

Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Biociências Departamento de
Ecologia

Diversidade funcional de aves em distintos hábitats de remanescentes
florestais da Mata Atlântica no Sul do Brasil

Luthiana Carbonell dos Santos

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Sandra Cristina Müller

Co-orientador: Prof. Dr. Leandro Duarte

Porto Alegre, novembro de 2010.

Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Biociências Departamento de
Ecologia

Diversidade funcional de aves em distintos habitats de remanescentes florestais da Mata Atlântica no Sul do Brasil

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Instituto de Biociências como requisito parcial para conclusão do Bacharelado em Ciências Biológicas - Ênfase Ambiental - Escrito sob as normas do periódico Journal of Tropical Ecology

Porto Alegre, novembro de 2010.

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| AGRADECIMENTOS..... | 4 |
| EPÍGRAFE..... | 5 |
| RESUMO..... | 6 |
| ABSTRACT..... | 7 |
| INTRODUÇÃO..... | 8 |
| MATERIAL E MÉTODOS | |
| Área de estudo..... | 11 |
| Coleta de dados..... | 13 |
| Análise de dados..... | 17 |
| RESULTADOS | |
| Complexidade estrutural da vegetação..... | 18 |
| Uso do Hábitat..... | 20 |
| Guildas alimentares..... | 21 |
| Características morfológicas..... | 24 |
| Diversidade funcional padronizada..... | 25 |
| DISCUSSÃO..... | 25 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 29 |
| ANEXO 1..... | 33 |
| ANEXO 2..... | 35 |

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer às pessoas e às entidades que foram fundamentais para a realização deste trabalho. Sou muito grata

à Sandra, pela confiança, dedicação e acolhida neste último ano da graduação. “Entre uma mamada e outra”, foste essencial em todos os aspectos. Obrigada pela oportunidade, e obrigada ao Luiz Filipe também!

à Grasi, não tenho palavras para expressar minha gratidão, pela ajuda, pela convivência, amizade, parceria. Este trabalho, realmente, é nosso! E obrigada por me colocar nessa fria...

à Kátia, por gentilmente disponibilizar os dados do seu trabalho, pelo auxílio com a análise dos dados, bibliografias, apoio espiritual...

ao Dani, pela fé na vida, pela pureza, pelo amor;

à Débora Balzan e à Nani, por me ajudarem na interpretação dos dados, e, especialmente, pelo apoio;

a todos os colegas do Ecoqua pelo constante aprendizado, pelos momentos agradáveis com chimarrão, café, chá, bolachinhas; pelas reuniões e saídas a campo;

à Bianca, pela grande ajuda na coleta de dados;

aos professores da banca examinadora, pelo aceite;

ao Leandro, pela ajuda na reta final;

ao José Hidasi Neto, que, mesmo via e-mail, me ajudou num momento crítico do trabalho;

ao Pedro Ferreira, pela revisão e pela grande ajuda com o *Abstract*;

à família eidermolística: eiderman, eidi, molininho, eidermolina e Aman; e às comadres Liv e Didica;

à minha família, pai, mãe e Carol, pelo apoio, suporte e confiança;

ao Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica, pela manutenção da Coleção do Ornitológica, e pelo acesso à mesma para a realização do trabalho e, especialmente ao Glayson Bencke, pelo zelo com a coleção e pelo esclarecimento de dúvidas;

ao Museu de Ciência e Tecnologia da PUCRS pelo acesso à Coleção Ornitológica, especialmente à Carla Fontana;

ao projeto “Pesquisa de Longa duração do Sistema de Parcelas permanentes (PLDSisPP-RS)” pelo apoio financeiro;

à canjerana e à Leda, pelos ensinamentos.

*Por viver muitos anos dentro do mato
moda ave
O menino pegou um olhar de pássaro —
Contraíu visão fontana.
Por forma que ele enxergava as coisas
por igual
como os pássaros enxergam.
As coisas todas inominadas.
Água não era ainda a palavra água.
Pedra não era ainda a palavra pedra.
E tal.
As palavras eram livres de gramáticas e
podiam ficar em qualquer posição.
Por forma que o menino podia inaugurar.
Podia dar às pedras costumes de flor.*

Manoel de Barros

Diversidade funcional de aves em distintos habitats de remanescentes florestais da Mata Atlântica no Sul do Brasil

Luthiana Carbonell dos Santos^{1,2}, Grasiela Casas¹, Kátia Zanini¹, Leandro Duarte¹, Sandra Müller¹

¹ Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, Laboratório de Ecologia Quantitativa, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil

² autora correspondente; e-mail: luthianas@gmail.com

RESUMO

Devido à magnitude das perdas florestais, a Mata Atlântica *strictu sensu*, no Rio Grande do Sul, tem sua cobertura florestal configurada como um mosaico de áreas em diferentes estágios sucessionais. Para as aves, organismos protagonistas da sucessão florestal, as florestas secundárias são uma importante fonte de recursos para alimentação, nidificação e proteção. Os processos de sucessão e regeneração florestais trazem consigo mudanças na composição de espécies vegetais, que por sua vez, provocam alterações estruturais na floresta. Essas alterações podem criar condições distintas de habitats para as populações animais, influenciando no funcionamento do ecossistema. Para verificar os efeitos da modificação do habitat na funcionalidade do ecossistema, o presente trabalho utilizou-se dados levantados sobre a estrutura da vegetação e sobre a composição da assembleia da avifauna, com o intuito de verificar a diversidade funcional na assembleia de aves (o índice utilizado foi a entropia quadrática de Rao) a partir de atributos funcionais. Verificou-se que estruturas de habitat mais complexas tiveram maior diversidade funcional em relação às guildas alimentares ($P=0,025$) e uso do habitat ($P=0,063$). Foi obtido maior índice de diversidade funcional para características morfológicas nas áreas de menor complexidade estrutural da vegetação ($P=0,058$). Os resultados sugerem que a estrutura do habitat influencia a diversidade funcional da assembleia de aves, havendo relações significativas entre

atributos funcionais e tipos diferentes de hábitat.

Palavras-chave: assembleia de aves, diversidade funcional, tipos de habitats, florestas secundárias, estrutura da vegetação.

ABSTRACT

Due to the magnitude of forest loss, the Mata Atlântica *strictu sensu* in Rio Grande do Sul presents a forest cover composed of a mosaic of areas in different successional stages. To bird species, organisms that play a key role in forest succession, secondary forests are important sources of food, nidification and protection. The processes of forest succession and regeneration bring changes in species composition, which in turn cause structural alterations within the forest. These alterations may create distinct habitat conditions for animal populations, affecting the ecosystem functioning. In order to verify the effects of habitat modification in the ecosystem functionality, the present work uses data from surveys concerning vegetation structure and bird assemblage composition, aiming to verify the functional diversity within the bird assemblage (Rao quadratic entropy index) through functional attributes. More complex habitat structures showed higher functional diversity regarding food guilds ($P=0,025$) and habitat use ($P=0,063$). Higher functional diversity indexes were found for morphologic features in areas with lower vegetation structural complexity ($P=0,058$). The results suggest that habitat structure influences the functional diversity of bird assemblages, with significant relationships between functional attributes and different habitat types.

Key Words: bird assemblage, functional diversity, habitat types, secondary forest, vegetation structure.

INTRODUÇÃO

As florestas tropicais, apesar de estarem entre os ecossistemas mais ricos do planeta em diversidade biológica, encontram-se também entre os mais ameaçados. Um exemplo disso, é a situação da Mata Atlântica brasileira. Mudanças na paisagem florestal atlântica têm ocorrido mais rapidamente do que em qualquer tempo em milhões de anos (Ribeiro *et al.* 2009) e, atualmente, a Mata Atlântica possui remanescentes em pequenos fragmentos (<100ha), isolados uns dos outros, em diferentes estágios de regeneração florestal (Ribeiro *et al.* 2009). Devido à magnitude das perdas florestais, muitas espécies de animais foram consideradas extintas, o que configura a supressão florestal como uma real ameaça à biodiversidade. Frente a isso, estudos que busquem compreender e avaliar as consequências das novas condições de habitats para as espécies animais tornam-se necessários.

Atualmente o domínio da Floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica *strictu sensu*), no Rio Grande do Sul, é marcado pela heterogeneidade de sua cobertura vegetal, formando um mosaico de áreas em diferentes estágios de sucessão florestal (Becker *et al.* 2004). A sucessão secundária ou regeneração florestal caracteriza-se por mudanças na composição de espécies ao longo do tempo, desencadeadas por processos de colonização/recolonização das áreas após os eventos de distúrbio (Gurevitch & Scheiner 2009). Mudanças de composição das espécies vegetais são acompanhadas por diferenças estruturais, vertical e horizontalmente (espacial), da vegetação florestal em regeneração (Liebsch *et al.* 2008). Tanto a composição quanto as diferenças estruturais são influenciadas por fatores diversos, como: histórico dos usos da terra, propriedades do solo, temperatura, umidade, interações entre as espécies de plantas e destas com a fauna, proximidade e conectividade com uma matriz (fonte de sementes) (Guariguata & Osterag 2001), dentre outros. Por ser fruto de processos dinâmicos e interativos, a mudança na estrutura da vegetação pode obedecer a padrões distintos, espacial e

temporalmente, criando condições distintas de hábitat para as populações animais (DeWalt *et al.* 2003).

As aves são fundamentais para os processos de sucessão, na medida em que contribuem para o fluxo de espécies vegetais de um local ao outro através da dispersão de sementes, auxiliando na regeneração de florestas secundárias (Blake & Loiselle 2001). Tem-se demonstrado que, no atual contexto de perdas florestais, as florestas secundárias desempenham papel importante como refúgio para diversas espécies de animais, principalmente para as aves, oferecendo recursos para nidificação, forrageamento e proteção, e, algumas vezes, abrigando uma avifauna bastante diversa (Aleixo 1999).

O estudo do funcionamento dos ecossistemas é ainda um grande desafio, visto que, devido à grande complexidade de interações, torna-se quase impossível abranger a biodiversidade em toda sua extensão (Vandewalle *et al.* 2010). Neste sentido, apesar de serem imprescindíveis, os estudos clássicos sobre a diversidade e riqueza de espécies podem ser insuficientes sinalizadores das interações ocorrentes nos ecossistemas, por não fazerem distinções entre as espécies e suas influências nas relações ecológicas (Mouchet *et al.* 2010).

Especificamente no caso das aves, índices de diversidade podem não evidenciar quais dos atributos (características morfológicas, ecológicas ou fisiológicas) das espécies estão ligados às condições do ambiente em que vivem, e quais destes atributos seriam sensíveis a mudanças hipotéticas de disponibilidade de recursos no hábitat (Clearly *et al.* 2007).

Devido às alterações na estrutura dos hábitats que seguem o processo de sucessão ecológica, são esperadas, concomitantemente, mudanças nas espécies com atributos adaptados a estágios avançados, médios ou iniciais (Clearly *et al.* 2007). Florestas em estágios avançados, por exemplo, são geralmente caracterizadas pelo desenvolvimento de seus estratos superiores de vegetação (Chazdon *et al.* 2007), o que tornaria o

ambiente propício a espécies de aves que forrageiam e/ou nidificam nesse estrato; já estágios iniciais e médios de sucessão apresentam maior abertura do dossel (Chazdon *et al.* 2007), e são geralmente compostos de densos sub-bosques, criando oportunidades para a vida restrita a este estrato (Clearly *et al.* 2007).

Para estudos sobre a dinâmica dos ecossistemas, alguns autores vêm apreciando o conceito de diversidade funcional como importante ferramenta para a compreensão dos papéis que as espécies desempenham nos seus ambientes (Cianciaruso *et al.* 2009; Petchey & Gaston 2002; Petchey & Gaston 2006; Ricotta 2005; Tilman 2001). A diversidade funcional é uma medida que leva em consideração as diferenças funcionais entre as espécies de uma comunidade, ou ainda “o valor da variação das características funcionais das espécies que influenciam o funcionamento das comunidades” (Tilman 2001). Este índice pode ser calculado a partir dos atributos funcionais, que são indicadores de pressões exercidas pelo ambiente na biologia das espécies, ao mesmo tempo em que demonstram conectividade com a função do organismo (Harrington *et al.* 2010).

Alguns estudos registraram significativa influência da mudança estrutural do hábitat na diversidade funcional de espécies animais (para uma revisão, ver Vandewalle *et al.* 2010). Neste sentido, pode-se inferir que uma maior complexidade estrutural da vegetação ampliaria o leque de relações ecológicas no ecossistema, resultando em índices de diversidade funcional mais elevados. Alterações na estrutura da vegetação também podem provocar efeitos nos recursos utilizados por espécies de aves especialistas, chegando a alterar os padrões de distribuição de algumas espécies que não se adaptam a essas modificações (Aleixo 1999), tanto em relação ao recurso, quanto ao estrato de forrageio.

Frente à importância do conhecimento acerca da dinâmica das interações interespecíficas nos ecossistemas e o papel decisivo da avifauna nos processos de

regeneração e sucessão florestal (Jordano *et al.* 2006), este trabalho traduz-se como uma tentativa de compreensão dos efeitos da modificação do hábitat, via processos de sucessão e regeneração florestal, na diversidade funcional da assembleia de aves, considerando assim a funcionalidade do ecossistema sob o ponto de vista das interações entre as aves e seu hábitat.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo está inserida na bacia hidrográfica do rio Maquiné, na região nordeste do Rio Grande do Sul. A bacia possui uma superfície aproximada de 546 Km², estando totalmente inserida dentro da área abrangida pelo município de Maquiné, o qual possui uma extensão de 622 km² (Gerhardt *et al.* 2000). A bacia do rio Maquiné corresponde ao limite sul de distribuição da Mata Atlântica *stricto sensu* (Floresta Ombrófila Densa) no Brasil e, dada a transição entre a planície e as encostas da Serra Geral, cujas altitudes máximas atingem 900 m (Gerhardt *et al.* 2000), compreende áreas de Floresta Ombrófila Densa Submontana e Montana.

Apresenta clima subtropical úmido, tipo Cfa segundo a classificação de Köppen, com temperatura média anual de aproximadamente 18°C. Há ausência de um período característico de seca, possuindo elevados índices pluviométricos anuais (1400-1800 mm) e alta frequência de dias chuvosos em todos os meses (Becker *et al.* 2004).

O Litoral Norte do Rio Grande do Sul apresenta uma grande riqueza de vegetação e de paisagens, derivada de uma conjugação de fatores ecológicos e geológicos, desde a Planície Costeira até a borda oriental da Serra Geral (Brack 2006). No entanto, essa riqueza paisagística passou por transformações ao longo dos anos, e hoje a paisagem é

composta por fragmentos de vegetação nativa advindos do abandono de antigas áreas agrícolas.

Segundo Gerhardt *et al.* (2000), a degradação da cobertura florestal da região foi mais intensa no final do século XIX, com os processos de colonização e exploração agrícola, e com a aceleração dos crescimentos populacional e econômico. Porém, a intensidade de exploração, adicionada às conseqüentes degradação e exaustão da fertilidade dos solos, resultou no declínio da produtividade agrícola no período compreendido entre 1960 a 1970, motivando, por conseguinte, o êxodo de populações rurais e o abandono de pequenas áreas agrícolas. Somando-se a esses eventos, a permanente abertura de fronteiras agrícolas e as constantes perturbações provocadas pela carência de um manejo adequado, a região do Município de Maquiné é composta de uma série de fragmentos de mata em diferentes estágios de sucessão florestal.

As áreas específicas do presente estudo localizam-se no Vale do Rio Forqueta, no Vale do Rio Ligeiro e no Vale do Rio Encantada - este último inserido na Unidade de Conservação Reserva Biológica da Serra Geral. Todas estão entre 127 e 450 m de altitude, na porção correspondente à Floresta Ombrófila Densa Submontana (FODSM), zonas marcadas na Figura 1. Os vales distam entre si em aproximadamente 5 km.

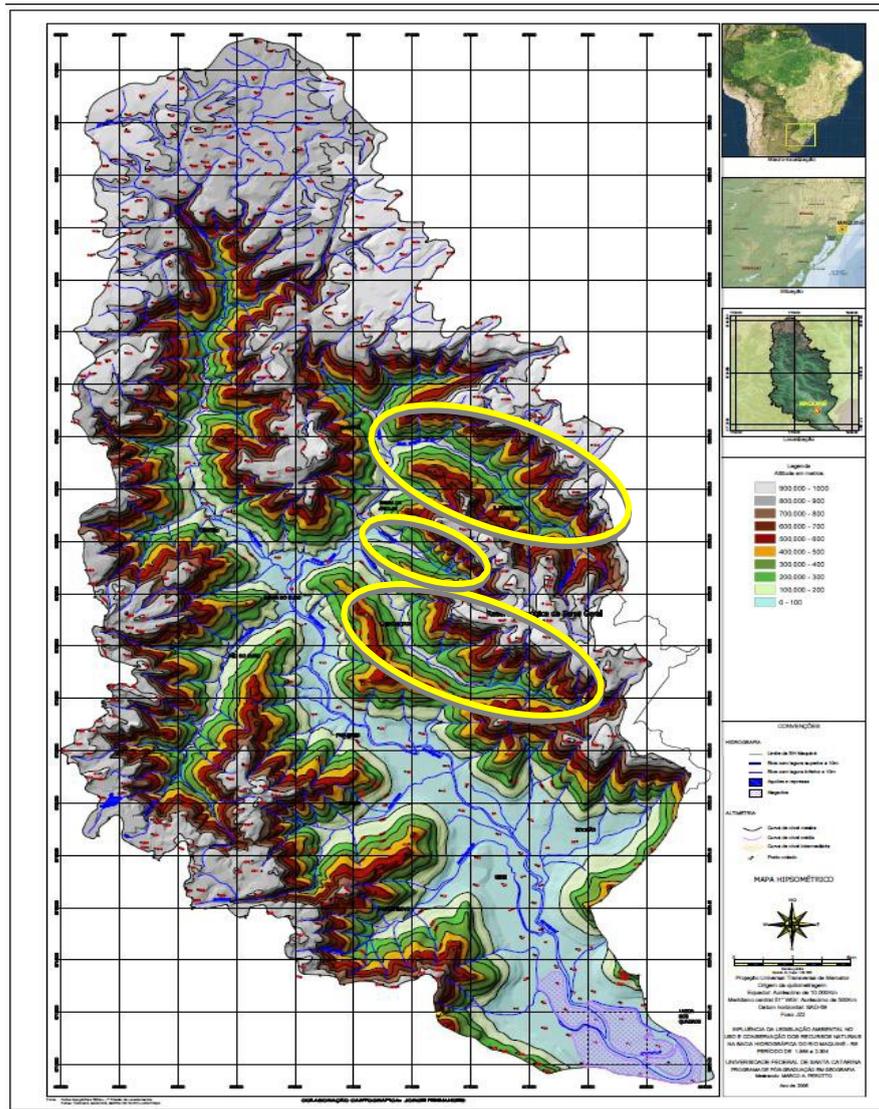


Figura 1 – Bacia Hidrográfica do Rio Maquiné indicando (círculos amarelos) de cima para baixo Vale do Rio Forqueta, do Rio Ligeiro e Vale do Rio da Encantada. As faixas verdes indicam a abrangência da Floresta Ombrófila Densa Submontana. Mapa de 2006, segundo **Perotto (2007)**.

Coleta dos dados

Para caracterização da diversidade funcional da assembleia de aves em áreas florestais sob distintos estágios de sucessão vegetal, utilizou-se a base de dados de dois outros trabalhos desenvolvidos na mesma área de estudo. Um deles forneceu informações acerca da estrutura de hábitat, considerando o desenvolvimento da vegetação arbórea (Zanini, em preparação), e outro disponibilizou informações acerca da assembleia de aves presentes nas mesmas áreas (Casas, em preparação).

Os dados da vegetação arbórea foram utilizados para a caracterização da

complexidade estrutural do habitat, sendo que estes foram levantados em parcelas permanentes. Estas parcelas referem-se a diferentes tempos de sucessão florestal em áreas de Floresta Ombrófila Densa Submontana: estágio inicial (6 a 10 anos de regeneração pós-abandono), médio (12 a 25 anos) e avançado (+ de 40 anos). Os estágios inicial e médio apresentam três parcelas cada (cada qual num dos vales amostrados: EI, FI, LI, representando o estágio inicial dos vales Encantada, Forqueta e Ligeiro, respectivamente, e EM, FM, LM, representando o estágio médio dos mesmos vales), enquanto que o estágio avançado apresenta seis parcelas (duas em cada vale: EA1, EA2, FA1, FA2, LA1, LA2). O total de parcelas (unidades amostrais) é de 12. As parcelas nos estágios sucessionais inicial e médio possuem uma área base de 0,25 ha, já as em estágio avançado, 0,5 ha.

Embora as áreas tenham sido categorizadas conforme o tempo de sucessão vegetal pós-abandono de uso, cada área apresenta peculiaridades locais que fazem com que sejam observadas diferenças estruturais entre parcelas de idades semelhantes. Portanto, optou-se por caracterizar cada área de acordo com variáveis estruturais desta vegetação e não simplesmente pelo tempo de sucessão. Como variáveis estruturais de habitat, foram considerados dados do estrato superior da floresta (indivíduos lenhosos com mais de 10 cm de DAP (diâmetro a altura do peito – 1,30 cm do solo)) e do estrato médio (indivíduos lenhosos com DAP entre 1 e 10 cm). Para cada um dos estratos, foram utilizados: o número de indivíduos vivos por m^2 , a cobertura basal por m^2 e sua variância, as alturas média e máxima, e a variância da altura por parcela. Além disso, considerando ambos os estratos, foram contabilizados o número e a cobertura basal de indivíduos mortos em pé (por m^2) e o número de indivíduos e a riqueza de espécies zoocóricas por m^2 nas respectivas parcelas. A Tabela 1 apresenta os valores de cada uma destas variáveis nas parcelas amostrais.

Tabela 1: Síntese das variáveis estruturais utilizadas para caracterizar o habitat (as áreas) utilizadas pela assembleia de aves. As parcelas estão identificadas pelo nome do vale de amostragem (primeira letra; E= Encantada, F= Forqueta, L= Ligeiro) e pelo tempo de sucessão vegetal (segunda letra; A= Avançado, M= Médio, I= Inicial).

| Variáveis estruturais | Rótulo | EA1 | EA2 | EI | EM | FA1 | FA2 | FI | FM | LA1 | LA2 | LI | LM |
|---|--------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|-------|-------|--------|-------|--------|
| <i>Estrato Superior</i> | | | | | | | | | | | | | |
| Número indivíduos/m ² | Ni-s | 0,11 | 0,12 | 0,06 | 0,04 | 0,07 | 0,07 | 0,06 | 0,05 | 0,07 | 0,08 | 0,01 | 0,09 |
| Área basal (cm ² /m ²) | Ab-s | 171,3 | 171,3 | 36,09 | 43,42 | 288,1 | 489,4 | 37,21 | 28,16 | 132,8 | 216,74 | 3,56 | 235,41 |
| Variância | | | | | | | | | | | | | |
| Área basal | Abv-s | 6,08 | 7,99 | 1,96 | 13,91 | 121,9 | 1540,8 | 3,38 | 1,53 | 129,8 | 28,79 | 0,03 | 16,41 |
| Altura média (m) | Ame-s | 11,25 | 9,75 | 6,25 | 8,17 | 11,60 | 9,92 | 5,74 | 4,75 | 13,10 | 12,70 | 7,67 | 11,73 |
| Altura máxima (m) | Ama-s | 25,00 | 20,00 | 8,00 | 12,00 | 23,00 | 18,00 | 7,00 | 6,00 | 25,00 | 22,00 | 8,00 | 18,00 |
| Variância da Altura | Av-s | 34,36 | 21,72 | 1,53 | 2,56 | 31,64 | 15,82 | 1,07 | 0,95 | 44,73 | 12,35 | 0,33 | 9,87 |
| <i>Estrato Médio (sub-bosque)</i> | | | | | | | | | | | | | |
| Número indivíduos/m ² | Ni-m | 0,63 | 0,53 | 0,68 | 0,59 | 0,42 | 0,46 | 0,48 | 0,66 | 0,28 | 0,64 | 1,02 | 0,67 |
| Área basal (cm ² /m ²) | Ab-m | 231,2 | 371,3 | 134,3 | 120,9 | 194,7 | 260,42 | 124,67 | 127,4 | 56,67 | 172,84 | 117,7 | 175,47 |
| Variância | | | | | | | | | | | | | |
| Área basal | Abv-m | 4,51 | 9,01 | 4,22 | 3,32 | 4,72 | 7,07 | 7,68 | 4,04 | 4,84 | 4,85 | 2,29 | 3,89 |
| Altura média (m) | Ame-m | 3,86 | 4,16 | 3,65 | 3,74 | 3,66 | 3,56 | 3,44 | 3,42 | 3,36 | 3,63 | 2,97 | 3,39 |
| Altura máxima (m) | Ama-m | 8,00 | 9,00 | 7,00 | 8,50 | 9,00 | 8,00 | 5,00 | 6,00 | 8,00 | 12,00 | 7,00 | 13,00 |
| Variância da Altura | Av-m | 2,66 | 3,28 | 1,97 | 2,90 | 1,95 | 1,88 | 1,10 | 0,74 | 2,53 | 3,14 | 1,56 | 3,11 |
| <i>Ambos os estratos</i> | | | | | | | | | | | | | |
| Número indivíduos mortos em pé/m ² | MoNi | 0,01 | 0,01 | 0,04 | 0,02 | 0,01 | 0,02 | 0,05 | 0,06 | 0,00 | 0,03 | 0,20 | 0,04 |
| Área basal indivíduos mortos em pé (cm ² /m ²) | MoAb | 11,42 | 14,25 | 14,54 | 5,20 | 16,21 | 20,80 | 4,18 | 3,90 | 2,97 | 6,61 | 18,72 | 18,23 |
| Número indivíduos de spp. zoocóricas/m ² | ZoNi | 0,63 | 0,43 | 0,51 | 0,47 | 0,37 | 0,30 | 0,26 | 0,45 | 0,31 | 0,66 | 0,35 | 0,67 |
| Número de spp. zoocóricas/m ² | ZoS | 0,14 | 0,13 | 0,17 | 0,16 | 0,11 | 0,11 | 0,15 | 0,17 | 0,11 | 0,12 | 0,13 | 0,09 |

A caracterização da assembleia de aves foi feita a partir de dados amostrados através do método ponto de escuta com raio fixo de 20m, nas mesmas áreas correspondentes às parcelas do levantamento da vegetação (Casas, em preparação). Os pontos de escuta foram repetidos oito vezes no tempo, em cada uma das parcelas da vegetação, conforme descrito acima. Do total de espécies amostradas (90), foram selecionadas as espécies que alcançaram frequência mínima de ocorrência igual a quatro

(4), considerando os oito pontos de escuta ao longo do tempo, por parcela. Esta seleção teve como objetivo evitar a inclusão de espécies de aves que usam o hábitat eventualmente. Assim, 40 espécies de aves (Anexo 1) foram caracterizadas quanto aos atributos funcionais descritos a seguir. A nomenclatura científica das espécies está de acordo com o estabelecido pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CRBO 2010).

Para o cálculo da diversidade funcional, foram utilizados atributos considerados importantes para a compreensão dos padrões ecológicos funcionais; seja pelo desempenho, de forma direta, da função do organismo, seja pela relação com a ecologia da espécie. Os atributos usados para a análise foram: uso do hábitat, dieta, estrato de forrageamento, massa corporal (g), tamanho do cúlmen, razão do tamanho do tarso pelo comprimento total do corpo, razão do comprimento da asa pelo comprimento total do corpo (todos em mm). Alguns atributos foram reunidos em conjuntos para análise, com o objetivo de agrupar características relacionadas às mesmas funções, ou relacionadas a utilização do mesmo recurso do ambiente. A Tabela 2 apresenta o conteúdo dos conjuntos e suas categorias.

Tabela 2: Atributos das espécies de aves reunidos em conjuntos de análise, com seus respectivos códigos.

| Conjunto | Atributos | Categorias | Código |
|----------------------------|------------------------------------|--------------------------------------|---------------|
| <i>Uso do hábitat</i> | Uso do hábitat | Generalista | GE |
| | | Especialista | ES |
| <i>Guildas alimentares</i> | Tipo de Dieta | Insetívoro | I |
| | | Onívoro | O |
| | | Frugívoro | F |
| | | Nectarívoro | N |
| | Estrato de forrageamento | Solo | T |
| | | Sub-bosque | S |
| | | Subdossel | M |
| Tamanho do cúlmen | Dossel | D | |
| | Média por espécie (mm) | CU | |
| <i>Características</i> | Tamanho do tarso/comprimento total | Média por espécie (mm) | TA |
| | | Comprimento da asa/comprimento total | AS |

As guildas alimentares seguiram Motta Junior (1990), Anjos (2001) e Willis (1979); estrato de forrageamento seguiram Stotz *et al.*(1996), Sick (1997), Aleixo (1999) e Willis (1979); e uso do hábitat, Stotz *et al.* (1996). Já os dados morfológicos foram coletados a partir de medições feitas em espécimes das coleções ornitológicas do Museu da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul e do Museu de Ciência e Tecnologia da PUCRS. O número mínimo de indivíduos mensurados por espécies foi variável, dependendo da disponibilidade de exemplares (n° mínimo= 1; n° máximo= 8; média= 4,7).

Análise dos dados

Inicialmente, a fim de reduzir a informação acerca da estrutura do hábitat das áreas florestais, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) com os dados das variáveis estruturais por parcela (Tabela 1). Assim, a informação da estrutura do habitat pôde ser resumida em alguns eixos ortogonais (Valentin, 2000). Neste estudo, a informação compreendida nos três primeiros eixos foi usada como sendo um indicativo de variação da complexidade estrutural do habitat das distintas áreas investigadas e que se encontram em diferentes estágios de sucessão florestal.

A diversidade funcional da assembleia de aves foi estimada a partir de um índice baseado na entropia quadrática de Rao, uma medida funcional baseada em atributos múltiplos, e que leva em consideração a abundância das espécies nas comunidades (Botta-Dukát 2005). O índice de similaridade utilizado foi a distância Euclidiana. Para a análise dos padrões de cada atributo nas unidades amostrais fez-se a multiplicação de uma matriz, chamada B, contendo as espécies em suas linhas e os atributos das espécies, com seus valores, nas colunas, com outra matriz, chamada W, contendo as espécies nas linhas e a abundância das espécies nas unidades amostrais, representadas nas colunas (veja Anexo 2). Como abundância das aves, foi utilizado o valor de maior

ocorrência da espécie na parcela, considerando as oito amostragens temporais. Da multiplicação das duas matrizes ($B' \times W$) obteve-se a matriz T, a qual representa os valores médios de cada atributo nas unidades amostrais, ponderados pelas abundâncias das espécies. Os procedimentos de multiplicação entre matrizes e de estimativa da diversidade funcional foram todos realizados no programa SYNCOSA (Pillar *et al.* 2009).

Para a detecção dos padrões da diversidade funcional em relação à variação estrutural de hábitat foram realizadas regressões lineares entre os valores do índice de diversidade funcional de Rao para as unidades amostrais e os valores dos escores de ordenação dos eixos 1, 2 e 3 obtidos pela análise de componentes principais (PCA) das variáveis estruturais. A avaliação dos padrões de cada atributo na unidade amostral (parcela) com relação à estrutura do hábitat florestal também foi verificada por análises de regressão linear simples, utilizando-se os valores médios de cada atributo por unidade amostral (retirados da matriz T) e os escores de ordenação dos eixos 1, 2 e 3 obtidos pela PCA das variáveis estruturais da vegetação. Todos os modelos lineares foram avaliados quanto a significância estatística, utilizando-se o software Excel 2010.

Para a verificação da contribuição da diversidade de espécies para a diversidade funcional, obteve-se a diversidade funcional padronizada, através da análise de regressão linear entre os valores da entropia quadrática de Rao e os valores do índice quadrático de Gini-Simpson, este último também obtido através do programa SYNCOSA (Pillar *et al.* 2009).

RESULTADOS

Complexidade estrutural da vegetação

A PCA (Figura 2) das variáveis de estrutura de habitat revelou uma explicação de 75% da variação estrutural do ambiente para os 3 primeiros eixos, baseados nas variáveis de vegetação utilizadas.

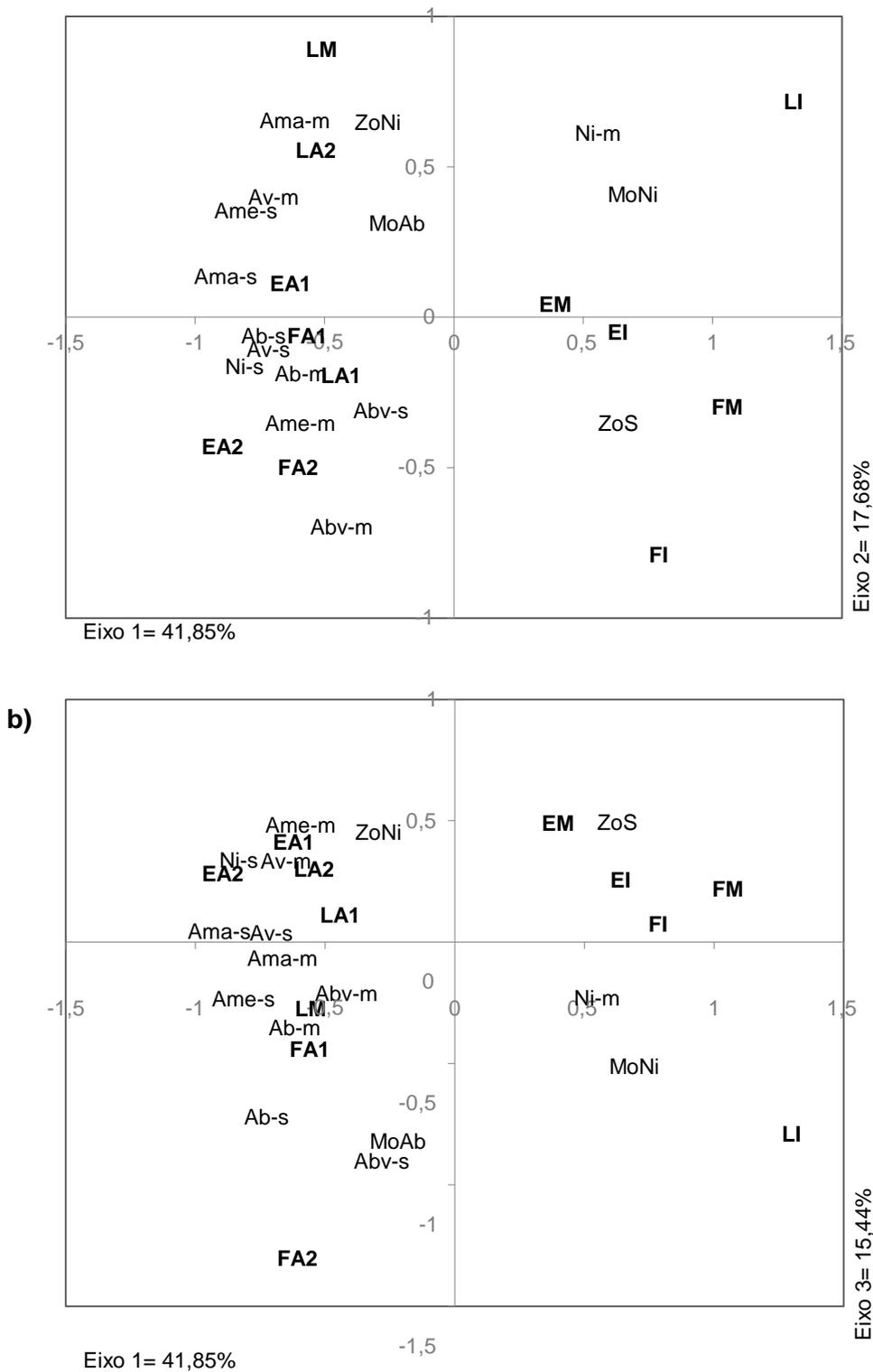


Figura 2: Diagramas de ordenação (PCA) das parcelas amostrais descritas pelas variáveis estruturais de hábitat, representando a variação nos eixos 1 e 2 (a) e 1 e 3 (b). Para identificação dos rótulos utilizados nas figuras, veja Tabela 1.

Na Figura 2 percebe-se uma clara distinção entre áreas iniciais/médias e avançadas

ao longo do eixo 1. As parcelas à esquerda dos diagramas de ordenação representam habitats estruturalmente mais complexos: um estrato superior com maior altura média e máxima, maior variância da altura entre os indivíduos, maior área basal e variância nos estratos superior e médio e maior número de árvores (tanto geral, quanto de espécies zoocóricas). Por outro lado, as parcelas à direita dos diagramas se caracterizam por apresentarem valores menores de todas estas variáveis, além de apresentar um número relativamente maior de indivíduos no sub-bosque (tanto vivos, quanto mortos em pé) e uma maior riqueza de espécies arbóreas zoocóricas.

Ainda na Figura 2, os eixos 2 e 3 da análise de ordenação demonstram padrões mais sutis de variação, que distinguem algumas peculiaridades de habitat entre parcelas em estágio mais avançado de sucessão vegetal. O eixo 2 separa parcelas com maior altura no estrato superior e maior variância de altura no sub-bosque, além de indicar áreas com indivíduos mortos em pé de maior porte (maior área basal) e maior quantidade de árvores com síndrome de dispersão zoocórica, considerando a porção superior do diagrama (Figura 2a). As parcelas situadas no quadrante inferior esquerdo deste diagrama caracterizam-se por apresentar maior complexidade no sub-bosque – maior altura e área basal, e maior variância entre as áreas basais dos indivíduos deste estrato e do superior. Já o eixo 3 divide um conjunto de parcelas (no quadrante superior esquerdo) que tem maior altura média de sub-bosque e maior variância de altura, também no sub-bosque, bem como maior número de árvores no estrato superior. Considerando o quadrante inferior do eixo 3, a principal característica é a presença de indivíduos do estrato superior com maior valor e variância de área basal, também considerando aqueles mortos em pé.

Uso do habitat

Das 40 espécies estudadas, foram encontradas 17 especialistas e 23 generalistas (veja Anexo 2). O índice de diversidade funcional não se mostrou significativamente correlacionado ao eixo 1 da PCA da vegetação ($R^2=0,304$; $P=0,063$). Porém, os atributos

analisados separadamente demonstraram padrão de correlação com o gradiente de complexidade da vegetação (considerando o eixo 1), tanto para especialistas ($R^2=0,353$; $P=0,042$) quanto para generalistas ($R^2=0,353$; $P=0,042$). A Figura 3 mostra a distribuição das espécies generalistas e especialistas ao longo do gradiente do eixo 1, evidenciando que as espécies generalistas tiveram presença mais marcante nas áreas iniciais e médias, cujos habitats se caracterizam por menor altura do estrato superior e médio, menor área de troncos e menor variância destas variáveis, e as especialistas em áreas de maior complexidade estrutural (valores maiores para as variáveis citadas anteriormente), como as avançadas dos vales Forqueta e Encantada.

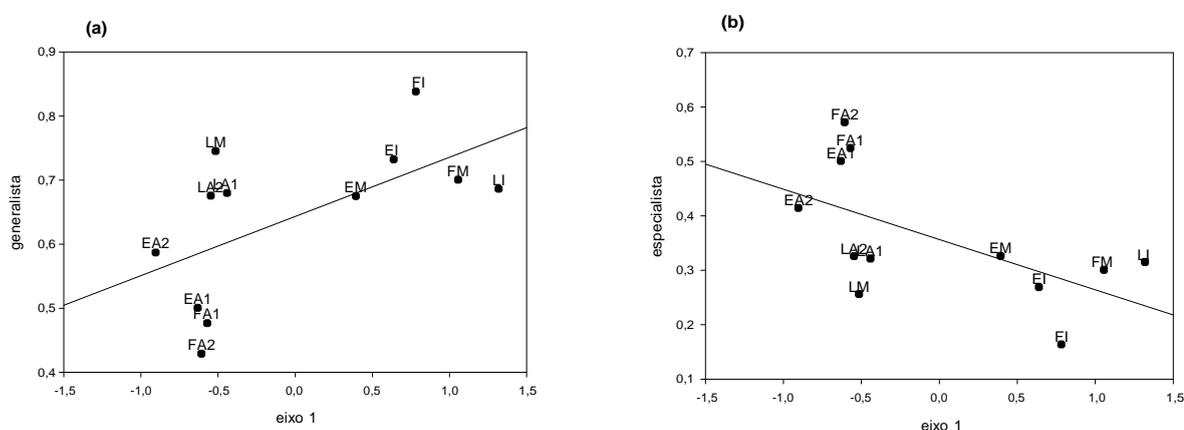


Figura 3: Regressões lineares entre os valores médios por unidade amostral dos atributos “generalista” (a) e “especialista” (b) e o eixo 1 da PCA com variáveis ambientais.

Guildas alimentares

As espécies foram divididas nas seguintes categorias: insetívoro de solo, insetívoro de sub-bosque, insetívoro de subdossel e insetívoro de dossel; onívoro de sub-bosque, onívoro de subdossel e onívoro de dossel; frugívoro de dossel e nectarívoro de sub-bosque (ver Anexo 2). A análise a partir da regressão linear demonstrou forte relação entre a diversidade funcional para esse conjunto de atributos e o gradiente de variação estrutural da vegetação, tanto para o eixo 1 ($R^2=0,410$; $P=0,025$) quanto para o eixo 2 ($R^2=0,334$; $P=0,048$) da PCA das variáveis estruturais de habitat. Porém, o eixo 3 ($R^2=0,023$; $P=0,63$) não demonstrou correlação com os índices de diversidade nas

unidades amostrais. A Figura 4 explicita a correlação que há entre a diversidade funcional, para esses atributos, e o gradiente de variação da vegetação. Os maiores índices encontram-se nas parcelas que apresentam características relacionadas a heterogeneidade de habitats, como maior variância das áreas basais no estrato médio (FA2), maiores cobertura de tronco e variância da altura do estrato superior (FA1) e, ainda, maiores valores de altura máxima (EA1) e média (EA2) dos estratos superior e médio, respectivamente.

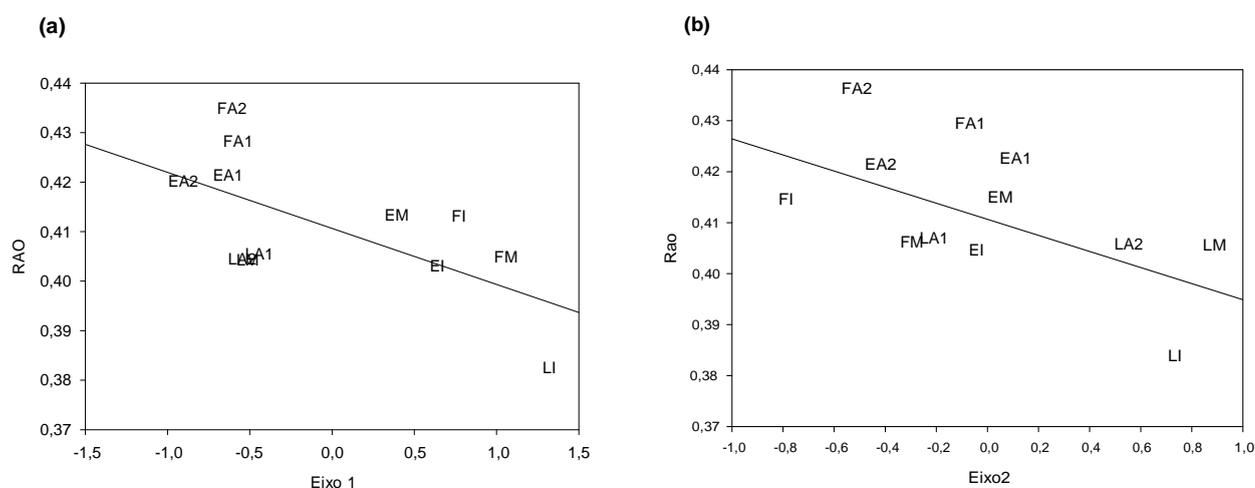


Figura 4: Regressão linear entre os índices de diversidade funcional (entropia quadrática de Rao) para o conjunto de atributos relativos às guildas alimentares e os eixos 1 (a) e 2 (b) da PCA das variáveis estruturais do habitat (veja Figura 2).

Insetívoros de solo apresentaram correlação com o gradiente sucessional a partir do eixo 1 (Figura 5a; $R^2=0,339$; $P=0,047$), com concentração das médias mais elevadas (ou seja, maior participação deste grupo de aves) nas áreas de maior desenvolvimento estrutural da floresta, que caracterizam estágios avançados de sucessão. Insetívoros de sub-bosque e insetívoros de subdossel também se apresentaram correlacionados às variáveis de estrutura de habitat (Figuras 5b e 5c; $R^2=0,336$; $P=0,047$ e $R^2=0,349$; $P=0,043$, respectivamente), os primeiros relacionando-se às áreas menos complexas estruturalmente (regeneração florestal em estágio sucessional de inicial a médio), e os segundos às áreas com estrutura vegetal mais desenvolvida em termos de altura,

área basal de troncos e variância de indivíduos dos estratos superior e médio da floresta, o que vem a caracterizar estágios médios e avançados de regeneração florestal. Também nessas áreas, houve maior participação de onívoros de sub-bosque (médias mais altas), com evidente declínio em direção aos estágios iniciais, conforme evidenciado pela análise de regressão com o eixo 1 (Figura 5e; $R^2 = 0,42$; $P = 0,023$). Para os demais atributos funcionais do conjunto em questão, não houve correlação com o gradiente de sucessão florestal.

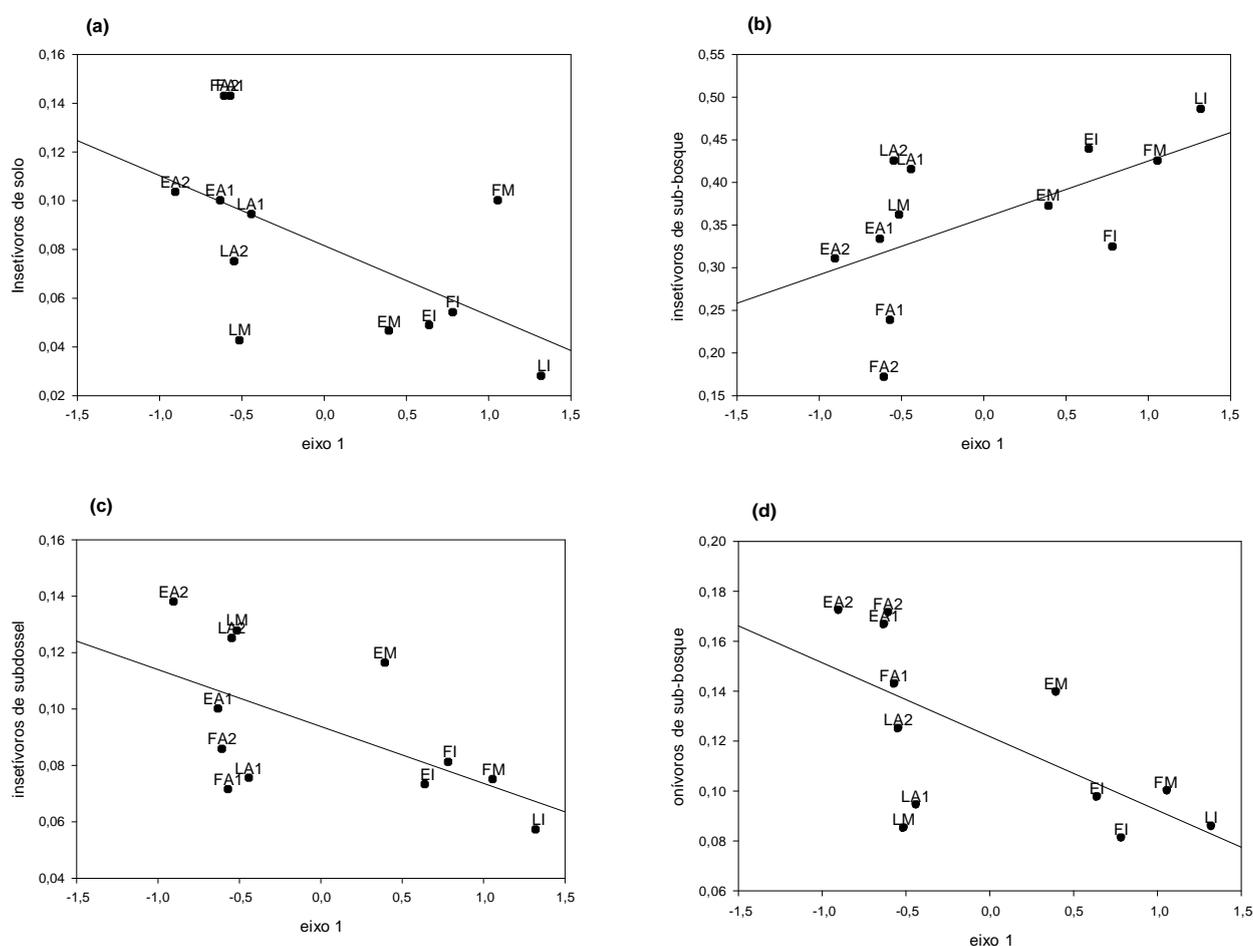


Figura 5: Padrões dos atributos (a) insetivo de solo, (b) insetivo de sub-bosque, (c) insetivo de subdossel e (d) onívoro de sub-bosque nas unidades amostrais a partir dos seus valores médios ponderados pelas espécies, conforme a variação representada pelo eixo 1 da PCA das variáveis estruturais do hábitat (veja Figura 2).

Características morfológicas

A diversidade de Rao correlacionou-se significativamente com o eixo 1 da PCA

($R^2=0,418$; $P=0,023$). Os maiores índices de diversidade funcional para esse conjunto de atributos estão nas unidades amostrais à direita do eixo 1 da PCA, ou seja, nas áreas com valores mais reduzidos para a maioria das variáveis estruturais de hábitat (com exceção de LA1). Assim, considerando a variação nos atributos morfológicos das aves, a análise evidencia um aumento da diversidade funcional em áreas florestais menos complexas estruturalmente (árvores menores e com menor variância entre as alturas e os tamanhos dos troncos dos indivíduos, sub-bosque menos variável em termos do tamanho dos indivíduos), porém com maior número de indivíduos no sub-bosque e maior riqueza de espécies de árvores zoocóricas (Figura 6a). Apenas um dos atributos analisados, asa/comprimento total, mostrou significância, ainda que marginal, na análise de regressão linear com o eixo 1 (Figura 6b; $R^2=0,313$; $P=0,058$). Aves com menor relação asa/comprimento total são encontradas em habitats menos complexos quanto à estrutura da vegetação.

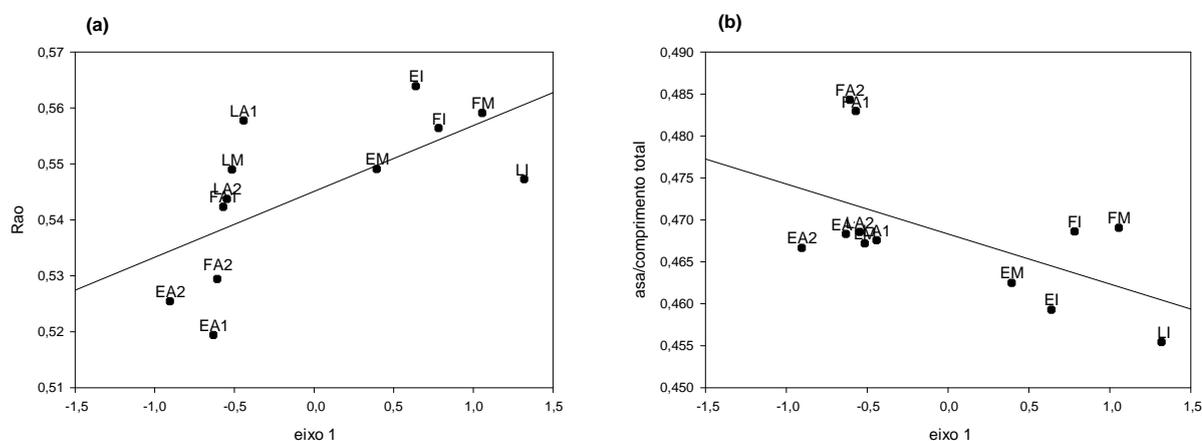


Figura 6: Relação da diversidade funcional para as características corporais (a) e variação das médias por unidade amostral do atributo asa/comprimento total (b) em relação ao eixo 1 da PCA das variáveis estruturais do hábitat (Veja Figura 2).

Diversidade Funcional Padronizada

Regressões lineares feitas com os índices de diversidade funcional de Rao e com o índice de Gini-Simpson mostraram-se significativas para as características morfológicas ($R^2 = 0,615$; $P= 0,002$) (Figura 7). Isto indica que há baixa redundância funcional para as

características morfológicas. Para uso do hábitat e guildas alimentares não houve correlação entre os dois índices ($R^2=0,129$; $P=0,251$ e $R^2=0,207$; $P=0,137$) sendo a diversidade funcional independente da diversidade de espécies para esses atributos.

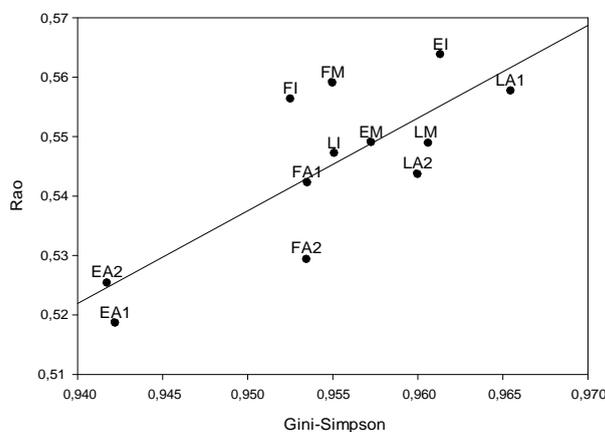


Figura 7: Regressão linear entre os índices de diversidade funcional de Rao e de diversidade de Gini-Simpson.

DISCUSSÃO

A análise de componentes principais evidenciou um gradiente de complexidade estrutural da vegetação ao longo das áreas estudadas, aproximando as parcelas com fisionomias semelhantes, a partir de valores equivalentes das variáveis ambientais. Neste contexto, áreas consideradas mais complexas seriam as detentoras das formações vegetais mais heterogêneas em termos estruturais, correspondendo àquelas em estágio médio ou avançado de regeneração florestal.

As análises da diversidade funcional da assembleia de aves detectaram padrões de correlação entre os atributos estudados e a estrutura do hábitat. Áreas diferindo em termos de cobertura de troncos, altura das árvores de sub-bosque e/ou dossel, por exemplo, parecem possuir diferenças quanto ao oferecimento de recursos para o estabelecimento das aves.

Seguindo o gradiente de sucessão, há um aumento significativo de formas diferentes

de obtenção de recursos alimentares, indicando uma resposta da assembleia de aves às mudanças estruturais do hábitat decorrentes da sucessão florestal, na configuração das guildas alimentares. Esses resultados corroboram estudos que sugerem que, um aumento na heterogeneidade ambiental é importante para a manutenção da diversidade funcional em larga escala (Batalha *et al.* 2010), e para a coexistência de um maior número de nichos e formas de obtenção de recursos (MacArthur & MacArthur 1961).

Tendo como base as variáveis da vegetação florestal para determinação da complexidade estrutural dos habitats, podem-se descrever os tipos de habitats propícios às espécies de aves estudadas, a partir da relação entre seus atributos e essas mesmas variáveis. Os insetívoros que forrageiam em solo, por exemplo, parecem preferir florestas com árvores mais altas e um sub-bosque mais ralo, porém alto, e com troncos mais desenvolvidos, ou seja, um sub-bosque característico de áreas maduras. Talvez para essas aves, como a tovaca-campainha (*Chamaeza campanisona*), o pinto-do-mato (*Hylopezus nattereri*) e o vira-folha (*Sclerurus scansor*), essas características ambientais sejam condicionantes para sua ocorrência, seja pelos recursos que oferecem, seja pelos efeitos indiretos que provocam, como retenção de umidade e pouca luminosidade Howorth & Pendry (2006). Volpato *et al.* (2006), Clearly *et al.* (2007), Develey & Metzger (2006) encontraram padrão semelhante, associando insetívoros terrícolas a formações florestais maduras e com dossel desenvolvido. Esta relação pode ser um indicador da sensibilidade dessas espécies aos distúrbios decorrentes da supressão de florestas em estágio avançado de sucessão.

Os insetívoros de sub-bosque estiveram mais ligados a formações florestais de pequeno porte, ou seja, árvores com pouca altura e uma cobertura de tronco pouco variável, sugerindo um sub-bosque com predominância de arbustos ou árvores jovens de pequeno diâmetro. O grupo dos insetívoros de sub-bosque foi o mais numeroso em espécies e também o atributo que apresentou maior amplitude entre os valores médios

nas parcelas, o que pode indicar um padrão mais definido das interações atributo-hábitat. A diversidade de espécies insetívoras de sub-bosque, bem como a estreita ligação destas com a floresta em estágio de sucessão inicial, ressalta a importância das florestas secundárias como parte vital da paisagem tropical (Letcher & Chazdon 2009), bem como sua importância para a conservação das espécies.

Os onívoros de sub-bosque responderam a um padrão inverso, correlacionando-se significativamente às áreas mais heterogêneas, que possuem um sub-bosque mais alto e com maior variação na cobertura de troncos. Essa diferença entre os padrões de insetívoros e de onívoros que forrageiam no mesmo estrato talvez evidencie a influência da disponibilidade de recursos alimentares sobre a ocorrência das espécies nas parcelas. O estudo abrangendo a composição florística das áreas (Zanini, em preparação) poderá contribuir para elucidar essas relações. Já os insetívoros de subdossel parecem estar mais ligados às variáveis que influenciam na composição do seu estrato de forrageio, como valores mais elevados das alturas médias e máximas do estrato médio.

Aves especialistas estiveram mais ligadas às áreas de maior heterogeneidade estrutural. Essas espécies muitas vezes apresentam especificidades em relação ao hábitat, aos hábitos alimentares, aos locais de nidificação, ou ainda possuem alguma especialização na forma de obtenção de recursos. A colonização por especialistas demonstra que estas áreas apresentam a complexidade estrutural necessária para oferecer os recursos requeridos por essas espécies. Contudo, algumas espécies especialistas estiveram presentes tanto nas áreas iniciais como nas avançadas. O sabiá-coleira (*Turdus albicollis*), por exemplo, foi encontrado em todas as parcelas de estudo (com exceção de FI), e é uma espécie especialista, que habita o interior da mata, tanto nas baixadas como nas montanhas (Sick 1997). É um exemplo dentre as espécies onívoras cuja transição pelos diferentes tipos de hábitat indica importância nos processos de sucessão florestal, como potencial dispersora de sementes.

Na análise da relação entre as variáveis estruturais e os caracteres morfológicos, os índices de diversidade funcional apresentados seguiram padrão inverso aos apresentados para guildas. Para as características morfológicas, houve correlação significativa entre o gradiente de complexidade da vegetação e a diversidade funcional do conjunto de atributos. No entanto, essa relação se deve basicamente à diversidade de espécies e não à diversidade funcional, conforme demonstrou a análise da diversidade funcional padronizada. Esses dados sugerem que as espécies, mesmo bastante semelhantes morfológicamente, estão coexistindo e, principalmente, desempenhando funções distintas com relação ao uso do hábitat, à alimentação e ao estrato de forrageamento. Apesar da sobreposição em termos de caracteres corporais, as aves da assembleia interagem com o ambiente de forma bastante diversificada, contribuindo para a diversidade das relações ecossistêmicas.

Neste sentido, as características estruturais da vegetação parecem ser determinantes para os tipos de hábitat e, conseqüentemente, para a composição da avifauna. A dinâmica dos processos de sucessão florestal cria gradientes de complexidade estrutural, os quais proporcionam distintas riquezas de hábitat para as aves, fazendo com que haja uma dinâmica sucessional também em relação à composição funcional da assembleia de aves, ao longo desse gradiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *The Condor*. 101: 537:548.
- ANJOS, L. 2001. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 12:11-27.
- BATALHA, M. A.; CIANCIARUSO, M. V. & MOTTA-JUNIOR, J. C. 2010. Consequences of Simulated Loss of Open Cerrado Areas to Bird Functional Diversity. *Natureza & Conservação*. 8 (1):34-40.
- BECKER, F.G.; IRGANG, G.V.; HASENACK, H.; VILELLA, F. S. & VERANI, N. F. Land cover and conservation State of a Region in the southern limit of the Atlantic Forest(River Maquiné Basin, Rio Grande Do Sul, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 64:569-582.
- BLAKE, J. G. & LOISELLE, B. A. 2001. Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. *The Auk*. 118(2):304-326.
- BOTTA-DUKÁT, Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*. 16:533–540.
- BRACK, P.. 2006. Vegetação e Paisagem do Litoral Norte do Rio Grande do Sul: patrimônio desconhecido e ameaçado. Pg. 46-71 In *Livro de Resumos do II Encontro Socioambiental do Litoral Norte do RS: ecossistemas e sustentabilidade*. Imbé: CECLIMAR – UFRGS.
- CASAS, G. *Dispersão potencial de sementes pela avifauna e a regeneração em diferentes estágios de sucessão na Mata Atlântica. Início: 2009*. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G., B, M. V.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F. & FINEGAN, B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 362: 273:289.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A. & BATALHA, M. A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*. 9(3): 93-103.
- CLEARLY, D. F. R.; BOYLE, T. J. B.; SETYAWATY, T.; ANGGRAENI, C. D.; LOON, E. E. V.; MENKEN, S. B. J. 2007. Bird species and traits associated with logged and unlogged forest in Borneo. *Ecological Applications*. 17 (4):1184-1197.
- CRBO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). 2010. Lista das aves do Brasil. 9ª edição. Disponível em <http://www.cbro.org.br>. Acesso em 22/11/2010.

DEVELEY, P.F. & METZGER, J.P. 2006. Emerging threats to birds in Brazilian Atlantic Forest: the roles of forest loss and configuration in a severely fragmented ecosystem. In: Emerging threats to tropical forests. (C.A. Peres & W.F. Laurance, eds.). University of Chicago Press, Chicago

DEWALT, S. J.; SATYA, M. K.; DENSLOW, J. S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest and Ecology Management*: 182:139-151.

DIAZ, S. & CABIDO, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*. 16(8):646-655.

GERHARDT, C.H., TROIAN, L.C., GUTERREZ, L.M., MAGALHÃES, R.G., GUIMARÃES, L.A., FERREIRA, L.O., MIGUEL, L.A. 2000. Relatório de pesquisa: "Diagnóstico Socioeconômico e Ambiental do Município de Maquiné - RS: Perspectivas para um Desenvolvimento Rural Sustentável". Ação Nascente Maquiné, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural Sustentável, Prefeitura Municipal de Maquiné.

GUARIGUATA, M.R. & OSTERAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.

GUREVITCH, J.; SCHEINER S.M. 2009. *Ecologia Vegetal*. (2nd edition). Artmed, Porto Alegre. 595 p.

HARRINGTON, R.; ANTON, C.; DAWSON, T. P.; BELLO, D.B.; FELD, C. K.; HASLETT, J. R.; KLUVAŇKOVA-ORAVSKA, T.; LAVOREL, S.; LUCK, G. W.; ROUNSEVELL, M. D. A.; SAMWAYS, M. J.; SETTELE, J.; SKOURTOS, M.; SPANGENBERG, J. H.; VANDEWALLE, M.; ZOBEL, M.; HARRISON, P. A. 2010. Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a glossary. *Biodiversity Conservation*. 19:2773–2790.

HOWORTH, R. T. & PENDRY, C. A. 2006. Post-cultivation secondary succession in a Venezuelan lower montane rain forest. *Biodiversity and Conservation* 15:693-715.

In: Emerging threats to tropical forests. (C.A. Peres & W.F. Laurance, eds.). University of Chicago Press, Chicago.

JORDANO, P., M. GALETTI, M.A: PIZO, AND W .R. SILVA. 2006. Ligando Frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. Pp. 411-436, In: Duarte, C.F., Bergallo, H.G., Dos Santos, M.A., and V a, A.E. (eds.). *Biologia da conservação: essências*. Editorial Rima, São Paulo, Brasil.

LETCHER, S. G. & CHAZDON, R. L. 2009. Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. *Biotropica* 41 (5): 608-617.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. 2008. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation*. 141: 1717-1725.

- MACARTHUR, R.W. & MACARTHUR, J. W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42:594-598.
- MOTTA-JUNIOR, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. *Ararajuba* 1:65:71.
- MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.V.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. 2010. Functional Diversity Measures: an Overview of their Redundancy and their Ability to Discriminate Community Assembly Rules. *Functional Ecology*. 24: 867-876.
- PEROTTO, M.A. 2007. *A influência da legislação ambiental no uso e conservação da Bacia Hidrográfica do Rio Maquiné (RS), no período de 1964 a 2004*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas.
- PETCHEY, O.L. & GASTON, K.J. 2002. Functional Diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecology Letters*. 5(3):402-411.
- PETCHEY, O.L. & GASTON, K.J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*. 9(6):741-758.
- PILLAR, V. D. DUARTE, L.S.; SOSINSKI, E. E.& JONER, F. 2009. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science* 20:334-348.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, J.; HIROTA, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141-1153.
- RICOTTA, C. 2005. Through the jungle of biological diversity. *Acta Biotheoretica*. 53(1):29-38.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.868p.
- STOTZ, D. F., J. W. FITZPATRICK, T. A. PARKER III, D. K. MOSKOVITZ. 1996. *Neotropical birds: Ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago
- TILMAN, D. 2001. Functional diversity. In *Encyclopedia of Biodiversity* (S.A. Levin, ed.). Academic Press, San Diego, p. 109-120.
- VALENTIN J.L. 2000. *Ecologia Numérica - Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Editora Interciência, Rio de Janeiro, 117 p.
- VANDEWALLE, M.; DE BELLO, F.; BERG, M. P.; BOLGER, T.; DOLÉDEC, S.; DUBS, F.; FELD, C. K.; HARRINGTON, R.; HARRISON, P. A.; LAVOREL, S.; DA SILVA, P. M.; MORETTI, M.; NIMIELÄ, J.; SANTOS, P.; SATTLER, T.; SOUSA, J. P.; SYKES, M. T.; VANBERGEN, A. J.& WOODCOCK, B. A. 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*. 19 (10): 2921-2947.

VERNER, J. 1984. The guild concept applied to management of bird population. *Environmental Management*. 8: 1-14.

VOLPATO, G. H.; ANJOS, L.; POLETTO, F.; SERAFINI, P. P.; LOPES, E. V. & FÁVARO, F. L. 2006. Terrestrial Passerines in an Atlantic Forest Remnant of Southern Brazil. *Brazilian Journal Biology*. 66 (2A): 473-478.

WILLIS, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*33:1-25.

WINKER, K. 1998. Suggestions for measuring external characters of birds. *Ornitologia Tropical*. 9:23-30.

ZANINI, K. J. *Dinâmica de regeneração na Mata Atlântica: análise funcional da composição de espécies vegetais em diferentes estágios sucessionais. Início: 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.*

ANEXO 1: Lista das espécies estudadas

| Família | Espécie | Nome em português |
|------------------|------------------------------------|--------------------------------|
| TROCHILIDAE | <i>Phaetornis eurynome</i> | rabo-branco-de-garganta-rajada |
| PICIDAE | <i>Picumnus temminckii</i> | pica-pau-anão-de-coleira |
| THAMNOPHILIDAE | <i>Thamnophilus caerulescens</i> | choca-da-mata |
| | <i>Dysithamnus mentalis</i> | choquinha-lisa |
| | <i>Drymophila malura</i> | choquinha-carijó |
| | <i>Pyriglena leucoptera</i> | papa-taoca-do-sul |
| CONOPOPHAGIDAE | <i>Conopophaga lineata</i> | chupa-dente |
| GRALLARIIDAE | <i>Hylopezus nattereri</i> | pinto-do-mato |
| FORMICARIIDAE | <i>Chamaeza campanisona</i> | tovaca-campainha |
| SCLERURIDAE | <i>Sclerurus scansor</i> | vira-folha |
| DENDROCOLAPTIDAE | <i>Sittasomus griseicapillus</i> | arapaçu-verde |
| | <i>Xiphorhynchus fuscus</i> | arapaçu-rajado |
| | <i>Lepidocolaptes falcinellus</i> | arapaçu-escamado-do-sul |
| FURNARIIDAE | <i>Synallaxis ruficapilla</i> | pichororé |
| | <i>Heliobletus contaminatus</i> | trepadorzinho |
| | <i>Syndactyla rufosuperciliata</i> | trepador-quiete |
| RHYNCHOCYCLIDAE | <i>Tolmomyias sulphurescens</i> | bico-chato-de-orelha-preta |
| | <i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> | tororó |
| | <i>Mionectes rufiventris</i> | abre-asa-de-cabeça-cinza |
| | <i>Phylloscartes ventralis</i> | borboletinha-do-mato |
| TYRANNIDAE | <i>Phyllomyias virescens</i> | piolhinho-verdoso |
| | <i>Platyrrinchus mystaceus</i> | patinho |
| | <i>Lathrotriccus euleri</i> | enferrujado |
| | <i>Myiodynastes maculatus</i> | bem-te-vi-rajado |
| | <i>Myiarchus swainsoni</i> | irré |
| PIPRIDAE | <i>Chiroxiphia caudata</i> | tangará |
| TITYRIDAE | <i>Schiffornis virescens</i> | flautim |

| | | |
|--------------|------------------------------------|---------------------------|
| | <i>Pachyramphus polychopterus</i> | caneleiro-preto |
| | <i>Pachyramphus validus</i> | caneleiro-de-chapéu-preto |
| VIREONIDAE | <i>Vireo olivaceus</i> | verdinho-coroado |
| | <i>Hylophilus poicilotis</i> | juruviara |
| TURDIDAE | <i>Turdus albicollis</i> | sabiá-coleira |
| THRAUPIDAE | <i>Tachyphonus coronatus</i> | tiê-preto |
| | <i>Tangara cyanoptera</i> | sanhaçu-de-encontro-azul |
| | <i>Hemithraupis ruficapilla</i> | saíra-ferrugem |
| PARULIDAE | <i>Parula pitiayumi</i> | mariquita |
| | <i>Basileuterus culicivorus</i> | pula-pula |
| | <i>Basileuterus leucoblepharus</i> | pula-pula assobiador |
| FRINGILLIDAE | <i>Euphonia pectoralis</i> | bandeirinha |
| | <i>Chlorophonia cyanea</i> | ferro-velho |

ANEXO 2 : Matrizes contendo as abundâncias máximas das espécies por parcela, e os atributos funcionais para cada espécie.

| Spp. | EI | EM | EA1 | EA2 | FI | FM | FA1 | FA2 | LI | LM | LA1 | LA2 |
|------------------------------------|-----------|-----------|------------|------------|-----------|-----------|------------|------------|-----------|-----------|------------|------------|
| <i>Basileuterus culicivorus</i> | 2 | 3 | 2 | 2 | 3 | 3 | 1 | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 |
| <i>Basileuterus leucoblepharus</i> | 3 | 2 | 3 | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| <i>Chamaeza campanisona</i> | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Chiroxiphia caudata</i> | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 3 | 2 |
| <i>Chlorophonia cyanea</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Conopophaga lineata</i> | 2 | 2 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 | 2 | 1 |
| <i>Drymophila malura</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Dysithamnus mentalis</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 2 | 1 |
| <i>Euphonia pectoralis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Heliobletus contaminatus</i> | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hemithraupis ruficapilla</i> | 2 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 |
| <i>Hylopezus nattereri</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 |
| <i>Hylophilus poicilotis</i> | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Lathrotriccus euleri</i> | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 3 | 1 |
| <i>Lepidocolaptes falcinellus</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Mionectes rufiventris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Myiarchus swainsoni</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Myiodynastes maculatus</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pachyramphus polychopterus</i> | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 3 | 2 | 1 |
| <i>Pachyramphus validus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 2 | 2 | 0 |
| <i>Parula pitiayumi</i> | 1 | 3 | 1 | 1 | 3 | 1 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| <i>Phaetornis eurynome</i> | 2 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Phyllomyias virescens</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 |
| <i>Phylloscartes ventralis</i> | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Picumnus temminckii</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Platyrinchus mystaceus</i> | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 3 | 2 | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 |
| <i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Pyriglena leucoptera</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 3 | 1 | 2 | 2 |
| <i>Schiffornis virescens</i> | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Sclerurus scansor</i> | 0 | 1 | 2 | 3 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 2 | 1 |
| <i>Sittasomus griseicapillus</i> | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 3 | 1 | 2 |
| <i>Synallaxis ruficapilla</i> | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 1 |
| <i>Syndactila rufosuperciliata</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 2 | 1 |
| <i>Tachyphonus coronatus</i> | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 | 3 | 1 |
| <i>Thamnophilus caerulescens</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Thraupis cyanoptera</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Tolmomyias sulphurescens</i> | 0 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Turdus albicollis</i> | 1 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 3 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| <i>Vireo olivaceus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| <i>Xiphorhynchus fuscus</i> | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 | 1 | 3 | 2 | 0 | 2 | 1 | 3 |

| Spp. | Uso do hábitat | | Guildas alimentares | | | | | | | | | Características morfológicas | | | |
|------------------------------------|----------------|-------|---------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|------------------------------|---------|---------|---------|
| | gener | espec | IT | IS | IM | ID | OS | OM | OD | NS | FD | MA (g) | CU (mm) | AS (mm) | TA (mm) |
| <i>Basileuterus culicivorus</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9,875 | 12,35 | 0,4026 | 0,1533 |
| <i>Basileuterus leucoblepharus</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 14,59 | 0,4175 | 0,1647 |
| <i>Chamaeza campanisona</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 92,76 | 23,51 | 0,4396 | 0,1680 |
| <i>Chiroxiphia caudata</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 24,8 | 12,23 | 0,4876 | 0,1342 |
| <i>Chlorophonia cyanea</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 15 | 11,95 | 0,5211 | 0,1292 |
| <i>Conopophaga lineata</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 21,5 | 15,51 | 0,4999 | 0,2096 |
| <i>Drymophila malura</i> | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12,66 | 15,05 | 0,3669 | 0,1524 |
| <i>Dysithamnus mentalis</i> | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 16,39 | 0,4716 | 0,1654 |
| <i>Euphonia pectoralis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 14,83 | 12,02 | 0,5215 | 0,1426 |
| <i>Heliobletus contaminatus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 14,80 | 0,4652 | 0,1360 |
| <i>Hemithraupis ruficapilla</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 13,33 | 14,94 | 0,4905 | 0,1262 |
| <i>Hylopezus nattereri</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 33 | 20,12 | 0,5707 | 0,2800 |
| <i>Hylophilus poicilotis</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 9,66 | 13,49 | 0,4362 | 0,1479 |
| <i>Lathrotriccus euleri</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11,214 | 14,46 | 0,4717 | 0,1127 |
| <i>Lepidocolaptes falcinellus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 29,5 | 29,88 | 0,4735 | 0,1091 |
| <i>Mionectes rufiventris</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15,5 | 14,58 | 0,5130 | 0,1247 |
| <i>Myiarchus swainsoni</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 25,437 | 21,73 | 0,4842 | 0,1124 |
| <i>Myiodynastes maculatus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 43,7 | 25,97 | 0,4956 | 0,0927 |
| <i>Pachyramphus polychopterus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 27 | 15,60 | 0,5089 | 0,1299 |
| <i>Pachyramphus validus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 49 | 19,29 | 0,5189 | 0,1177 |
| <i>Parula pitiayumi</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7,875 | 12,81 | 0,4746 | 0,1644 |
| <i>Phaetornis eurynome</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 38,36 | 0,3560 | 0 |
| <i>Phyllomyias virescens</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 11,69 | 0,4717 | 0,1207 |
| <i>Phylloscartes ventralis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8,2 | 12,04 | 0,4299 | 0,1572 |
| <i>Picumnus temminckii</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 12,11 | 0,5970 | 0,1451 |
| <i>Platyrinchus mystaceus</i> | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9,375 | 11,60 | 0,4978 | 0,1771 |
| <i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 12,79 | 0,4624 | 0,2021 |

| Spp. | Uso do hábitat | | Guildas alimentares | | | | | | | | | Características morfológicas | | | |
|------------------------------------|----------------|-------|---------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|------------------------------|---------|---------|---------|
| | gener | espec | IT | IS | IM | ID | OS | OM | OD | NS | FD | MA (g) | CU (mm) | AS (mm) | TA (mm) |
| <i>Pyriglena leucoptera</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 34 | 19,82 | 0,4137 | 0,1632 |
| <i>Schiffornis virescens</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 23,625 | 14,21 | 0,4838 | 0,1402 |
| <i>Sclerurus scansor</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 37,5 | 23,75 | 0,4948 | 0,1319 |
| <i>Sittasomus griseicapillus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 14,61 | 0,4674 | 0,1187 |
| <i>Synallaxis ruficapilla</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13,25 | 14,61 | 0,3271 | 0,1308 |
| <i>Syndactila rufosuperciliata</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25,685 | 19,30 | 0,4312 | 0,1364 |
| <i>Tachyphonus coronatus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 27,66 | 17,41 | 0,4795 | 0,1335 |
| <i>Thamnophilus caeruleus</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19,33 | 16,35 | 0,4235 | 0,1470 |
| <i>Thraupis cyanoptera</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 42,44 | 17,71 | 0,5173 | 0,1204 |
| <i>Tolmomyias sulphurescens</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 14,77 | 0,4460 | 0,1240 |
| <i>Turdus albicollis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 62,61 | 21,91 | 0,4897 | 0,1392 |
| <i>Vireo olivaceus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 16,4 | 17,64 | 0,4847 | 0,1285 |
| <i>Xiphorhynchus fuscus</i> | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 26 | 29,52 | 0,4782 | 0,1200 |