurochalinus*; Tang = *Tangara preciosa*; Elae = *Elaenia* spp.; Tuam = *Turdus amaurochalinus*; Myia = *Myiarchus* spp.; Step = *Stephanophorus diadematus*; Thsa = *Thraupis sayaca*; Thbo = *Thraupis bonariensis*; Viol = *Vireo olivaceus*.....33

Tabela 4. Frequência potencial de espécies de sementes dispersadas por aves em manchas florestais, obtida pela multiplicação das tabelas de frequência de espécies de aves x manchas e espécies de aves x espécies de sementes. As espécies de sementes estão em ordem decrescente de abundância total. A mancha 5 não aparece na tabela porque não foi observado nenhum evento de dispersão de sementes por aves para esta unidade amostral. As espécies de sementes cujas linhas estão marcadas em tom cinza são as que apresentaram especificidades quanto à dispersão para manchas florestais.

Códigos das espécies de sementes: Cas = *Casearia silvestris*; sol = solanáceas; Gue = *Guettarda uruguensis*; Chry = *Chrysophyllum marginatum*; Myrr = *Myrrhinium atropurpureum*; Ble = *Blepharocalix salicifolius*; Chio = *Chiococca alba*; Sch = *Schinus polygamus*; Scu = *Scutia buxifolia*; Trip = *Tripodanthus acutifolius*; Myrs = *Myrsine* spp.; Myrce = *Myrceugenia myrtoides*; Pass = cf. *Passiflora* sp.; Cho = *Chomelia obtusa*; Alo = *Allophylus edulis*; Sti = *Stirax leprosus*; Daph = *Daphnopsis racemosa*; Lit = *Lithraea brasiliensis*; Ber = *Berberis laurina*; Myrci = *Myrcia palustris*; Cith = *Citharexylum montevidensis*; Ilex = *Ilex dumosa*; Mel = *Melia azedarach*; Eug = *Eugenia uniflora*; Cup = *Cupania vernalis*; NI1, NI2, NI3, NI4 e NI5 = sementes não identificadas.....33

3. Implicações da dispersão de sementes por aves na expansão de manchas florestais em matriz campestre

Tabela 1. Unidades amostrais sorteadas nas quatro áreas e suas respectivas áreas, distâncias até a mata ciliar mais próxima, isolamento (% de área campestre em um entorno de 100 m de raio) e distâncias até a mancha florestal mais próxima, até a mancha mais próxima com área superior a 100 m² e com área superior a 700 m². PI = mancha florestal pequena isolada. GI = mancha grande isolada. PNI = mancha pequena não isolada. GNI = mancha grande não isolada.....46

Tabela 2. Resultados das análises de variância univariada (ANOVA) e multivariada (MANOVA) realizadas (1) com todas as espécies de plantas encontradas no estrato inferior das unidades amostrais, (2) com as espécies de plantas zoocóricas do estrato inferior e (3) com as espécies de plantas do estrato inferior cujas sementes foram encontradas nas fezes das aves capturadas. O contraste indica quais grupos de unidades amostrais estão sendo comparados, *p* é a probabilidade gerada pelo teste de aleatorização, e a média dos resíduos significa a média dos resíduos da regressão da riqueza a partir da abundância para o grupo de unidades amostrais que está sendo contrastado com os demais. PI = mancha florestal pequena isolada. GI = mancha grande isolada. PNI = mancha pequena não isolada. GNI = mancha grande não isolada, MC = mata ciliar. Valores de *p* em negrito são estatisticamente significativos, com $\alpha < 0,05$ (*) ou com $\alpha < 0,01$ (**).53

Índice de Apêndices

3. Implicações da dispersão de sementes por aves na expansão de manchas florestais em matriz campestre

Apêndice 1. Espécies de plântulas entre 30 e 100 cm de altura encontradas em 20 unidades amostrais e suas respectivas abundâncias. As espécies estão em ordem decrescente de frequência. Espécies em negrito apresentam síndrome de dispersão zoocórica. Espécies marcadas com asterisco (*) tiveram sementes encontradas nas fezes de aves capturadas. PI = manchas florestais pequenas isoladas, GI = manchas grandes isoladas, PNI = manchas pequenas isoladas, GNI = manchas grandes não isoladas e MC = mata ciliar73

Apêndice 2. Espécies de plântulas entre 5 e 30 cm de altura amostradas dentro e fora das gaiolas de exclusão do gado, e suas respectivas abundâncias. As espécies estão em ordem decrescente de frequência. Ab = abundância; Fr = frequência. As unidades amostrais estão separadas em isoladas (i) ou não isoladas do gado (n), dentro dos blocos: PI = manchas florestais pequenas isoladas, GI = manchas grandes isoladas, PNI = manchas pequenas isoladas, GNI = manchas grandes não isoladas e MC = mata ciliar. NI1, NI2, NI3, NI4 e NI5 são espécies de plântulas que não puderam ser identificadas76

Apêndice 3. Vista externa de uma gaiola de exclusão do gado em mancha florestal pequena isolada78

Apêndice 4. Vista interna de uma gaiola de exclusão do gado na mata ciliar78

Apêndice 5: Espécies encontradas no sub-bosque (30 a 100 cm de altura) das manchas florestais e mata ciliar. Síndromes de dispersão: zoo = endozoocórica, ane = anemocórica e aut = autocórica79

1. Introdução

Ecossistemas campestres naturais são encontrados na região sul do Brasil, e estão presentes em dois diferentes biomas: Mata Atlântica e Pampa (IBGE 2004). Os campos pertencentes ao bioma Mata Atlântica estão presentes no Paraná, Santa Catarina e região norte do Rio Grande do Sul, aproximadamente acima da linha de 30°S de latitude (Figura 1). Esses campos fazem limite com a Floresta com Araucária, formando mosaicos com a vegetação florestal e são comumente referidos como “campos de cima da serra”. Na porção sul do Rio Grande do Sul, pertencente ao bioma Pampa, estão os campos da campanha (porção oeste) e a Serra do Sudeste, sobre a região geomorfológica mais antiga do Estado, o Escudo Cristalino.



Figura 1: Mapa dos ecossistemas de campo (em cinza) no sul do Brasil, adaptado de RadamBrasil. A área onde foi desenvolvido o presente estudo está sinalizada com um ponto.

Nesta região também são encontrados mosaicos de vegetação florestal e campo, nos quais as partes florestais são representadas por matas ciliares, manchas florestais, matas relacionadas a nascentes, e árvores ou arbustos lenhosos isolados no campo (Marchiori 2004, Rambo 2005).

As primeiras descrições a respeito das florestas da Serra do Sudeste são de Ihering (1891), seguido de Lindman (1906) e Rambo (1942), que tratam de aspectos mais fisionômicos da região. A Lindman, intrigava o limite brusco entre a floresta e o campo, pois reconhecia que “nem o clima nem o solo” constituem empecilhos para o desenvolvimento das florestas no Rio Grande do Sul (Lindman 1906). De fato, os campos são hoje considerados como relictos de um passado de clima mais frio e seco, ao contrário das florestas, que são favorecidas pelo clima atual (Behling *et al.* 2005). Dessa forma, a tendência é que os campos sejam gradualmente invadidos pelas florestas (Oliveira & Pillar 2004).

Porém, essa invasão não é vista de forma muito acentuada, e a principal razão para isso é que o campo, que evoluiu com grandes pastadores (Equidae, Camelidae e Cervidae) apresenta nos dias de hoje, na maioria das suas áreas ainda conservadas, pastadores domésticos (bovinos, ovinos e equinos, em sua maioria) (Pillar 2003). Além disso, a queima da biomassa campestre ao longo de milhares de anos (Behling *et al.* 2005) e ainda no presente contribui para desacelerar o processo da expansão da floresta, que se torna evidente em áreas excluídas de queimadas e gado (Oliveira & Pillar 2004).

As manchas florestais inseridas no campo são popularmente conhecidas como “capões”, um nome que também é usado para manchas florestais no Pantanal brasileiro (Frison 2007). Sobre a palavra “capão”, Marchiori (2004) relata que o termo é de utilização antiga na literatura sul-rio-grandense, constando seu significado em 1938 como “palavra usada pelos portugueses neste país, e com a qual explicam os pequenos bosques ou

juntamentos de arvoredos” (Câmara & Saldanha 1938). Rambo (2005) se refere aos capões como “matos menores mais ou menos redondos, fechados, nitidamente destacados, dependendo em volume e composição da natureza local do solo”. Já Machado (2004), baseado em critérios de Ward (1977), define, em seu estudo, capões como associações formadas por no mínimo um indivíduo arbóreo com arbustos, tendo suas copas mais ou menos sobrepostas, cada capão separado de outro por um estrato herbáceo contínuo. No presente trabalho, trataremos tais unidades de vegetação florestal inseridas no campo como “manchas florestais”, podendo ir desde duas árvores associadas até 3500 m².

De acordo com Klein (1960), os capões seriam estádios iniciais no processo sucessional de colonização da floresta sobre os campos. Assim, o avanço da floresta se daria não somente a partir da borda, mas também através de “saltos”, onde a formação de núcleos florestais (capões) desempenharia um papel fundamental no processo expansivo. Além disso, essas manchas seriam potenciais fornecedores de propágulos para o estabelecimento de novos núcleos florestais. A teoria de Klein foi corroborada por Duarte *et al.* (2006a) em mosaico de campos com Floresta de Araucária excluído da presença do gado, e outros estudos no mesmo tipo de ambiente têm representado avanços no entendimento da dinâmica de expansão da floresta sobre o campo (Machado 2004, Dos Santos 2008, Duarte *et al.* 2006b)

No entanto, os resultados dos recentes estudos também geram novas perguntas, como por exemplo: Os padrões encontrados em mosaicos de Floresta com Araucária também se aplicam a outras formações florestais? Que diferenças poderiam ser encontradas na expansão da floresta em campos manejados, que são a paisagem mais comum dos ecótonos floresta-campo? Qual o papel desempenhado pelas aves na expansão das manchas florestais no campo? Nos dois capítulos a seguir, tentamos gerar subsídios para responder a essas perguntas.

Quanto às diferenças entre campo com e sem gado, a maioria dos estudos que tratam de impacto do gado em áreas florestais são realizados em florestas degradadas para transformação em pastagem (p. ex. Ganade & Brown 2002, na Amazônia Central), mas em ambientes que evoluíram com grandes herbívoros esses resultados ainda são inconclusivos (Michels 2009). Conforme Dannel *et al.* (2003), a ação de ungulados sobre espécies preferenciais pode diminuir sua abundância e conseqüentemente incrementar a de competidoras menos palatáveis.

Na região sudeste do Rio Grande do Sul, a fisionomia da vegetação é influenciada por formações graníticas e elevadas altitudes, que diminuem na direção norte até chegar na Depressão Central. Estudos na Serra do Sudeste são escassos, de modo que a vegetação é muito pouco conhecida. Apesar disso, é apontada como uma das principais áreas com vistas à conservação da flora regional por abrigar um grande número de espécies endêmicas em formações abertas (Guadagnin *et al.* 2000). Devido ao arranjo das manchas florestais na paisagem, variando em tamanho e grau de isolamento (Figura 2), esse ambiente torna-se propício para investigar as relações dos dispersores de sementes (e conseqüentemente as espécies de sementes por eles dispersadas) com a paisagem no contexto floresta-campo. Essa é a idéia apresentada no capítulo dois, focalizando nas aves como o grupo dispersor a ser analisado.

Aves são amplamente reconhecidas como importantes agentes dispersores de sementes (Ridley 1930, Morton 1973, Janzen 1970, Smythe 1970, Van der Pijl 1972, Howe 1977). A dispersão de sementes por aves pode desempenhar um importante papel de restauração de habitats degradados (McClanahan & Wolfe 1993, Holl *et al.* 2000), principalmente com a utilização de poleiros (Guedes *et al.* 1997, Shiels & Walker 2003). No entanto, morcegos também são bastante estudados quanto ao seu papel como dispersores de sementes (Uieda & Vasconcelos-Neto 1985) e na recuperação de áreas degradadas (Ingle 2002, Whittaker &

Jones 1994). A Serra do Sudeste, porém, representa uma lacuna na distribuição de morcegos frugívoros no Estado, sendo nenhuma espécie frugívora relatada para a região (Fábian *et al.* 1999). Assim, possivelmente cabe à avifauna o papel de levar sementes a longas distâncias nesta região. Portanto, focamos no grupo das aves como o principal meio de transporte de diásporos para as manchas florestais, conforme já havia sido suposto por Duarte *et al.* (2006b).



Figura 2. Vista geral da paisagem de uma das áreas amostradas, onde aparecem manchas florestais pequenas (P), grandes (G) e mata ciliar (MC).

Compreender as interações entre aves e sementes nos ajuda a fazer previsões sobre a expansão florestal, uma vez que:

1. o processo de dispersão não é homogêneo. Nem todas as espécies de dispersores dispersam todas as espécies de frutos (Jordano 1987, Jordano & Schupp 2000, Scherer *et al.* 2007)

2. frugívoros podem escolher seus frutos com base no seu tamanho corporal, tamanho do bico, formato do fruto, entre outros atributos. O tamanho do fruto parece ser um importante atributo porque diz respeito ao número potencial de animais dispersores através da limitação de consumo de frutos para certas espécies de frugívoros (Wheelwright 1985, Jordano 1995, Githiru *et al.* 2002). É bem documentado que espécies de sementes grandes produzem frutos grandes (Herrera 1987, Primack 1987, Jordano 1995).

3. O sucesso da dispersão das sementes depende diretamente do comportamento alimentar do frugívoro, do processamento do fruto e dos movimentos pós-alimentares (Jordano & Schupp 2000), que irão levar a sementes a sítios adequados ou não para sua germinação e estabelecimento.

Durante o processo de dispersão, pode haver limitações que impeçam a semente dispersada de se estabelecer no ambiente. Essas limitações podem ser divididas em quatro conceitos-chave (Jordano *et al.* 2006). A primeira, *limitação de fonte*, aplica-se, por exemplo, a casos em que as plantas não produzem propágulos suficientes, seja por ineficiência na polinização ou porque não há plantas suficientes, ou ainda quando há predação das sementes antes da dispersão. Já a *limitação de dispersão* acontece quando há limitação na remoção e deposição de sementes, envolvendo a quantidade depositada e a qualidade do local, e portanto esse é o principal momento onde agem os dispersores, sendo que se forem depositadas em locais de baixa probabilidade de recrutamento, então a dispersão é pouco eficiente. A *limitação de recrutamento* se limita a eventos pós-dispersão, onde pode haver perda de propágulos por predação, por exemplo. A *limitação de estabelecimento* se manifesta em eventos entre a emergência da plântula e seu estabelecimento.

O conhecimento dos processos envolvidos na dispersão (chuva de sementes) e no recrutamento de espécies vegetais é de suma importância para a compreensão da dinâmica das formações vegetais (Clark *et al.* 2004), que futuramente retratará os padrões temporais e espaciais destas formações na paisagem. Uma vez que a dispersão de sementes tem implicações importantes para a futura composição da vegetação de uma região, torna-se importante conhecer os mecanismos pelo qual essa dispersão ocorre e que padrões ela gera. Esses mecanismos e padrões serão investigados no capítulo 3.

2. Interações mutualísticas entre aves dispersoras de sementes e plantas em manchas florestais em um mosaico campo-floresta

Palavras-chave: conectância, rede de interações, zoocoria, dispersão, paisagem

2.1. Introdução

No sul do Brasil, encontramos o bioma *Campos* (Overbeck *et al.* 2007) formando mosaicos naturais com florestas. Na parte sul do Rio Grande do Sul, essas florestas são representadas por matas ciliares, formações florestais em encostas de morro, manchas florestais, árvores isoladas e arbustos lenhosos (Marchiori 2004). Há uma tendência natural da expansão das áreas florestais sobre as campestres (Oliveira & Pillar 2004), uma vez que o clima atual é mais propício ao desenvolvimento de florestas, ao contrário de um clima pretérito onde os campos predominaram (Behling *et al.* 2005). Contudo, o manejo exercido com queimadas ou com atividade pecuária representa o maior impedimento à expansão das áreas florestais atualmente (Pillar 2003). Em áreas excluídas de pastejo e queimadas, esse processo de expansão se evidencia no avanço gradual das bordas florestais (Oliveira & Pillar 2004) e por nucleação, a partir de árvores isoladas que se estabelecem na matriz campestre e que passam a atrair dispersores de sementes e/ou facilitar o estabelecimento de outras espécies arbóreas no campo. Desenvolve-se assim uma paisagem de mosaico com manchas florestais de diferentes tamanhos inseridas na matriz campestre (Duarte *et al.* 2006). Independentemente do processo pelo qual se dá a expansão florestal, ela depende da dispersão de sementes das espécies florestais da mata para as áreas de campo que estão sendo colonizadas, o que em grande parte é feito por animais.

Na expansão florestal através de nucleação, árvores ou pequenas manchas florestais isoladas no campo podem servir como poleiros para animais frugívoros, e assim agirem como

“plantas berçário”, abrigando, embaixo de sua copa, plântulas de espécies florestais trazidas nas fezes dos animais e favorecendo o seu estabelecimento (Duarte *et al.*, 2006) e as aves parecem desempenhar a parte principal desse papel (Galindo-González *et al.* 2000) por utilizarem poleiros com frequência (Guedes *et al.* 1997, Shiels & Walker 2003). Segundo Duarte *et al.* (2006), as espécies florestais envolvidas no processo de formação inicial de manchas de Mata com Araucária sobre o campo tendem a ter diásporos pequenos, vermelhos a pretos, o que indica que a chegada destes diásporos até as plantas berçário depende da atividade de vertebrados dispersores, especialmente aves (Janson 1983, Howe & Westley 1988, Link & Stevenson 2004). Assim, as espécies de aves potencialmente importantes para este transporte de sementes seriam aquelas que se alimentam de frutos e, ao mesmo tempo, habitam o ecótono floresta-campo (Duarte *et al.* 2006).

A dispersão de sementes é um exemplo de interação difusa, pois as sementes de uma determinada espécie vegetal, geralmente, são dispersas por várias espécies animais (Jordano 1987, Jordano & Schupp 2000, Francisco & Galetti 2002, Scherer *et al.* 2007). Essas interações complexas são importantes na dinâmica do ecossistema à medida que afetam diretamente a capacidade de reprodução e de regeneração das árvores (Githiru *et al.* 2002), a distribuição das espécies vegetais no ambiente (Schupp 1993) e exercem pressões seletivas sobre as plantas afetando diretamente o seu sucesso reprodutivo (Thompson & Wilson 1979, Howe & Kerckhove 1980).

O uso da paisagem pelas aves dispersoras de sementes é de grande importância para a distribuição futura das plantas no ambiente. O sucesso da dispersão das sementes depende diretamente do comportamento alimentar do dispersor, do processamento do fruto e dos movimentos pós-alimentares (Jordano & Schupp 2000), que irão levar as sementes a sítios adequados ou não para sua germinação e estabelecimento. Em estudo em pradarias, por exemplo, Guevara & Laborde (1993) mostraram que o movimento de espécies de aves

frugívoras é governado pela presença e arranjo espacial de elementos florestais de áreas relativamente reduzidas, como matas ciliares ou mesmo árvores isoladas.

Neste trabalho, em um mosaico de floresta e campos na Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul, identificamos padrões nas interações mutualísticas entre aves dispersoras de sementes e espécies de plantas florestais, e avaliamos se o tamanho e grau de isolamento das manchas florestais tem relação com o seu uso pelas aves dispersoras e com a composição de espécies de sementes trazidas por essas aves.

2.2. Material e Métodos

Área de estudo

Realizamos a amostragem em uma área de mosaico de campos e florestas localizados na região da Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul, dentro do Bioma Pampa. A área estudada situa-se no município de Encruzilhada do Sul, entre as coordenadas 30°25'03"S 52°21'37"W e 30°25'54"S 52°22'40"W, com altitudes entre 100 a 210 m, e é ocupada com atividade pecuária. Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo Cfa (temperado subtropical úmido com verões quentes e sem estação seca definida). A temperatura média anual é de 16,5°C, a média do mês mais frio é de 11,6°C e a precipitação média anual é de 1504 mm (Instituto de Pesquisas Agronômicas, 1989). A vegetação da região é predominantemente campestre, com adensamentos florestais em encostas de morro e baixadas (matas ciliares), além de manchas florestais esparsas e formações arbustivas (principalmente *Dodonea viscosa* e *Baccharis dracunculifolia*) em algumas regiões.

Unidades Amostrais

Amostramos aves em quatro áreas, distantes de 180 a 2000 m uma da outra e medindo de 108000 a 182000 m² cada (Figura 1). Em cada uma das áreas, sorteamos quatro manchas

florestais, procurando abranger o espectro de tamanhos e graus de isolamento das manchas existentes, totalizando 16 manchas florestais amostradas (Tabela 1). A partir daí, avaliamos o diâmetro e localização geográfica das manchas florestais sorteadas, assim como cinco medidas de seu isolamento: a distância até a mata ciliar mais próxima, a distância até a mancha florestal mais próxima, sendo essas divididas em a) manchas de qualquer tamanho, b) manchas de área superior a 100 m² e c) manchas com área superior a 700 m²; e a porcentagem de área florestal em raio de 100 m a partir do centro da mancha.

Tabela 1. Unidades amostrais sorteadas nas quatro áreas (local 1, 2, 3 ou 4), número da mancha florestal e suas respectivas áreas, distâncias até a mata ciliar mais próxima, isolamento (% de área campestre em um entorno de 100 m de raio) e distâncias até a mancha florestal mais próxima, até a mancha mais próxima com área superior a 100 m² e com área superior a 700 m².

Local	Mancha	Área (m ²)	Distância mata ciliar	Isolamento	Mancha mais próxima	Mancha mais próxima > 100 m ²	Mancha mais próxima > 700 m ²
1	1	60,51	259 m	96,8%	54 m	81 m	81 m
1	2	660,18	96 m	99,0%	17 m	61 m	61 m
1	3	50,82	95 m	84,5%	6 m	25 m	40 m
1	4	368,74	127 m	90,3%	3 m	3 m	16,5 m
2	5	34,71	106 m	98,5%	31 m	60 m	106 m
2	6	1042,03	32 m	97,4%	30 m	30 m	30 m
2	7	31,4	18 m	82,9%	7,5 m	18 m	18 m
2	8	2877,69	82 m	54,3%	4 m	4 m	4 m
3	9	66,95	130 m	94,7%	9,5 m	66 m	66 m
3	10	814,00	118 m	95,7%	13,49 m	74 m	74 m
3	11	38,53	141 m	96,8%	2,5 m	24 m	141 m
3	12	344,12	163 m	99,1%	3 m	107 m	158 m
4	13	45,86	273 m	99,7%	20 m	101 m	160 m
4	14	133,84	193 m	97,4%	18 m	20 m	120 m
4	15	19,62	83 m	88,8%	9,5 m	22 m	22 m
4	16	660,75	96 m	91,4%	6,5 m	6,5 m	6,5 m

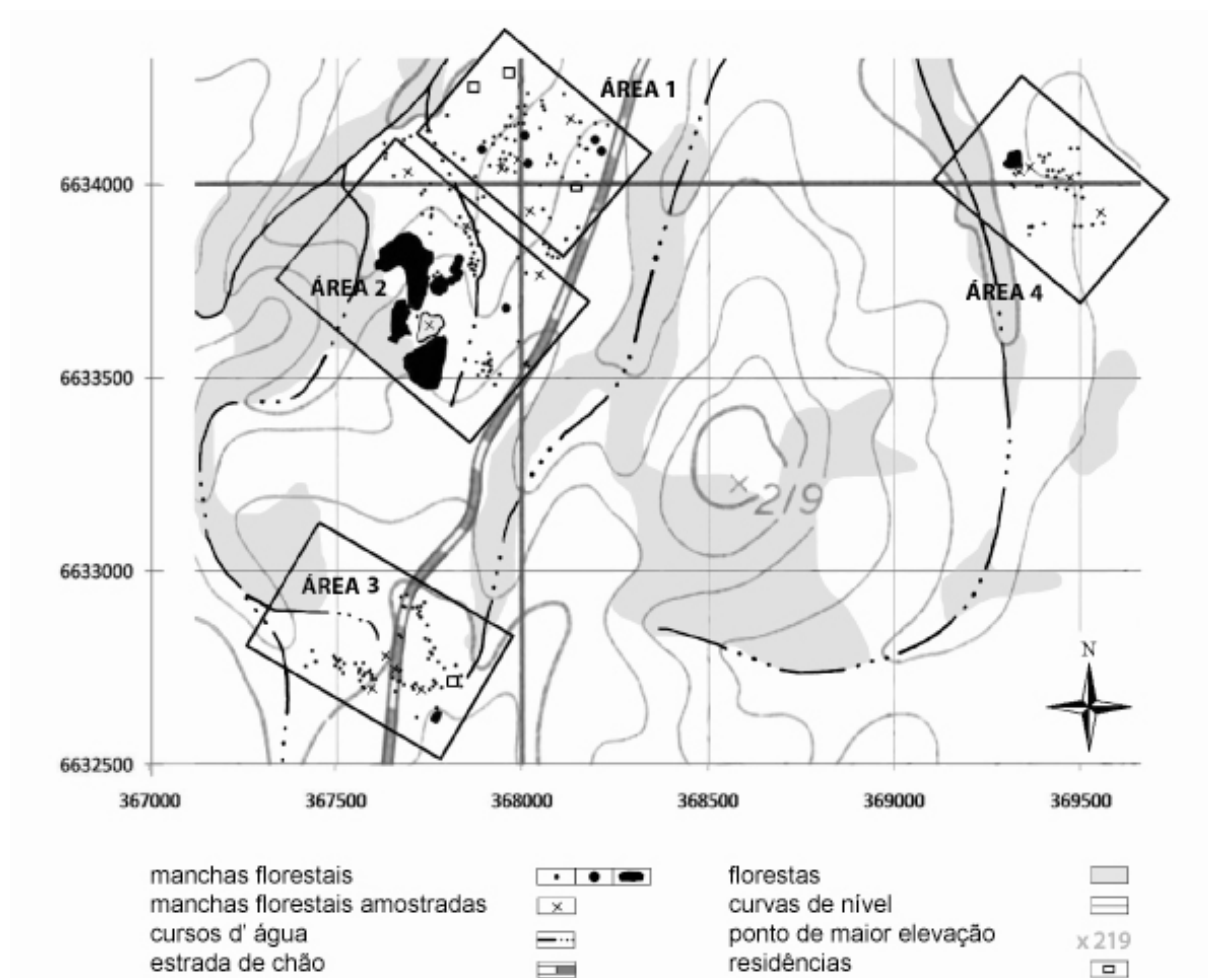


Figura 1. Localização das manchas florestais levantadas sobre carta em escala 1:50.000 da Diretoria de Serviço Geográfico - Brasil. Os eixos vertical e horizontal do mapa estão em coordenadas UTM, separadas por 500 metros.

Amostragem das Aves

Capturamos aves com redes de neblina posicionadas na área campestre, no entorno a cerca de 1 metro de cada mancha florestal, durante dois dias a cada mês, por 12 meses consecutivos, de julho/2007 a junho/2008, num total de 3988 horas-rede. As redes de neblina tinham tamanho de 9 x 3 m, com quatro bolsas e malha de 20 mm, e as posicionamos a partir de 2 m de altura do chão, perpendicularmente à linha imaginária entre esta e a mata ciliar mais próxima. A ordem de colocação das redes foi sorteada a cada dia de amostragem. As redes ficavam expostas do amanhecer ao pôr-do-sol, e eram revisadas a cada 30 min. Os

animais capturados nas redes eram imediatamente colocados em um saco de contenção por aproximadamente 20 min., para que defecassem, e após, soltos próximo ao local de captura. As espécies de aves foram identificadas taxonomicamente com base na morfologia externa, com o auxílio de guias de campo (Narosky & Yzurieta 2003, Efe *et al.* 2001). Posicionamos lonas plásticas pretas de 9 x 3 m embaixo de cada rede de neblina para aparar suas fezes no caso do animal defecar enquanto preso à rede. Ocasionalmente, regurgitos dos animais, encontrados na lona ou no saco de contenção, também podem ter sido considerados como parte da amostra fecal. Para fins de análise, as fezes ou regurgitos coletados de um indivíduo numa captura constituem uma unidade amostral fecal.

Sementes

Lavamos cada unidade amostral fecal em peneira de malha 0,8 mm e, caso houvesse sementes, as identificamos através de comparação com uma coleção de referência feita previamente na área de estudo. Para cada unidade amostral fecal, portanto, tivemos acesso a três informações: (1) as espécies vegetais das sementes encontradas; (2) a espécie de ave que as dispersou e (3) a mancha florestal (sítio) na qual a ave foi capturada. A partir desses dados qualitativos, organizamos três tabelas de contingência contendo as frequências de unidades amostrais fecais nas diferentes combinações de espécie de ave, espécie vegetal e sítio: uma de espécies de aves x espécies de sementes dispersadas, outra de espécies de aves x mancha florestal em que a ave foi capturada, e a terceira, obtida pela multiplicação das duas primeiras matrizes, de espécies de sementes x mancha florestal, que representa o potencial de cada espécie de semente chegar a uma determinada mancha florestal. Para formar esta terceira matriz, assumimos que, uma vez que uma espécie de semente tenha sido encontrada em unidades amostrais fecais de determinada espécie de ave num dado sítio, ela seria dispersa mais vezes pela mesma espécie de ave, e assim chegaria potencialmente a todas as manchas

florestais em que a espécie de ave foi capturada. Utilizamos para essas tabelas de contingência somente espécies de aves com mais de uma unidade amostral fecal com sementes.

Análise estatística

Calculamos a conectância (C) do mutualismo entre aves e plantas, que é a fração registrada de todas as interações possíveis de ocorrer na comunidade considerada. É calculada pela fórmula:

$$C(\%) = I/(F \times P)$$

onde I = número de interações registradas, F = número de espécies frugívoras e P = número de espécies vegetais, sendo $(F \times P)$ o número total de interações possíveis de ocorrer (Jordano 1987).

Avaliamos também o grau de especificidade da dieta das aves. Para isso, calculamos a estatística qui-quadrado (χ^2) a partir das tabelas de contingência de espécies de aves x espécies de sementes, e realizamos teste de aleatorização (Manly 2007) para avaliar sua significância. O teste de aleatorização implementado no software MULTIV baseia-se na permutação da matriz de dados contendo, para cada evento de interação, o registro qualitativo da espécie de ave e da espécie de semente. O qui-quadrado é recalculado na tabela de contingência gerada a partir desses dados permutados, e comparado ao valor do qui-quadrado observado. Após um número elevado de permutações (1000 permutações neste trabalho), obtém-se a probabilidade p de encontrar ao acaso um valor de qui-quadrado maior ou igual ao observado. No caso do resultado do teste ser significativo (P menor que um limiar $\alpha = 0,05$), ou seja, de haverem especificidades na dieta ou na utilização do habitat, buscamos identificar quais espécies seriam responsáveis pela significância. Para isso adotamos o procedimento análogo ao anteriormente descrito em Pillar (2006), calculando a contribuição individual de cada interação para o qui-quadrado total:

$$c_{hj} = (f_{hj} \cdot f_{hj}^0)^2 / f_{hj}^0$$

onde c_{hj} é a contribuição para o valor da estatística qui-quadrado do par formado pela linha h e coluna j da tabela de contingência (i.e., espécie vegetal h e espécie de ave j), f_{hj} é a frequência observada para o par hj e f_{hj}^0 é a frequência esperada para o par hj . Assim, pudemos saber quais espécies apresentaram maior contribuição ao qui-quadrado observado, ou seja, maior especificidade na interação, e então excluímos sucessivamente da matriz as espécies de aves (e os respectivos eventos de interação nos dados brutos) com maior contribuição, até que o resultado do teste de aleatorização do qui-quadrado não fosse mais significativo. Consideramos como específicas nas suas interações aquelas espécies de aves assim excluídas da análise, e generalistas as restantes.

O mesmo procedimento de análise foi aplicado, se necessário, para identificar espécies de aves com maior especificidade na utilização do habitat, usando a tabela de contingência de espécies de aves x manchas florestais, e também para identificar espécies vegetais com maior especificidade de habitat na dispersão de sementes, usando a tabela de contingência de espécies de sementes x manchas florestais.

Para responder se a assembléia de aves dispersoras de sementes foi influenciada pelo isolamento e tamanho das manchas florestais, realizamos regressões múltiplas entre os descritores de isolamento e área das manchas (Tabela 1) e a) a abundância total de aves capturadas em cada mancha florestal, b) a riqueza de espécies de aves e c) a proporção de aves dispersoras capturadas, em comparação ao total de capturas em cada mancha. Removemos a influência da abundância na riqueza das aves utilizando, para esta análise, os resíduos da regressão da riqueza com base na abundância. Além da contribuição de cada variável das manchas florestais, incorporamos à análise de regressão as interações entre área, isolamento e distância da mata ciliar para avaliar a contribuição dessas variáveis em conjunto.

Para investigar se a composição de espécies de aves foi influenciada pelo isolamento e tamanho das manchas florestais, realizamos teste de Mantel entre a matriz de composição de aves nas unidades amostrais e a matriz de atributos de tamanho e isolamento das unidades amostrais, usando distância euclidiana entre unidades amostrais como medida de semelhança. Para responder se a composição de sementes zoocóricas que potencialmente chegaram às manchas florestais foi influenciada pelo tamanho e isolamento destas, realizamos também um teste de Mantel entre a matriz de composição espécies de sementes que possivelmente chegam às unidades amostrais e a matriz de atributos de tamanho e isolamento das unidades amostrais, também usando distância euclidiana entre unidades amostrais como medida de semelhança.

As análises de qui-quadrado e Mantel foram realizadas usando o programa MULTIV (Pillar 2007). Para realizar as regressões múltiplas, utilizamos o programa R (R Development Core Team 2006).

2.3. Resultados

Capturamos 567 aves, sendo 239 destas capturas de espécies consideradas neste trabalho como potenciais dispersoras de sementes, i.e., aves que em pelo menos uma captura apresentaram sementes em suas fezes. Para as análises de composição da assembléia de aves, utilizamos somente 10 das 13 espécies potenciais dispersoras, excluindo, portanto, *Turdus albicollis*, *Myopagis caniceps* e *Mimus saturninus* por terem apresentado somente uma unidade amostral fecal com sementes (Tabela 2). Agrupamos as espécies do gênero *Elaenia* (*Elaenia mesoleuca*, *E. parvirostris*, *E. flavogaster* e *E. obscura*), assim como as espécies de *Myiarchus* spp., pela dificuldade em identificar as espécies na ausência de vocalizações. Coletamos um total de 128 unidades amostrais fecais com sementes, e nestas encontramos sementes de 30 espécies vegetais. Sementes das espécies de *Myrsine* (*Myrsine coriacea*, *M.*

lorentziana e *M. laetevirens*) foram consideradas como uma só espécie para fins de análise, pela impossibilidade de reconhecer diferenças na morfologia destas sementes.

Tabela 2. Aves capturadas com sementes nas fezes e número de capturas com cada espécie de semente. Elae = *Elaenia* spp.; Turu = *Turdus rufiventris*; Step = *Stephanophorus diadematus*; Tuam = *Turdus amaurochalinus*; Tang = *Tangara preciosa*; Thbo = *Thraupis bonariensis*; Myia = *Myiarchus* spp. Thsa = *Thraupis sayaca*; Viol = *Vireo olivaceus*; Myma = *Myiodynastes maculatus*; Myca = *Myopagis caniceps*; Tual = *Turdus albicollis*; Misa = *Mimus saturninus*. NI 1, NI 2, NI 3, NI 4 e NI 5 são sementes cujas espécies não puderam ser identificadas. As espécies de aves cujas colunas estão assinaladas em tom cinza foram mais específicas nas interações com espécies vegetais. As espécies estão ordenadas por frequência de interações.

Sementes \ Aves	Elae	Turu	Step	Tuam	Tang	Thbo	Myia	Thsa	Viol	Myma	Tual	Myca	Misa	TOTAL
<i>Scutia buxifolia</i>	9	4	5	1	3	2	1	1	1					27
<i>Schinus polygamus</i>	11	4	1	1	1	1		1					1	21
<i>Myrsine</i> spp.	13	8	7	4	1						1			34
<i>Daphnopsis racemosa</i>	4	2	2	5		2		1						16
<i>Tripodanthus acutifolius</i>	4	4	2		2	2		1						15
<i>Chiococca alba</i>	4	2	1		1									8
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	3		1			2	1							7
solanaceae	2	1	1			1								5
<i>Myrrhimum atropurpureum</i>	1		1		2	1								5
<i>Blepharocalix salicifolius</i>	3	1	2											6
<i>Cupania vernalis</i>							1		2	1				4
<i>Lithraea brasiliensis</i>	1	1		1										3
NI 2	2		1									1		4
NI 1	6								1					7
<i>Melia azedarach</i>		2		2										4
<i>Stirax leprosus</i>	2			2										4
<i>Chomelia obtusa</i>	1	2												3
<i>Guettarda uruguensis</i>	1		2											3
<i>Berberis laurina</i>	1			2										3
<i>Allophylus edulis</i>	1			1										2
<i>Eugenia uniflora</i>		1		1										2
<i>Myrceugenia myrtoides</i>					2									2
NI 3		1												1
NI 4				1										1
<i>Casearia sylvestris</i>	1													1
NI 5							1							1
cf <i>Passiflora</i> sp										1				1
<i>Ilex dumosa</i>		1												1
<i>Citharexylum montevidensis</i>		1												1
<i>Myrcia palustris</i>											1			1
TOTAL	70	35	26	21	12	11	4	4	4	2	2	1	1	193

A análise da associação entre espécies de aves e espécies de sementes apresentou especificidades ($\chi^2 = 410,13$; $p = 0,002$, frequência total f.. = 193), e só deixou de ser significativa ($\chi^2 = 168,54$; $p = 0,20$, f.. = 179) quando removemos da análise as espécies de aves *Vireo olivaceus*, *Myiodynastes maculatus*, *Turdus albicollis* e *Myiarchus* spp. Todas as espécies de aves com especificidades na dieta tiveram um baixo número interações observado, e também um baixo número de capturas (12, 9, 3 e 6 capturas, respectivamente). Portanto, seria prematura qualquer conclusão a respeito da especificidade da dieta dessas aves, devido ao baixo número de eventos de interação observados para essas espécies.

A conectância observada entre as espécies vegetais e seus dispersores foi de 22,6%, ou seja, do total de interações possíveis, 22,6% delas ocorreram. Ao observarmos a Tabela 2, com as espécies de plantas e de aves ordenadas pela frequência de interações, observamos que as espécies de aves mais generalistas (colunas da esquerda, a partir de 11 interações com sementes) foram as que mais interagiram com espécies de plantas também generalistas (linhas superiores, a partir de 5 interações com dispersores), e vice-versa, representando a maior parte da frequência (52%) e da abundância (73%) das interações. As espécies de aves mais especialistas (colunas da direita) são também aquelas que tiveram menos eventos de interação, o que torna a interpretação de sua especificidade inconclusiva. O quadrante inferior à esquerda na tabela contém espécies de plantas pouco dispersadas, cujos dispersores são altamente generalistas. Porém, como são espécies com poucos eventos de interação (a maioria tem apenas 1 evento), sua interpretação também é inconclusiva.

A análise da associação entre espécies de aves e manchas florestais (sítios) resultou em um qui-quadrado da tabela de contingência (Tabela 3), não significativo ($\chi^2 = 144,87$; $p = 0,40$), ou seja, as espécies de aves não apresentaram especificidades quanto ao uso do espaço. Também não houve relação entre os atributos de tamanho e isolamento de manchas florestais

e a abundância total de aves dispersoras capturadas (regressão múltipla passo-a-passo, $R^2=0,65$, $p = 0,57$), tampouco com a riqueza de aves capturadas (regressão múltipla passo-a-passo, $R^2=0,20$, $p = 0,42$). No entanto, quando comparamos os atributos das manchas florestais com a proporção de capturas de dispersores sobre o total de capturas de cada mancha, o resultado é significativo (regressão múltipla passo-a-passo, $R^2=0,54$, $p = 0,029$) para a interação entre os atributos distância da mata ciliar, área e isolamento ($p=0,033$) (Figura 2). Como o número total de aves capturadas (dispersoras mais não-dispersoras) não teve relação com nenhum atributo das manchas (regressão múltipla passo-a-passo, $R^2=0,32$, $p = 0,094$), o número de capturas totais em cada mancha é efeito do acaso.

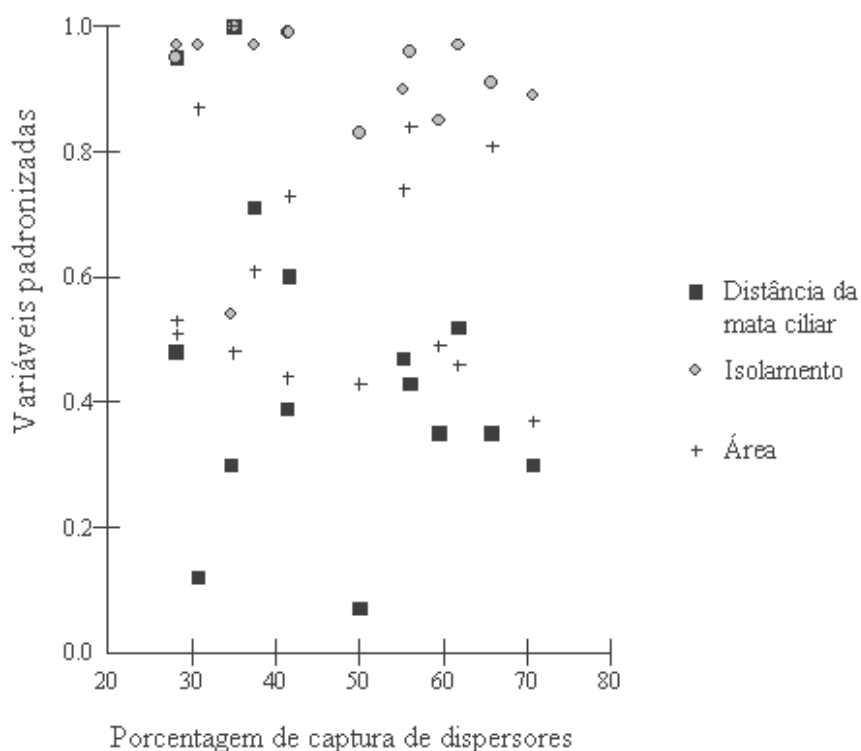


Figura 2. Variação da porcentagem de captura de dispersores em relação à distância da mata ciliar, área da mancha florestal e isolamento, cujos valores foram transformados em proporções para facilitar a visualização no gráfico.

Tabela 3. Frequências das espécies de aves capturadas em cada mancha florestal (números de 1-16). Myma = *Myiodynastes maculatus*; Turu = *Turdus amaurochalinus*; Tang = *Tangara preciosa*; Elae =

Elaenia spp.; Tuam = *Turdus amaurochalinus*; Myia = *Myiarchus* spp.; Step = *Stephanophorus diadematus*; Thsa = *Thraupis sayaca*; Thbo = *Thraupis bonariensis*; Viol = *Vireo olivaceus*.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
<i>Elae</i>	4	3	1	2			7	1	3		7	7	3	3	6	11	58
<i>Turu</i>	5	2	3				7		6	2	5		4	2	1	2	39
<i>Step</i>		2		1			2	1	1			1			2	4	14
<i>Tuam</i>		2	4			2	6	3	6	3	2	1	3	2	5	1	40
<i>Tang</i>		2							3		1					2	8
<i>Thbo</i>							1	1	1	1	1	1				1	7
<i>Myia</i>	1						1		2	1							5
<i>Thsa</i>	1	1					1	1				1			1		6
<i>Viol</i>						1			1		1		2	1		1	7
<i>Myma</i>									1		1		1	1		1	5
<i>Tual</i>							1			1							2
	11	12	8	3	0	3	26	7	24	8	18	11	13	9	15	23	

A composição de aves não apresentou relação com os atributos de isolamento e área das manchas florestais amostradas (teste de Mantel, $r_M = -0,206$, $p = 0,911$), resultado que refletiu também na falta de relação entre espécies de sementes e os atributos das manchas florestais para as quais seriam potencialmente dispersas (teste de Mantel, $r_M = 0,140$, $p = 0,649$). A abundância e riqueza de sementes que potencialmente chegariam a cada mancha florestal não apresentou relação com os atributos de área e isolamento das manchas (regressão múltipla passo-a-passo, $R^2 = 0,030$; $p = 0,943$ e $R^2 = 0,031$; $p = 0,939$, respectivamente). No entanto, ao analisarmos a dispersão potencial de sementes a cada sítio (tabela de contingência de espécies de sementes x sítios, Tabela 4), o qui-quadrado foi significativo ($X^2 = 581,59$; $p = 0,01$, f. = 6886), e só deixou de ser significativo ($X^2 = 403,83$; $p = 0,06$, f. = 6646) quando removemos da análise as espécies *Cupania vernalis*, *Myrcia palustris*, *Melia azedarach*, *Myrceugenia myrtoides*, e NI4.

Tabela 4. Frequência potencial de espécies de sementes dispersadas por aves em manchas florestais, obtida pela multiplicação das tabelas de frequência de espécies de aves x manchas e espécies de aves x espécies de sementes. As espécies de sementes estão em ordem decrescente de abundância total. A mancha 5 não aparece na tabela porque não foi observado nenhum evento de dispersão de sementes por aves para esta unidade amostral. As espécies de sementes cujas linhas estão marcadas em tom cinza são as que apresentaram especificidades quanto à dispersão para manchas florestais. Códigos das espécies de sementes: Cas = *Casearia silvestris*; sol = solanáceas; Gue = *Guettarda uruguensis*; Chry

= *Chrysophyllum marginatum*; Myrr = *Myrrhinium atropurpureum*; Ble = *Blepharocalix salicifolius*; Chio = *Chiococca alba*; Sch = *Schinus polygamus*; Scu = *Scutia buxifolia*; Trip = *Tripodanthus acutifolius*; Myrs = *Myrsine* spp.; Myrce = *Myrceugenia myrtoides*; Pass = cf. *Passiflora* sp.; Cho = *Chomelia obtusa*; Alo = *Allophylus edulis*; Sti = *Stirax leprosus*; Daph = *Daphnopsis racemosa*; Lit = *Lithraea brasiliensis*; Ber = *Berberis laurina*; Myrci = *Myrcia palustris*; Cith = *Citharexylum montevidensis*; Ilex = *Ilex dumosa*; Mel = *Melia azedarach*; Eug = *Eugenia uniflora*; Cup = *Cupania vernalis*; NI1, NI2, NI3, NI4 e NI5 = sementes não identificadas.

Espécie	1	2	3	4	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	Total
Myrs	92	79	53	33	8	185	32	121	28	140	102	83	63	120	193	1332
Schi	65	48	27	23	2	115	17	68	12	101	81	52	43	78	137	869
Scu	58	54	25	23	3	111	20	76	14	91	72	48	38	74	137	844
Daph	27	31	30	10	10	79	24	58	21	50	38	35	26	56	63	558
Trip	37	29	16	10		63	9	46	10	52	33	28	20	33	66	452
NI2	24	18	6	12	1	42	6	19		43	42	20	19	36	67	355
Chio	26	20	10	9		44	5	28	4	39	29	20	16	28	54	332
Ble	17	15	6	8		32	5	17	2	26	23	13	11	23	43	241
Chry	13	11	3	7		26	6	14	3	23	24	9	9	20	39	207
Sti	8	10	10	4	4	26	8	18	6	18	16	12	10	22	24	196
sol	13	10	5	5		24	4	14	3	20	16	10	8	15	29	176
Mel	10	8	14		4	26	6	24	10	14	2	14	8	12	6	158
Ber	4	7	9	2	4	19	7	15	6	11	9	9	7	16	13	138
Lit	9	7	8	2	2	20	4	15	5	14	8	10	7	12	14	137
Cho	14	7	7	2		21	1	15	4	17	7	11	7	8	15	136
NI1	8	8	2	5		16	3	7		14	15	6	6	14	26	130
Alo	4	5	5	2	2	13	4	9	3	9	8	6	5	11	12	98
Myrr	4	9	1	3		10	3	11	1	10	9	3	3	8	20	95
Gue	4	7	1	4		11	3	5		7	9	3	3	10	19	86
Eug	5	4	7		2	13	3	12	5	7	1	7	4	6	3	79
Cas	4	3	1	2		7	1	3		7	7	3	3	6	11	58
NI4		2	4		2	6	3	6	3	2	1	3	2	5	1	40
NI3	5	2	3			7		6	2	5		4	2	1	2	39
Ilex	5	2	3			7		6	2	5		4	2	1	2	39
Cith	5	2	3			7		6	2	5		4	2	1	2	39
Cup	1				2	1		5	1	3		5	3		3	24
Myrce		4						6		2					4	16
NI5	1					1		2	1							5
Pass								1		1		1	1		1	5
Myrci							1			1						2
Total	463	402	259	166	46	932	175	633	148	737	552	423	328	616	1006	6886

2.4. Discussão

Os resultados indicam que as diferentes manchas florestais foram bastante semelhantes tanto na composição quanto na abundância de aves dispersoras que os visitam. Considerando que predominaram interações generalistas entre aves dispersoras e espécies vegetais, a

ausência de preferência de habitat pelas aves gera como consequência a semelhança na composição de sementes que potencialmente chegam a cada tipo de mancha florestal. No entanto, manchas menos isoladas na paisagem, menores e mais próximas à mata ciliar recebem proporcionalmente mais aves dispersoras em relação ao total de capturas da mancha. Possivelmente isso se deva a uma maior abundância de aves dispersoras nestas manchas, porém como o número de capturas em cada mancha é resultado do acaso, em manchas com poucas capturas a abundância de dispersores também foi baixa, levando à falta de detecção de padrões na abundância de dispersores em relação aos atributos das manchas na paisagem.

Quando examinamos mais atentamente as relações entre aves, sementes e o habitat, vemos que algumas especificidades nas interações aparecem. Algumas aves apresentaram preferências por algumas espécies de frutos, e algumas espécies de frutos tiveram suas sementes dispersadas preferencialmente a alguns sítios, embora as espécies de aves não tenham apresentado nenhuma preferência por sítio. No entanto, ao observarmos quais espécies são responsáveis por essas interações mais específicas, vemos que são espécies cujo número de eventos de interação foi muito baixo, tornando sua interpretação inconclusiva. Ou seja, a aparente especificidade dessas interações pode ser um resultado espúrio, causado pelo baixo número de unidades amostrais fecais indicando essas interações. Uma amostra com um número maior de interações observadas poderá confirmar ou não a especificidade dessas interações mais raras. Pela mesma razão, seria prematuro concluir sobre a especificidade quanto à dispersão aos sítios de algumas espécies vegetais que foram encontradas em apenas um evento de dispersão, como é o caso de *Myrceugenia myrtoides*, encontrada apenas com *Tangara preciosa*, *Myrcia palustris*, encontrada apenas com *Turdus albicollis*, e NI4, encontrada apenas nas fezes de *Turdus amaurochalinus*. Portanto, sua aparente especificidade pode ser resultado da raridade dos eventos.

Para as sementes de *Melia azedarach*, uma planta exótica encontrada nas fezes de *Turdus amaurochalinus* e *Turdus rufiventris*, a ocorrência diferenciada em manchas florestais pode ser devido à maior ocorrência dos seus dispersores em áreas mais antropizadas (Belton 1994), ficando próximos às residências rurais onde comumente se encontram árvores de *Melia azedarach* plantadas. Outra característica de *Turdus amaurochalinus* e *Turdus rufiventris* que pode estar relacionada à exclusividade da dispersão de *Melia azedarach* é o seu maior tamanho corporal (média de 19,7 e 20,8 cm de comprimento dos indivíduos capturados neste trabalho, respectivamente) em relação às outras espécies dispersoras capturadas (média geral de 16,6 cm), o que pode ser importante devido ao maior tamanho do fruto de *Melia azedarach* (média de 1,64 cm de diâmetro), que dificilmente seria dispersa por aves de tamanho corporal menor.

As espécies de *Myrsine* foram as sementes com maior número de interações, indicando que talvez esta seja uma importante espécie na colonização de manchas florestais no campo. Este resultado corrobora os estudos de Duarte et al. (2006), que encontrou *Myrsine lorentziana* como a espécie mais abundante ao analisar plântulas colonizando áreas campestres excluídas de gado embaixo de copas de *Araucaria angustifolia*, e também Dos Santos (2008), em estudo similar em mosaico de campo com floresta de araucária.

A conectância encontrada foi baixa, mas comparável a outros estudos em que grande parte das interações é realizada por poucas espécies (Scherer et al. 2007, Montaldo 2000). A baixa conectância evidencia que muitas interações entre espécies de aves e plantas não ocorreram. Segundo Jordano (1987), isso pode acontecer devido a limitações anatômicas dos dispersores (tamanho do bico e tamanho corporal), assincronia entre produção de frutos e presença do dispersor, quando se trata de aves migratórias, limitações estruturais das plantas e causas não evidentes. A ausência de algumas interações devido à migração pode ser o caso de algumas espécies que só foram capturadas no verão, como *Myiodynastes maculatus*,

Myiarchus spp. e *Vireo olivaceus*. Estas três espécies foram consideradas especialistas de dieta, o que mostra que este resultado provavelmente está correlacionado com a ausência destas aves na época de frutificação de algumas plantas e, neste caso, a conectância está subestimada. Outras espécies como *Turdus amaurochalinus*, *Stephanophorus diadematus* e *Thraupis sayaca*, embora sejam consideradas migratórias na região norte no Rio Grande do Sul (Pinheiro 2008), foram capturadas ao longo de todo o ano em nossa área de estudo.

Podemos perceber que, para as aves dispersoras de sementes da Serra do Sudeste, transpor áreas de matriz campestre não é uma limitação à dispersão. Especialmente por serem espécies de aves que utilizam bordas florestais, estão adaptadas a essa paisagem em mosaico, diferentemente de aves dispersoras em habitats florestais fragmentados (Gimenes & Anjos 2003). Todas essas espécies dispersoras são generalistas quanto ao habitat, ou seja, são encontradas tanto em ambientes abertos, com poucas árvores, até ambientes florestais (Belton 1994). Esta característica se reflete também na distribuição ampla destas espécies, sendo a maioria delas ocorrente em quase todos os países da América do Sul (Lepage 2008). Assim, estas aves não apresentam dificuldades em transpor pequenas distâncias de matriz campestre, e utilizam mesmo pequenas manchas florestais como poleiros, mantendo contínuo o fluxo de sementes, e assim garantindo também o fluxo gênico entre as populações de plantas florestais.

Concluindo, se a composição de sementes dispersadas não varia entre os tipos de manchas florestais, qualquer diferença na composição de plantas entre manchas se deve exclusivamente a diferenças nos processos posteriores à dispersão (i.e., sobrevivência e estabelecimento das plântulas), devido a outras características do ambiente, como tipos de solo, umidade, sombreamento, herbivoria e resistência ao fogo. A paisagem pode influenciar de forma sutil a proporção de aves dispersoras que chega a cada mancha, especialmente quanto ao isolamento, distância da mata ciliar e área destas, mas como diferenças na dieta das aves não são consideráveis, o resultado é que qualquer espécie vegetal que seja dispersa por

aves neste ambiente tem chances praticamente iguais de chegar a qualquer tipo de mancha florestal.

2.5. Referências Bibliográficas

Behling, H., V. D. Pillar e Bauermann, S. G. 2005. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 133(3-4): 235– 248.

Belton, W. 1994. *Aves do Rio Grande do Sul: Distribuição e biologia*. São Leopoldo: Ed. UNISINOS. 584 p.

Dos Santos, M. M. G. 2008. *Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas de espécies lenhosas florestais em mosaicos de floresta com araucária e campos no sul do Brasil*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 62 p.

Duarte, L. S., Dos-Santos, M. M. G., Hartz, S. M. e Pillar, V. D. 2006. The role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in South Brazil. *Austral Ecology* 31: 520–528.

Efe, M. A., Mohr, L. V. e Bogoni, L. 2001. Guia ilustrado das aves dos parques de Porto Alegre. Porto Alegre: PROAVES, SMAM, COPESUL, CEMAVE.

Francisco, M. R. & Galetti, M. 2002. Aves como potenciais dispersoras de sementes de *Ocotea pulchella* Mart. (Lauraceae) em uma área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. *Revista Brasileira de Botânica* 25 (1): 11-17.

Galindo-González, J., Guevara, S. e Sosa, V. J. 2000. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14: 1693-1703.

Gimenes, M. R. & dos Anjos L. 2003. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 25(2): 391-402.

Githiru, M., Lens, L., Bennur, L.A. e Ogot, C. 2002. Effects of site and fruit size on the composition of avian frugivore assemblages in a fragmented afro-tropical forest. *Oikos* 96: 320-330.

Guedes, M. C., Melo, V. A. e Griffith, J. J. 1997. Uso de poleiros artificiais e ilhas de vegetação por aves dispersoras de sementes. *Ararajuba* 5(2): 229-232.

Guevara, S. & J. Laborde 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio* 107/108: 319-338.

Howe, H. F. & G. A. V. Kerckhove 1980. Nutmeg dispersal by tropical birds. *Science* 210: 925-927.

Howe, H. F. & L. C. Westley 1988. *Ecological Relationships of Plants and Animals*. Oxford University Press, Oxford

Instituto de Pesquisas Agronômicas 1989. *Atlas Agroclimático do Estado do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Pallotti. 3 v. 326 p.

Janson, C. H. 1983. Adaptation of fruit morphology to dispersal agents in a Neotropical Forest. *Science* 219: 187-189.

Jordano, P. 1987. Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries and coevolution. *American Naturalist*, 129: 657-677.

Jordano, P. & Schupp, E. W. 2000. Seed Disperser Effectiveness: The Quantity Component and Patterns of Seed Rain for *Prunus mahaleb*. *Ecological Monographs*. 70 (4): 591-615.

Lepage, D. 2008. *Avibase, the world bird database*. Acessado em <http://avibase.bsc-eoc.org> em 21 de maio de 2008.

Link, A. & P. R. Stevenson 2004. Fruit dispersal syndromes in animal disseminated plants at Tinigua National Park, Colombia. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 319-334.

Manly, B. F. J. 2007. Randomization, bootstrap, and Monte Carlo methods in biology. *Texts in statistical science*. Boca Raton, Fla., Chapman & Hall/ CRC.

Marchiori, J. N. C. 2004. Fitogeografia do Rio Grande do Sul: campos sulinos. Porto Alegre, EST.

Montaldo, N. H. 2000. Exito reproductivo de plantas ornitócoras en un relicto de selva subtropical en Argentina. *Revista chilena de historia natural* 73 (3): 511-524.

Narosky, T. & Yzurieta, D. 2003. *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay*. Buenos Aires: Vásquez Mazzini Editores

Oliveira, J. M. & Pillar, V. D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5(2):197-202.

Overbeck, G. E., Müller, S. C., Fidelis, A., Pfdadenhauer, J., Pillar, V. D., Blanco, C. C., Boldrini, I., Both, R. e Forneck, E. D. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.

Pillar, G. G. 2006. *Cidades Híbridas: Um estudo sobre o Google Earth como ferramenta de escrita virtual sobre a cidade*. Monografia (Bacharelado em Comunicação

Social, ênfase Jornalismo) - Faculdade de Biblioteconomia e Comunicação, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 83 p. Disponível em: http://www6.ufrgs.br/limc/PDFs/mono_pillar.pdf. Acesso: 05.04.2009.

Pillar, V. D. 2003. Dinâmica da expansão florestal em mosaicos de floresta e Campos no sul do Brasil. In: *Ecossistemas Brasileiros: Manejo e Conservação* (ed. V. Claudino-Sales) 209–216. Expressão Gráfica, Fortaleza.

Pillar, V. D. 2007. *MULTIV; Multivariate Exploratory Analysis, Randomization testing and bootstrap resampling; User's Guide v.2,5*. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, BR.

Pinheiro, G. C. 2008. *Aves migratórias potencialmente dispersoras de sementes em um mosaico campo-floresta*. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 31 p.

R Development Core Team. 2006. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, disponível eletronicamente em <http://www.r-project.org>.

Scherer, A., Maraschin-Silva, F. e Baptista, L. R. M. 2007. Padrões de interações mutualísticas entre espécies arbóreas e aves frugívoras em uma comunidade de Restinga no Parque Estadual de Itapuã, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21(1): 203-212.

Schupp, E. W. 1993. Quantity, quality, and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio* 107/108: 15-29.

Shiels, A. B. and Walker, L. R. 2003. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. *Restoration Ecology* 11: 457-465.

Thompson, J. N. & M. F. Wilson 1979. Evolution of temperate fruit/bird interactions: phenological strategies. *Evolution* 33: 973-982.

3. Implicações da dispersão de sementes por aves na expansão de manchas florestais em matriz campestre

Palavras-chave: limitação de dispersão, mata-ciliar, plântulas, paisagem, zoocoria

3.1. Introdução

Em florestas tropicais, pelo menos 50% e frequentemente mais de 75% das espécies arbóreas produzem frutos adaptados para o consumo por aves e mamíferos (Howe & Smallwood 1982). Dispersores de sementes são frequentemente referidos como frugívoros, porém os animais generalistas e onívoros muitas vezes representam grande parte da dispersão de sementes (Francisco & Galetti 2002). Além disso, animais estritamente frugívoros nem sempre são bons dispersores, podendo retirar a polpa dos frutos sem carregar as sementes para longe da planta-mãe (Krügel *et al.* 2006). Entre os organismos mais importantes na dispersão de sementes, as aves compõem uma parcela significativa da biomassa de vertebrados (Terborgh 1986), além de apresentarem vantagens sobre outros grupos dispersores, no que diz respeito à sua mobilidade e à grande diversidade de espécies. O sucesso da dispersão das sementes depende diretamente do comportamento alimentar do frugívoro, do processamento do fruto e dos deslocamentos pós-forrageamento (Jordano & Schupp 2000), que irão levar a sementes a sítios adequados ou não para sua germinação e estabelecimento.

As conseqüências das interações entre frugívoros e as plantas das quais eles se alimentam podem ser divididas em duas fases. Primeiro, a fase da dispersão que abrange a visita à planta frutificando e o comportamento pós-forrageamento do frugívoro, resultando na chuva de sementes. Segundo, o estágio pós-dispersão inclui as fases sequenciais da deposição de sementes no solo, germinação, estabelecimento e crescimento das plântulas (regeneração) (Jordano & Schupp 2000). Durante o processo de dispersão, pode haver limitações que

impeçam a semente dispersada de se estabelecer no ambiente. Jordano *et al.* (2006) reúnem quatro conceitos-chave no processo de limitação de dispersão. A primeira, *limitação de fonte*, aplica-se, por exemplo, a casos em que as plantas não produzem propágulos suficientes, seja por ineficiência na polinização ou porque não há plantas suficientes, ou ainda quando há predação das sementes antes da dispersão. Já a *limitação de dispersão* acontece quando há limitação na remoção e deposição de sementes, envolvendo a quantidade depositada e a qualidade do local, e portanto esse é o principal momento onde agem os dispersores, sendo que se forem depositadas em locais de baixa probabilidade de recrutamento, então a dispersão é pouco eficiente. A *limitação de recrutamento* se limita a eventos pós-dispersão, onde pode haver perda de propágulos por predação, por exemplo. A *limitação de estabelecimento* se manifesta em eventos entre a emergência da plântula e seu estabelecimento.

A dispersão de sementes por aves pode desempenhar um importante papel de restauração de habitats degradados (McClanahan & Wolfe 1993, Holl *et al.* 2000). Porém, a diminuição ou extinção de alguns grupos de frugívoros devido à fragmentação podem levar a uma homogeneização dos propágulos dispersados, traduzida na posterior e crescente homogeneização das comunidades de plantas (Silva & Tabarelli 2000).

No sul do Brasil, encontramos o bioma *Campos* (Overbeck *et al.* 2007) formando mosaicos naturais com florestas. Na parte sul do Rio Grande do Sul, essas florestas são representadas por matas ciliares, formações florestais em encostas de morro, manchas florestais, árvores isoladas e arbustos lenhosos (Marchiori 2004). Há uma tendência natural da expansão das áreas florestais sobre as campestres (Oliveira & Pillar 2004), uma vez que o clima atual é mais propício ao desenvolvimento de florestas, ao contrário de um clima pretérito onde os campos predominaram (Behling *et al.* 2005). Contudo, o manejo exercido com queimadas ou com atividade pecuária representa o maior impedimento à expansão das áreas florestais atualmente (Pillar 2003). Em áreas excluídas de pastejo e queimadas, esse

processo de expansão se evidencia no avanço gradual das bordas florestais (Oliveira & Pillar 2004) e por nucleação a partir de árvores isoladas que se estabelecem na matriz campestre e que passam a atrair dispersores de sementes e/ou facilitar o estabelecimento de outras espécies arbóreas no campo, desenvolvendo assim uma paisagem em mosaico com manchas florestais de diferentes tamanhos inseridas na matriz campestre (Duarte *et al.* 2006).

Em um mosaico campo-floresta na Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul, avaliamos a relação entre sementes dispersadas por aves e o estrato regenerante existente em manchas florestais e mata ciliares freqüentadas por estes animais. Além disso, estudamos as possíveis limitações ocorrendo entre áreas-fonte de propágulos (matas ciliares) e a chegada de sementes em manchas florestais.

3.2. Material e métodos

Área de estudo

Realizamos este estudo em uma área de mosaico de campos e florestas localizados na região da Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul, dentro do Bioma Pampa. A área estudada situa-se no município de Encruzilhada do Sul, entre as coordenadas 30°25'03"S 52°21'37"W e 30°25'54"S 52°22'40"W, com altitudes entre 100 a 210 m, e é ocupada com atividade pecuária de bovinos, equinos e ovinos. Segundo a classificação de Köeppen, o clima é do tipo Cfa (temperado subtropical úmido com verões quentes e sem estação seca definida). A temperatura média anual é de 16,5°C, a média do mês mais frio é de 11,6°C e a precipitação média anual é de 1504 mm (Instituto de Pesquisas Agronômicas, 1989). A vegetação da região é predominantemente campestre, com adensamentos florestais em encostas de morro e baixadas (matas ciliares), além de manchas florestais esparsas e formações arbustivas (principalmente *Dodonea viscosa* e *Baccharis dracunculifolia*) em algumas regiões.

Delineamento amostral

Escolhemos quatro áreas de amostragem, distantes entre 180 e 2000 m uma da outra e com área entre 108000 e 182000 m² cada (Figura 1). Em cada uma das quatro áreas escolhidas, avaliamos o diâmetro e localização geográfica de todas as manchas florestais encontradas, e então as classificamos em quatro grupos em relação ao seu tamanho e isolamento na paisagem: manchas grandes e isoladas (GI), grandes e não isoladas (GNI), pequenas e isoladas (PI) e pequenas não isoladas (PNI). Os grupos foram definidos com base nos seguintes critérios: para manchas pequenas, o diâmetro deveria ser menor do que 10 m; manchas grandes deveriam ter diâmetro entre 12 e 60 m e o isolamento foi obtido através da interação entre diferentes fatores considerados importantes para mensurar esse atributo: a cobertura vegetal campestre em um raio de 100 m a partir do centro da mancha, a distância da mata ciliar mais próxima até a mancha, e a proximidade de outras manchas florestais, sendo essas divididas em três classes: manchas de qualquer tamanho, manchas maiores de 100 m² e manchas maiores de 700 m². Sorteamos uma mancha florestal de cada classe em cada área, o que resultou numa amostra de 16 manchas florestais, além de sortearmos um ponto de amostragem de mata ciliar em cada área, totalizando 20 unidades amostrais.

Tabela 1. Unidades amostrais sorteadas nas quatro áreas e suas respectivas áreas, distâncias até a mata ciliar mais próxima, isolamento (% de área campestre em um entorno de 100 m de raio) e distâncias até a mancha florestal mais próxima, até a mancha mais próxima com área superior a 100 m² e com área superior a 700 m². PI = mancha florestal pequena isolada. GI = mancha grande isolada. PNI = mancha pequena não isolada. GNI = mancha grande não isolada.

Mancha	Área (m ²)	Distância mata ciliar	Isolamento	Mancha mais próx.	Mancha mais próx. > 100 m ²	Mancha mais próx. > 700 m ²
PI1	60,51	259 m	96,8%	54 m	81 m	81 m
PI2	34,71	106 m	98,5%	31 m	60 m	106 m
PI3	66,95	130 m	94,7%	9,5 m	66 m	66 m
PI4	45,86	273 m	99,7%	20 m	101 m	160 m
GI1	660,18	96 m	99,00%	17 m	61 m	61 m
GI2	1042,03	32 m	97,4%	30 m	30 m	30 m
GI3	814	118 m	95,7%	13,49 m	74 m	74 m
GI4	133,84	193 m	97,4%	18 m	20 m	120 m

PNI1	50,82	95 m	84,5%	6 m	25 m	40 m
PNI2	31,4	18 m	82,9%	7,5 m	18 m	18 m
PNI3	38,53	141 m	96,8%	2,5 m	24 m	141 m
PNI4	19,62	83 m	88,8%	9,5 m	22 m	22 m
GNI1	368,74	127 m	90,3%	3 m	3 m	16,5 m
GNI2	2877,69	82 m	54,3%	4 m	4 m	4 m
GNI3	344,12	163 m	99,1%	3 m	107 m	158 m
GNI4	660,75	96 m	91,4%	6,5 m	6,5 m	6,5 m

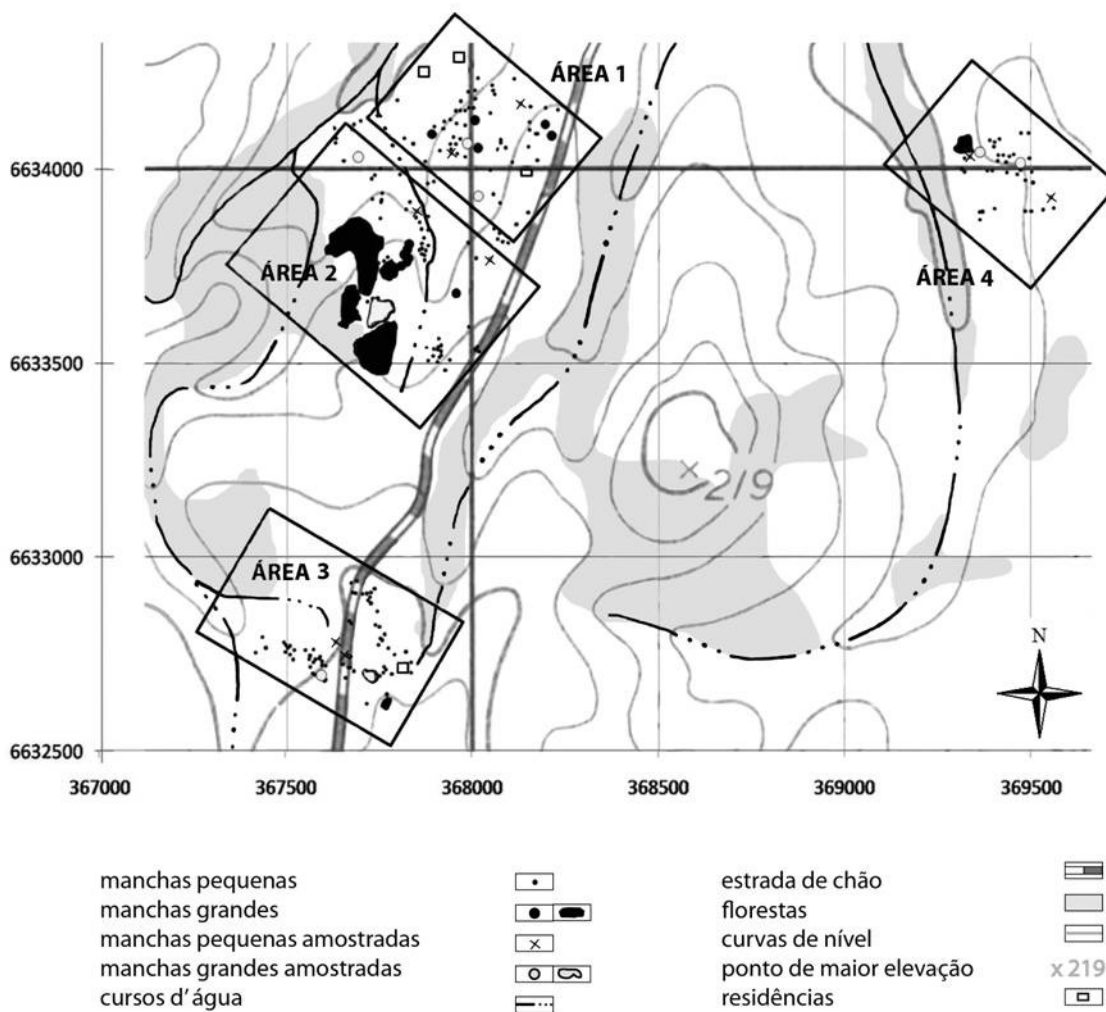


Figura 1. Localização das manchas florestais levantadas sobre carta em escala 1:50.000 da Diretoria de Serviço Geográfico - Brasil. Os eixos da grade no mapa estão em coordenadas UTM, separados por 500 metros.

Amostragem das aves e estimativa da dispersão de sementes

Capturamos aves com redes de neblina posicionadas na área campestre, no entorno a cerca de 1 metro de cada mancha florestal ou mata ciliar, durante dois dias a cada mês, por 12

meses consecutivos, de julho de 2007 a junho de 2008, num total de 4985 horas-rede. As redes de neblina tinham dimensões de 9 x 3 m, com quatro bolsas e malha de 20 mm, e as posicionamos a partir de 2 m de altura do chão. Nas manchas florestais, posicionamos a rede perpendicularmente à linha imaginária entre esta e a mata ciliar mais próxima, e nas matas ciliares, paralelamente à extensão do curso d'água. As redes ficavam expostas do amanhecer ao pôr-do-sol, e eram revisadas a cada 30 min. Os animais capturados nas redes eram imediatamente colocados em um saco de contenção por aproximadamente 20 min., para que defecassem, e após, soltos próximo ao local de captura. As espécies de aves foram identificadas taxonomicamente com base na morfologia externa, com o auxílio de guias de campo (Narosky & Yzurieta 2003, Efe *et al.* 2001). Posicionamos lonas plásticas pretas de 9 x 3 m embaixo de cada rede de neblina para aparar suas fezes no caso do animal defecar enquanto ainda estivesse preso à rede. Ocasionalmente, regurgitos dos animais encontrados na lona ou no saco de contenção também foram considerados como parte da amostra fecal. Para fins de análise, as fezes ou regurgitos coletados de um indivíduo numa captura constituem uma unidade amostral fecal.

Lavamos cada unidade amostral fecal em peneira de malha 0,8 mm e, caso houvesse sementes, as identificamos através de comparação com uma coleção de referência feita previamente na área de estudo. Para cada unidade amostral fecal, portanto, tivemos acesso a três informações: (1) as espécies vegetais das sementes encontradas; (2) a espécie de ave que as dispersou e (3) o sítio (tipo de mancha florestal ou mata ciliar) na qual a ave foi capturada. A partir desses dados qualitativos, organizamos três tabelas de contingência contendo as frequências de unidades amostrais fecais nas diferentes combinações de espécie de ave, espécie vegetal e sítio: uma de espécies de aves x espécies de sementes dispersadas, outra de espécies de aves x mancha florestal em que a ave foi capturada, e a terceira obtida pela multiplicação das duas primeiras matrizes, de espécies de sementes x mancha florestal.

Somente esta última, aqui denominada matriz **S**, será analisada neste capítulo. Para formar esta matriz, assumimos que, uma vez que uma espécie de semente tenha sido encontrada em unidades amostrais fecais de determinada espécie de ave num dado sítio, ela seria dispersa mais vezes pela mesma espécie de ave, e assim chegaria a todos os sítios em que a espécie de ave foi capturada. Utilizamos para as análises somente espécies de aves com mais de uma unidade amostral fecal com sementes.

Amostragem da vegetação

Nas manchas florestais onde realizamos capturas de aves, a vegetação foi avaliada em toda a mancha, e nas matas ciliares amostramos duas parcelas de 9 x 9 m distantes 20 m entre si e posicionadas próximo ao local de exposição da rede de neblina. Em cada mancha florestal ou parcela realizamos um levantamento de todas as plantas que não fossem herbáceas ou sub-arbustivas, incluindo na amostragem lianas, cactáceas, plantas parasitas, bromélias de solo, árvores e arvoretas. As plantas amostradas foram divididas em quatro estratos, sendo o estrato inferior (estrato 1) com plantas entre 30 cm e 1 m de altura, estrato 2 (plantas de 1 a 2 m de altura), estrato 3 (> 2 m de altura e CAP < 15 cm) e estrato 4 (> 2 m de altura, CAP > 15 cm). Os dados assim obtidos foram arranjados em matrizes de espécies de plantas x unidades amostrais, sendo cada matriz relativa a um estrato, e assim denominadas matrizes **R1**, **R2**, **R3**, **R4**. nas análises mais adiante detalhadas.

Comunidades de plântulas excluídas da influência do gado

Como a área de estudo é utilizada com pecuária (gado bovino, ovino e equino), a composição da comunidade de plântulas pode resultar da seleção gerada pelo pisoteio e pastejo exercido pelo gado. Para verificar se esta seleção realmente ocorre, ou seja, se a presença de gado modifica a composição e/ou abundância de espécies de plântulas nas áreas

florestais, gaiolas de exclusão foram dispostas nas 20 áreas florestais onde foi realizada amostragem da vegetação. As gaiolas tinham 1 metro de diâmetro e foram dispostas a aproximadamente três metros do centro das manchas (ou das parcelas, quando na mata ciliar), em uma direção escolhida aleatoriamente. As gaiolas permaneceram fixadas no solo por 14 meses, de outubro de 2007 a dezembro de 2008, quando então foi descrita a comunidade de plântulas de dentro da gaiola. Na direção oposta à da colocação da gaiola, também a uma distância de três metros do centro da unidade amostral, foi demarcada, na ocasião de amostragem das plântulas, uma parcela de igual área e formato da gaiola, porém com livre acesso do gado. As plântulas amostradas dentro e fora das gaiolas deveriam ter entre 5 e 30 cm de altura. Dessa forma, foi avaliada a composição de espécies da comunidade de plântulas em 20 unidades amostrais com exclusão, as quais eram pareadas com as 20 unidades amostrais sem exclusão do gado, sendo obtida uma matriz de espécies de plântulas x 40 unidades amostrais, denominada matriz **P** nas análises a seguir detalhadas.

Análise estatística

Para analisar diferenças na riqueza e composição de espécies do estrato inferior das manchas florestais entre grupos de unidades amostrais (manchas pequenas ou grandes, isoladas ou não, ou mata ciliar), realizamos análises de variância univariada (para riqueza) e multivariada (para composição espécies), usando testes de aleatorização (Pillar & Orlóci 1996). Nessas análises utilizamos os dados da matriz **R1**. Para a análise multivariada de variância, transformamos os dados de abundância de plantas do estrato inferior nas unidades amostrais em desvios dos valores esperados a partir dos totais marginais (ajuste duplo), e utilizamos distância euclidiana como medida de semelhança entre unidades amostrais (Podani 2000). O ajuste duplo evita distorções causadas por diferenças nas abundâncias totais de unidades amostrais ou de espécies, enfatizando na análise as diferenças de composição. Para

remover o efeito da abundância de plantas sobre a riqueza, utilizamos para as análises de variância univariada os resíduos da regressão linear da riqueza a partir da abundância. As análises de variância foram feitas separando as espécies em três grupos distintos: 1) conjunto total de espécies, 2) somente espécies zoocóricas e 3) somente espécies zoocóricas dispersadas pelas aves que foram capturadas neste estudo (espécies da matriz **S**). O objetivo de analisar estes três conjuntos de espécies separadamente é porque cada um é interpretado de uma maneira. Para o conjunto de espécies encontradas nas fezes das aves, as unidades amostrais não apresentaram diferença de composição nem riqueza das sementes, pois conforme vimos no capítulo anterior, todas as espécies de sementes dispersadas pelas aves capturadas têm potencial de chegar a todos os tipos de manchas florestais. Assim, diferenças encontradas em plantas dessas espécies no estrato inferior revelam que o fator causando essa diferença está agindo após a semente ter sido dispersa e chegado ao sítio, ou seja, uma limitação pós-dispersão. Para o conjunto de todas as espécies zoocóricas (sementes dispersadas pelas aves capturadas mais outras sementes zoocóricas), as diferenças encontradas podem ser interpretadas tanto como uma limitação da dispersão da mata ciliar para as manchas, devido à ausência ou comportamento diferenciado dos dispersores, quanto como uma limitação no recrutamento (estágio pós-dispersão). Por fim, para o conjunto total de espécies, as diferenças encontradas são interpretadas da mesma maneira que o conjunto das zoocóricas, porém somando-se as limitações ocorridas para espécies de plantas anemocóricas e autocóricas.

Para delimitar quais as principais características das manchas florestais que estão associadas à riqueza de plantas em cada um dos quatro estratos amostrados, realizamos quatro regressões múltiplas passo-a-passo, com a riqueza de plantas nas manchas florestais e todos os atributos avaliados de área e isolamento das manchas (Tabela 1), testando também a interação entre estes atributos.

Usamos teste de Mantel para avaliar a associação entre a composição de espécies das sementes potencialmente trazidas pelas aves dispersoras (matriz **S**) e a composição das plantas de cada estrato avaliado nas manchas florestais ou mata ciliar (matrizes **R1**, **R2**, **R3**, **R4**). Para isso, calculamos a correlação matricial $\rho(\mathbf{D}_S; \mathbf{D}_R)$ entre as dissimilaridades das unidades amostrais baseadas na composição de espécies de sementes (\mathbf{D}_S) e as dissimilaridades das unidades amostrais baseadas na composição de espécies de plantas de cada estrato (\mathbf{D}_R). Tal como na análise de variância multivariada, transformamos os dados de abundância de plântulas e de sementes nas unidades amostrais em desvios dos valores esperados a partir dos totais marginais (ajuste duplo), e utilizamos distância euclidiana como medida de semelhança entre unidades amostrais. A probabilidade para do teste de Mantel foi obtida por aleatorização (Manly 2007). Numa análise foram consideradas apenas as plantas de espécies zoocóricas e noutra apenas as espécies de plantas que apareceram na lista de espécies de sementes dispersadas pelas aves.

Para avaliar o efeito da exclusão do gado na riqueza e composição de espécies de plântulas (matriz **P**), utilizamos análise de variância univariada (para riqueza) e multivariada (para composição) com testes de aleatorização (Pillar & Orlóci 1996). Para a análise de variância multivariada, adotamos distância euclidiana como medida de semelhança entre unidades amostrais, com os dados transformados em desvios dos valores esperados a partir dos totais marginais (ajuste duplo). A análise adotou um delineamento em blocos casualizados, sendo cada bloco formado por unidades amostrais situadas na mesma mancha florestal ou mata ciliar. Para a análise de variância univariada, novamente, utilizamos os resíduos da regressão linear da riqueza a partir da abundância. Em todos os testes de aleatorização as probabilidades foram geradas com no mínimo 1000 permutações. As análises foram realizadas usando o software MULTIV (Pillar 2007).

3.3. Resultados

Identificamos 73 espécies de plantas no estrato inferior das manchas florestais e da mata ciliar, entre lenhosas, arbustivas, lianas, cactáceas, bromeliáceas e parasitas. Do total de espécies, 72,6% (55 espécies) apresentaram síndrome de dispersão zoocórica. Das espécies zoocóricas identificadas, 24 (43,6%) foram encontradas nas fezes de aves capturadas com rede de neblina. Os dados estão no Apêndice 1.

Quanto à riqueza de espécies de plantas no estrato inferior, os grupos de unidades amostrais que diferiram significativamente dos demais foram manchas florestais pequenas isoladas (PI), com riqueza menor que a esperada, e matas ciliares (MC), com riqueza maior que a esperada (Tabela 2.1 e 2.2). Além disso, manchas grandes tiveram riqueza de plantas do estrato inferior significativamente maior do que as pequenas (Tabela 2.1 e 2.2).

Quando analisamos a variância da riqueza de plantas do estrato inferior somente das espécies que foram dispersas pelas aves, o único grupo de unidades amostrais que se diferenciou dos demais foi o das manchas pequenas isoladas, com uma riqueza significativamente menor (Tabela 2.3). A composição de espécies de plantas do estrato inferior amostradas na mata ciliar diferiu significativamente da composição das manchas florestais, as quais não diferiram entre si (Tabela 2.4, 2.5 e 2.6).

Tabela 2. Resultados das análises de variância univariada (ANOVA) e multivariada (MANOVA) realizadas (1) com todas as espécies de plantas encontradas no estrato inferior das unidades amostrais, (2) com as espécies de plantas zoocóricas do estrato inferior e (3) com as espécies de plantas do estrato inferior cujas sementes foram encontradas nas fezes das aves capturadas. O contraste indica quais grupos de unidades amostrais estão sendo comparados, p é a probabilidade gerada pelo teste de aleatorização, e a média dos resíduos significa a média dos resíduos da regressão da riqueza a partir da abundância para o grupo de unidades amostrais que está sendo contrastado com os demais. PI = mancha florestal pequena isolada. GI = mancha grande isolada. PNI = mancha pequena não isolada. GNI = mancha grande não isolada, MC = mata ciliar. Valores de p em negrito são estatisticamente significativos, com $\alpha < 0,05$ (*) ou com $\alpha < 0,01$ (**).

Contraste	p	Média resíduos
2.1 ANOVA riqueza todas as espécies		
PI x demais	0.009**	-1.270

GI x demais	0.748	0.152
PNI x demais	0.596	-0.245
GNI x demais	0.996	0.000
Mata Ciliar x demais	0.002**	1.362
Grandes x Pequenas	0.029*	
Isoladas x Não Isoladas	0.272	
2.2 ANOVA riqueza espécies zoocóricas		
PI x demais	0.004**	-1.308
GI x demais	0.36	0.434
PNI x demais	0.542	-0.302
GNI x demais	0.769	0.139
Mata Ciliar x demais	0.021*	1.037
Grandes x Pequenas	0.014*	
Isoladas x Não Isoladas	0.453	
2.3 ANOVA riqueza espécies dispersadas por aves		
PI x demais	0.003**	-1.404
GI x demais	0.282	0.529
PNI x demais	0.972	0.018
GNI x demais	0.737	0.164
Mata Ciliar x demais	0.126	0.694
Grandes x Pequenas	0.372	
Isoladas x Não Isoladas	0.064	
2.4 MANOVA composição todas as espécies		
PI x demais	0.729	-
GI x demais	0.231	-
PNI x demais	0.996	-
GNI x demais	0.364	-
Mata Ciliar x demais	0.002**	-
Grandes x Pequenas	0.346	-
Isoladas x Não Isoladas	0.574	-
2.5 MANOVA composição espécies zoocóricas		
PI x demais	0.579	-
GI x demais	0.231	-
PNI x demais	0.967	-
GNI x demais	0.289	-
Mata Ciliar x demais	0.002**	-
Grandes x Pequenas	0.922	-
Isoladas x Não Isoladas	0.117	-
2.6 MANOVA composição espécies dispersadas por aves		
PI x demais	0.862	-
GI x demais	0.203	-
PNI x demais	0.794	-
GNI x demais	0.262	-
Mata Ciliar x demais	0.007**	-
Grandes x Pequenas	0.149	-
Isoladas x Não Isoladas	0.959	-

A regressão múltipla passo-a-passo mostrou que a riqueza de plantas de todos os estratos amostrados nas manchas é influenciada pela interação entre os atributos de distância

da mata ciliar, área e isolamento (estrato 1, $R^2 = 0,649$, $p = 0,037$; estrato 2, $R^2 = 0,769$, $p = 0,005$, estrato 3, $R^2 = 0,666$, $p = 0,011$), sendo que apenas no estrato 4 (árvores com CAP > 15 cm e maiores de 2 m) o resultado foi marginalmente significativo ($R^2 = 0,536$, $p = 0,057$) (Figura 2).

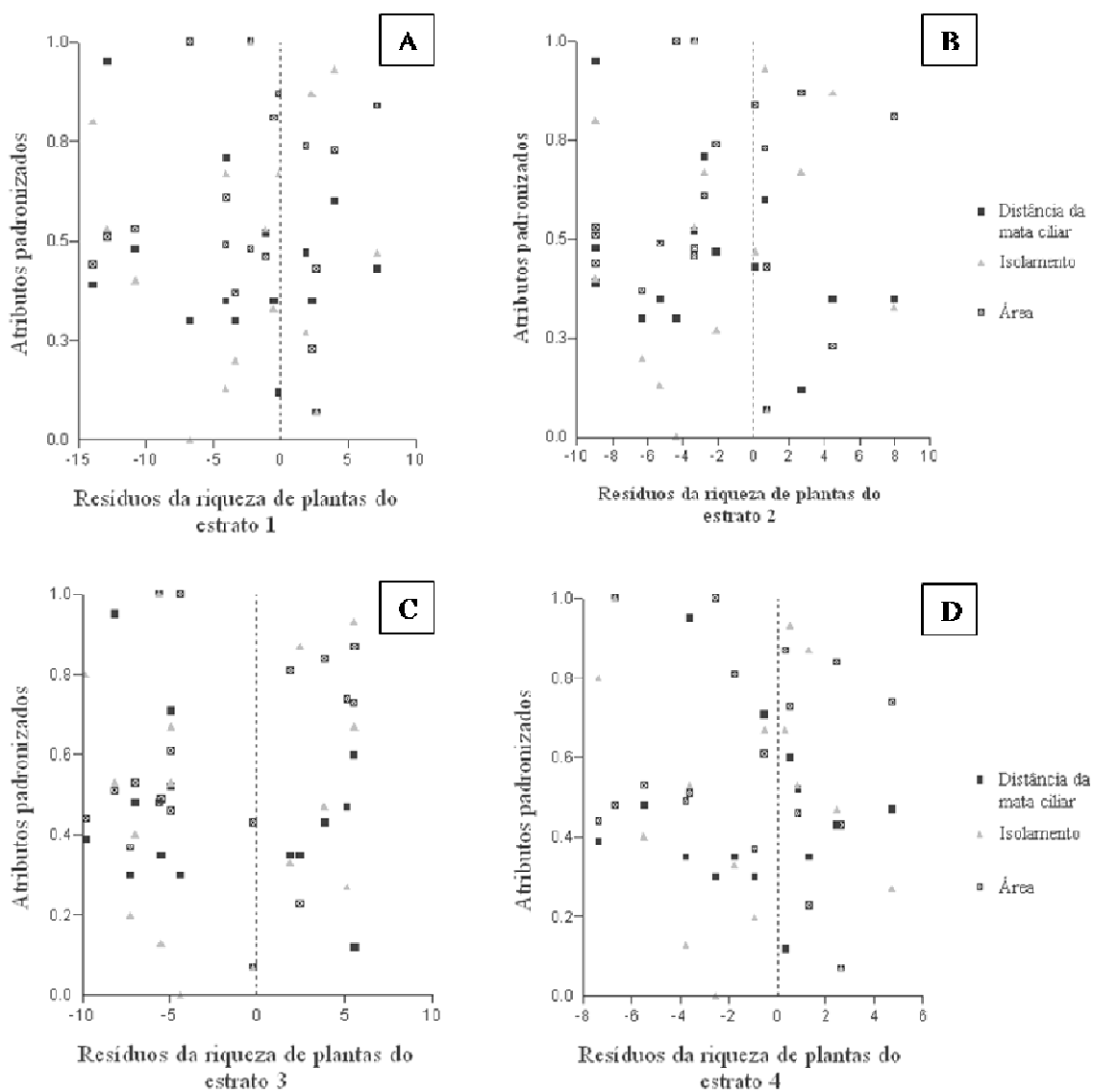


Figura 2. Variação da riqueza (demonstrado pelos resíduos da riqueza em relação à abundância) de plantas nos quatro estratos amostrados em relação à distância da mata ciliar, isolamento e área da mancha florestal, cujos valores foram transformados em proporções para facilitar a visualização no gráfico.

A correlação de Mantel entre as dissimilaridades das manchas quanto à composição de 52 espécies de plantas zoocóricas do estrato inferior e quanto à composição de 24 espécies de sementes dispersas pelas aves foi marginalmente significativa ($\rho(\mathbf{D}_S; \mathbf{D}_{R1}) = 0,318, p = 0,094$). O teste foi mais significativo quando apenas as 24 espécies de plantas que foram dispersadas pelas aves foram consideradas ($\rho(\mathbf{D}_S; \mathbf{D}_{R1}) = 0,350, p = 0,052$). Esses resultados indicam que, apesar das correlações não serem altas, a composição de plantas do estrato inferior nas unidades amostrais não é independente das sementes dispersadas até elas pelas aves. Em relação aos estratos intermediários e superior (estratos 2, 3 e 4), quanto à composição das 52 espécies de plantas zoocóricas, a correlação foi significativa apenas para o estrato 4 ($\rho(\mathbf{D}_S; \mathbf{D}_{R4}) = 0,520, p = 0,006$), e não para os estratos 2 ($\rho(\mathbf{D}_S; \mathbf{D}_{R2}) = 0,008, p = 0,960$) e 3 ($\rho(\mathbf{D}_S; \mathbf{D}_{R3}) = 0,170, p = 0,480$).

Na amostragem de plântulas entre 5 e 30 cm de altura, dentro e fora das gaiolas de exclusão do gado, registramos um total de 179 indivíduos, pertencentes a 45 espécies vegetais (Apêndice 2). A abundância de plântulas não diferiu entre unidades amostrais isoladas e não isoladas do gado (ANOVA, $p = 0,17$, Figura 2A), assim como a riqueza (ANOVA, $p = 0,54$, Figura 2B) e a composição (MANOVA, $p = 0,576$). Todas as espécies amostradas dentro das gaiolas de exclusão também foram encontradas na amostragem de plantas do estrato inferior entre 30 e 100 cm de altura, o que reforça os resultados obtidos: o gado não causou impacto suficiente às plântulas para alterar sua composição, riqueza e abundância nas manchas florestais e mata ciliar.

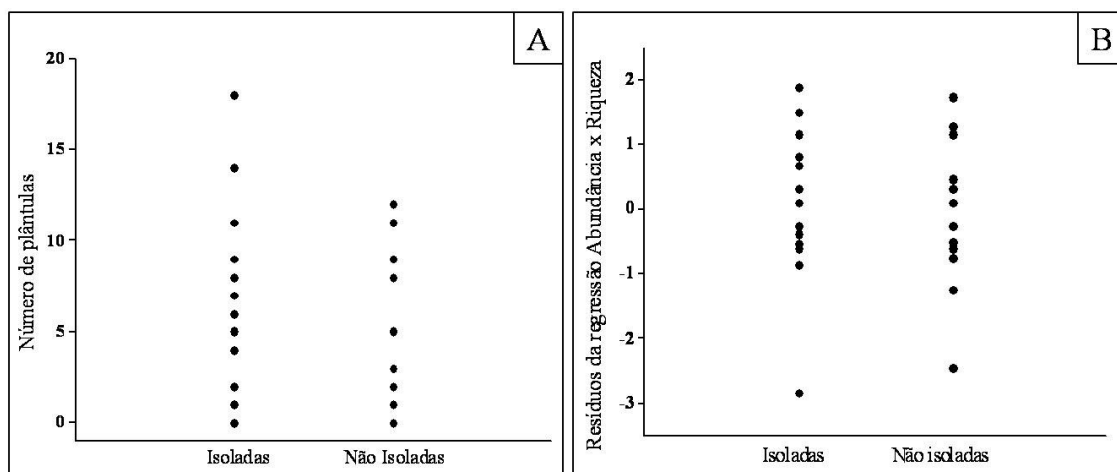


Figura 3. Diferenças entre comunidades dentro das gaiolas de exclusão (isoladas) e fora (não isoladas), quanto à abundância (A) e riqueza de espécies (B) de plântulas.

3.4. Discussão

A proporção de plantas zoocóricas encontradas na Serra do Sudeste é comparável à encontrada em florestas tropicais (Willson 1991, Howe & Smallwood 1982), e antecipa a importância dos animais consumidores de frutos para a manutenção dos processos que ocorrem nas populações de plantas florestais deste ecossistema. No entanto, menos da metade das espécies de plantas zoocóricas encontradas na fase de plântulas foram efetivamente dispersadas pelas aves capturadas neste estudo, resultando em alguns padrões encontrados nas manchas florestais.

De modo geral, matas ciliares tiveram riqueza de plantas do estrato inferior sempre maior que as manchas florestais, além de apresentarem composição diferenciada neste estrato. Esse era um resultado previsto, pois as matas ciliares agem como áreas-fonte de espécies florestais para o campo (Holl *et al.* 2000), além de apresentarem micro habitats distintos das manchas florestais, abrigando portanto plantas com requisições ecológicas diferentes. No entanto, ao observarmos um grande número (56,4%) de espécies zoocóricas não dispersadas pelas aves capturadas, podemos pressupor que, como consequência, ocorre uma limitação da dispersão de algumas plantas zoocóricas da mata ciliar para as manchas florestais. Essa

suposição é confirmada em parte quando observamos que manchas pequenas isoladas (PI) apresentaram riqueza de espécies zoocóricas no estrato 1 inferior às outras manchas florestais, assim como manchas pequenas em geral apresentaram riqueza de espécies zoocóricas no estrato 1 inferior às manchas grandes. Portanto, a limitação de dispersão de plantas zoocóricas para as manchas florestais ocorre, mas somente para manchas pequenas (PI e PNI). Os mesmos resultados são encontrados para o conjunto total de espécies de plantas do estrato 1, ou seja, o acréscimo das plantas anemocóricas e autocóricas ao conjunto de zoocóricas não apresenta nenhuma nova diferenciação entre os grupos de unidades amostrais. Provavelmente isto significa que, pelo menos, as plantas anemocóricas não apresentam limitação na dispersão para manchas florestais, o que é esperado uma vez que seu principal mecanismo de dispersão, o vento, leva as sementes a longas distâncias e não é seletivo em relação ao tamanho da mancha. Já para o conjunto de espécies dispersadas pelas aves capturadas neste estudo, apenas as manchas pequenas isoladas (PI) apresentaram riqueza inferior às demais, mostrando que para este grupo de manchas realmente ocorre uma limitação no estabelecimento das plântulas, visto que para esse conjunto de espécies todas as sementes são potencialmente capazes de chegar até essas manchas.

Ao buscar quais os fatores principais da paisagem que influenciam a riqueza de plantas nas manchas florestais, encontramos a interação entre área da manchas, isolamento e distância da mata ciliar como responsável pela riqueza nos quatro estratos de plantas amostrados. Isso significa que dentre os atributos de isolamento mensurados, os que mais tiveram importância para a riqueza de plantas em todos os estratos das manchas florestais foram a porcentagem de áreas de vegetação campestre em um raio de 100 m no entorno da mancha e a distância da mata ciliar, não importando a proximidade ou tamanho de outras manchas florestais no entorno. Este resultado confirma a hipótese de que possa haver

limitação de dispersão da mata ciliar para as manchas florestais, pois a distância da mata ciliar foi um dos fatores relacionados com a riqueza de plantas nas manchas.

Quando comparamos a composição das sementes dispersadas pelas aves com a composição das plantas do estrato inferior das manchas florestais, considerando todas as espécies levantadas, encontramos uma correlação relativamente baixa e apenas marginalmente significativa. Porém, quando consideramos apenas as espécies de plântulas que apareceram nas sementes encontradas com as aves capturadas, a correlação foi um pouco mais alta e estatisticamente significativa. Esses resultados mostram que os padrões na composição das sementes dispersadas pelas aves que capturamos não são os únicos responsáveis pelos padrões de composição de plântulas nas manchas florestais. Este resultado somado ao das diferenças nas plantas do estrato inferior entre os tipos de mancha sugere que podem haver outros dispersores atuando sobre as espécies zoocóricas. A correlação entre composição das sementes dispersadas e das espécies adultas (estrato 4) de plantas zoocóricas das manchas florestais mostra que as sementes que chegam nas fezes das aves também são dependentes das árvores adultas que estão na mancha florestal, o que faz sentido se considerarmos que as aves também se alimentam das árvores frutificando na mancha florestal na qual são capturadas.

Aves de maior porte avistadas na área, porém não capturadas nas redes de neblina (*Guira guira*, *Ramphastos toco*, *Ramphastos dicolorus*, *Ortalis gutatta*), além de outros vertebrados (*Alouatta guariba* - bugio ruivo, *Procyon cancrivorus* - mão-pelada, *Didelphis* sp. - gambá, *Pseudalopex gymnocercus* - graxaim, etc) podem ser responsáveis pela dispersão de outras espécies zoocóricas, especialmente aquelas com frutos maiores (*Syagrus romanzoffiana*, *Bromelia antiacantha*, *Diospyros inconstans*, etc). Entretanto, é importante observar que muitas das espécies vegetais que apresentam frutos grandes não estão presentes no estágio de plântulas nas manchas florestais (especialmente aquelas manchas pequenas e/ou

isoladas na paisagem), por exemplo *Trichilia clausseni*, *Bromelia antiacantha*, *Dyospiros inconstans* e *Syagrus romanzoffiana*. Assim, a limitação na dispersão pode não estar ocorrendo para aqueles frutos ou sementes de pequeno tamanho dispersas por aves capturadas nas redes de neblina, mas talvez ocorra para plantas com frutos ou sementes de tamanho grande cujos dispersores possivelmente não freqüentam manchas pequenas e/ou isoladas. Para confirmar esta hipótese, o tamanho dos frutos e sementes deve ser avaliado em um estudo posterior com os dispersores. Outros estudos, especialmente em habitats fragmentados, já apontaram o tamanho do fruto como negativamente relacionado ao seu sucesso de dispersão (Ingle 2002, Silva & Tabarelli 2000). Para plantas com sementes grandes, também é possível que mesmo animais de pequeno porte se alimentem de sua polpa, porém ao derrubar a semente no chão após ingerirem a polpa, não estão contribuindo para levá-la a ambientes possivelmente mais favoráveis ao seu recrutamento do que embaixo da planta-mãe (Jordano & Schupp 2000). Outra hipótese é que essas plantas sejam adaptadas somente ao ambiente de mata ciliar, não suportando o desenvolvimento em manchas florestais ainda que as sementes cheguem até elas, neste caso não havendo limitação de dispersão e sim de estabelecimento nestes ambientes.

Para as espécies de *Myrsine*, é notável uma limitação em algum estágio pós-dispersão das sementes, pois apesar de ser a planta mais abundante na dieta dos dispersores, e dispersada por seis das 13 espécies de aves dispersoras, chegando em grande número a praticamente todas as manchas florestais, sua presença no estrato inferior é relativamente baixa nas manchas florestais e mata ciliar. Espécies de *Myrsine* são relatadas como pioneiras tardias (Backes & Irgang 2002), adaptando-se a áreas com alta luminosidade, inclusive tendo sido descritas como colonizadoras de áreas degradadas por mineração (Bitencourt 2007). Além disso, Duarte *et al.* (2006), ao analisar plântulas colonizando áreas campestres excluídas de gado embaixo de copas de *Araucaria angustifolia*, encontrou *Myrsine lorentziana* como a

espécie mais abundante, assim como Dos Santos (2008). Isso nos leva a crer que *Myrsine* spp. esteja sofrendo pressão por parte do gado em nossa área de estudo, levando a uma diminuição nas plântulas devido à predação ou pisoteio exercido pelo gado. Os resultados das gaiolas de exclusão para a avaliação de plântulas corroboram apenas em parte esta hipótese, pois só foram encontradas duas plântulas de *Myrsine* spp. nesta amostragem, ambas na mata ciliar, tanto dentro (*M. coriacea*) quanto fora (*M. lorentziana*) das gaiolas. Porém, como o tempo de exclusão do gado dentro das gaiolas foi de apenas 14 meses, exclusões mais prolongadas poderiam prover dados mais concretos para confirmar ou não esta hipótese (Michels 2009).

Ainda, a amostragem comparando áreas isoladas e não isoladas da influência do gado demonstrou que a composição e a riqueza de espécies de plântulas que amostramos nas áreas de vegetação florestal sob influência do gado seriam praticamente iguais caso a área estudada não contasse com a presença de gado. Contudo, é possível que uma exclusão feita por mais tempo gerasse diferentes resultados (Vázquez 2002), sendo necessário cautela para se avaliar este tipo de experimento. Por hora, podemos afirmar que a exclusão de gado deste tipo de ambiente não provocaria mudanças tão rápidas a ponto de alterar a composição, riqueza e abundância de plântulas de áreas florestais em um intervalo de 14 meses.

Por fim, a tendência em áreas de mosaico floresta-campo com atividade pecuária na Serra do Sudeste parece ser que manchas florestais grandes e próximas da mata ciliar continuem recebendo incremento de espécies, provavelmente aumentando em tamanho e tornando-se mais similares à mata ciliar, e contribuindo para o avanço da floresta sobre o campo. Enquanto isso, manchas pequenas e especialmente aquelas isoladas na paisagem parecem não conseguir estabelecer uma boa regeneração em seu estrato inferior, ficando sua composição restrita a um pequeno número de espécies e poucos indivíduos, não aumentando muito em tamanho e tendo sua contribuição para a expansão das florestas limitada principalmente à sua ação como trampolins ecológicos, que auxiliam espécies da fauna a

chegarem em todas as manchas florestais. Ainda, um paralelo pode ser traçado em relação a este tipo de ambiente e áreas de formação florestal fragmentada. Manchas florestais pequenas no campo funcionam como fragmentos pequenos, em que o número de espécies sendo dispersadas tende a ser restrito apenas a espécies com sementes pequenas dispersadas por espécies generalistas (Silva & Tabarelli 2000). Manchas grandes, no entanto, comportam-se de maneira oposta a fragmentos florestais, pois suas bordas tendem a se expandir (Oliveira & Pillar 2004) em vez de se retrair devido ao efeito de borda, e o efeito esperado é o aumento na riqueza de espécies, tornando-se maior e mais semelhante à área fonte, de modo que o campo passa a ser o componente da paisagem a sofrer fragmentação.

3.5. Referências Bibliográficas

Backes, P. & Irgang, B. 2002. *Árvores do Sul. Guia de identificação e interesse ecológico*. Santa Cruz do Sul: Instituto Souza Cruz. 326 p.

Bitencourt, F., Zocche, J. J., Costa, S., Souza, P. Z. e Mendes, A. R. 2007. Nucleação por *Mimosa bimucronata* (DC.) O. Kuntze em Áreas Degradadas pela Mineração de Carvão. *Revista Brasileira de Biociências* 5 (1): 750-752.

Dos Santos, M. M. G. 2008. *Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas de espécies lenhosas florestais em mosaicos de floresta com araucária e campos no sul do Brasil*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 62 p.

Duarte, L. S., Dos-Santos, M. M. G., Hartz, S. M. e Pillar, V. D. 2006. The role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in South Brazil. *Austral Ecology* 31: 520–528.

Efe, M. A., Mohr, L. V. e Bogoni, L. 2001. *Guia ilustrado das aves dos parques de Porto Alegre*. Porto Alegre: PROAVES, SMAM, COPESUL, CEMAVE.

Francisco, M. R. & Galetti, M. 2002. Aves como potenciais dispersoras de sementes de *Ocotea pulchella* Mart. (Lauraceae) em uma área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. *Revista Brasileira de Botânica* 25 (1): 11-17.

Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V. e Samuels, I. A. 2000. Tropical montane Forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8(4): 339-349.

Howe, H. F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 13: 201-228.

Ingle, N. R. 2002. Seed dispersal by wind, birds, and bats between Philippine montane rainforest and successional vegetation. *Oecologia* 134: 251-261.

Instituto de Pesquisas Agronômicas 1989. *Atlas Agroclimático do Estado do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Pallotti. 3 v. 326 p.

Jordano, P. & Schupp, E. W. 2000. Seed Disperser Effectiveness: The Quantity Component and Patterns of Seed Rain for *Prunus mahaleb*. *Ecological Monographs*. 70 (4): 591-615.

Jordano, P., Galetti, M., Pizo, M. A. e Silva, W. R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: C. F. D. Rocha *et al.*, orgs: *Biologia da Conservação: essências*. São Carlos: RiMa. 582 p.

Krügel, M. M., Burger, M. I. e Alves, M. A. 2006. Frugivoria por aves em *Nectandra megapotamica* (Lauraceae) em uma área de Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 96 (1): 17-24.

Manly, B. F. J. 2007. Randomization, bootstrap, and Monte Carlo methods in biology. Texts in statistical science. Boca Raton, Fla., Chapman & Hall/ CRC.

Marchiori, J. N. C. 2004. *Fitogeografia do Rio Grande do Sul: campos sulinos*. Porto Alegre, EST.

McClanahan, T. R. & Wolfe, R. W. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology* 7: 279–288.

Michels, G. H. 2009. *Efeito da presença de búfalos (Bubalus bubalis L.) sobre a comunidade vegetal de uma floresta estacional no sul do Brasil e implicações para sua regeneração*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 52 p.

Narosky, T. & Yzurieta, D. 2003. *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay*. Buenos Aires: Vásquez Mazzini Editores.

Oliveira, J. M. & Pillar, V. D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5(2): 197-202.

Overbeck, G. E., Müller, S. C., Fidelis, A., Pfdadenhauer, J., Pillar, V. D., Blanco, C. C., Boldrini, I., Both, R. e Forneck, E. D. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.

Pillar, V. D. 2003. Dinâmica da expansão florestal em mosaicos de floresta e Campos no sul do Brasil. In: *Ecossistemas Brasileiros: Manejo e Conservação* (ed. V. Claudino-Sales) 209–216. Expressão Gráfica, Fortaleza.

Pillar, V.D. 2007. *MULTIV; Multivariate Exploratory Analysis, Randomization testing and bootstrap resampling; User's Guide v.2,5*. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, BR.

Pillar, V. D. & L. Orlóci. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. *Journal of Vegetation Science* 7: 585-592.

Podani, J. 2000. *Multivariate data analysis in Ecology and Systematics*. The Hauge, SPB Academic Publishing.

Silva, J. M. C. & Tabarelli, M. 2000 Tree species impoverishment and the future flora of Atlantic Forest of the Northeast Brazil. *Nature*, 404: 72-74.

Terborgh, J. 1986. Community aspects of frugivory in tropical forests. In: A. Estrada & T.H. Fleming (eds.). *Frugivores and seed dispersal*. Dordrecht, W. Junk Publishers.

Vázquez, D. 2002. Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions* 4, 175–191.

Willson, M. F. 1991. Dispersal of seeds by frugivorous animals in temperate forests. *Revista Chilena de Historia Natural*. 54: 537-544.

4. Considerações finais

Nossos resultados mostraram que a dispersão de sementes para manchas florestais na Serra do Sudeste é feita em maior parte por aves generalistas, de ampla distribuição e adaptadas ao ambiente de borda, e poucas delas são migratórias. Esses dispersores não são exigentes quanto ao tamanho e isolamento das manchas florestais para realizarem seus deslocamentos, de forma que todas as espécies de sementes dispersadas têm o potencial de chegar a qualquer tipo de mancha florestal. No entanto, é possível que exista uma limitação de dispersão de algumas espécies zoocóricas para as manchas florestais, especialmente algumas espécies com sementes grandes, que não são dispersadas pelas espécies capturadas neste estudo. Os principais atributos da paisagem controlando a riqueza de plantas nas manchas florestais foram a área da mancha, a distância desta até a mata ciliar e a proporção de áreas campestres em um entorno de 100 m de raio.

As diferenças entre riqueza de plântulas nas manchas, especialmente manchas pequenas isoladas (PI) em relação às demais manchas, encontradas no terceiro capítulo, confirma os fracos resultados encontrados para PI no segundo capítulo. Assim, descobrimos um tipo de mancha florestal que é mais influenciado por um ambiente com presença de gado, e também apresenta pouca contribuição para a expansão da floresta sobre o campo. Ao contrário destas, as manchas florestais grandes são mais ricas em espécies de plantas do estrato inferior e provavelmente sejam as maiores responsáveis pela expansão das florestas em áreas com presença de gado. Estes resultados demonstram que a atividade pecuária, além de permitir o manejo e a persistência de um ecossistema campestre natural, por outro lado também permite a manutenção e expansão das áreas florestais existentes neste mosaico.

5. Referências Bibliográficas

Behling, H., Pillar, V. D. e Bauermann, S. G. 2005. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 133(3-4): 235– 248.

Câmara, S. X. V. C. & Saldanha, J. 1938. Diário Resumido e Histórico. 1ª Divisão da Demarcação d'América Meridional. *Anais da Biblioteca Nacional* 51: 206.

Clark, C. J., Poulsen, J. R., Connor, E. F. e Parker, V.T. 2004. Fruiting trees as dispersal foci in a semi-deciduous tropical forest. *Oecologia* 139: 66-75.

Dannel K., Bergstro R., Edenius L. e Ericsson G. 2003. Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels. *Forest Ecology Management* 181: 67–76.

Dos Santos, M. M. G. 2008. *Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas de espécies lenhosas florestais em mosaicos de floresta com araucária e campos no sul do Brasil*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 62 p.

Duarte, L. S., Dos-Santos, M. M. G., Hartz, S. M. e Pillar, V. D. 2006a. The role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in South Brazil. *Austral Ecology* 31: 520–528.

Duarte, L. da S., Machado, R. E., Hartz, S. M., e Pillar, V. D. 2006b. What saplings can tell us about Forest expansion over natural grasslands. *Journal of Vegetation Science* 17: 799-808.

Fábian, M. H., Rui, A. M. e Oliveira, K. P. 1999. Distribuição geográfica de morcegos Phyllostomidae (Mammalia: Chiroptera) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Zoologia* 87: 143-156.

Frison, S. 2007. *Diversidade de espécies arbóreas em capões, Pantanal sul: relações com a área e isolamento das manchas florestais*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. 44 p.

Ganade, G. & Brown, V. K. 2002. Succession in old pastures of central Amazonia: role of soil fertility and plant litter. *Ecology* 83(3): 743-754.

Githiru, M., Lens, L., Bennur, L.A. e Ogol, C. P. K. O. 2002. Effects of site and fruit size on the composition of avian frugivore assemblages in a fragmented Afrotropical forest. *Oikos* 96(2): 320-330.

Guadagnin, D.L., Larocca, J. e Sobral, M. 2000. Flora vascular de interesse para a conservação da bacia do arroio João Dias: avaliação ecológica rápida. *In: Minas do Camaquã* (L.R. Ronchi e A.O.C. Lobato, orgs.). Unisinos, São Leopoldo, 71-84.

Guedes, M. C., Melo, V. A. e Griffith, J. J. 1997. Uso de poleiros artificiais e ilhas de vegetação por aves dispersoras de sementes. *Ararajuba* 5(2): 229-232

Herrera, C. M. 1987. Components of pollinator “quality”: comparative analysis of a diverse insect assemblage. *Oikos* 50: 79-90.

Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V. e Samuels, I. A. 2000. Tropical montane Forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8(4): 339-349.

Howe, H. F. 1977. Bird activity and seed dispersal of a tropical wet forest tree. *Ecology* 58: 539-550.

Ihering, H. V. 1891. As árvores do Rio Grande do Sul. In: *Anuário do Estado do Rio Grande do Sul para o ano de 1892* (G. A. Azambuja, ed.). Gundlach & Krahe, Porto Alegre, p.164-196.

Ingle, N. R. 2002. Seed dispersal by wind, birds, and bats between Philippine montane rainforest and successional vegetation. *Oecologia* 134: 251-261.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) 2004. *Mapa da vegetação do Brasil e Mapas de Biomas do Brasil* <http://www.ibge.gov.br>. Acessado em março de 2009.

Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104:501-528.

Jordano, P. 1987. Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries and coevolution. *American Naturalist*, 129: 657-677.

Jordano, P. 1995. Angiosperm fleshy fruits and seed dispersers: a comparative analysis of adaptation and constraints in plant animal interactions. *The American Naturalists* 145: 163-191.

Jordano, P. & Schupp, E. W. 2000. Seed Disperser Effectiveness: The Quantity Component and Patterns of Seed Rain for *Prunus mahaleb*. *Ecological Monographs*. 70 (4): 591-615.

Jordano, P., Galetti, M., Pizo, M. A. e Silva, W. R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: C. F. D. Rocha *et al.*, orgs: *Biologia da Conservação: essências*. São Carlos: RiMa. 582 p.

Klein, R. M. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia* 12: 17-51.

Lindman, C. A. M. 1906. *A Vegetação no Rio Grande do Sul*. São Paulo/Belo Horizonte, EDUSP/Itatiaia. Traduzido de Lindman, C. A. M. 1900. *Vegetationen i Rio Grande do Sul (Sydbrasilien)*. Stockholm, Nordin and Josephson

Machado, R. E. 2004. *Padrões vegetacionais em capões de floresta com Araucária no planalto nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil*. Dissertação de mestrado, Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 164 p.

Marchiori, J. N. C. 2004. *Fitogeografia do Rio Grande do Sul: campos sulinos*. Porto Alegre, EST.

McClanahan T. R. & Wolfe R. W. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology* 7: 279–288.

Michels, G. H. 2009. *Efeito da presença de búfalos (Bubalus bubalis L.) sobre a comunidade vegetal de uma floresta estacional no sul do Brasil e implicações para sua regeneração*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 52 p.

Morton, E. S. 1973. On the evolutionary advantages and disadvantages of fruit eating in tropical birds. *American Naturalist* 107: 8-22.

Oliveira, J. M. & Pillar, V. D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5(2):197-202.

Pillar, V. D. 2003. Dinâmica da expansão florestal em mosaicos de floresta e campos no sul do Brasil. *In: Claudino-Sales, V. (Org.) Ecosystemas Brasileiros: Manejo e Conservação*, p.209-216. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora.

Primack, R. B. 1987. Relationships among flowers, fruits, and seeds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 409-430.

Rambo, B. 1942. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. Imprensa Oficial, Porto Alegre.

Rambo, B. 2005. *A fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaios de monografia natural*. 3 Ed. São Leopoldo: Ed. UNISINOS

Ridley, H. N. 1930. *The dispersal of plants throughout the world*. L. Reeve, Ashford, Kent.

Scherer, A., Maraschin-Silva, F. e Baptista, L. R. M. 2007. Padrões de interações mutualísticas entre espécies arbóreas e aves frugívoras em uma comunidade de Restinga no Parque Estadual de Itapuã, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21(1): 203-212.

Shiels, A. B. & Walker, L. R. 2003. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. *Restoration Ecology* 11: 457-465.

Smythe, N. 1970. Relationships between fruiting seasons and seed dispersal methods in a neotropical forest. *American Naturalist* 104: 25-35.

Uieda, W. e Vasconcelos-Neto, J. 1985. Dispersão de *Solanum* spp. (Solanaceae) por morcegos na região de Manaus, AM, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 2(7): 449-458.

Van der Pijl, L. 1972. *Principles of dispersal in higher plants*. Springer-Verlag, New York.

Ward, L. K. 1977. The conservation of juniper: the associated fauna with special reference to Southern England. *Journal of Applied Ecology* 14: 81-120.

Wheelwright, N. T. 1985. Fruit size, gape width, and the diets of fruit-eating birds. *Ecology* 66: 808-818.

Whittaker, R. J. & Jones, S. H. 1994. The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatau, Indonesia. *Journal of Biogeography* 21: 145-258.

Apêndice 1. Espécies de plantas entre 30 e 100 cm de altura encontradas em 20 unidades amostrais e suas respectivas abundâncias. As espécies estão em ordem decrescente de frequência. Espécies em negrito apresentam síndrome de dispersão zoocórica. Espécies marcadas com asterisco (*) tiveram sementes encontradas nas fezes de aves capturadas. PI = manchas florestais pequenas isoladas, GI = manchas grandes isoladas, PNI = manchas pequenas isoladas, GNI = manchas grandes não isoladas e MC = mata ciliar.

Plântulas	PI1	PI2	PI3	PI4	GI1	GI2	GI3	GI4	PNI1	PNI2	PNI3	PNI4	GNI1	GNI2	GNI3	GNI4	MC1	MC2	MC3	MC4	Total
<i>Daphnopsis racemosa*</i>	1		5	1	25	25	43	9	11	5	11	1	41	201	4	24	17	33	16	48	521
<i>Blepharocalix salicifolius*</i>					45	45	23		2	7	10	2	32	232	5	9	7	24	5	7	455
<i>Stirax leprosus*</i>					6	38				9			8	264			23	44	6	56	454
<i>Eugenia uniflora*</i>		3			22	27	1		1	6		1	7	60		12	6	11	1	14	172
<i>Eugenia uruguaiensis</i>					1	13	1							75		3	4	12	3	13	125
<i>Trixis praestans</i>				1		18	7	21			5		2	6		63					123
<i>Cissus striata</i>			4		11	18	4		3			1	2	55	4	10	4	1	3	2	122
<i>Myrrhinium atropurpureum*</i>				11	5	6	4	2				2	3	5		72	2	1		7	120
<i>Smilax campestris</i>		1	12	4	7	5	6	4	7	3			3	35	4	8	2	3	4	10	118
<i>Myrcia palustris*</i>							1			2				60			14	23	6	3	109
<i>Berberis laurina*</i>				1	2	2	2	6	1	4	2	1	20	27	5	17	1	3		1	95
<i>Maytenus cassineformis</i>							1				1			60	1		2	2	5		72
<i>Allophylus edulis*</i>	1			1	2	3	2	3	1	2		1		35	2	13	2	2	1		71
<i>Tassadia subulata</i>						7			1	2			6	35	3	4	3	3	3	1	68
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>			2	1	18		4	2		1		1	1	14		12	2				58
<i>Zanthoxylum fagara</i>					1		5				2		2	43	1						54
<i>Scutia buxifolia*</i>				3	1	7	12	1					1	8	1	13	2			3	52
<i>Psichotrya carthagensis</i>										2				21			2	7	17		49
<i>Guettarda uruguensis*</i>				1	4	1	2	1	1	4	1		1	25	2		1		2	1	47
<i>Cupania vernalis*</i>					1	1	2		1	2	1		3	26		2		1	5	1	46
<i>Chrysophyllum marginatum*</i>				1		1	1						1	24	1	5	1	3	2		40
<i>Quillaja brasiliensis</i>														38				1			39
<i>Solanum laxum*</i>				7	2	6	4	4			1			5	1	5	0	1			36
<i>Matayba eleagnoides</i>					14		1						1	9		1	3		4	2	35
<i>Clematis dióica</i>														21			3	4	2	4	34
<i>Myrcianthes gigantea</i>						1		1		3				11			2	12	3		33

<i>Lithraea brasiliensis*</i>			1	1			3	1	1		12	1	5	1	1	1	3	31
<i>Chiococa alba*</i>						2	1		1		2	19	1	3				29
<i>Casearia silvestris*</i>			1	8								9			2	5	1	26
<i>Sebastiania commersoniana</i>			6	1		1	3					3		1	4	3	2	2
<i>Bromelia balansae</i>												11	3			1	4	6
<i>Myrceugenia myrtoides*</i>		1		2							2	4		8	6			2
<i>Xylosma tweediana</i>				1	1		2	1			2	7		3			6	2
<i>Citharexylum montevidense*</i>			3		5	1						11						1
<i>Ocotea pulchela</i>						1						6				4	5	4
<i>Syagrus romanzoffiana</i>												10	1				7	
<i>Cereus hildmanianus</i>		1						2				6	7					
<i>Dioscorea subhastata</i>											7	3		1	1	4		
<i>Dodonea viscosa</i>						1		1				13				1		
<i>Schinus polygamus*</i>		1		2	5		1		1			5	1					
<i>Myrsine coriacea*</i>								1				8				4	1	1
<i>Myrsine laeteviren*s</i>					1	1		1	1			4	4	1		2		
<i>Passiflora caerulea*</i>			1	4	1		1				2	2		4				
<i>Chomelia obtusa*</i>	1											8			3			
<i>Cestrum strigilatum*</i>				1								6				1		
<i>Forsteronia sp.</i>				1								4			1		2	
<i>Myrsine lorentziana*</i>																	8	
<i>Mikania spp.</i>																		7
<i>Tripodanthus acutifolius*</i>		1	1					1	1				1		1		1	
<i>Dioscorea demourae</i>														2	3	1		
<i>Prunus myrtifolia</i>												1				2		3
<i>Sebastiania brasiliensis</i>								1							1	3	1	
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>									1		2	1					2	
<i>Gochnatia polymorpha</i>															5			
<i>Solanum viarum*</i>				1								4						
<i>Dioscorea scabra</i>															4			
<i>Maytenus muelleri</i>		2	1		1													
<i>Passiflora suberosa*</i>												1	3					
<i>Symplocos trachycarpa</i>												2					1	1

<i>Anchietea parvifolia</i>				3				3
<i>Erythroxylum myrsinites</i>				2			1	3
<i>Myrcianthes pungens</i>				1		1		3
<i>Celtis iguanea</i>					1			2
<i>Dyospiros inconstans</i>				1				2
<i>Tassadia</i> sp.	2							2
<i>Tragia volubilis</i>							1	2
<i>Trichilia clausenii</i>				2				2
<i>Ilex dumosa*</i>			1					1
<i>Myrciaria tenella</i>	1							1
<i>Rollinia maritima</i>							1	1
<i>Senna corymbosa</i>							1	1
<i>Trichilia elegans</i>				1				1
<i>Vigna</i> sp.	1							1

Apêndice 2. Espécies de plântulas entre 5 e 30 cm de altura amostradas dentro e fora das gaiolas de exclusão do gado, e suas respectivas abundâncias. As espécies estão em ordem decrescente de frequência. Ab = abundância; Fr = frequência. As unidades amostrais estão separadas em isoladas (i) ou não isoladas do gado (n), dentro dos blocos: PI = manchas florestais pequenas isoladas, GI = manchas grandes isoladas, PNI = manchas pequenas isoladas, GNI = manchas grandes não isoladas e MC = mata ciliar. NI1, NI2, NI3, NI4 e NI5 são espécies de plântulas que não puderam ser identificadas.

	PI1		PI2		PI3		PI4		GI1		GI2		GI3		GI4		PNI1		PNI2		PNI3		PNI4		GNI1		GNI2		GNI3		GNI4		MC1		MC2		MC3		MC4		Ab	Fr
	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n	i	n		
<i>Cissus striata</i>					1	1			1		1				1	1							1		2	1	2		1				1								14	12
<i>Blepharocalix salicifolius</i>															1								1	3	2		3				2	1	6			1			20	9		
<i>Eugenia uniflora</i>			2	1	1		1			1								1							1				1										9	8		
<i>Daphnopsis racemosa</i>					1											1							1	1					1				3	1					9	7		
<i>Chrysophyllum marginatum</i>							2		1																	1									1				7	6		
<i>Lithraea brasiliensis</i>					1					1								1	1					1												3			8	6		
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>								1							1	3								1	1										1				8	6		
<i>Smilax campestris</i>							2									1								1	1							1			1				7	6		
<i>Allophylus edulis</i>																		1						1					1					1	1				5	5		
<i>Guettarda uruguensis</i>													1															1	1										5	4		
<i>Ocotea pulchela</i>																				1					1									1					4	4		
<i>Scutia buxifolia</i>					1		1	1																											1				4	4		
<i>Erythroxylum myrsinites</i>																																	1						3	3		
<i>Eugenia uruguaiensis</i>										1																			3				4						8	3		
<i>Maytenus cassineformis</i>																		1														1							3	3		
<i>Maytenus muelleri</i>					1	1																							1										3	3		
<i>Mikania involucrata</i>																									2				2	1									5	3		
<i>Myrceugenia myrtoides</i>																							1		1										3				5	3		
<i>Myrcia palustris</i>																															2				1	1			4	3		
<i>Psichotrya carthagenensis</i>																																	1		3	3			7	3		



Apêndice 3. Vista externa de uma gaiola de exclusão do gado em mancha florestal pequena isolada.



Apêndice 4. Vista interna de uma gaiola de exclusão do gado na mata ciliar

Apêndice 5. Espécies encontradas no sub-bosque (30 a 100 cm de altura) das manchas florestais e mata ciliar. Síndromes de dispersão: zoo = endozoocórica, ane = anemocórica e aut = autocórica

Espécie	Síndrome	Família	Nome comum	Hábito
<i>Lithraea brasiliensis</i>	zoo	Anacardiaceae	aroeira-brava	árvore
<i>Lithraea molleoides</i>	zoo	Anacardiaceae	aroeira	árvore
<i>Schinus molle</i>	zoo	Anacardiaceae	aroeira-periquita	árvore
<i>Schinus polygamus</i>	zoo	Anacardiaceae	assobiadeira	arvoreta
<i>Rollinia maritima</i>	zoo	Annonaceae	araticum	arvoreta
<i>Forsteronia</i> sp.	ane	Apocynaceae		liana
<i>Tassadia</i> sp.	ane	Apocynaceae		liana
<i>Tassadia subulata</i>	ane	Apocynaceae		liana
<i>Ilex dumosa</i>	zoo	Aquifoliaceae	caúna	árvore
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	zoo	Arecaceae	gerivá	palmeira
<i>Trixis praestans</i>	ane	Asteraceae		arbusto
<i>Gochnatia polymorpha</i>	ane	Asteraceae	cambará	árvore
<i>Mikania</i> spp.	ane	Asteraceae		liana
<i>Berberis laurina</i>	zoo	Berberidaceae	espinho-de-são-joão	arvoreta
<i>Bromelia balansae</i>	zoo	Bromeliaceae		bromélia de solo
<i>Cereus hildmanianus</i>	zoo	Cactaceae	tuna	cacto
<i>Citronella gongonha</i>	zoo	Cardiopteridaceae	laranjeira-do-banhado	árvore
<i>Maytenus cassineformis</i>	zoo	Celastraceae		árvore
<i>Maytenus dasyclada</i>	zoo	Celastraceae		árvore
<i>Maytenus muelleri</i>	zoo	Celastraceae	espinheira-santa	arvoreta
<i>Dioscorea demourae</i>	ane	Dioscoreaceae		liana
<i>Dioscorea scabra</i>	ane	Dioscoreaceae		liana
<i>Dioscorea subhastata</i>	ane	Dioscoreaceae		liana
<i>Diospyros inconstans</i>	zoo	Ebenaceae	maria-preta	árvore
<i>Erythroxylum myrsinites</i>	zoo	Erythroxylaceae	cocão	arvoreta
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	aut	Euphorbiaceae	branquilha-leiteiro	árvore
<i>Sapium glandulosum</i>	aut	Euphorbiaceae	leiteiro	árvore
<i>Tragia volubilis</i>	ane	Euphorbiaceae		liana
<i>Sebastiania commersoniana</i>	aut	Euphorbiaceae	branquilha	árvore
<i>Erythrina cristagalli</i>	aut	Fabaceae	corticeira-do-banhado	árvore
<i>Senna corymbosa</i>	aut	Fabaceae		árvore
<i>Vigna</i> sp.	ane	Fabaceae		liana
<i>Vitex megapotamica</i>	zoo	Lamiaceae	tarumã	árvore
<i>Ocotea pulchella</i>	zoo	Lauraceae	canela-lageana	árvore
<i>Tripodanthus acutifolius</i>	zoo	Loranthaceae	erva-de-passarinho	parasita
<i>Trichilia clausenii</i>	zoo	Meliaceae	catiguá	árvore
<i>Trichilia elegans</i>	zoo	Meliaceae	pau-de-ervilha	árvore
<i>Ficus adhatodifolia</i>	zoo	Moraceae	figueira	árvore
<i>Myrsine coriacea</i>	zoo	Myrsinaceae	capororoca	árvore
<i>Myrsine laetevirens</i>	zoo	Myrsinaceae	capororoca	árvore
<i>Myrsine lorentziana</i>	zoo	Myrsinaceae	capororoca	árvore

<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	zoo	Myrtaceae	murta	árvore
<i>Eugenia uniflora</i>	zoo	Myrtaceae	pitangueira	árvore
<i>Eugenia uruguayensis</i>	zoo	Myrtaceae	guamirim	árvore
<i>Myrcia palustris</i>	zoo	Myrtaceae	guamirim	árvore
<i>Myrcianthes gigantea</i>	zoo	Myrtaceae	araçá-do-mato	árvore
<i>Myrcianthes pungens</i>	zoo	Myrtaceae	guabijú	árvore
<i>Myrciaria tenella</i>	zoo	Myrtaceae	camboim	árvore
<i>Myrceugenia myrtoides</i>	zoo	Myrtaceae		arvoreta
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	zoo	Myrtaceae	carrapato	árvore
<i>Chionanthus trichotomus</i>	zoo	Oleaceae	azeitona-do-mato	árvore
<i>Passiflora coerulea</i>	zoo	Passifloraceae	maracujá	liana
<i>Passiflora suberosa</i>	zoo	Passifloraceae	maracujá	liana
<i>Quillaja brasiliensis</i>	ane	Quillajaceae	sabão-de-soldado	árvore
<i>Clematis dioica</i>	ane	Ranunculaceae		liana
<i>Scutia buxifolia</i>	zoo	Rhamnaceae	coronilha	árvore
<i>Prunus myrtifolia</i>	zoo	Rosaceae	pessegueiro-do-mato	árvore
<i>Psychotria carthagenensis</i>	zoo	Rubiaceae	café-do-mato	arbusto
<i>Guettarda uruguensis</i>	zoo	Rubiaceae	veludeiro	árvore
<i>Chomelia obtusa</i>	zoo	Rubiaceae	viuvinha	arvoreta
<i>Chiococca alba</i>	zoo	Rubiaceae		liana
<i>Zanthoxylum fagara</i>	zoo	Rutaceae	coentrilho	árvore
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	zoo	Rutaceae	mamica-de-cadela	árvore
<i>Xylosma prockia</i>	zoo	Salicaceae	sucará	árvore
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	zoo	Salicaceae	sucará	árvore
<i>Xylosma tweediana</i>	zoo	Salicaceae	sucará	árvore
<i>Casearia silvestris</i>	zoo	Salicaceae	chá-de-bugre	árvore
<i>Allophylus edulis</i>	zoo	Sapindaceae	chal-chal	árvore
<i>Cupania vernalis</i>	zoo	Sapindaceae	camboatá-vermelho	árvore
<i>Matayba eleagnoides</i>	zoo	Sapindaceae	camboatá-branco	árvore
<i>Dodonaea viscosa</i>	ane	Sapindaceae	vassoura-vermelha	arvoreta
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	zoo	Sapotaceae	aguaí	árvore
<i>Smilax campestris</i>	zoo	Smilacaceae	japecanga	liana
<i>Cestrum strigilatum</i>	zoo	Solanaceae		arvoreta
<i>Solanum laxum</i>	zoo	Solanaceae		liana
<i>Styrax leprosus</i>	zoo	Styracaceae	carne-de-vaca	arvoreta
<i>Symplocos trachycarpa</i>	zoo	Symplocaceae		árvore
<i>Daphnopsis racemosa</i>	zoo	Thymelaeaceae	embira	arvoreta
<i>Celtis iguanaea</i>	zoo	Ulmaceae	taleira	árvore
<i>Citharexylum montevidense</i>	zoo	Verbenaceae	tarumã-de-espinho	árvore
<i>Aloysia gratissima</i>	ane	Verbenaceae		arvoreta
<i>Anchietea parvifolia</i>	ane	Violaceae		liana
<i>Cissus striata</i>	zoo	Vitaceae		liana