



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
Instituto de Biociências  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



Tese de Doutorado

Comunidades de aves em áreas florestais fragmentadas por ação  
antrópica e em manchas com mosaico natural floresta-campo no  
sul do Brasil

JAN KAREL FELIX MÄHLER JUNIOR

Porto Alegre, abril de 2012

# Comunidades de aves em áreas florestais fragmentadas por ação antrópica e em manchas com mosaico natural floresta-campo no sul do Brasil

Jan Karel Felix Mähler Junior

Tese de Doutorado 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 obtenção do título de Doutor em Ciências com ênfase em Ecologia.

*Orientadora:* Profa. Dra. Sandra Maria Hartz

*Co-orientador:* Prof. Dr. Luiz dos Anjos

*Comissão Examinadora:*

Prof. Dr. Fernando Gertum Becker  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. Demétrio L. Guadagnin  
Universidade Federal de Santa Maria

Prof. Dr. Alexandre L. P. Aleixo  
Museu Paraense Emílio Goeldi

Porto Alegre, abril de 2012

## **AGRADECIMENTOS**

Foram tantas as dificuldades e peleias que este item tem para mim a mesma importância dos capítulos que vem a seguir.

Primeiramente, agradeço minha grande família, os Mähler e os Indrusiak, por toda amizade, incentivo, carinho e compreensão pelos muitos momentos de ausência devido aos campos e muitas disciplinas. Meu pai, o velho Jan Karel, com suas histórias dos muitos bichos que via na região de Boqueirão do Leão, foi certamente a primeira pessoa a me influenciar no gosto pela exploração dos matos.

À minha querida esposa Cibele por toda a ajuda, disponibilidade, companheirismo, broncas e muito amor. Durante todas as viagens ela teve que cumprir papel de mãe e pai da pequena Ana Clara. Minha filha, a Aninha, mesmo sem ter a menor noção do sentido de eu viajar tanto para se chafurdar em matos alagados cheios de mosquitos ou de andar subindo e descendo morros, sempre foi uma alegria nos retornos de viagem. Nunca a saudade de casa foi tão grande.

À minha orientadora Sandra M. Hartz pela amizade de longa data, desde os tempos das gônadas dos birus. Agradeço imensamente pelo aceite em me orientar, por toda paciência e pelos conhecimentos transmitidos, pelos momentos de festas em Porto Alegre, Flona e congressos, pelos momentos em que foste mãezona e pelos momentos em que fizeste as cobranças necessárias. Dá-lhe Inter!! Ao meu co-orientador Luiz dos Anjos, pelo desafio de contribuir à distância. Agradeço por todo conhecimento e amizade, estando sempre disposto a ajudar em diferentes etapas do trabalho. Peço desculpas a vocês dois pelas faltas e por deixar as coisas sempre para a última hora. Se a ajuda de vocês não foi maior, a culpa é toda minha.

Ao amigo e quase irmão Andreas Seco Kindel que tanta influência teve na minha graduação, contribuindo para que eu tivesse uma visão muito além da sistemática de

peixes (que também era legal naquele momento da vida). Se agora estou terminando uma tese com ecologia de aves, certamente esse cidadão teve grande influência. Agradeço também ao grande amigo Glayson A. Bencke que, com seu profundo conhecimento, serviu de inspiração e contribuiu com boas idéias mesmo em conversas informais.

A Cristiano E. Rovedder, Samuel L. Oliveira, Paola Stumpf, Luiz Fernando de Souza, Clarissa H. Britz, Giuliano Brusco, Alan Bolzan e, especialmente, Larissa O. Gonçalves pelo valioso auxílio durante as expedições a campo. Essa última enfrentou com valentia e nenhuma reclamação as muitas dificuldades das matas paludosas, desmistificando aqueles que ainda acham que gurias não conseguem enfrentar campo difícil.

Muita gente ajudou essa cabeça cansada e fraca em análises estatísticas, em especial Leandro Duarte, Fernanda Z. Teixeira, Fernanda T. Brum, Taís Guimarães, Larissa Gonçalves e André Mendonça-Lima. Este último, também pelo grande conhecimento ornitológico, foi parceiro em muitas discussões, especialmente nos momentos de loucura no final da tese. Carla Fontana auxiliou na obtenção de medidas de espécimes da coleção do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS e consulta à bibliografia.

A todos colegas e amigos que passaram nesses últimos anos ou que ainda estejam no Laboratório de Populações e Comunidades, incluindo aqueles que agora estão no Laboratório de Ecologia Funcional e Filogenética, por todo convívio, acolhimento e aprendizado. Foram momentos de muita alegria que certamente serão lembrados.

À Carla S. Fontana, Andreas Kindel e Leandro da S. Duarte por toda a contribuição ao manuscrito do segundo capítulo dessa tese, que foi apresentado em minha qualificação. Aos professores doutores Fernando Becker, Demétrio Guadagnin e Alexandre Aleixo pelo aceite em participar da banca examinadora e pelas valiosas contribuições.

Aos técnicos dos laboratórios de Geoprocessamento da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul e do Departamento de Ecologia da UFRGS pelo apoio na elaboração de mapas e ajuda na resolução de dúvidas durante a classificação de imagens. Bruna Meneses e Karine Costa foram imprescindíveis na classificação das imagens de satélite que compreendiam as áreas amostradas e seus *buffers*.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e à Universidade Federal do Rio Grande do Sul, praticamente minha segunda casa durante a graduação e agora no doutorado, por todo auxílio logístico e financeiro. Agradeço em especial a todos os professores do curso de pós-graduação que tive a oportunidade de conviver e à Silvana, Omara e Duda Güntzel pelo auxílio.

À CAPES pela concessão de minha bolsa de doutorado, tão importante ao longo do curso. Ao CNPq pelos recursos disponibilizados à Sandra Maria Hartz em Edital Universal (processo no. 476687/2007-1) para realização do projeto.

À Divisão de Unidades de Conservação do Departamento de Florestas e Áreas Protegidas (DUC/DEFAP) – Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul, em especial às técnicas Denise Melo, Paola P. Stumpf e Ana Cristina Tomazzoni, pela autorização de ingresso no Parque Estadual de Itapeva e na Reserva Biológica Estadual Mata Paludosa para realização dos trabalhos de campo. A todos os proprietários que conheci pela permissão de ingresso nas áreas.

Peço desculpas pelo eventual esquecimento de alguém que tenha convivido nesses últimos anos e que de alguma forma contribuiu para o término dessa tese.

## RESUMO

Muitas questões ligadas à ecologia, biologia da conservação e biogeografia estão relacionadas aos efeitos de processos naturais ou antropogênicos sobre fragmentos, manchas ou ilhas. Na atualidade, para se compreender os efeitos da fragmentação e se propor medidas efetivas de conservação, torna-se cada vez mais importante analisar os fragmentos como parte de uma matriz que inclui não somente diferentes tamanhos de remanescentes e de floresta contínua, mas também outros elementos da estrutura da paisagem. Para tanto, quando comparamos formações com diferentes características ambientais, mesmo que inseridas em regiões próximas, para entendermos os mecanismos que levam ao desaparecimento de algumas espécies e beneficiam outras, é necessário considerar níveis de organização relacionados a atributos de espécies e populações. Determinados atributos podem ser indicadores ecológicos relevantes de pressões exercidas pelo ambiente na biologia das espécies, ao mesmo tempo em que demonstram relação com a função do organismo. Essa tese, em seu primeiro capítulo avalia como questões metodológicas e analíticas podem influenciar os resultados de estudos avifaunísticos e a relação da riqueza e abundância de espécies com o tamanho de fragmentos e manchas florestais. Observamos que a relação entre a riqueza e o tamanho das áreas foi afetada pela padronização do tempo de contagem por área. A utilização de contagens com raio ilimitado fez com que o número de espécies aumentasse significativamente somente nas maiores manchas de Floresta Ombrófila Mista. Considerando-se o acréscimo de registros obtidos em cada minuto de contagem, constatou-se que com nove minutos já haviam sido obtidos grande parte dos registros de espécies e contatos de aves. No segundo capítulo, foi investigado se a riqueza rarefeita e a abundância de aves diminuem com o decréscimo da área de fragmentos de Floresta Ombrófila Densa. Paralelamente buscou-se compreender como a avifauna é influenciada por características da vegetação dos fragmentos e do

entorno destes. A abundância obtida em cada fragmento esteve significativamente relacionada ao tamanho das áreas, sendo mais elevada nos fragmentos maiores. As análises relacionando a riqueza rarefeita média dos fragmentos e as variáveis ambientais selecionadas mostraram que as variáveis de mancha foram mais importantes que as variáveis relacionadas à estrutura da vegetação no interior dos fragmentos. No terceiro capítulo, avaliamos como as comunidades de aves respondem diferentemente à fragmentação em regiões originalmente florestadas e à existência de mosaicos em regiões com manchas florestais (capões), situações características das regiões onde estão inseridas, respectivamente, as Florestas Ombrófilas Densa (FOD) e Mista (FOM). As áreas de FOM e FOD foram agrupadas quando relacionadas às variáveis ambientais e, menos fortemente, em relação ao tamanho. Aves com *status* migratório apresentaram correlação significativa com pelo menos um dos eixos, mostrando-se mais fortemente associadas às manchas de FOM e áreas maiores. O uso de áreas abertas pelas aves teve uma associação mais marcante com os fragmentos e manchas de menor tamanho. Nectarívoros e frugívoros/folívoro tiveram uma associação mais forte com os fragmentos de FOD, enquanto as espécies onívoras foram mais bem representadas nas manchas de FOM. Aves de sub-bosque foram significativamente relacionadas aos fragmentos de FOD e áreas de menor tamanho e aves que habitam o dossel estiveram correlacionadas principalmente às manchas de FOM. A partir dos resultados obtidos nas áreas estudadas na Mata Atlântica do sul do Brasil, onde os maiores remanescentes florestais tem menos de 200 ha, observamos que mesmo as áreas de menor tamanho podem ser importantes para a manutenção das comunidades de aves. Conhecer as respostas da fauna às modificações ambientais impostas pela intervenção humana torna-se fundamental para o planejamento de estratégias de manejo e conservação.

**Palavras-chave:** Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Mata Atlântica, pontos de contagem, diversidade funcional

## **ABSTRACT**

Many issues in ecology, conservation biology and biogeography are related to the effects of natural or anthropogenic processes over fragments, patches and islands. Nowadays, the evaluation of fragments in a landscape context, as elements of a matrix including not only fragments of different size and continuous forest, but also other elements of landscape structure, is becoming increasingly important in order to understand fragmentation effects and to propose effective conservation actions. Furthermore, when comparing formations with distinct environmental attributes, even when geographically near, it is necessary to consider organization levels related to species and populations attributes to understand the mechanisms that drive some species to extinction and other to success. Some attributes may be used as ecological indicators that reflect environmental pressures on species biology, at the same time that reflect relationships with organism functions. In the first chapter of this thesis, we evaluated how methodological and analytical approaches may influence the results of bird studies and the relationship between species richness/abundance and the size of forest fragments and patches. We observed that the relationship between species richness and size of areas was affected by the standardization of the time counting. Species number increased significantly in patches of Mixed Ombrophilous Forest when counting was performed with unlimited radius. When considering bird records computed in each sampling minute, we found that with nine minutes of sampling the most part of the species and contact records had already been obtained. In the second chapter we investigated if rarefied richness and abundance of birds reduce with decreasing area of fragments at Atlantic Ombrophilous Dense Forest. At the same time, we aimed to understand how bird assembly is influenced by attributes of vegetation within fragments and around them. Our results indicated that species abundance in each fragment was significant related to the



fragment size, with the highest abundance in the largest fragments. The analyses carried out between mean rarefied richness and the selected environmental variables showed that patch variables were more important than variables related to vegetation structure within fragments. In the third chapter we evaluated how bird communities are influenced by fragmentation in areas originally forested and by nucleation processes in areas of mosaic of patchy forests, in Atlantic Ombrophilous Dense Forest (AODF) and Mixed Ombrophilous Forest (MOF), respectively. MOF and AODF areas were aggregated when related to environmental variables and, less strongly, in relation to size. Migrant birds had significant correlation with at least one ordination axis, showing a stronger association with MOF patches and largest areas. The use of open areas was markedly associated with smaller fragments and patches. Nectarivores and folivores/frugivores had a strong association with AODF fragments, while omnivore species were better represented in MOF patches. Understory birds were significantly related to AODF fragments and small areas, while canopy birds were correlated mainly to MOF patches. Considering our results obtained in Atlantic Forest in southern Brazil – where the largest forest remnants have less than 200 ha, we observed that even small areas may be important for the conservation of bird communities. The knowledge about wildlife responds to environmental modifications made by humans is critical for management and conservation planning in this scenario.

**Key words:** Atlantic Ombrophilous Dense Forest, Mixed Ombrophilous Forest, Atlantic Forest, point counts, functional diversity

## SUMÁRIO

<b>Agradecimentos.....</b>	<b>III</b>
<b>Resumo.....</b>	<b>VI</b>
<b>Abstracts.....</b>	<b>VIII</b>
<b>Lista de figuras.....</b>	<b>1</b>
<b>Lista de tabelas.....</b>	<b>3</b>
<b>Introdução geral.....</b>	<b>6</b>
<b>Referências bibliográficas.....</b>	<b>11</b>
<b>Capítulo 1: Influência de variações metodológicas e analíticas em estudo avifaunístico na Mata Atlântica do sul do Brasil.....</b>	<b>17</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>18</b>
<b>Resumo.....</b>	<b>19</b>
<b>Introdução.....</b>	<b>20</b>
<b>Material e Métodos.....</b>	<b>22</b>
<b>Resultados.....</b>	<b>25</b>
<b>Discussão.....</b>	<b>27</b>
<b>Agradecimentos.....</b>	<b>30</b>
<b>Referências Bibliográficas.....</b>	<b>31</b>
<b>Capítulo 2: Influência da paisagem e da estrutura da vegetação de fragmentos da porção austral da Mata Atlântica sobre a riqueza e abundância de aves.....</b>	<b>48</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>49</b>
<b>Resumo.....</b>	<b>50</b>
<b>Introdução.....</b>	<b>51</b>

<b>Material e Métodos.....</b>	<b>53</b>
<b>Resultados.....</b>	<b>58</b>
<b>Discussão.....</b>	<b>61</b>
<b>Agradecimentos.....</b>	<b>65</b>
<b>Referências Bibliográficas.....</b>	<b>65</b>
<b>Capítulo 3: Diversidade funcional de aves em áreas com dinâmicas de fragmentação e nucleação na Mata Atlântica do sul do Brasil.....</b>	<b>80</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>81</b>
<b>Resumo.....</b>	<b>82</b>
<b>Introdução.....</b>	<b>83</b>
<b>Material e Métodos.....</b>	<b>85</b>
<b>Resultados.....</b>	<b>91</b>
<b>Discussão.....</b>	<b>92</b>
<b>Agradecimentos.....</b>	<b>95</b>
<b>Referências Bibliográficas.....</b>	<b>96</b>
<b>Considerações Gerais.....</b>	<b>114</b>
<b>Referências Bibliográficas.....</b>	<b>117</b>

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo 1:

Figura 1: Localização da região de estudo na América do Sul e indicação das manchas e fragmentos estudados nos estados do Rio Grande do Sul (cinza escuro) e Santa Catarina (cinza claro). M – áreas de Floresta Ombrófila Mista. D – áreas de Floresta Ombrófila Densa.....37

### Capítulo 2:

Figura 1: Relação entre a riqueza rarefeita média das aves (eixo y) e a área (log) dos fragmentos (eixo x). Valores de riqueza rarefeita dos fragmentos são apresentados na Tabela 3.....70

Figura 2: Relação entre o somatório da abundância das aves (eixo y) e a área (log) dos fragmentos (eixo x). Valores de abundância dos fragmentos são apresentados na Tab. 3.....71

Figura 3: Diagrama biplot de ordenação dos eixos 1 e 2 da CCA demonstrando os efeitos de cinco variáveis ambientais (Obstrução da vegetação na direção N- Obst mN, Relação perímetro *versus* área do fragmento- PARA, Índice de forma- SHAPE, Contraste de borda- ECON e Cobertura capoeira do *buffer*- %Capo). As abreviações dos nomes das espécies são apresentadas no Apêndice 1. Os círculos abertos e os números representam os 16 fragmentos amostrados, em ordem crescente com relação ao tamanho.....72

### Capítulo 3:

Figura 1: Localização da região de estudo na América do Sul e indicação das manchas e fragmentos estudados nos estados do Rio Grande do Sul (cinza escuro) e Santa Catarina (cinza claro). M – áreas de Floresta Ombrófila Mista. D – áreas de Floresta Ombrófila Densa.....100

Figura 2: Diagrama biplot de ordenação dos eixos 1 e 2 da PCA demonstrando a relação das 32 áreas florestais amostradas com as variáveis ambientais mensuradas (Altmata –

altura do dossel das áreas amostradas; Altemerg – altura das árvores emergentes; Cobdos – porcentagem de cobertura do dossel; Obstrução da vegetação nas direções norte, sul, leste e oeste – Obst mN, Obst mS, Obst mE e Obst mW; Gado – presença de gado nas áreas amostradas; ). M – áreas de Floresta Ombrófila Mista. D – áreas de Floresta Ombrófila Densa. O tamanho dos fragmentos e manchas aumenta conforme o número das áreas amostradas.....101

## LISTA DE TABELAS

### Capítulo 1:

Tabela 1: Coordenadas geográficas dos 16 fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (D) e das 16 manchas de Floresta Ombrófila Mista (M) amostradas com suas respectivas áreas.....38

Tabela 2: Total de contatos de cada espécie nos dois raios de contagem (até 50 m do centro do ponto; e além de 50 m do centro do ponto). FOD- Floresta Ombrófila Densa. FOM- Floresta Ombrófila Mista. Em negrito encontram-se as espécies ameaçadas de extinção, segundo MARQUES *et al.* (2002) e MMA (2003). Diferença significativa no número de contatos até 50 m e além de 50 m com  $p < 0.01$  em FOD (\*\*) e FOM (††). Diferença significativa no número de contatos até 50 m e além de 50 m com  $p < 0.05$  em FOD (\*) e FOM (†) .....39

Tabela 3: Resultado das regressões lineares relacionando a riqueza de espécies, com e sem rarefação, ao tamanho das áreas amostradas.....44

Tabela 4: Análise de Variância (ANOVA) contrastando a riqueza obtida nas diferentes metodologias com e sem rarefação. Raio de contagem limitado em 50 m. Legenda: riqueza bruta com uma contagem em fragmentos/manchas menores que 20 ha e três contagens em fragmentos/manchas maiores que 20 ha com uma (A) e duas (B) amostragens em cada área; riqueza bruta com três contagens em todos os fragmentos/manchas com uma (C) ou duas (D) amostragens em cada área; riqueza rarefeita com uma contagem em fragmentos/manchas menores que 20 ha e três contagens em fragmentos/manchas maiores que 20 ha com uma (E) e duas (F) amostragens em cada área; riqueza rarefeita com três contagens em todos os fragmentos/manchas com uma (G) ou duas (H) amostragens em cada área. Q= soma de quadrados.....45

Tabela 5: Total cumulativo de espécies (Spp) e de contatos (Cont) ao longo do tempo de contagem nos pontos. Dados considerando três contagens em cada área, duas amostragens e raio limitado (50 m). FOD- Floresta Ombrófila Densa e FOM- Floresta Ombrófila Mista.....47

## Capítulo 2:

Tabela 1: Coordenadas geográficas dos fragmentos amostrados (Datum SAD69), área (hectares), variação altitudinal (msnm) e propriedade da área (UC- Unidade de Conservação; PP- propriedade particular).....73

Tabela 2: Valores de riqueza, riqueza rarefeita média, somatório da abundância das espécies de aves por fragmento estudado.....73

Tabela 3: Significância ( $p \leq 0.05$ ) obtida na análise de regressão múltipla confrontando a riqueza rarefeita média de cada fragmento com 10 variáveis ambientais.....74

Apêndice 1: Abundância de aves registrada nos fragmentos amostrados. **D1** a **D16**: fragmentos amostrados. **Tot**: somatório da abundância nos 16 fragmentos. **Abr**: abreviação do nome das espécies utilizada na análise de correspondência canônica (espécies registradas em pelo menos três fragmentos). **Am**: status de ameaça de extinção das espécies no Rio Grande do Sul. CP- criticamente em perigo, PE- em perigo e VU- vulnerável. \*: espécies endêmicas na Mata Atlântica.....75

Apêndice 2: Valores obtidos para as variáveis ambientais mensuradas. Legenda: Cobertura do dossel (Codos), Altura do dossel (Altdos), Altura das árvores emergentes (Alteme), Nível de obstrução da vegetação a partir do centro do ponto nas direções N, S, E e W (Obst mN, Obst mS, Obst mE, Obst mW), Índice de forma (SHAPE), Relação perímetro *versus* área do fragmento (PARA), Contraste de borda (ECON) e Cobertura florestal do *buffer* (% CoFlo, % Capó).....79

## Capítulo 3:

Tabela 1: Localização e área dos 16 fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (D) e das 16 manchas de Floresta Ombrófila Mista (M) amostradas, com suas respectivas áreas e propriedade da terra. PP – propriedade particular; UC – unidade de conservação.....102

Tabela 2: Valores obtidos para as variáveis ambientais medidas. Legenda: Cobertura do dossel (Codos), Altura do dossel (Altdos), Altura das árvores emergentes (Alteme), Nível de obstrução da vegetação a partir do centro do ponto nas direções N, S, E e W (Obst mN, Obst mS, Obst mE, Obst mW), Presença de gado no interior das áreas amostradas (Gado). D – fragmentos de Floresta Ombrófila Densa. M – manchas de Floresta Ombrófila Mista.....103

Tabela 3: Resultado das regressões lineares relacionando os valores médios de cada atributo nas áreas amostradas com os escores de ordenação dos eixos 1 e 2. Em negrito encontram-se as relações significativas para  $p \leq 0.05$ .....104

Apêndice 1: Espécies de aves registradas em pelo menos quatro fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (D) durante as amostragens. A abundância das espécies em cada área amostrada foi calculada a partir do somatório de contatos dividido por seis (número de pontos por fragmento, igual a 3, multiplicado pelo número de amostragens, igual a 2) – para maiores detalhes vide metodologia. Espécies apresentadas em ordem alfabética.....105

Apêndice 2: Espécies de aves registradas em pelo menos quatro fragmentos de Floresta Ombrófila Mista (M) durante as amostragens. A abundância das espécies em cada área amostrada foi calculada a partir do somatório de contatos dividido por seis (número de pontos por fragmento, igual a 3, multiplicado pelo número de amostragens, igual a 2) – para maiores detalhes vide metodologia. Espécies apresentadas em ordem alfabética.....108

Apêndice 3: Valores considerados nos atributos das espécies de aves. Legenda: Mig\_RS – espécies migratórias no sul do Brasil; fl – floresta; ca – capoeira; aa – áreas abertas; bo – borda de ambientes florestais; so – solo; su – sub-bosque; do – dossel; nc – nectarívoros; ff – frugívoro-folívoro; is – invertívoros; on – onívoros; gr – granívoros; cn – carnívoros; ps – peso. Maiores detalhes vide Material e Métodos .....111



## INTRODUÇÃO GERAL

Muitas questões ligadas à ecologia, biologia da conservação e biogeografia estão relacionadas aos efeitos de processos naturais ou antropogênicos sobre fragmentos, manchas ou ilhas (MacNally & Horrocks, 2002). Os primeiros estudos sobre fragmentação ambiental, enfocando principalmente aspectos espaciais – tamanho e grau de isolamento (Wilson & Willis, 1975; Terborgh, 1976; Freemark & Merrien, 1986), foram embasados nos preceitos da Teoria de Biogeografia de Ilhas, proposta por MacArthur & Wilson (1967). Essa teoria postula que, considerando situações equivalentes, o número de espécies aumenta com a área da ilha, pois ilhas maiores suportam populações maiores, sendo menos suscetíveis à extinção. O modelo prediz que as taxas de imigração e de extinção de espécies são determinadas pelo tamanho da ilha e por sua distância de uma fonte potencial de colonizadores, que pode ser o continente ou outras ilhas próximas. O tamanho da ilha também influencia a taxa de imigração, já que por um “efeito de alvo”, ilhas maiores tendem a receber mais imigrantes. Com o passar do tempo, observou-se que as comunidades naturais nem sempre respondiam à fragmentação como a teoria propunha (Robinson *et al.*, 1992; Gascon & Lovejoy, 1998; Debinski & Holt, 2000) e que outros aspectos da paisagem e parâmetros biológicos também deveriam ser considerados nos estudos (Olifiers & Cerqueira, 2006).

As consequências do processo de fragmentação podem ser bastante distintas, incluindo a alteração da riqueza e composição de espécies, distúrbio do regime hidrológico das bacias hidrográficas, mudanças climáticas, modificação da matriz da paisagem, degradação dos recursos naturais, alteração de processos ecológicos e deterioração da qualidade de vida das populações tradicionais (Noss & Csuti, 1997; Castella & Britez, 2004). Na atualidade, para se compreender os efeitos da fragmentação e propor medidas efetivas de conservação,

torna-se cada vez mais importante analisar os fragmentos como parte de uma matriz que inclui elementos da estrutura da paisagem, como o grau de conectividade, o tipo de matriz, histórico de perturbação e o grau de preservação dos fragmentos (Metzger, 1999; Renjifo, 2001; Olifiers & Cerqueira, 2006). A formação de remanescentes ou manchas florestais podem ocorrer em decorrência de processos naturais (*e.g.* eventos climáticos, processos geológicos, relações ecológicas) ou a partir de causas antrópicas (*e.g.* expansão urbana, exploração dos recursos naturais, avanço das atividades agropecuárias).

Eventos naturais tendem a ocorrer numa escala temporal mais longa (Constantino *et al.*, 2003), podendo provocar processos dinâmicos de conformação da paisagem, como o que acontece, por exemplo, no planalto basáltico do sul do Brasil. Nessa região existem extensas áreas de campo entremeadas por manchas de floresta com araucária de tamanhos variados, constituindo um verdadeiro mosaico vegetacional (Klein, 1960; Rambo, 1956). Desde o início do século 20, a dinâmica entre estas duas formações vegetacionais vem sendo alvo de discussão entre naturalistas. Para Rambo (1956), os campos do planalto estariam sendo progressivamente substituídos pelas florestas, hipótese que vem sendo confirmada através de estudos palinológicos (Behling, 2002; Behling *et al.*, 2004) e ecológicos (Oliveira & Pillar, 2004; Duarte *et al.*, 2006). Porém, atividades humanas comuns na região, como as queimadas, a criação de gado bovino e a atividade madeireira, tendem a retardar o avanço das florestas sobre os campos, por dificultarem o estabelecimento de espécies vegetais florestais em áreas abertas (Heringer & Jacques, 2001). Assim, a paisagem que se observa nesta região é resultante de duas forças opostas. De um lado, a dinâmica natural do ecossistema campo-floresta, determinada por múltiplas interações entre clima, solo e organismos, tende a favorecer o avanço da floresta com

araucária sobre o campo. De outro, as atividades humanas predominantes na região retardam o avanço florestal, garantindo a permanência do mosaico vegetacional existente.

O processo de fragmentação causado pela ação antrópica ocorre, via de regra, em grande escala de espaço e em pequena escala de tempo (Cerqueira *et al.*, 2003). Estima-se que a cobertura atual da Mata Atlântica esteja entre 11,4% e 16% de sua extensão original (Ribeiro *et al.*, 2009), alcançando somente 7,48% da cobertura original no Rio Grande do Sul e 23,04% da cobertura original em Santa Catarina (SOS Mata Atlântica, 2011). Entretanto, estes percentuais incluem áreas muito pequenas e com vegetação secundária (Ribeiro *et al.*, 2009). Os sucessivos impactos resultantes de diferentes ciclos de exploração, da concentração da população e dos maiores núcleos urbanos e industriais do país levaram à transformação da paisagem original, reduzindo grandes áreas florestais a fragmentos de tamanhos variados, em sua maioria, muito pequenos e isolados (Anjos, 2001; Mittermeier *et al.*, 2004; Pinto *et al.*, 2006; Ribeiro *et al.*, 2009).

O processo global de perda e fragmentação de habitats originário de causas antrópicas constitui a principal ameaça à diversidade de espécies (Kruess & Tscharntke, 1994; Cerqueira *et al.*, 2003; Fahrig, 2003; Fontana *et al.*, 2003; Watling & Donnelly, 2006). Seus efeitos são potencializados para as espécies que possuem pouca capacidade de dispersão por áreas alteradas, que apresentem uma distribuição restrita ou que necessitem de grandes extensões de território para sobreviver, e para aquelas que sejam raras ou ameaçadas de extinção (Cerqueira *et al.*, 2003; Fontana *et al.*, 2003).

Como problemas decorrentes da diminuição e isolamento de áreas de florestas para as aves podem ser citadas a perda local de espécies (Willis, 1979; Bierregaard Jr., 1986; Bierregaard Jr. & Lovejoy, 1989; Aleixo & Vielliard, 1995; Bierregaard Jr. & Stouffer, 1997; Soares & Anjos, 1999; Aleixo, 2001; Martínez-Morales, 2005), aumento nas taxas de

predação e de nidoparasitismo (Marini *et al.*, 1995; Fenske-Krawford & Niemi, 1997; Hobson & Villard, 1998; Eriksson, 2001; Herkert *et al.*, 2003), alteração ou eliminação de micro-habitats e recursos específicos, afetando, por exemplo, espécies com menor plasticidade ecológica, como algumas aves insetívoras que forrageiam no sub-bosque, ou espécies frugívoras de médio e grande porte que forrageiam no dossel (Willis, 1979; Bierregaard Jr. & Lovejoy, 1989; Aleixo & Vielliard, 1995; Stratford & Stouffer, 1999), e aumento do *stress* e consequente redução nas condições fisiológicas do indivíduo (Stratford & Stouffer, 2001). Nesse contexto, são de grande relevância os estudos para se avaliar a sensibilidade de diferentes espécies a paisagens fragmentadas (Ribon *et al.*, 2003; Uezu *et al.*, 2005; Anjos, 2006), a capacidade de dispersão entre fragmentos (Marini *et al.*, 1995; ver Marini, 2000; Castellón & Sieving, 2006) e os efeitos produzidos na assimetria flutuante das aves (ver Marini, 2000).

Estudos já realizados avaliando os efeitos da fragmentação florestal sobre a comunidade de aves, concluem que fragmentos pequenos são menos diversos do que fragmentos maiores (Leck, 1979; Willis, 1979; MacCoy & Mushinsky, 1994; Christiansen & Pitter, 1997; Anjos, 2001). Por vezes, a riqueza e abundância podem até permanecer em níveis similares, mas a composição da comunidade de aves varia, sendo que espécies oportunistas se tornam abundantes no ambiente alterado do fragmento (Laps *et al.*, 2003). Um efeito adicional marcante da fragmentação se traduz na alteração das interações sociais entre os indivíduos, afetando bandos mistos e aves seguidoras de formigas-de-correição (Stratford & Stouffer, 2001). Algumas espécies que integram bandos mistos tem maior dificuldade de atravessar áreas abertas entre fragmentos e são mais propensas a reduções populacionais severas (Willis, 1979).

No Brasil, estudos com aves em fragmentos florestais de Mata Atlântica foram realizados especialmente nas porções mais centrais do bioma, entre o Paraná e a Bahia (Willis, 1979; Anjos & Laroca, 1989; Aleixo & Vielliard, 1995; Anjos & Boçon, 1999; Aleixo, 2001; Laps *et al.*, 2003; Ribon *et al.*, 2003; Uezu *et al.*, 2005; Anjos *et al.*, 2009 a, b), não existindo estudos em seus limites austral e setentrional, que coincidem também com os limites de distribuição de algumas espécies de aves.

A maioria dos estudos realizados na Mata Atlântica no sul do Brasil avaliando a riqueza e abundância relativa de espécies em comunidades de aves considerou separadamente as diferentes formações vegetais inseridas no referido Bioma (*e.g.* Anjos & Boçon, 1999; Anjos, 2001). Recentemente, novos estudos avaliaram as comunidades de aves conjuntamente em duas ou mais formações, no Paraná e Santa Catarina (Anjos *et al.*, 2011). Entretanto, estudos enfocando simultaneamente a avifauna de áreas fragmentadas e áreas com mosaicos naturais campo-floresta são escassos (*e.g.* Anjos, 2004; Pavlacky Jr. & Anderson, 2007).

Quando comparamos formações vegetais com diferentes características (*e.g.* geomorfológicas, ecológicas ou florísticas), mesmo que inseridas em regiões próximas, para entendermos os mecanismos que levam ao desaparecimento de algumas espécies e beneficiam outras, é necessário considerar níveis de organização mais relacionados a atributos de espécies e populações (Cianciaruso *et al.*, 2009; Petchey & Gaston, 2006; Ricotta 2005). Atributos relacionados a características morfológicas, ecológicas ou fisiológicas podem ser indicadores relevantes de pressões exercidas pelo ambiente na biologia das espécies, ao mesmo tempo em que demonstram relação com a função do organismo (Díaz & Cabido, 2001; Loreau *et al.*, 2001; Harrington *et al.*, 2010).

Essa tese, em seu primeiro capítulo avalia como questões metodológicas e analíticas podem influenciar os resultados de estudos avifaunísticos e a relação da riqueza e abundância de espécies com o tamanho de fragmentos e manchas florestais. Mesmo que não existam métricas aplicáveis a todo tipo de estudo, adequações nos métodos aplicados podem fornecer uma nova visão sobre a importância de pequenas áreas florestais e avaliar de uma forma mais adequada as consequências provenientes da fragmentação florestal.

No segundo capítulo, investigamos a riqueza e a abundância de aves em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa na porção austral da Mata Atlântica. Paralelamente buscou-se compreender como a avifauna é influenciada por variáveis ambientais relacionadas ao tamanho e forma das áreas amostradas, ao uso do solo nas áreas adjacentes e à estrutura da vegetação no interior dos fragmentos.

No terceiro capítulo, avaliamos como as comunidades de aves respondem diferentemente à fragmentação em regiões originalmente florestadas e à existência de mosaicos em regiões com manchas florestais (capões), situações características das regiões onde estão inseridas, respectivamente, a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Ombrófila Mista. Essa resposta diferenciada da avifauna seria influenciada pelas matrizes de habitats original e atual das regiões, pela velocidade em que os fragmentos (remanescentes e capões) foram isolados/formados e pela ação dinâmica do processo de nucleação da mata com araucária sobre os campos adjacentes.

#### **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Aleixo, A. 2001. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. Pp. 199-206. *In*: J. L. B. Albuquerque, J. F. Cândido Jr., F. C. Straube & A. L. Roos, *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Editora Unisul, Tubarão, Santa Catarina.

- Aleixo, A.; Vielliard, J. M. E. 1995. Composição e dinâmica da comunidade de aves da Mata de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Zoologia*, 12: 493-511.
- Anjos, L. 2001. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in Southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 12: 11-27.
- Anjos, L. 2004. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 76 (2): 429-434.
- Anjos, L. 2006. Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. *Biotropica*, 38 (2): 229-234.
- Anjos, L.; Boçon, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in Southern Brazil. *Wilson Bull.*, 111 (3): 397-414.
- Anjos, L.; Bochio, G. M.; Campos, J. V.; Maccrate, G. B.; Palomino, F. 2009a. Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na avaliação da Integridade Biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 17 (1), 28-36.
- Anjos, L.; Collins, C. D.; Holt, R. D.; Volpato, G. H.; Mendonça, L. B.; Lopes, E. V.; Boçon, R.; Bisheimer, M. V.; Serafini, P. P.; Carvalho, J. 2011. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 144: 2213-2222.
- Anjos, L.; Holt, R. D.; Robinson, S. 2009b. Position in the distributional range and sensitivity to forest fragmentation in birds: a case history from the Atlantic forest, Brazil. *Bird Conservation International* , 1-8.
- Anjos, L.; Laroca, S. 1989. Abundância relativa e diversidade específica em duas comunidades urbanas de aves de Curitiba (sul do Brasil). *Arq. Biol. Technol.* 32, 637-643.
- Behling, H. 2002. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 177: 19-27.
- Behling, H.; Pillar, V. D.; Orlóci, L.; Bauermann, S. G. 2004. Late Quaternary *Araucaria* forest, grassland (*Campos*), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 203: 277-297.
- Bierregaard Jr., R. O. 1986. Changes in bird communities in virgin forest and isolated Amazonian forests fragments. *Ibis*, 128: 166-167.
- Bierregaard Jr., R. O.; Lovejoy, T. E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica*, 19: 215-241.
- Bierregaard Jr., R. O.; Stouffer, P. C. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforest. Pp. 138-155. In: W. F. Laurence & R. O. Bierregaard Jr., R. O. (eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Castella, P. R.; Brites, R. M. de. (orgs.) 2004. *A Floresta com Araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais*. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF.
- Castellón, T. D.; Sieving, K. E. 2006. An Experimental Test of Matriz Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. *Conservation Biology*, 20 (1): 135-145.

- Cerqueira, R.; Brant, A.; Nascimento, M. T.; Pardini, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. Pp. 23-40. *In: D. M. Rambaldi & D. A. S. de Oliveira (orgs.), Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.* Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF.
- Christiansen, M. B.; Pitter, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 80: 23-32.
- Cienciaruso, 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.
- Constantino, R.; Britez, R. M. De; Cerqueira, R.; Espindola, E. L. G.; Grelle, C. E. V.; Lopes, A. T. L.; Nascimento, M. T.; Rocha, O.; Rodrigues, A. A. F.; Scariot, A.; Sevilha, A. C.; Tiepolo, G. 2003. Causas naturais. Pp. 43-63. *In: D. M. Rambaldi & D. A. S. de Oliveira (orgs.), Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.* Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF.
- Debinski, D. M.; Holt, R. D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, 14 (2): 342-355.
- Díaz, S.; Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 646-655.
- Duarte, L. S.; Hartz, S. M.; Pillar, V. D. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology*, 31: 520-528.
- Eriksson, L. M. 2001. Nest-predation at the edge: an experimental study contrasting two types of edges in the dry Chaco, Paraguay. *CBM:s skriftserie*, 3: 39-52.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34: 487-515.
- Fenske-Krawford, T. J.; Niemi, G. J. 1997. Predation on artificial ground nests at two types of edges in a forest-dominated landscape. *Condor*, 99: 14-24.
- Fontana, C. S.; Bencke, G. A.; Reis, R. E. 2003. *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul.* EDIPUCRS, Porto Alegre, RS.
- Freemark, K. E.; Merrien, H. G. 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation*, 36: 115-141.
- Gascon, C.; Lovejoy, T. E. 1998. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. *Zoology*, 101: 273-280.
- Harrington, R.; Anton, C.; Dawson, T. P.; Bello, D. B.; Feld, C. K.; Haslett, J. R.; Kluva'nkova-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.
- Heringer, I.; Jacques, A. V. A. 2001. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição campofloresta. *Ciência Rural*, 31: 1085-1090.
- Herkert, J.R.; Reinking, D.L.; Widenfeld, D.A.; Winter, M.; Zimmerman, J.L.; Jensen, W.E.; Finck, E.J.; Koford, R.R.; Wolfe, D.M.; Sherrod, S.K.; Jenkins, M.A.; Faaborg, J.;



- Robinson, S.K. 2003. Effects of prairie fragmentation on the nest success of breeding birds in the Midcontinental United States. *Conservation Biology*, 17 (2): 587-594.
- Hobson, K.A.; Villard, M. A. 1998. Forest fragmentation affects the behavioral response of the American redstarts to the threat of cowbird parasitism. *Condor*, 100: 389-394.
- Klein, R. M. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia*, 12: 17-51.
- Kruess, W.; Tscharntke, S. 1994. Habitat Fragmentation, Species Loss and Biological Control. *Science*, 264: 1581-1584.
- Laps, R. R.; Cordeiro, P. H. C.; Kajiwara, D.; Ribon, R.; Rodrigues, A. A. F.; Uejima, A. 2003. Aves. Pp. 153-181. In: D. M. Rambaldi & D. A. S. de Oliveira (orgs.), *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- Leck, C. F. 1979. Avian Extinctions in an isolated tropical wet-forest preserve, Ecuador. *Auk*, 96: 343-352.
- Loreau, M.; Naeem, S.; Inchausti, P.; Bengtsson, J.; Grime, J. P.; Hector, A.; Hooper, D. U.; Huston, M. A.; Raffaelli, D.; Schmid, B.; Tilman, D.; Wardle, D. A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294: 804-808.
- MacArthur, R. H.; Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Maccoy, E. D.; Mushinsky, H. R. 1994. Effects of fragmentation on the richness of vertebrates in the Florida scrub habitat. *Ecology*, 75: 446-457.
- MacNally, R.; Horrocks, G. 2002. Proportionate spatial sampling and equal-time sampling of mobile animals: A dilemma for inferring areal dependence. *Austral Ecology* 27, 405-415.
- Marini, M. A. 2000. Efeitos da Fragmentação Florestal sobre as Aves em Minas Gerais. Pp. 41-54. In: M. A. S. Alves, J. M. C. da Silva, M. Van Sluys, H. G. Bergalo & C. F. D. da Rocha (orgs.), *A Ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas*. Rio de Janeiro: Ed. UERJ.
- Marini, M. A.; Robinson, S. K.; Heske, E. J. 1995. Edge effects on nest predation in the Shawnee National Forest, Southern Illinois. *Biol. Conserv.*, 74: 203-213.
- Martínez-Morales, M. A. 2005. Nested species assemblages as a tool to detect sensitivity to forest fragmentation: the case of cloud forest birds. *Oikos*, 108: 634-642.
- Metzger, J. P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71: 445-463.
- Mittermeier, R. A.; Gil, P. R.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, J.; Mittermeier, C. G.; Lamourux, J.; Fonseca, G. A. B. 2004. *Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Washington, DC: Cemex.
- Noss, R. F.; Csuti, B. 1997. Habitat fragmentation. Pp. 296-304. In: G. K. Meffe *et al.* (eds.), *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates, Massachusetts.
- Olifiers, N.; Cerqueira, R. 2006. Fragmentação de Habitat: Efeitos Históricos e Ecológicos. Pp. 261-279. In: C. F. D. Rocha, H. G. Bergallo, M. Van Sluys & M. A. S. Alves (orgs.), *Biologia da Conservação: Essências*. RiMa Editora, São Carlos, São Paulo.

- 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: 197-202.
- Pavlacky Jr., D. C.; Anderson, S. H. 2007. Does avian species richness in natural patch mosaics follow the forest fragmentation paradigm? *Animal Conservation*, 10: 57-68.
- Petchey, O. L.; Gaston, K. J. 2006. Functional diversity: back to basis and looking forward. *Ecology Letters* 9 (6): 741-758.
- Pinto, L. P.; Bedê, L.; Paese, A.; Fonseca, M.; Paglia, A.; Lamas, I. 2006. Mata Atlântica Brasileira: Os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um *Hotspot* Mundial. Pp. 91-118. In: C. F. D. Rocha, H. G. Bergallo, M. Van Sluys & M. A. S. Alves (orgs.), *Biologia da Conservação: Essências*. RiMa Editora, São Carlos, São Paulo.
- Rambo, B. 1956. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Ed. Livraria Selbach & Cia. 2<sup>a</sup> ed. 473 p.
- Renjifo, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications*, 11 (1): 14-31.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. 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.
- Ribon, R.; Simon, J. E.; Mattos G. T. de. 2003. Bird Extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17 (6): 1827-1839.
- Ricotta, C. 2005. Through the jungle of biological diversity. *Acta Biotheoretica* 53 (1): 29-38.
- Robinson, G. R.; Holt, R. D.; Gaines, M. S.; Hamburg, S. P.; Johnson, M. L.; Fitch, H. S.; Martinko, E. A. 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science*, 257: 524-526.
- Soares, E. S.; Anjos, L. 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do Estado do Paraná, Brasil. *Ornitologia Neotropical*, 10: 61-68.
- SOS Mata Atlântica. (2011). Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Período 2008-2010. (Fundação SOS Mata Atlântica. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais: São Paulo.)
- Stratford, J. A.; Stouffer, P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivores birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology*, 13 (6): 1416-1423.
- Stratford, J. A.; Stouffer, P. C. 2001. Reduced feather growth rates of two common birds inhabiting amazonian forest fragments. *Conservation Biology*, 15 (3): 721-728, 2001.
- Terborgh, J. 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, 193: 1029-1030.
- Uezu, A.; Metzger, J. P.; Vielliard, J. M. E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123: 507-519.
- Watling, J. I.; Donnelly, M. A. 2006. Fragments as Islands: a Synthesis of Faunal Responses to Habitat Patchiness. *Conservation Biology*, 20 (4): 1016-1025.

- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33: 1-25.
- Wilson, E. O.; Willis, E. O. 1975. Applied biogeography. Pp. 523-534. *In*: M. L. Cody & J. M. Diamond (eds.), *Ecology and evolution of communities*. Cambridge, MA: Belknap Press of Harvard Univ.

## Capítulo 1

### **INFLUÊNCIA DE VARIAÇÕES METODOLÓGICAS E ANALÍTICAS EM ESTUDO AVIFAUNÍSTICO NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL**

Jan Karel Felix Mähler Jr.<sup>1</sup>, Larissa Oliveira Gonçalves<sup>1</sup>, Luiz dos Anjos<sup>2</sup>, Sandra Maria Hartz<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS. Av. Bento Gonçalves, 9500. Porto Alegre-RS. E-mails: jancibele@via-rs.net, sandra.hartz@ufrgs.br, larissa.oligon@gmail.com

<sup>2</sup> Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas. Universidade Estadual de Londrina - UEL. E-mail: llanjos@sercomtel.com.br

Artigo redigido conforme normas da revista Zoologia

## **Abstract**

Different methods for bird census were tested in the Brazilian Atlantic Forest. Point counts were performed in 32 areas, including fragments of Atlantic Ombrophilous Dense Forest (AODF) and patches of Mixed Ombrophilous Forest (MOF). We evaluated the effects on results obtained on bird abundance and richness of: counting time in areas with different sizes, adding a second sampling in each area, and defining the count radius. We also considered the difference in species richness measured using the rarefaction method. When we performed just one counting in areas smaller than 20 ha and tree counts in largest areas we observed a significant relationship between species richness and area size with one or two sampling. This relationship was not significant when we considered standardized counting time in each area. Species richness increased significantly only at the largest patches of MOF when counting with unlimited radius was used. Considering records obtained in each sampling minute, we found that both in AODF and MOF areas, in the first nine minutes of counting 94.62% and 92.11% of species and 78.41% and 81.07% of contacts were obtained, respectively. Direct comparisons with other studies that evaluate the same subject cannot be made due to particular methodological approaches of each study, although the standardization of some methods and analytical procedures in future studies may contribute to identifying species occupation patterns in fragmented areas.

**Key words:** point counts, rarefaction method, species-area relationship, forest fragmentation

## **Resumo**

Diferentes métodos para estimar a abundância de aves foram aplicados na Mata Atlântica brasileira. Contagens por pontos foram realizadas em 32 áreas, incluindo fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e manchas de Floresta Ombrófila Mista (FOM). Avaliou-se a influência do tempo de contagem em áreas de distintos tamanhos, do acréscimo de uma segunda amostragem em cada área, e da definição do limite de distância do raio de contagem sobre a riqueza e abundância de aves. Considerou-se também as diferenças na riqueza de espécies com a utilização de método de rarefação. Observamos que a relação entre a riqueza e o tamanho das áreas foi significativa com uma ou duas amostragens quando foi realizada apenas uma contagem nas áreas menores que 20 ha e três contagens nas áreas maiores. A relação entre riqueza e área não foi significativa com a padronização do tempo de contagem em cada área. A riqueza de espécies aumentou significativamente somente nas maiores manchas de FOM com a utilização de contagens com raio ilimitado. Considerando-se o acréscimo de registros obtidos em cada minuto de contagem, constatou-se que tanto nas áreas de FOD quanto nas áreas de FOM, nos primeiros nove minutos de contagem foram obtidos 94.62% e 92.11% das espécies e 78.41% e 81.07% dos contatos, respectivamente. Comparações dos resultados aqui obtidos com outros estudos que avaliaram comunidades de aves em relação à área de fragmentos florestais não podem ser feitas de maneira direta em função das diferenças metodológicas de cada estudo, mas a padronização de alguns métodos e procedimentos analíticos em estudos futuros poderia contribuir para a identificação de padrões de ocupação de espécies em áreas fragmentadas.

**Palavras-chave:** pontos de contagem, método de rarefação, relação espécie-área, fragmentação florestal

## **Introdução**

Um dos métodos mais utilizados para estudos quantitativos envolvendo comunidades de aves em ecossistemas florestais tropicais é o de pontos fixos ou amostragem por pontos (BLONDEL *et al.* 1981, VIELLIARD & SILVA 1990, BIBBY *et al.* 1992, RALPH *et al.* 1995).

Para o êxito dos estudos aplicando essa metodologia é importante que se defina de forma adequada os sítios de trabalho, horário das amostragens, época do ano, número de pontos e tempo de contagem (ESQUIVEL & PERIS 2008, VOLPATO *et al.* 2009, ANJOS *et al.* 2010).

Considerando que existem variações possíveis na aplicação do método e que estas podem afetar os dados obtidos sobre a riqueza e a abundância das espécies, torna-se importante a realização de ajustes para as condições locais onde o estudo é realizado (VOLPATO *et al.* 2009, ANJOS *et al.* 2010).

Uma das questões centrais associadas à realização de contagens por pontos envolve a determinação do tempo adequado de contagem. Em muitos trabalhos realizados em regiões temperadas, constatou-se que a maioria dos registros de espécies e indivíduos é feita nos primeiros minutos de amostragem, não sendo necessário um tempo superior a 10 minutos em cada ponto (BUSKIRK & McDONALD 1995, RALPH *et al.* 1995, WELSH 1995). Nos primeiros estudos realizados no Brasil, as contagens por pontos tinham, em sua maioria, duração de 20 minutos (*e.g.* VIELLIARD & SILVA 1990, ALEIXO & GALETTI 1997, ALEIXO 1999, ANJOS & BOÇON 1999, ANJOS 2001), pois acreditava-se que contagens inferiores a 20 minutos poderiam subestimar espécies raras ou pouco conspícuas (VIELLIARD *et al.* 2010). No entanto, a partir do final dos anos 90, levantamentos realizados principalmente na região Sudeste do Brasil (*e.g.* GOERCK 1999, MARSDEN *et al.* 2001) constataram que contagens por ponto com duração entre 8 e 15 minutos mostravam-se bastante eficientes, considerando os objetivos propostos em cada estudo.

Além da avaliação do tempo de amostragem, outras análises em ambientes florestais foram realizadas a partir dos anos 2000, como a variação no registro de aves ao longo do dia, diferenças entre guildas tróficas e diferentes alturas de forrageamento, número de pontos de contagem por área, número de amostragens necessárias, utilização de pontos com raio fixo ou ilimitado e influência da sazonalidade associada ao período reprodutivo nas contagens (e.g. PETIT *et al.* 1995, MACNALLY & HORROCKS 2002, PAGEN *et al.* 2002, THOMPSON 2002, ANTUNES 2008, ESQUIVEL & PERIS 2008, VOLPATO *et al.* 2009, ANJOS *et al.* 2010). Um outro aspecto importante é a utilização do método de rarefação para avaliar os efeitos da abundância e do esforço de amostragem sobre a riqueza de espécies (GOTELLI & COLWELL 2001).

Mesmo em um estudo duradouro e com a utilização de metodologias apropriadas, a determinação precisa do número de espécies de uma área pode ser uma tarefa muito difícil de ser alcançada. Na maioria das vezes chegamos a uma estimativa da diversidade na área e, a partir desta, podemos sugerir hipóteses sobre os mecanismos que geram um determinado padrão (MELO 2008), analisar a relação espécie-área e avaliar as consequências provenientes da fragmentação florestal.

Muitas questões ligadas à ecologia, biologia da conservação e biogeografia estão relacionadas aos efeitos de processos naturais ou antropogênicos sobre fragmentos, manchas ou ilhas (MACNALLY & HORROCKS 2002). Em geral, estudos ornitológicos realizados em fragmentos florestais indicam que áreas pequenas são menos diversas do que áreas maiores (WILLIS 1979, CHRISTIANSEN & PITTEK 1997, ANJOS & BOÇON 1999, ANJOS 2001). Por vezes, a riqueza e abundância podem até permanecer em níveis similares, mas a composição da comunidade de aves varia, sendo que espécies oportunistas se tornam



abundantes a partir da expansão do nicho ecológico em pequenos fragmentos, um fenômeno conhecido como densidade compensatória (ANJOS 2001, LAPS *et al.* 2003). O objetivo do presente estudo é avaliar a influência de variações de parâmetros metodológicos durante o uso do método de amostragem por pontos. Esta avaliação é desenvolvida em fragmentos e manchas florestais da porção austral da mata atlântica. Quatro parâmetros foram testados: (1) variação do tempo de amostragem, (2) variação do raio de amostragem, (3) acréscimo de uma segunda amostragem e (4) a comparação da riqueza de espécies com e sem a utilização de método de rarefação.

### **Material e Métodos**

O estudo foi realizado no Bioma Mata Atlântica, em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa de planície – FOD (Mata Atlântica *stricto sensu*) localizados entre os municípios de Osório, no Rio Grande do Sul, e Santa Rosa do Sul, em Santa Catarina, e em manchas de Floresta Ombrófila Mista – FOM (Floresta com Araucária), localizadas nos municípios de São Francisco de Paula e Cambará do Sul, no Rio Grande do Sul (Fig. 1, Tab. I).

A identificação das áreas de amostragem foi realizada, inicialmente, a partir da análise de imagens de satélite disponíveis no programa Google Earth. Foram selecionados fragmentos de FOD totalmente inseridos em área de planície e manchas de FOM totalmente inseridas no planalto, obedecendo-se uma distância mínima de 2 km entre as áreas de amostragem. Posteriormente, foi efetuada uma avaliação em campo, considerando aspectos como acesso, segurança, manutenção das características ambientais da área ao longo do tempo e integridade biótica da área. Foram amostradas 32 áreas florestais, sendo 16 em FOD, variando entre 5.1 ha e 145.7 ha, e 16 em FOM, variando de 2.4 a 115.6 ha (Fig. 1, Tab. I).

Foram testados dois raios: (1) até 50 m e (2) além dos 50 m. A utilização de apenas dois raios foi decorrente da densidade da vegetação nos fragmentos de FOD, já que em áreas com vegetação muito fechada existem limitações para estimativas acuradas de distância (ALLDREDGE *et al.* 2007c), e da inclusão de áreas muito pequenas na amostragem, fazendo com a distância do centro do ponto de contagem até a borda da floresta não fosse superior a 50 m. Durante as amostragens cada indivíduo era registrado em uma ficha padrão, informando-se o horário e o raio onde ocorria o primeiro registro. Foi realizado um treinamento prévio para calibragem da distância da ave registrada em relação ao observador (JKFMJr).

As contagens tiveram duração de 15 minutos e estenderam-se desde 15 minutos após o nascer do sol a, no máximo, três horas e meia depois. As amostragens foram realizadas sempre em dias sem precipitação pluviométrica e sem vento que prejudicasse a audição no interior da floresta ou alterasse o comportamento das aves. A nomenclatura das espécies de aves segue o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2011).

As contagens foram realizadas entre novembro de 2008 e março de 2009, entre novembro de 2009 e fevereiro de 2010 e entre novembro de 2010 e fevereiro de 2011. Cada fragmento ou mancha foi amostrado duas vezes. O número de pontos em cada área florestal foi dependente do tamanho do fragmento/mancha. Nas áreas menores que 20 ha apenas um ponto de contagem foi estabelecido e em áreas maiores que 20 ha três pontos de escuta foram definidos. Essa limitação foi definida a partir do tamanho das áreas selecionadas, levando em consideração o formato das mesmas e a distância mínima necessária do ponto em relação à borda (50 m) e entre diferentes pontos (200 m). O limite de três pontos por área foi estabelecido para otimizar as amostragens em diferentes fragmentos ou manchas em um mesmo dia nos horários mais adequados para o registro das aves.

Apesar do número de pontos estar condicionado ao tamanho das áreas, também foi avaliado o efeito do esforço amostral em relação ao tamanho das áreas através da padronização do tempo de amostragem em cada fragmento/mancha, adaptando-se a metodologia utilizada por MACNALLY & HORROCKS (2002). A primeira contagem realizada nas áreas menores foi sucedida por mais duas no mesmo ponto, com 5 a 10 minutos de intervalo entre as contagens. Nas áreas maiores cada uma das contagens nos três pontos foi realizada apenas uma vez. Dessa forma, o tempo total gasto em contagens, por amostragem, em cada fragmento ou mancha foi de 45 minutos.

Durante as contagens, foram consideradas as aves registradas visual ou auditivamente que estivessem utilizando efetivamente a área. Cada registro foi considerado como um contato, considerando-se contato como a presença de um indivíduo, casal ou grupo de indivíduos de uma mesma espécie no raio de detecção do ponto.

Variações na riqueza de espécies e na abundância de aves em contagens com raio limitado (50 m) e raio ilimitado e com uma e duas amostragens foram avaliadas em relação ao tamanho dos fragmentos e manchas estudados através de regressões lineares, sendo utilizado para tanto o programa R versão 2.7.0 (<http://www.r-project.org>). As análises envolvendo riqueza de espécies foram feitas com e sem a utilização de método de rarefação baseado no número de indivíduos, a partir do número de contatos obtidos em cada método (uma e três contagens; uma e duas amostragens) com a utilização programa Past v.1.84 (HAMMER *et al.* 2008). Para comparação dos valores de riqueza bruta e riqueza rarefeita entre si nas áreas de FOD e FOM, foram realizadas ANOVAs com aleatorização, utilizando-se Distância Euclidiana como medida de semelhança e 1000 permutações (PILLAR & ORLÓCI 1996 e TORRES *et al.* 2010), com o emprego do programa Multiv v.2.63b (PILLAR 2009).

Para comparar a diferença no número de contatos de cada espécie até 50 m e além de 50 m, realizou-se teste G com a utilização do programa BioEstat 5.3 (AYRES *et al.* 2007). Para essa análise utilizou-se o somatório de contatos de cada espécie nas duas faixas de contagem em todas as amostragens.

Para estimar o tempo mínimo de amostragem em cada ponto foi realizada uma análise de Regressão Linear “Piecewise”, onde se busca identificar o ponto de melhor relação entre as variáveis consideradas, que aqui são o tempo de contagem dividido em intervalos de um minuto e o número de contatos e de espécies em cada intervalo. Para esta análise foi utilizado o pacote estatístico Statistica v. 7 (STATSOFT 2004).

## **Resultados**

Durante as contagens por pontos fixos foram registradas 93 espécies e 1.204 contatos na FOD e 76 espécies e 1.352 contatos na FOM (Tab. II). Quanto ao tempo de contagem nos pontos, com a realização de apenas uma contagem nas áreas menores que 20 ha e três contagens nas áreas maiores, a riqueza diferiu significativamente em relação ao tamanho das áreas com uma ou duas amostragens tanto na FOD quanto na FOM. Com a realização de três contagens por amostragem em cada área, não houve diferença significativa da riqueza em relação ao tamanho das áreas, independentemente da realização de uma ou duas amostragens em cada área (Tab. III).

Avaliando-se o número de espécies registradas em cada área nos dois raios de contagem, considerando três contagens em todos os fragmentos e manchas e duas amostragens em cada área, verificou-se um acréscimo de espécies com a adoção do raio com distância ilimitada. Entretanto, considerando a variação no tamanho das áreas amostradas, incluindo-se áreas muito pequenas, registramos para as manchas de FOM, que a utilização de pontos

com raio ilimitado fez com que o número de espécies aumentasse significativamente com o tamanho das manchas ( $R^2 = 0.253$ ;  $F = 6.08$ ;  $p = 0.03$ ). Quando consideramos apenas os registros obtidos no raio de 50 m, essa relação entre o número de espécies e o tamanho das áreas não foi significativa (Tab. III). Nos fragmentos de FOD, não houve diferença significativa no número de espécies nas contagens com raio ilimitado ( $R^2 = 0.012$ ;  $F = 1.19$ ;  $p > 0.05$ ) ou com raio fixo de 50 m (Tab. III).

Um total de 52 espécies, sendo 26 em cada uma das formações, apresentou diferença significativa na soma de contatos obtidos até 50 m e além dos 50 m. À exceção de *Leptotila verreauxi*, tanto na FOD como na FOM, e *Patagioenas picazuro*, na FOM, todas as demais espécies tiveram um número maior de registros no somatório das contagens até 50 m, podendo indicar forte influência da perda de detectabilidade com o aumento do raio de contagem (Tab. II).

Para se avaliar o efeito do número de contatos obtido em cada contagem sobre a riqueza de espécies de cada área, as análises foram refeitas com a utilização de riqueza rarefeita. Em nenhuma dessas análises a variação na riqueza rarefeita em relação ao tamanho das áreas foi significativa (Tab. III). Contrastando a riqueza obtida nos diferentes métodos (uma ou três contagens, uma ou duas amostragens e riqueza bruta e riqueza rarefeita) verifica-se que existem diferenças significativas na grande maioria dos casos (Tab. IV).

Considerando os resultados acima descritos quanto ao raio de contagem nos pontos e o número de pontos por área, para avaliação do acúmulo de espécies e contatos ao longo do tempo de amostragem nos pontos, foram considerados pontos com raio máximo de 50 m, duas amostragens em cada área e três contagens por amostragem.

A partir das análises de Regressão “Piecewise” obteve-se que os pontos de corte são obtidos com seis minutos para a riqueza e com oito minutos para o número de contatos nas

áreas de FOD e com nove minutos para detecção da riqueza e oito minutos para o número de contatos nas áreas de FOM. Considerando-se os contatos com aves obtidos em cada minuto, constatou-se que tanto nas áreas de FOD quanto nas áreas de FOM, nos primeiros nove minutos de contagem foram obtidos 94.62% e 92.11% das espécies e 78.41% e 81.07% dos contatos, respectivamente (Tab. V).

Catorze espécies consideradas ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul (MARQUES *et al.* 2002) foram registradas nas contagens (Tab. II), sendo que destas, *Amazona pretrei* e *Phylloscartes kronei* também encontram-se ameaçadas em nível nacional (MMA 2003).

Dentre as espécies ameaçadas, *Herpetotheres cachinnans* e *P. kronei*, registradas apenas uma única vez nos fragmentos de FOD, foram detectadas somente além dos nove minutos de contagem. Outras três espécies nos fragmentos de FOD (*Mionectes rufiventris*, *Elaenia flavogaster* e *Sicalis flaveola*) e seis nas manchas de FOM (*Theristicus caudatus*, *Chlorostilbon lucidus*, *Batara cinerea*, *Hypoedaleus guttatus*, *Poospiza nigrorufa* e *Gnorimopsar chopi*), todas registradas apenas uma única vez, foram detectadas somente além dos nove minutos de contagem.

## **Discussão**

Vimos no presente estudo que variações metodológicas e analíticas podem modificar a interpretação de resultados relacionados à riqueza e abundância de espécies em fragmentos e manchas florestais de diferentes tamanhos. Nesse sentido, a padronização do tempo teve um efeito mais robusto do que o acréscimo de uma segunda amostragem em todas as áreas amostradas.

Para FIELD *et al.* (2002) a realização de amostragens em dias diferentes são mais eficazes que a realização de amostragens em um único dia para se obter a riqueza de aves de uma

área. Segundo ESQUIVEL & PERIS (2008), novas espécies de aves foram acrescentadas em cada amostragem mesmo após a realização de oito contagens em uma área florestal do Paraguai, entretanto houve uma diminuição importante na taxa de novas espécies a partir da quarta campanha. A realização de uma nova expedição foi importante para melhor avaliação da riqueza de cada área amostrada em nosso estudo. Mais do que acrescentar novas espécies, a realização de uma ou duas novas expedições pode levar a uma melhor compreensão da comunidade de aves e sobre a permanência de cada espécie nas áreas. Quanto ao tempo de contagem nos pontos, os resultados obtidos no presente estudo sugerem que, assim como constatado na Mata Atlântica do Paraguai (ESQUIVEL M. & PERIS 2008), em regiões temperadas (BUSKIRK & McDONALDS 1995, GATES 1995, PETIT *et al.* 1995) e na Amazônia peruana (HASELMAYER & QUINN 2000), contagens com duração de até 10 minutos podem ser adequadas para estudos envolvendo a comunidade de aves em uma variedade de situações ambientais. No presente estudo, 5.4% das espécies registradas nas áreas de FOD e 7.9% das espécies registradas nas áreas de FOM foram detectadas somente além dos nove minutos, mas considerando os objetivos propostos, não houve interferência nos resultados com a exclusão das mesmas.

O estabelecimento de contagens mais curtas pode favorecer a realização de um número maior de pontos, como defendido por WELSH (1995) e SMITH *et al.* (1995), fato que pode levar a uma maior eficiência na detecção de novas espécies. Essa situação pode ser particularmente interessante em casos de amostragens em ambientes heterogêneos ou em situações com disponibilidade de tempo muito curta. Entretanto, a possibilidade de utilização de contagens mais curtas deve considerar sempre as particularidades e objetivos de cada estudo, as perguntas a serem respondidas e questões logísticas.

A partir dessa avaliação geral, pode-se constatar a necessidade de realizar contagens com tempo superior a nove minutos. Estudos avaliando essencialmente espécies raras, pouco conspícuas, que avaliem a comunidade de aves ou que busquem a comparação prioritariamente da riqueza entre diferentes áreas, podem considerar a realização de contagens com 15 minutos, especialmente se houver limitações para realizar amostragens adicionais. Os resultados obtidos no presente estudo podem subsidiar também contagens realizadas em trabalhos rápidos de consultoria para que as comunidades de aves sejam melhor avaliadas.

Estudos enfocando a densidade de espécies de aves tem destacado a necessidade de se incorporar às análises uma avaliação da detectabilidade dos indivíduos durante as contagens, já que a obtenção dos registros pode ser influenciada pela distância da ave em relação ao observador, características físicas e comportamentais das espécies, estrutura do habitat, condições meteorológicas, perturbações sonoras externas, diferentes capacidades entre observadores e período do ano e do dia (ALLDREDGE *et al.* 2007 a, b). Como no presente estudo trabalhamos com a abundância relativa das espécies registradas, não incluímos uma avaliação específica de detectabilidade, mas as diferenças de registro para muitas espécies entre os raios considerados mostra a importância de inclusão dessa análise. Mostramos que em estudos que avaliam áreas de distintos tamanhos, incluindo áreas muito pequenas, é importante considerar a utilização de contagens com raio definido, já que, como visto nas áreas de Floresta Ombrófila Mista, a utilização de contagens com raio ilimitado favorece o registro de um número maior de espécies principalmente as áreas maiores (Tabs. II, III). Além disso, a delimitação de raio permite uma maior uniformização na capacidade de detecção de espécies que vocalizam em tons mais baixos e aquelas que são audíveis a distâncias maiores. Entretanto, essa abordagem deve ser tratada com cautela



em levantamentos que utilizam raios de contagem muito curtos, pois aí se incorporam mais fortemente questões relacionadas à reação negativa de algumas espécies frente à proximidade do pesquisador.

Comparações dos resultados aqui obtidos com outros estudos que avaliaram comunidades de aves em relação à área de fragmentos florestais não podem ser feitas de maneira direta, pois não há padronização do tempo de amostragem em função da área do fragmento e a riqueza apontada para cada área é o número efetivo de espécies registradas durante as contagens, não sendo utilizada a riqueza rarefeita na quase totalidade dos casos. Mais do que a simples comparação com outros estudos similares, a avaliação quanto às possibilidades de padronização de alguns métodos e procedimentos analíticos em estudos futuros poderia contribuir para a identificação de padrões de ocupação de espécies em áreas fragmentadas e também com a priorização de ações conservacionistas. Sabe-se que os padrões de atividade das aves podem variar entre diferentes comunidades e essas diferenças podem ocorrer também ao longo de gradientes altitudinais e sucessionais (BLAKE 1992, ANTUNES 2008), sendo que a abordagem realizada no presente estudo poderia ser incentivada nas referidas situações.

### **Agradecimentos**

À CAPES pela bolsa de doutorado concedida a Jan Karel F. Mähler Jr. Ao CNPq pelas bolsas de produtividade a Luiz dos Anjos e Sandra M. Hartz (processo no. 306816/2010-5). Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS por todo auxílio logístico e financeiro.

Ao CNPq pelos recursos disponibilizados à Sandra Maria Hartz em Edital Universal (processo no. 476687/2007-1) para realização do projeto.

A Cristiano E. Rovedder, Samuel L. Oliveira, Paola Stumpf, Luiz Fernando de Souza, Clarissa H. Britz, Giuliano Brusco e Alan Bolzan pelo auxílio durante as expedições a campo. A André Mendonça-Lima e Cibele B. Indrusiak pelas sugestões ao manuscrito.

### **Referências Bibliográficas**

ALEIXO, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. **The Condor** **101**: 537-548.

ALEIXO, A. & M. GALETTI. 1997. The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic forest in south-east Brazil. **Bird Conservation International** **7**: 235-261.

ALLDREDGE, M.W.; K.H. POLLOCK; T.R. SIMONS; J.A. COLLAZO & S.A. SHRINER. 2007a. Time-of-detection method for estimating abundance from point-counts surveys. **AUK** **124** (2): 653-664.

ALLDREDGE, M.W.; T.R. SIMONS & K.H. POLLOCK. 2007b. Factors affecting aural detections of songbirds. **ECOLOGICAL APPLICATIONS** **17** (3): 948-955.

ALLDREDGE, M.W.; T.R. SIMONS & K.H. POLLOCK. 2007c. A field evaluation of distance measurement error in auditory avian point count surveys. **J. WILDLIFE MANAGE.** **71**: 2759-2766.

ANJOS, L. 2001. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in Southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, **12**: 11-27.

ANJOS, L. & R. BOÇON. 1999. Bird communities in natural forest patches in Southern Brazil. **WILSON BULL.** **111** (3): 397-414.

ANJOS, L.; G.H. VOLPATO; L.B. MENDONÇA; P.P. SERAFINI; E.V. LOPES; R. BOÇON; E.S. SILVA & M.V. BISHEIMER. 2010. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal; uma análise comparativa baseada em dados empíricos, p. 63-76. *In*:

S.VON MATTER, F.C. STRAUBE, I. ACCORDI, V. PIACENTINI & J.F. CÂNDIDO-JR. (ORGS.). **Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro, Technical Books, 516 p.

ANTUNES, A.Z. 2008. Diurnal and seasonal variability in bird counts in a forest fragment in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** **25** (2): 228-237.

AYRES, M.; M. AYRES JR.; D.L AYRES & A.A.S. SANTOS. 2007. BioEstat v. 5.3 – aplicações estatísticas nas áreas das ciências Bio-Médicas. [www.mamiraua.org.br](http://www.mamiraua.org.br).

BIBBY, C.J.; N.D. BURGESS & D.A. HILL. 1992. **Bird census techniques**. London, Academic Press, 257 p.

BLONDEL, J.; C. FERRY & B. FROCHOT. 1981. Point counts with unlimited distance. **Stud. Avian Biol.** **6**: 414-420.

BUSKIRK, W.H. & J.L. McDONALD. 1995. Comparison of point count sampling regimes for monitoring forest birds, p. 25-34. *In*: C.J. RALPH, J.R. SAUER & S. DROEGE (EDS.). **Monitoring bird populations by point counts**. Albany, California, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 187 p.

CBRO – COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. 2011. Lista das aves do Brasil. Disponível em [www.cbro.org.br](http://www.cbro.org.br). Acesso em: março de 2011.

CHRISTIANSEN, M. B. & E. PITTER. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. **Biological Conservation** **80**: 23-32.

ESQUIVEL M., A. & S. PERIS. 2008. Influence of time of day, duration and number of counts sampling of birds in an Atlantic forest of Paraguay. **Ornitologia Neotropical** **19**: 229-242.

FIELD, S.A.; A.J. TYRE & H.P. POSSINGHAM. 2002. Estimating species richness: how should repeat surveys be organized in time? **Austral Ecology** **27**: 624-629.

GATES, J.E. 1995. Point Count Modifications and Breeding Bird Abundances in Central Appalachian Forests, p. 135-144. *In*: C.J. RALPH, J.R. SAUER & S. DROEGE (EDS.). **Monitoring bird populations by point counts**. Albany, California, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 187 p.

GOERCK, J. M. 1999. Distribution of birds along an elevational gradient in the Atlantic forest of Brazil: implications for the conservation of endemic and endangered species. **Bird Conservation International** **9**: 235-253.

GOTELLI, N.J. & R.K. COLWELL. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters** **4**: 379-391.

HAMMER, O.; D.A.T. HARPER; P.D. RYAN. 2008. **PAST 1.84: Paleontological Statistics software package for education and data analysis**. Paleontological Electronica 4 (1).

HASELMAYER, J. & J.S. QUINN. 2000. A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in Amazonian southeast Peru. **The Condor** **102**: 887-893.

LAPS, R.R.; P.H.C. CORDEIRO; D. KAJIWARA; R. RIBON; A.A.F. RODRIGUES & A. UEJIMA. 2003. Aves, p. 153-181. *In*: D.M. Rambaldi & D.A.S. de Oliveira (orgs.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília, DF, Ministério do Meio Ambiente, 510 p.

MCNALLY, R. & G. HORROCKS. 2002. Proportionate spatial and equal-time sampling of mobile animals: A dilemma for inferring areal dependence. **Austral Ecology** **27**: 405-415.

MARQUES, A.A.B.; C.S. FONTANA; E. VÉLEZ; G.A. BENCKE; M. SCHNEIDER & R. E. REIS. 2002. **Lista de Referência da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul**. Decreto no 41.672, de 10 junho de 2002. Porto Alegre, FZB/MCT-PUCRS/PANGEA, Publicações Avulsas FZB, 11, 52 p.

- MARSDEN, S.J.; M. WHIFFIN & M. GALETTI. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodivers. Conserv.** **10**: 737-751.
- MELO, A. S. 2008. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotrop.** **8** (3): 21-27.
- MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). 2003. Instrução Normativa nº 3, de 27 de maio de 2003. Lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 28 de maio de 2003.
- PAGEN, R.W.; F.R. THOMPSON III & D.E. BURHANS. 2002. A comparison of point-count and mist-net detections of songbirds by habitat and time-of-season. **Journal of Field Ornithology** **73**: 53-59.
- PETIT, D.R.; L.J. PETIT; V.A. SAAB & T.E. MARTIN. 1995. Fixed-Radius Point Counts in Forests: Factors Influencing Effectiveness and Efficiency, p. 49-56. *In*: C.J. RALPH, J.R. SAUER & S. DROEGE (EDS.). **Monitoring bird populations by point counts**. Albany, California, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 187 p.
- PILLAR, V. & L. ORLÓCI. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. **Journal of Vegetation Science** **7**: 585-592.
- PILLAR, V. 2009. **MULTIV: Multivariate Exploratory Analysis: Randomization Testing and Bootstrap Resampling 2.63 beta**. Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil. Disponível em <<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>>.

SAUER & S. DROEGE (EDS.). **Monitoring bird populations by point counts**. Albany, California, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 187 p.

SMITH, W.P.; D.J. TWEDT; R.J. COOPER; D.A. WIEDENFELD; P.B. HAMEL & R.P. FORD. 1995. Sample size and allocation of effort in point count sampling of bottomland hardwood forests, p. 7-17. *In*: C.J. RALPH, J.R. SAUER & S. DROEGE (EDS.). **Monitoring bird populations by point counts**. Albany, California, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 187 p.

RALPH, C.J.; S. DROEGE & J.R. SAUER. 1995. Managing and Monitoring Birds Using Point Counts: Standards and Applications, p. 161-168. *In*: C.J. RALPH, J.R. SAUER & S. DROEGE (EDS.). **Monitoring bird populations by point counts**. Albany, California, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 187 p.

STATSOFT. 2004. Statistica (data analysis software system) v. 7. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).

THOMPSON, W. L. 2002. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. **Auk** **119**: 18-25.

TORRES, P.S.; M.B. QUAGLINO & V.D. PILLAR. 2010. Properties of a randomization test for multifactor comparisons of groups. **J. Stat. Comput. Simul.** **80**: 1131-1150.

VIELLIARD, J. & W.R. SILVA. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados do interior do Estado de São Paulo, Brazil. **Anais do IV Encontro Nacional dos Anilhadores de Aves**. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife: 117-151.

VIELLIARD, J.M.E.; M.E.C. ALMEIDA; L. ANJOS & W.R. SILVA. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA), p. 47-60. *In*:

S.VON MATTER, F.C. STRAUBE, I. ACCORDI, V. PIACENTINI & J.F. CÂNDIDO-JR. (ORGS.).  
**Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento.** Rio  
de Janeiro, Technical Books, 516 p.

VOLPATO, G.H.; E.V. LOPES; L.B. MENDONÇA; R. BOÇON; M.V. BISHEIMER; P.P. SERAFINI  
& L. ANJOS. 2009. The use of the point count method for bird survey in the Atlantic forest.  
**Zoologia 26** (1): 74-78.

WELSH, D.A. 1995. An Overview of the Forest Bird Monitoring Program in Ontario,  
Canada, p. 93-97. *In*: C.J. RALPH, J.R. SAUER & S. DROEGE (EDS.). **Monitoring bird  
populations by point counts.** Albany, California, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149, Pacific  
Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 187 p.

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

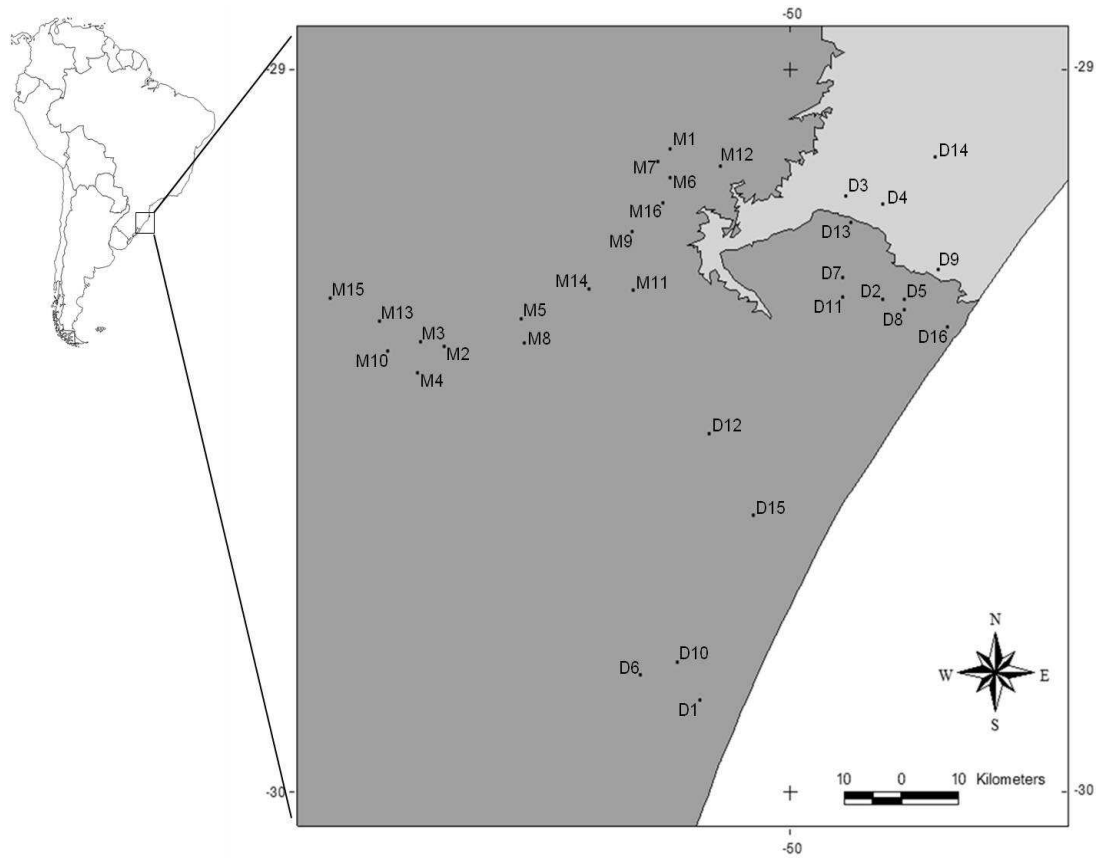


Figura 1: Localização da região de estudo na América do Sul e indicação de localização das manchas e fragmentos estudados nos estados do Rio Grande do Sul (cinza escuro) e Santa Catarina (cinza claro). M – áreas de Floresta Ombrófila Mista. D – áreas de Floresta Ombrófila Densa.



Tabela I: Coordenadas geográficas dos 16 fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (D) e das 16 manchas de Floresta Ombrófila Mista (M) amostradas com suas respectivas áreas.

Áreas	Coordenadas	Tamanho (ha)
D1	29° 53' 04.10'' S / 50° 09' 00.17'' W	5.1
D2	29° 19' 27.06'' S / 49° 51' 31.66'' W	6.2
D3	29° 10' 55.79'' S / 49° 55' 20.06'' W	6.6
D4	29° 11' 17.00'' S / 49° 51' 24.51'' W	6.7
D5	29° 19' 01.44'' S / 49° 49' 36.58'' W	7.4
D6	29° 50' 40.92'' S / 50° 14' 12.46'' W	9.0
D7	29° 17' 23.57'' S / 49° 55' 02.28'' W	14.2
D8	29° 20' 32.75'' S / 49° 49' 31.31'' W	21.3
D9	29° 16' 58.02'' S / 49° 46' 04.43'' W	28.9
D10	29° 49' 43.08'' S / 50° 10' 54.01'' W	30.0
D11	29° 19' 05.77'' S / 49° 55' 16.84'' W	32.8
D12	29° 30' 52.25'' S / 50° 07' 44.62'' W	39.2
D13	29° 13' 26.48'' S / 49° 54' 35.44'' W	42.8
D14	29° 07' 11.08'' S / 49° 46' 54.10'' W	128.8
D15	29° 38' 00.84'' S / 50° 03' 18.32'' W	141.8
D16	29° 21' 53.44'' S / 49° 45' 47.71'' W	145.7
M1	29° 06' 48.93'' S / 50° 11' 39.24'' W	2.4
M2	29° 23' 27.31'' S / 50° 32' 30.22'' W	3.2
M3	29° 22' 40.99'' S / 50° 34' 32.18'' W	4.7
M4	29° 26' 01.51'' S / 50° 35' 29.62'' W	4.7
M5	29° 21' 10.21'' S / 50° 25' 17.81'' W	5.8
M6	29° 08' 44.68'' S / 50° 11' 37.31'' W	7.8
M7	29° 07' 41.65'' S / 50° 12' 25.98'' W	9.8
M8	29° 22' 47.15'' S / 50° 25' 23.64'' W	10.8
M9	29° 13' 48.02'' S / 50° 14' 48.48'' W	21.7
M10	29° 23' 32.07'' S / 50° 37' 36.47'' W	48.8
M11	29° 18' 40.48'' S / 50° 15' 12.73'' W	49.9
M12	29° 07' 30.88'' S / 50° 06' 51.85'' W	53.6
M13	29° 19' 10.64'' S / 50° 43' 06.02'' W	72.3
M14	29° 18' 36.45'' S / 50° 19' 09.90'' W	87.0
M15	29° 21' 06.09'' S / 50° 38' 37.61'' W	113.0
M16	29° 11' 37.64'' S / 50° 12' 17.06'' W	115.6

Tabela II: Total de contatos de cada espécie nos dois raios de contagem (até 50 m do centro do ponto; e além de 50 m do centro do ponto). FOD- Floresta Ombrófila Densa. FOM- Floresta Ombrófila Mista. Em negrito encontram-se as espécies ameaçadas de extinção, segundo MARQUES *et al.* (2002) e/ou MMA (2003). Diferença significativa no número de contatos até 50 m e além de 50 m com  $p < 0.01$  em FOD (\*\*) e FOM (††). Diferença significativa no número de contatos até 50 m e além de 50 m com  $p < 0.05$  em FOD (\*) e FOM (†).

Espécies	FOD		FOM	
	25-50	> 50	25-50	> 50
Tinamiformes				
Tinamidae				
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	2	7	6	6
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	0	1	0	0
Galliformes				
Cracidae				
<i>Ortalis guttata</i> (Spix, 1825)	10	11	0	0
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	0	0	3	1
Pelecaniformes				
Ardeidae				
<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)	1	0	0	0
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	0	0	3	0
Threskiornithidae				
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	0	0	2	0
Cathartiformes				
Cathartidae				
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	0	0	7	0
Accipitriformes				
Accipitridae				
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	3	0	5	0
Falconiformes				
Falconidae				
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	0	1	0	0
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	0	0	0	1
<b><i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Gruiformes				
Rallidae				
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	4	10	5	4
<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	0	1	0	0
Columbiformes				

Espécies	FOD		FOM	
	25-50	> 50	25-50	> 50
<b>Columbidae</b>				
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)*	1	11	11	4
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	3	2	1	0
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855*†	28	67	9	29
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	0	7	0	0
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)	3	4	0	0
<b>Psittaciformes</b>				
<b>Psittacidae</b>				
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	0	0	3	0
<i>Pionopsitta pileata</i> (Scopoli, 1769)	0	0	1	0
<b><i>Amazona pretrei</i> (Temminck, 1830)</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>1</b>
<i>Trichilaria malachitacea</i> (Spix, 1824)	0	1	0	0
<b>Cuculiformes</b>				
<b>Cuculidae</b>				
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)*	11	1	0	0
<i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817	1	1	0	0
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	2	1	0	0
<b>Apodiformes</b>				
<b>Trochilidae</b>				
<i>Stephanoxis lalandi</i> (Vieillot, 1818)	0	0	2	0
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	0	0	1	0
<i>Hylocharis chrysura</i> (Shaw, 1812)	5	0	0	0
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	7	0	0	0
<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)	0	0	5	0
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	7	0	0	0
<b>Trogoniformes</b>				
<b>Trogonidae</b>				
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	1	1	3	0
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788	0	0	0	1
<b>Piciformes</b>				
<b>Ramphastidae</b>				
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766	1	0	0	0
<b>Picidae</b>				
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845*	22	1	0	0
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)**	12	3	18	9
<i>Piculus aurulentus</i> (Temminck, 1821)†	0	0	11	1
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	1	0	3	0
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)††	0	0	13	5
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	19	15	0	0
<b>Passeriformes</b>				
<b>Thamnophilidae</b>				
<b><i>Myrmeciza squamosa</i> Pelzeln, 1868*</b>	<b>16</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b><i>Myrmotherula unicolor</i> (Ménétrières, 1835)</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)*	25	2	0	0
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816*††	27	4	16	6
<i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)	6	0	1	0
<i>Batara cinerea</i> (Vieillot, 1819)	0	0	1	0
<b><i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

Espécies	FOD		FOM	
	25-50	> 50	25-50	> 50
Conopophagidae				
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)*	28	1	0	0
Rhinocryptidae				
<b><i>Eleoscytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Scytalopus speluncae</i> (Ménétrières, 1835)	0	0	4	0
Formicariidae				
<b><i>Formicarius colma</i> Boddaert, 1783</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	0	1	0	0
Dendrocolaptidae				
<b><i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	3	0	7	0
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)*	22	3	3	1
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> (Cabanis & Heine, 1859)†	5	0	60	12
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	7	4	4	2
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	0	0	2	0
Furnariidae				
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	0	6	1	3
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	0	0	7	0
<b><i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)	0	0	5	0
<i>Heliobletus contaminatus</i> Berlepsch, 1885	1	0	14	0
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> (Lafresnaye, 1832)†	4	0	31	2
<i>Leptasthenura striolata</i> (Pelzeln, 1856)†	0	0	12	1
<i>Leptasthenura setaria</i> (Temminck, 1824)†	0	0	64	29
<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i> (Wied, 1821)	1	0	0	0
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	5	0	0	0
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	3	5	0	0
<i>Cranioleuca obsoleta</i> (Reichenbach, 1853)	2	0	31	0
Pipridae				
<b><i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)*	61	17	0	0
Tityridae				
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	13	7	0	0
<i>Pachyramphus viridis</i> (Vieillot, 1816)	0	0	1	0
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)*†	22	3	22	1
Cotingidae				
<b><i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817)</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>
Tyrannoidea				
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818*	35	2	0	0
Rhynchocyclidae				
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846	1	0	0	0
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	3	0	0	0
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)	8	0	53	0
<b><i>Phylloscartes kronei</i> Willis &amp; Oniki, 1992</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	11	0	3	0
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)*	13	2	0	0
<i>Hemitriccus orbitatus</i> (Wied, 1831)	3	0	0	0
Tyrannidae				

Espécies	FOD		FOM	
	25-50	> 50	25-50	> 50
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)**††	26	12	8	1
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	1	0	0	0
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)†	0	2	148	2
<i>Elaenia obscura</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	0	0	7	2
<i>Phyllomyias virescens</i> (Temminck, 1824)	0	0	15	0
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	0	0	20	0
<b><i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	1	3	0	0
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859**†	8	1	67	6
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)*††	70	32	29	16
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)†	12	5	23	6
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819*††	16	1	11	2
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	0	0	1	0
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	1	0	3	0
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	1	0	0	0
<b><i>Cnemotriccus f. fuscatus</i> (Wied, 1831)</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)*	43	4	26	0
<i>Knipolegus cyanirostris</i> (Vieillot, 1818)	0	0	7	0
Vireonidae				
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)†	13	6	41	18
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)†	5	0	72	3
Corvidae				
<i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818)	0	0	20	18
Troglodytidae				
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823†	15	0	12	2
Turdidae				
<i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818	2	0	0	0
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818†	32	20	60	19
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	1	1	0	0
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	5	1	3	0
<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887)††	1	1	8	2
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818*	19	3	13	0
Coerebidae				
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)*	17	1	0	0
Thraupidae				
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	11	12	2	3
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)*	14	1	0	0
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)*††	26	6	8	1
<i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)*	11	1	0	0
<i>Tangara preciosa</i> (Cabanis, 1850)†	4	0	41	1
<i>Stephanophorus diadematus</i> (Temminck, 1823)†	0	0	17	3
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)†	2	0	49	1
Emberezidae				
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	3	2	38	0
<i>Poospiza nigrorufa</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	0	0	1	0
<i>Poospiza cabanisi</i> Bonaparte, 1850	0	0	6	0
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	1	0	0	0
Cardinalidae				

Espécies	FOD		FOM	
	25-50	> 50	25-50	> 50
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)*	37	9	0	0
Parulidae				
<i>Parula pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)*†	96	3	88	6
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	5	1	0	0
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)*	105	1	0	0
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Vieillot, 1817)†	5	2	31	13
Icteridae				
<i>Cacicus chrysopterus</i> (Vigors, 1825)†	0	0	12	2
<i>Icterus cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)	9	0	0	0
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	0	0	1	0
Fringillidae				
<i>Sporagra magellanica</i> (Vieillot, 1805)	0	0	1	0
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	10	4	0	0
<b><i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)*	32	2	0	0

Tabela III: Resultado das regressões lineares relacionando a riqueza de espécies, com e sem rarefação, ao tamanho das áreas amostradas.

<b>Análises</b>	<b>Floresta Ombrófila Densa</b>	<b>Floresta Ombrófila Mista</b>
Uma contagem em fragmentos/manchas menores que 20 ha e três contagens em fragmentos/manchas maiores que 20 ha; uma amostragem em cada área; raio limitado (50 m).	Riqueza $R^2= 0.338$ ; $F= 8.67$ ; $p = 0.01$  Riqueza rarefeita $R^2= 0.004$ ; $F= 1.06$ ; $p > 0.05$	Riqueza $R^2= 0.698$ ; $F= 35.69$ ; $p < 0.01$  Riqueza rarefeita $R^2= 0.132$ ; $F= 3.28$ ; $p > 0.05$
Uma contagem em fragmentos/manchas menores que 20 ha e três contagens em fragmentos/manchas maiores que 20 ha; duas amostragens em cada área; raio limitado (50 m).	Riqueza $R^2= 0.243$ ; $F= 5.82$ ; $p = 0.03$  Riqueza rarefeita $R^2= - 0.071$ ; $F= 0.0009$ ; $p > 0.05$	Riqueza $R^2= 0.620$ ; $F= 25.46$ ; $p < 0.01$  Riqueza rarefeita $R^2= 0.036$ ; $F= 1.56$ ; $p > 0.05$
Três contagens em todos os fragmentos/manchas; uma amostragem em cada área; raio limitado (50 m).	Riqueza $R^2= 0.160$ ; $F= 3.85$ ; $p > 0.05$  Riqueza rarefeita $R^2= 0.122$ ; $F= 3.09$ ; $p > 0.05$	Riqueza $R^2= 0.092$ ; $F= 2.52$ ; $p > 0.05$  Riqueza rarefeita $R^2= 0.171$ ; $F= 4.09$ ; $p > 0.05$
Três contagens em todos os fragmentos/manchas; duas amostragens em cada área; raio limitado (50 m).	Riqueza $R^2= 0.007$ ; $F= 1.1$ ; $p > 0.05$  Riqueza rarefeita $R^2= 0.053$ ; $F= 1.84$ ; $p > 0.05$	Riqueza $R^2= 0.064$ ; $F= 2.03$ ; $p > 0.05$  Riqueza rarefeita $R^2= 0.057$ ; $F= 1.90$ ; $p > 0.05$

Tabela IV: Análise de Variância (ANOVA) contrastando a riqueza obtida nas diferentes metodologias com e sem rarefação. Raio de contagem limitado em 50 m. Legenda: riqueza bruta com uma contagem em fragmentos/manchas menores que 20 ha e três contagens em fragmentos/manchas maiores que 20 ha com uma (A) e duas (B) amostragens em cada área; riqueza bruta com três contagens em todos os fragmentos/manchas com uma (C) ou duas (D) amostragens em cada área; riqueza rarefeita com uma contagem em fragmentos/manchas menores que 20 ha e três contagens em fragmentos/manchas maiores que 20 ha com uma (E) e duas (F) amostragens em cada área; riqueza rarefeita com três contagens em todos os fragmentos/manchas com uma (G) ou duas (H) amostragens em cada área. Q= soma de quadrados.

Contrastes	Floresta Ombrófila Densa	Floresta Ombrófila Mista
A X B	Q= 520.03; p= 0.011	Q= 504.03; p= 0.002
A X C	Q= 101.53; p= 0.136	Q= 84.5; p= 0.033
A X D	Q= 1225.1; p= 0.001	Q= 1116.3; p= 0.001
A X E	Q= 831.3; p= 0.001	Q= 666.03; p= 0.001
A X F	Q= 436.9; p= 0.001	Q= 266.86; p= 0.001
A X G	Q= 626.4; p= 0.001	Q= 266.69; p= 0.001
A X H	Q= 17.42; p= 0.456	Q= 9.9458; p= 0.379
B X C	Q= 162.0; p= 0.076	Q= 175.78; p= 0.004
B X D	Q= 148.78; p= 0.069	Q= 120.12; p= 0.031
B X E	Q= 2666.3; p= 0.001	Q= 2328.9; p= 0.001
B X F	Q= 1910.2; p= 0.001	Q= 1504.4; p= 0.001
B X G	Q= 2287.9; p= 0.001	Q= 1504.0; p= 0.001
B X H	Q= 727.81; p= 0.001	Q= 655.58; p= 0.001
C X D	Q= 621.28; p= 0.001	Q= 586.53; p= 0.001
C X E	Q= 1513.9; p= 0.001	Q= 1225.0; p= 0.001
C X F	Q= 959.66; p= 0.001	Q= 651.7; p= 0.001
C X G	Q= 1232.3; p= 0.001	Q= 651.42; p= 0.001
C X H	Q= 203.06; p= 0.001	Q= 152.43; p= 0.001
D X E	Q= 4074.8; p= 0.001	Q= 3506.8; p= 0.001
D X F	Q= 3125.2; p= 0.001	Q= 2474.7; p= 0.001
D X G	Q= 3603.6; p= 0.001	Q= 2474.2; p= 0.001
D X H	Q= 1534.7; p= 0.001	Q= 1337.0; p= 0.001
E X F	Q= 62.888; p= 0.001	Q= 89.713; p= 0.001
E X G	Q= 14.472; p= 0.001	Q= 89.814; p= 0.001
E X H	Q= 608.05; p= 0.001	Q= 513.2; p= 0.001
F X G	Q= 17.024; p= 0.001	Q= 2.8124 e-05; p= 0.995



<b>Contrastes</b>	<b>Floresta Ombrófila Densa</b>	<b>Floresta Ombrófila Mista</b>
F X H	Q= 279.84; p= 0.001	Q= 173.77; p= 0.001
G X H	Q= 434.9; p= 0.001	Q= 173.63; p= 0.001

Tabela V: Total cumulativo de espécies (Spp) e de contatos (Cont) ao longo do tempo de contagem nos pontos. Dados considerando três contagens em cada área, duas amostragens e raio limitado (50 m). FOD- Floresta Ombrófila Densa e FOM- Floresta Ombrófila Mista.

Minutos	Spp FOD	% Spp FOD	Cont FOD	% Cont FOD	Spp FOM	% Spp FOM	Cont FOM	% Cont FOM
1	60	64.52	363	30.15	58	76.32	408	30.18
2	72	77.42	497	41.28	60	78.95	582	43.05
3	80	86.02	596	49.50	63	82.89	689	50.96
4	83	89.25	676	56.15	66	86.84	775	57.32
5	83	89.25	743	61.71	66	86.84	859	63.54
6	86	92.47	799	66.36	66	86.84	926	68.49
7	86	92.47	848	70.43	67	88.16	985	72.86
8	87	93.55	893	74.17	68	89.47	1047	77.44
9	88	94.62	944	78.41	70	92.11	1096	81.07
10	89	95.70	989	82.14	72	94.74	1141	84.39
11	90	96.77	1029	85.47	74	97.37	1191	88.09
12	90	96.77	1062	88.21	75	98.68	1231	91.05
13	92	98.92	1109	92.11	75	98.68	1267	93.71
14	92	98.92	1157	96.10	76	100.00	1304	96.45
15	93	100.00	1204	100.00	76	100.00	1352	100.00

## **Capítulo 2**

### **INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE FRAGMENTOS DA PORÇÃO AUSTRAL DA MATA ATLÂNTICA SOBRE A RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE AVES**

Jan Karel Felix Mähler Jr.<sup>1</sup>, Larissa Oliveira Gonçalves<sup>1</sup>, Luiz dos Anjos<sup>2</sup>, Sandra Maria Hartz<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS. Av. Bento Gonçalves, 9500. Porto Alegre-RS. E-mails: jancibele@via-rs.net, sandra.hartz@ufrgs.br, larissa.oligon@gmail.com

<sup>2</sup> Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas. Universidade Estadual de Londrina - UEL. E-mail: llanjos@sercomtel.com.br

Artigo a ser enviado à revista Biological Conservation

## **Abstract**

The problems derived from forest fragmentation, besides direct habitat loss, have been related to effects of the distance or isolation between fragments, of size and shape of fragments, of the type of surrounded matrix and of the historical perturbation of the area. These effects together are considered the main causes of threaten to species biological diversity. Bird studies carried out in forested areas in general indicate that small fragments have less species than large ones. We performed bird point counts in 16 forest fragments in Atlantic Forest in southern Brazil to investigate if bird rarefied richness and abundance reduced with decreasing area of fragments. At the same time, we aimed to understand how bird assembly is influenced by attributes of vegetation within fragments and around them. Our results indicated that the mean rarefied richness of species varied significantly with area size, with higher richness in small fragments than in large ones. Recorded abundances were significantly related to area size, and were higher in larger fragments. Only two species presented significant relationship between abundance and fragment size: *Aramides saracura*, the most abundant in small fragments, and *Basileuterus culicivorus*, the most abundant in large areas. The analyses carried out between mean rarefied richness and the selected environmental variables showed that patch variables were more important than variables related to vegetation structure within fragments, which corroborates other studies that point that forest fragments are strongly related to elements of the landscape structure. The results we obtained in this study show the importance of small forest fragments to bird communities.

**Key words:** Atlantic Ombrophilous Dense Forest, bird communities, point counts, forest fragmentation

## Resumo

Os problemas originários do processo de fragmentação, além da perda direta de habitats, estão relacionados ao efeito da distância entre os fragmentos, ou o grau de isolamento dos mesmos, ao tamanho e a forma do fragmento, ao tipo de matriz circundante e ao histórico de perturbação da área, constituindo a principal ameaça à diversidade de espécies. Em geral, estudos avifaunísticos realizados em áreas florestais indicam que fragmentos pequenos apresentam menor número de espécies do que fragmentos maiores. A partir de contagens por pontos em 16 fragmentos florestais na porção austral da Mata Atlântica brasileira, foi investigado como a riqueza rarefeita e a abundância de aves se comporta com a variação da área de fragmentos na porção austral da Mata Atlântica. Paralelamente buscou-se compreender como a avifauna é influenciada por características da vegetação dos fragmentos e do entorno destes. Verificou-se que a riqueza rarefeita média variou significativamente com o tamanho das áreas, sendo que os fragmentos menores apresentaram uma riqueza maior do que os fragmentos maiores. A abundância obtida esteve significativamente relacionada ao tamanho das áreas, sendo mais elevada nos fragmentos maiores. Apenas duas espécies apresentaram relação significativa entre a abundância e o tamanho dos fragmentos: *Aramides saracura*, mais abundante nos fragmentos menores, e *Basileuterus culicivorus*, mais abundante nos maiores fragmentos. As análises relacionando a riqueza rarefeita média dos fragmentos e as variáveis ambientais selecionadas mostraram que as variáveis de mancha foram mais importantes que as variáveis relacionadas à estrutura da vegetação no interior dos fragmentos, corroborando outros estudos que apontam que fragmentos florestais estão fortemente relacionados a elementos da estrutura da paisagem. Os dados aqui obtidos mostram a importância de pequenos fragmentos florestais para as aves.

**Palavras-chave:** Floresta Ombrófila Densa, avifauna, contagens por pontos, fragmentação florestal

## **Introdução**

Os primeiros estudos sobre fragmentação ambiental, enfocando principalmente aspectos espaciais – tamanho e grau de isolamento (Wilson & Willis, 1975; Terborgh, 1976; Freemark & Merrien, 1986), foram embasados nos preceitos da Teoria de Biogeografia de Ilhas, proposta por MacArthur & Wilson (1967). Com o passar do tempo, observou-se que outros parâmetros deveriam ser considerados, como a forma do fragmento, o tipo de matriz circundante e o histórico de perturbação da área (Robinson *et al.*, 1992; Gascon & Lovejoy, 1998; Debinski & Holt, 2000; Cerqueira *et al.*, 2003; Castella & Britez, 2004; Olifiers & Cerqueira, 2006; Laurance 2010).

A Mata Atlântica constitui uma das regiões zoogeográficas mais ameaçadas do planeta (Stotz *et al.*, 1996) tendo sido considerada um dos 25 hotspots do mundo (Myers *et al.*, 2000). No Brasil, esse bioma se estende do Rio Grande do Sul até o Ceará, cobrindo originalmente cerca de 150 milhões de hectares. Porém, essa área foi sendo gradativamente reduzida em decorrência de diferentes ciclos de exploração econômica, da concentração da população nos maiores núcleos urbanos e industriais do país, levando à transformação da paisagem original e reduzindo grandes áreas florestais a fragmentos de tamanhos variados, em sua maioria, muito pequenos e isolados (Anjos, 2001; Mittermeier *et al.*, 2004; Pinto *et al.*, 2006; Ribeiro *et al.*, 2009).

Estima-se que a cobertura atual da Mata Atlântica esteja entre 11,4% e 16% de sua extensão original (Ribeiro *et al.*, 2009), alcançando somente 7,48% da cobertura original no Rio Grande do Sul e 23,04% da cobertura original em Santa Catarina (SOS Mata Atlântica, 2011). Entretanto, estes percentuais incluem áreas muito pequenas e com vegetação secundária (Ribeiro *et al.*, 2009). Quando são considerados apenas os fragmentos florestais da planície litorânea e das porções mais baixas das encostas, os remanescentes não

alcançam 10% de sua extensão original e, no geral, tem área inferior a 30 ha (Tabarelli et al., 2010).

Os problemas originários do processo de fragmentação, além da perda direta de habitats, estão relacionados ao efeito da distância entre os fragmentos, ou o grau de isolamento dos mesmos, ao tamanho e a forma do fragmento, ao tipo de matriz circundante e ao histórico de perturbação da área (Cerqueira et al., 2003; Castella & Britez, 2004). Os efeitos diretos e indiretos da perda e fragmentação de habitats estão entre as principais ameaças à diversidade de espécies (Turner et al., 1989; Kruess & Tschardtke, 1994; Cerqueira et al., 2003; Fahrig, 2003; Fontana et al., 2003; Watling & Donnelly, 2006; Sekercioglu, 2007; Meyer et al., 2008). Seus efeitos são potencializados para as espécies que possuem pouca capacidade de dispersão por áreas alteradas, que apresentem uma distribuição restrita ou que necessitem de grandes extensões de território para sobreviver, e para aquelas que sejam raras ou ameaçadas de extinção (Cerqueira et al., 2003; Fontana et al., 2003).

Em geral, estudos avifaunísticos realizados em áreas florestais indicam que fragmentos pequenos apresentam menor número de espécies do que fragmentos maiores (Leck, 1979; Willis, 1979; Maccoy & Mushinsky, 1994; Christiansen & Pitter, 1997; Anjos & Boçon, 1999; Anjos 2001). Por vezes, a riqueza e abundância podem até permanecer em níveis similares, mas a composição da comunidade de aves varia, sendo que espécies oportunistas se tornam abundantes no ambiente alterado do fragmento a partir da expansão de seus nichos (Anjos, 2001; Laps et al., 2003). De um modo geral, aves frugívoras de médio e grande porte que ocupam o dossel e insetívoras que forrageiam em estratos inferiores da vegetação são os grupos mais sensíveis à fragmentação florestal (Willis, 1979; Bierregaard Jr. & Lovejoy, 1989; Kattan et al., 1994; Aleixo & Vielliard, 1995; Christiansen & Pitter, 1997; Stratford & Stouffer, 1999; Aleixo, 2001; Anjos et al., 2004).

Neste estudo foi investigado como a riqueza e a abundância de aves variam com a diminuição da área de fragmentos florestais na porção austral da Mata Atlântica. Paralelamente buscou-se compreender como a avifauna é influenciada por características da vegetação dos fragmentos e do entorno destes.

### **Material e métodos**

*Região de estudo.* O estudo foi realizado no nordeste do Rio Grande do Sul, entre os municípios de Osório e Torres, e sudeste de Santa Catarina, entre os municípios de Passo de Torres e Santa Rosa do Sul (Tabela 1).

A região de estudo está compreendida na planície costeira, em terrenos pleistocênicos e holocênicos. O clima é subtropical (Cfa), com precipitação média anual superior aos 1.200 mm; a temperatura média anual fica em torno de 19,5°C (Nimer, 1989). A vegetação florestal existente na região é classificada como Floresta Ombrófila Densa (FOD), que se estende de Osório para norte.

*Seleção de áreas.* A seleção das áreas de amostragem foi realizada, inicialmente, a partir da análise de imagens de satélite disponíveis no programa Google Earth. Após essa seleção prévia, foi efetuada uma avaliação em campo, considerando aspectos como acesso, segurança, manutenção das características ambientais da área ao longo do tempo e integridade da área. Foram selecionados fragmentos de FOD totalmente inseridos em área de planície, obedecendo-se uma distância mínima de 2 km entre as áreas de amostragem. Foram amostrados 16 fragmentos, variando de 5.1 ha a 145.7 ha (Tabela 1). A altitude das áreas variou de 3 a 41 m acima do nível do mar, estando os fragmentos sujeitos, total ou



parcialmente, a eventos de alagamento. A maioria dos fragmentos amostrados estava inserida em propriedades particulares rurais, onde desenvolvem-se atividades agropecuárias, e dois deles encontram-se no interior de unidades de conservação estaduais (Tabela 1).

*Levantamento das aves.* O método utilizado para levantamento das aves foi o de pontos fixos com raio limitado em 50 m (Bibby, 1992; Vielliard & Silva, 1990). As contagens tiveram duração de 15 minutos e estenderam-se desde 15 minutos após o nascer do sol a, no máximo, três horas e meia depois. A distância mínima dos pontos até a borda de cada fragmento foi de 50 m e dos pontos entre si foi de 200 m. As contagens foram realizadas sempre em dias sem precipitação pluviométrica e sem vento que prejudicasse a audição no interior da floresta ou alterasse o comportamento das aves.

As contagens foram realizadas por uma mesma pessoa (JKFMJr.) entre dezembro de 2008 e fevereiro de 2009 e entre novembro de 2009 e março de 2010. Cada fragmento foi amostrado duas vezes. O número de pontos em cada área florestal foi dependente do tamanho do fragmento – nas áreas menores que 20 ha apenas um ponto de contagem foi estabelecido e em áreas maiores que 20 ha três pontos de escuta foram definidos. Essa limitação de área foi arbitrária, mas levou em consideração o formato do fragmento e a distância necessária do ponto em relação à borda e entre diferentes pontos.

Apesar do número de pontos estar relacionado ao tamanho das áreas, foi feita uma padronização do esforço amostral nos fragmentos, adaptando-se a metodologia utilizada por MacNally & Horrocks (2002). A primeira contagem realizada nas áreas menores foi sucedida por mais duas no mesmo ponto, com 5 a 10 minutos de intervalo entre elas. Na segunda e terceira contagens, apenas indivíduos não registrados na primeira contagem

foram acrescentados. Nas áreas maiores cada uma das contagens nos três pontos foi realizada apenas uma vez. Dessa forma, o tempo total gasto em contagens, por amostragem, em cada fragmento foi de 45 minutos.

Durante as contagens, foram consideradas as aves registradas visual ou auditivamente que estivessem utilizando efetivamente a área. Cada registro foi tratado como um contato, considerando-se contato como a presença de um indivíduo, casal ou grupo de indivíduos de uma mesma espécie no raio de detecção do ponto. Calculamos um índice de abundância (IA) para as espécies em cada área amostrada a partir do somatório de contatos dividido por seis (número de pontos por fragmento, igual a 3, multiplicado pelo número de amostragens, igual a 2). A nomenclatura das espécies segue CBRO (2011).

*Interpretação de imagens.* Foi realizada classificação do uso do solo em um *buffer* de 1km ao redor de cada fragmento a partir de interpretação visual de imagens de satélite, no programa Arcgis v.9, utilizando escala de mapeamento de 1:8.000. Para interpretação do uso do solo utilizou-se imagem Spot 2008 com resolução de 5 m e, adicionalmente, o programa Google Earth para consulta e auxílio na interpretação das imagens.

*Variáveis ambientais.* Doze variáveis ambientais foram avaliadas, sendo que sete estiveram relacionadas à vegetação no interior dos fragmentos e cinco a aspectos espaciais, relacionadas à forma e perímetro do fragmento e os distintos usos do solo nas áreas onde os mesmos estão inseridos. A descrição das variáveis e a metodologia aplicada na avaliação de cada uma delas são apresentadas a seguir:

(1) Cobertura do dossel (Cobdos) – avaliação da cobertura do dossel a partir de fotografias com lente hemisférica. Cinco leituras por ponto: centro e a 30 m nas direções N, S, E e W.

Porcentagem de cobertura obtida a partir de análise no programa Gap Light Analyzer (Frazer et al., 1999). Foi calculado um valor para cada fragmento a partir da média de todas as leituras;

(2) Altura do dossel (Altdos) – estimativa visual, em metros, da altura do dossel da floresta. Avaliação feita em cada ponto. Para os fragmentos com três pontos utilizou-se um valor médio;

(3) Altura das árvores emergentes (Altemerg) – estimativa visual, em metros, da altura das árvores emergentes. Avaliação feita em cada ponto. Para os fragmentos com três pontos utilizou-se um valor médio;

(4 a 7) Nível de obstrução da vegetação (Obst media N, Obst media S, Obst media E, Obst media W) – avaliação da densidade da vegetação a partir da obstrução visual de uma tabuleta de 50 cm x 50 cm. Oito leituras a partir do centro do ponto: 10 e 30 m nas direções N, S, E e W. Foi considerado um valor médio para cada uma das duas distâncias nas quatro direções;

(8) Índice de forma (SHAPE) – mede quanto o perímetro do fragmento difere do perímetro feito com sua área. Os valores variam de 1 ao infinito, sendo que os fragmentos com valor igual a 1 tem a forma semelhante ou igual a um quadrado e aumenta em formas irregulares com bordas recortadas. Utilizou-se o software FRAGSTATS 3.3 (MacGarigal et al., 2002) para avaliação dessa métrica;

(9) Relação perímetro *versus* área do fragmento (PARA) – retira o efeito da área e compara a forma de fragmentos de tamanhos diferentes (Farina, 1998). Não existe limite de valores para esse índice. Utilizou-se o software FRAGSTATS 3.3 (MacGarigal et al., 2002) para avaliação dessa métrica;

(10) Contraste de borda (ECON) – medida relativa da magnitude do contraste ao longo do perímetro do fragmento. O contraste varia de 0 a 100, sendo considerado como 0 o menor contraste e 100 como máximo contraste. Para o estabelecimento dos valores de contraste de borda, avaliou-se a possibilidade de trânsito e/ou ocupação das áreas limítrofes com distintos usos considerando o hábito florestal das aves. Assim, áreas limítrofes com vegetação florestal, por exemplo, foram as que receberam menores valores de contraste. As classes de uso do solo identificadas e os valores de contraste estabelecidos para cada classe foram: vegetação florestal (0), capoeira (0,3), vegetação inicial (0,6) – vegetação herbácea localizada principalmente ao longo de canais de irrigação, silvicultura de pinus ou eucalipto (0,6), plantio permanente (0,6) – pequenas áreas com plantio de frutíferas ou palmeira-real, plantio de banana (0,4), lavoura (0,8) – pequenas áreas de plantio em geral utilizadas para consumo na própria propriedade, lavoura de arroz (0,7), campo seco e úmido (0,7) – com ou sem a presença de gado, área úmida (0,6), lagoa (0,8), água (0,9) – rios e açudes, dunas (0,8), estrada pavimentada (1,0), estrada secundária (0,8), estrada não pavimentada no interior das propriedades (0,7), construções (0,8) e mineração (1,0). Utilizou-se o software FRAGSTATS 3.3 (MacGarigal et al., 2002) para avaliação dessa métrica, sendo que o valor do contraste de borda entre fragmentos não tem uma unidade de medida associada e seu valor absoluto tem pouco valor interpretativo de forma isolada, sendo usado apenas na comparação entre fragmentos;

(11 e 12) Cobertura florestal do *buffer* (% CobFlo, % Capoeira) – medida de permeabilidade a partir das porcentagens das áreas de vegetação florestal e de capoeira externas ao fragmento e inseridas no *buffer* de 1 km. Porcentagem obtida após o cálculo da área total do *buffer* e o somatório das manchas classificadas como floresta e capoeira na interpretação das imagens de satélite.

*Análise estatística:* Para avaliação da riqueza e abundância de aves em relação ao tamanho dos fragmentos (área logaritmizada) foram realizadas regressões lineares com a utilização do programa R versão 2.7.0 (<http://www.r-project.org>). No caso da riqueza de espécies, obteve-se a riqueza rarefeita média (somatório das riquezas rarefeitas das duas amostragens dividido por dois) com o emprego do programa Past v.1.21 (<http://folk.uio.no//ohammer/past>) para as análises. Para a abundância utilizou-se o valor médio dos índices de abundância de cada espécie obtido após as duas amostragens.

Foram realizadas regressões múltiplas para particionamento da variância, identificando-se a influência das variáveis ambientais sobre a riqueza rarefeita média e a abundância total de cada fragmento. Uma primeira análise foi realizada com todas as variáveis ambientais medidas, identificando-se a colinearidade entre elas e excluindo-se as variáveis correlacionadas na segunda análise. Considerou-se como ponto de corte as variáveis que tiveram correlação igual ou superior a 0,7. A contribuição relativa de cada variável foi avaliada com a utilização do teste de Monte Carlo, com 999 repetições. Para esta análise foi utilizado o pacote estatístico Statistica v. 7 (StatSoft, 2004).

A associação entre a composição de espécies de aves e as variáveis ambientais foi avaliada através de uma análise de correspondência canônica (CCA) com a utilização do programa Canoco v.4.5 (Braak & Smilauer, 2002). Para esta análise, foram consideradas as espécies registradas em pelo menos três fragmentos.

## **Resultados**

Foram registradas 87 espécies ao longo das amostragens, variando de 22 a 41 espécies por fragmento (Tabela 2; Apêndice 1). A riqueza rarefeita média variou significativamente com

a área dos fragmentos ( $F_{1,14} = 14.6$ ,  $R^2 = 0.5104$ ,  $p < 0.01$ ), sendo que os fragmentos menores apresentaram uma riqueza maior do que os fragmentos maiores (Tabela 2). A menor riqueza rarefeita foi obtida nos fragmentos intermediários (Fig. 1; Tabela 2). A abundância total obtida em cada fragmento esteve significativamente relacionada ao tamanho das áreas ( $F_{1,14} = 7.099$ ,  $R^2 = 0.289$ ,  $p < 0.02$ ). Os somatórios de abundância mais elevados foram obtidos nos fragmentos maiores (Fig. 2; Tabela 2).

As espécies mais abundantes foram *Basileuterus culicivorus*, *Parula pitiayumi*, *Chiroxiphia caudata* e *Pitangus sulphuratus* (Apêndice 1). Na relação entre a abundância média de cada espécie e o tamanho dos fragmentos foram encontradas diferenças significativas somente para *Aramides saracura* ( $F_{1,14} = 5.216$ ;  $p < 0.05$ ) e *Basileuterus culicivorus* ( $F_{1,14} = 26.81$ ;  $p < 0.01$ ), sendo a primeira mais abundante nos menores fragmentos e a segunda nos maiores fragmentos. Na mesma análise, os resultados foram marginalmente significativos para *Chiroxiphia caudata* ( $F_{1,14} = 4.073$ ;  $p = 0.06$ ), *Habia rubica* ( $F_{1,14} = 3.919$ ;  $p < 0.07$ ), *Synallaxis ruficapilla* ( $F_{1,14} = 4.205$ ;  $p < 0.06$ ) e *Thamnophilus caerulescens* ( $F_{1,14} = 3.99$ ;  $p < 0.07$ ), sendo que para todas elas a relação foi direta entre a abundância e a área.

Trinta espécies foram consideradas endêmicas da Mata Atlântica, conforme Bencke et al. (2006) – Apêndice 1. Onze espécies ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul foram registradas (Marques et al., 2002): *Pyriglena leucoptera*, *Cnemotriccus f. fuscatus*, *Phylloscartes kronei* e *Euphonia violacea* – categoria Vulnerável; *Myrmeciza squamosa*, *Myrmotherula unicolor*, *Manacus manacus* e *Eleoscytalopus indigoticus* – categoria Em Perigo; e *Formicarius colma*, *Philydor atricapillus* e *Attila rufus* – categoria Criticamente em Perigo. As áreas que apresentaram os maiores totais de espécies ameaçadas foram os fragmentos 8 e 11, com seis e cinco espécies, respectivamente (Apêndice 1).

Na primeira regressão múltipla realizada, utilizou-se a riqueza rarefeita média contrastando com as 12 variáveis ambientais analisadas. Os valores obtidos em cada variável ambiental nos fragmentos são apresentados no Apêndice 2. Verificou-se que seis variáveis apresentaram colinearidade: Cobertura do dossel (Cobdos), Altura do dossel (Altdos), Altura das árvores emergentes (Altemerg), Relação perímetro *versus* área do fragmento (PARA), Contraste de borda (ECON) e Cobertura florestal do *buffer* (% CobFlo). Dentre essas, foram retiradas duas variáveis, uma relacionada à estrutura da vegetação (Altura do dossel) e uma associada a questões espaciais (Cobertura florestal do *buffer*) para avaliação da variação na colinearidade das variáveis, observando-se que as 10 variáveis conjuntamente explicaram 99% da variância. Uma terceira análise foi feita, apenas com as variáveis significativas (Tabela 3) e a variação explicada pelas cinco variáveis foi de 62.3%. Os mesmos procedimentos foram seguidos confrontando o somatório da abundância das espécies em cada fragmento e as 12 variáveis ambientais avaliadas. Entretanto, nenhuma variável apresentou significância ( $p \leq 0.05$ ) após a segunda regressão. A análise de correspondência canônica (CCA) relacionando a abundância das espécies registradas em pelo menos três fragmentos (ver Apêndice 1) e as variáveis ambientais significativas na regressão anterior (Obstrução da vegetação na direção N- Obst mN, Relação perímetro *versus* área do fragmento- PARA, Índice de forma- SHAPE, Contraste de borda- ECON e Cobertura capoeira do *buffer*- %Capo) foi significativa em relação aos seus eixos ( $p < 0,03$ ;  $F= 1.380$ ), tendo maior correlação com os eixos 1 e 2 da CCA, que explicaram, respectivamente, 17,1% e 12,0% da variação nos dados de composição da avifauna nos fragmentos (Fig. 3).

Espécies como *Pyriglena leucoptera*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Syndactyla rufosuperciliata*, *Myiarchus swainsoni* e *Vireo olivaceus* estiveram mais associadas à porcentagem de

capoeira nas áreas *buffer* dos fragmentos, podendo essa vegetação ser importante para as aves se deslocarem entre áreas florestais. A relação entre tamanho e perímetro dos fragmentos foi importante para espécies como *Ortalis guttata*, *Attila rufus* e *Saltator similis*, aves que ocupam muitas vezes a borda de áreas florestais. O formato dos fragmentos teve associação com *Veniliornis spilogaster*, *Dysithamnus mentalis*, *Thamnophilus caerulescens*, *Synallaxis ruficapilla* e *Pachyramphus polychopterus*. O contraste de borda esteve relacionado a *Conopophaga lineata*, *Schiffornis virescens*, *Hypoedaleus guttatus*, *Phylloscartes ventralis* e *Platyrrinchus mystaceus*, espécies que evitam ocupar áreas abertas e bordas com modificação abrupta da vegetação.

## **Discussão**

Diferentemente de outros estudos realizados avaliando a comunidade de aves e sua relação com a área de fragmentos florestais (eg. Willis, 1979; Christiansen & Pitter, 1997; Anjos, 2001), nós obtivemos um resultado bastante distinto, tendo sido encontradas as maiores riquezas em alguns dos fragmentos menores. Uma possível explicação é a ausência de fragmentos florestais de grande tamanho (> 1000 ha) no nordeste do Rio Grande do Sul e sudeste de Santa Catarina, diferentemente dos estudos realizados na região Sudeste e na Amazônia (eg. Bierregaard Jr. & Lovejoy, 1989; Stratford & Stouffer, 1999; Aleixo, 2001; Laps et al., 2003), fazendo com que as aves tenham que utilizar os fragmentos florestais disponíveis.

O fato dos maiores fragmentos na região estudada terem menos que 150 ha pode fazer com que mesmo os fragmentos de menor tamanho sejam importantes para a manutenção das comunidades de aves. Avaliações sobre atributos ecológicos das espécies, incluindo uma abordagem quanto à especificidade dos habitats ocupados, serão importantes para verificar



se, por exemplo, aves que ocupam predominantemente o interior da floresta estão sendo registradas principalmente nos maiores fragmentos. Os resultados que obtivemos até o momento, demonstram que mesmo as espécies com menor tolerância à ocupação de bordas (vide Anjos & Boçon, 1999; Parker III et al., 1996) não selecionam preferentemente as maiores áreas.

Um outro aspecto a ser considerado está relacionado à padronização do tempo de contagem em todos os fragmentos e a utilização da riqueza rarefeita por fragmento. Já foi demonstrado que o tempo de contagem em áreas de distintos tamanhos e a aplicação do método de rarefação são importantes na interpretação dos resultados (Mähler Jr. et al. – capítulo 1 dessa tese).

Quanto às espécies ameaçadas de extinção e endêmicas da Mata Atlântica, a abundância das mesmas não variou significativamente com o tamanho dos fragmentos. Esse resultado mostra que mesmo para muitas dessas espécies a área não é um fator que limita a ocupação dos fragmentos, parecendo que a disponibilidade de habitats seja um fator mais importante, principalmente em uma região onde fragmentos de floresta de planície são escassos. Exemplificam essa constatação os registros de *Myrmeciza squamosa*, *Myrmotherula unicolor* e *Formicarius colma*, espécies tipicamente florestais observadas no fragmento D2, com 6.2 ha.

Salienta-se que algumas espécies mais sensíveis a distúrbios ambientais e/ou que dependem de áreas florestais de grande tamanho, como *Crypturellus noctivagus*, *Primolius maracana*, *Dryocopus galeatus*, *Baryphthengus ruficapillus*, *Selenidera maculirostris* e *Platyrinchus leucoryphus*, muito provavelmente já se encontram extintas na região ou ocorrem em densidades extremamente baixas nas florestas de planície (Belton, 1994; Bencke et al., 2003). Anjos et al. (2010) salientam que espécies endêmicas da Mata Atlântica e que se

encontram em seus limites de distribuição foram mais sensíveis à fragmentação florestal, necessitando de grandes áreas para a manutenção regional destas aves. Espécies ainda presentes na região e registradas em nosso estudo podem ter a capacidade de utilizar os fragmentos ainda disponíveis, entretanto faz-se necessária uma avaliação de maior duração sobre a necessidade das aves ocuparem um número grande de fragmentos à procura de recursos, transpondo áreas abertas e utilizando até mesmo as menores áreas.

As análises relacionando a riqueza rarefeita média dos fragmentos e as variáveis ambientais selecionadas mostraram que, de forma geral, as variáveis de mancha (Relação perímetro *versus* área do fragmento- PARA, Índice de forma- SHAPE, Contraste de borda- ECON e Cobertura capoeira do *buffer*- %Capo) foram mais importantes que as variáveis relacionadas à estrutura da vegetação no interior dos fragmentos. Esses resultados já eram, de certa forma, esperados, pois os fragmentos florestais de planície estudados apresentavam uma fitofisionomia similar, com sub-bosque denso, possibilidade de alagamento total ou parcial, altura do dossel e de emergentes pouco variável e ausência de animais domésticos em seu interior.

A importância de métricas de mancha relacionadas a aspectos espaciais e de conectividade é corroborada por diversos estudos que apontam que fragmentos florestais estão fortemente relacionados a elementos da estrutura da paisagem, como o grau de conectividade, tamanho e a forma do fragmento, o tipo de matriz, histórico de perturbação e o grau de preservação dos fragmentos (Metzger, 1999; Renjifo, 2001; Cerqueira et al., 2003; Castella & Britez, 2004). Entretanto, os resultados por nós obtidos diferem de estudos avifaunísticos realizados em áreas abertas (Vander Haegen et al., 2000; Koper & Schmiegelow, 2006), onde as variáveis de vegetação foram as responsáveis pela maior parte da variabilidade.

Os efeitos da fragmentação tendem a não ser lineares (With & Crist, 1995), variando com a quantidade de hábitat na paisagem e podendo aumentar com a perda do referido hábitat abaixo de 20-30% de sua cobertura original (With & Crist, 1995; Fahrig 1998, 2003). Apesar de termos considerado um pequeno *buffer* no entorno dos fragmentos, na maioria das áreas o percentual coberto por vegetação florestal e capoeira fica abaixo dos 20%. Mesmo assim, a porcentagem de cobertura com capoeira nos *buffers* foi significativa na relação com a riqueza rarefeita.

Considerando os resultados obtidos, é impossível apontar especificamente áreas importantes à conservação de aves no nordeste do Rio Grande do Sul e no sudeste de Santa Catarina. A existência de fragmentos de Mata Atlântica de planície é tão esparsa e irregular que todos os fragmentos existentes tem sua importância. Possivelmente a melhor estratégia de conservação seja a manutenção de uma rede de fragmentos, pequenos e grandes, na paisagem, situação existente principalmente na divisa entre os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, a partir do estabelecimento de um mosaico de unidades de conservação de diferentes categorias de manejo e distintas esferas administrativas, efetivação das reservas legais nas propriedades e restauração e proteção às áreas de preservação permanente.

Os dados aqui obtidos mostram a importância de pequenos fragmentos florestais para as aves. Assim, deve haver um esforço para a manutenção da totalidade dos fragmentos florestais localizados em planície costeira no sul do Brasil. Medidas políticas que permitam a diminuição de áreas de preservação permanente certamente levarão ao desaparecimento dessas pequenas áreas de floresta.

## **Agradecimentos**

À CAPES pela bolsa de doutorado concedida a Jan Karel F. Mähler Jr. Ao CNPq pelas bolsas de produtividade a Luiz dos Anjos e Sandra M. Hartz (processo no. 306816/2010-5). Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS por todo auxílio logístico e financeiro. Ao CNPq pelos recursos disponibilizados à Sandra Maria Hartz em Edital Universal (processo no. 476687/2007-1) para realização do projeto.

A Cristiano E. Rovedder, Samuel L. Oliveira, Paola Stumpf, Luiz Fernando de Souza, Clarissa H. Britz e Alan Bolzan pelo auxílio durante as expedições a campo. A André M. Lima, Fernanda T. Brum, Fernanda Z. Teixeira e Taís de F. R. Guimarães pelas discussões e auxílio nas análises. A Andreas Kindel, Carla S. Fontana e Leandro da S. Duarte pelas críticas à primeira versão do manuscrito.

## **Referências bibliográficas**

- Aleixo, A. 2001. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. *In* Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias. J. L. B. Albuquerque; J. F. Cândido Jr.; F. C. Straube; A. L. Roos (orgs). pp. 199-206. Editora Unisul, Tubarão, Santa Catarina.
- Aleixo, A.; Vielliard, J. M. E. 1995. Composição e dinâmica da comunidade de aves da Mata de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Zoologia* 12, 493-511.
- Anjos, L. 2001. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in Southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 12, 11-27.
- Anjos, L.; Boçon, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in Southern Brazil. *Wilson Bull.* 111 (3), 397-414.
- Anjos, L.; Holt, R. D.; Robinson, S. 2010. Position in the distributional range and sensitivity to forest fragmentation in birds: a case history from the Atlantic forest, Brazil. *Bird Conservation International*, 20: 392-399.
- Anjos, L.; Zanette, L.; Lopes, E. V. 2004. Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic Forest in North Paraná, Southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 15 (supplement) – *Proceedings of the VIIIth Neotropical Ornithological Congress*, 137-144.
- Belton, W. 1994. Aves do Rio Grande do Sul, distribuição e biologia. Ed. Unisinos: São Leopoldo, Brazil.

- Bencke, G. A.; Fontana, C. S.; Dias, R. A.; Maurício, G. N.; Mähler Jr., J. K. F. 2003. Aves. In Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Orgs: C. S. Fontana; G. A. Bencke; R. E. Reis. pp.189 - 477. EDIPUCRS: Porto Alegre, Brazil.
- Bencke, G. A.; Maurício, G. N.; Develey, P. F.; Goerck, J. M. 2006. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil: parte 1 – estados do domínio da Mata Atlântica. BirdLife International. Save Brasil: São Paulo.
- Bibby, C. J.; Burgess, N. D.; Hill, D. A. 1992. Bird census techniques. London, Academic Press, 257 p.
- Bierregaard Jr., R. O.; Lovejoy, T. E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19, 215-241.
- Braak, C. J. F.; Smilauer, P. 2002. Software CANOCO for Windows v. 4.5. Wageningen, The Netherlands.
- Castella, P. R.; Britez, R. M. (orgs.). 2004. A Floresta com Araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF.
- CBRO – Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2011. Lista das aves do Brasil. Disponível em [www.cbro.org.br](http://www.cbro.org.br). Acesso em: março de 2011.
- Cerqueira, R.; Brant, A.; Nascimento, M. T.; Pardini, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. In Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Orgs D. M. Rambaldi; D. A. S. de Oliveira. pp. 23-40. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF.
- Christiansen, M. B.; Pitter, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80, 23-32.
- Debinski, D. M.; Holt, R. D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, 14 (2): 342-355.
- Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling*, 105: 273-292.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34: 487-515.
- Farina, A. 1998. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall, London, UK.
- Fontana, C. S.; Bencke, G. A.; Reis, R. E. 2003. *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. EDIPUCRS, Porto Alegre, RS.
- Frazer, G. W.; Canham, C. D.; Lertzman, K. P. 1999. Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Freemark, K. E.; Merrien, H. G. 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation* 36, 115-141.
- Gascon, C.; Lovejoy, T. E. 1998. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. *Zoology*, 101: 273-280.

- Kattan, G. H.; Alvarez-López, H.; Giraldo, M. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8, 138-146.
- Koper, N.; Schmiegelow, F. K. A. 2006. A multi-scaled analysis of avian response to habitat amount and fragmentation in the Canadian dry mixed-grass prairie. *Landscape Ecology*, 21: 1045-1059.
- Kruess, W.; Tscharntke, S. 1994. Habitat Fragmentation, Species Loss and Biological Control. *Science*, 264: 1581-1584.
- Laps, R. R.; Cordeiro, P. H. C.; Kajiwara, D.; Ribon, R.; Rodrigues, A. A. F.; Uejima, A. 2003. Aves. In Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Orgs. D. M. Rambaldi; D. A. S. de Oliveira. pp. 153-181. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF.
- Laurance, W. F. 2010. Beyond Island Biogeography Theory. Understanding Habitat Fragmentation in the Real World. In *The Theory of Island Biogeography Revisited*. Eds. J. B. Losos and R. E. Ricklefs. pp. 214-236. Princeton University Press: Princeton and Oxford.
- Leck, C. F. 1979. Avian Extinctions in an isolated tropical wet-forest preserve, Ecuador. *Auk*, 96: 343-352.
- MacArthur, R. H.; Wilson, E. O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press: Princeton.
- MacCoy, E. D.; Mushinsky, H. R. 1994. Effects of fragmentation on the richness of vertebrates in the Florida scrub habitat. *Ecology*, 75: 446-457.
- MacGarigal, K.; Cushman, S. A.; Neel, M. C.; Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html).
- MacNally, R.; Horrocks, G. 2002. Proportionate spatial sampling and equal-time sampling of mobile animals: A dilemma for inferring areal dependence. *Austral Ecology* 27, 405-415.
- Marques, A. A. B.; Fontana, C. S.; Vélez, E.; Bencke, G. A.; Schneider, M.; Reis, R. E. 2002. Lista de Referência da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul. Decreto no 41.672, de 10 junho de 2002. (FZB/MCT-PUCRS/PANGAEA: Porto Alegre. Publicações Avulsas FZB, 11.)
- Metzger, J. P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71, 445-463.
- Meyer, C F. J.; Frund, J.; Lizano, W. P.; Kalko, E. K. V. 2008. Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in neotropical bats. *Journal of Applied Ecology* 45, 381-391.
- Mittermeier, R. A.; Gil, P. R.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, J.; Mittermeier, C. G.; Lamourux, J.; Fonseca, G. A. B. 2004. Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Cemex: Washington, DC.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Nimer, E. 1989. Climatologia do Brasil. IBGE: Rio de Janeiro.

- Olifiers, N.; Cerqueira, R. 2006. Fragmentação de Habitat: Efeitos Históricos e Ecológicos. *In* *Biologia da Conservação: Essências*. Orgs. C. F. D. Rocha, H. G. Bergallo, M. Van Sluys; M. A. S. Alves. pp. 261-279. RiMa Editora, São Carlos, São Paulo.
- Parker III, T. A.; Stotz, D. F.; Fitzpatrick, J. W. 1996. Ecological and Distributional Databases. *In* *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. D. F. Stotz, J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, D. K. Moskovits, pp. 113-436. The University of Chicago Press.
- Pinto, L. P.; Bedê, L.; Paese, A.; Fonseca, M.; Paglia, A.; Lamas, I. 2006. Mata Atlântica Brasileira: Os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um *Hotspot* Mundial. *In* *Biologia da Conservação: Essências*. Orgs. C. F. D. Rocha, H. G. Bergallo, M. Van Sluys and M. A. S. Alves. pp. 91-118. RiMa Editora: São Carlos, São Paulo.
- Renjifo, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications* 11 (1), 14-31.
- Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. 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.
- Robinson, G. R.; Holt, R. D.; Gaines, M. S.; Hamburg, S. P.; Johnson, M. L.; Fitch, H. S.; Martinko, E. A. 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science*, 257: 524-526.
- Sekercioglu, C. H. 2007. Conservation ecology: are trumps mobility in fragments bird extinctions. *Current Biology* 17: 283-286.
- SOS Mata Atlântica. 2011. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Período 2008-2010. Fundação SOS Mata Atlântica. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais: São Paulo.
- StatSoft. 2004. Statistica (data analysis software system) v. 7. www.statsoft.com.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, F. W., Parker III, T. A.; Moskovits, K. 1996. Neotropical birds. Univ. of Chicago Press: Chicago.
- Stratford, J. A.; Stouffer, P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivores birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13 (6), 1416-1423.
- Terborgh, J. 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science* 193, 1029-1030.
- Turner, M. G.; Gardner, R. H.; Dale, V. H.; O'Neill, R. V. 1989. Predicting the spread of disturbance across heterogeneous landscapes. *Oikos*, 55 (1): 121-129.
- Vander Haegen, W .M.; Dobler, F. C.; Pierce, D. J. Shrubsteppe bird response to habitat and landscape variables in eastern Washington, D.C. *Conservation Biology*, 14: 1145-1160.
- Vielliard, J.; Silva, W. R. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados do interior do Estado de São Paulo, Brazil. *Anais do IV Encontro Nacional dos Anilhadores de Aves*. pp. 117-151.
- Watling, J. I.; Donnelly, M. A. 2006. Fragments as Islands: a Synthesis of Faunal Responses to Habitat Patchiness. *Conservation Biology*, 20 (4): 1016-1025.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33, 1-25.

Wilson, E. O.; Willis, E. O. 1975. Applied biogeography. *In* Ecology and evolution of communities. Eds. M. L. Cody; J. M. Diamond. pp. 523-534. Belknap Press of Harvard Univ.: Cambridge, MA.

With, K. A.; Crist, T. O. 1995. Critical thresholds in species responses to landscape structure. *Ecology* 76: 2446-2459.



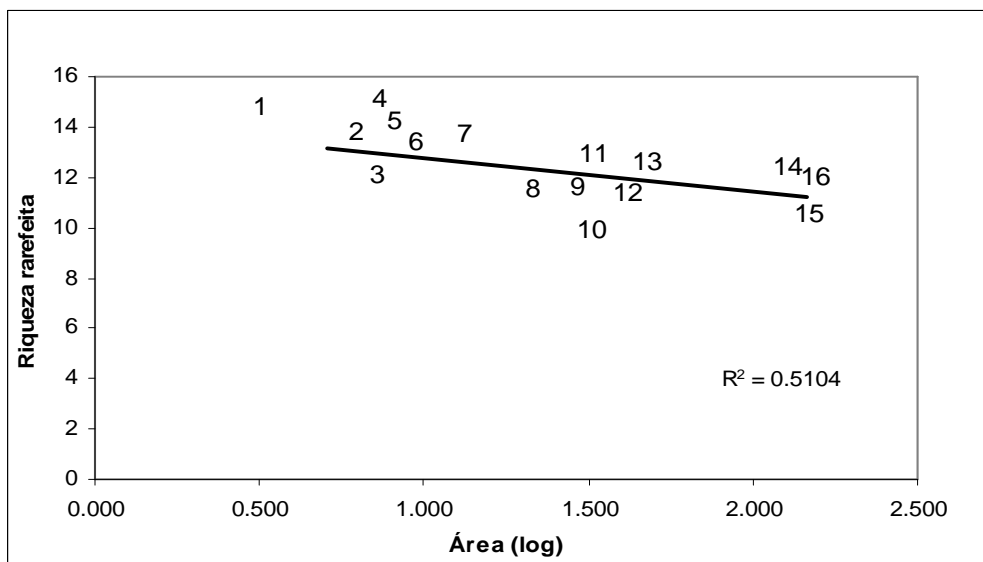


Figura 1: Relação entre a riqueza rarefeita média das aves (eixo y) e a área (log) dos fragmentos (eixo x). Valores de riqueza rarefeita dos fragmentos são apresentados na Tabela 3.

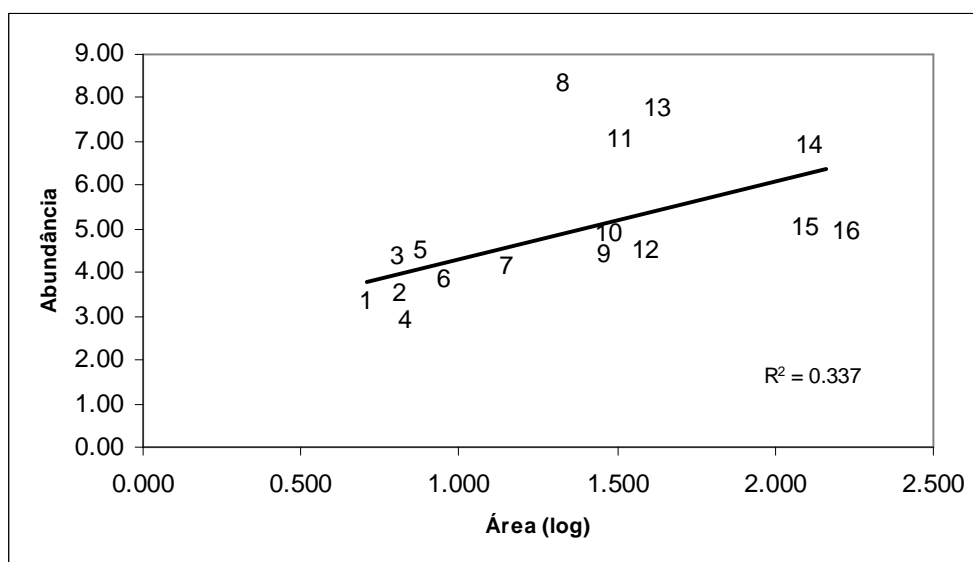


Figura 2: Relação entre o somatório da abundância das aves (eixo y) e a área (log) dos fragmentos (eixo x). Valores de abundância dos fragmentos são apresentados na Tabela 3.

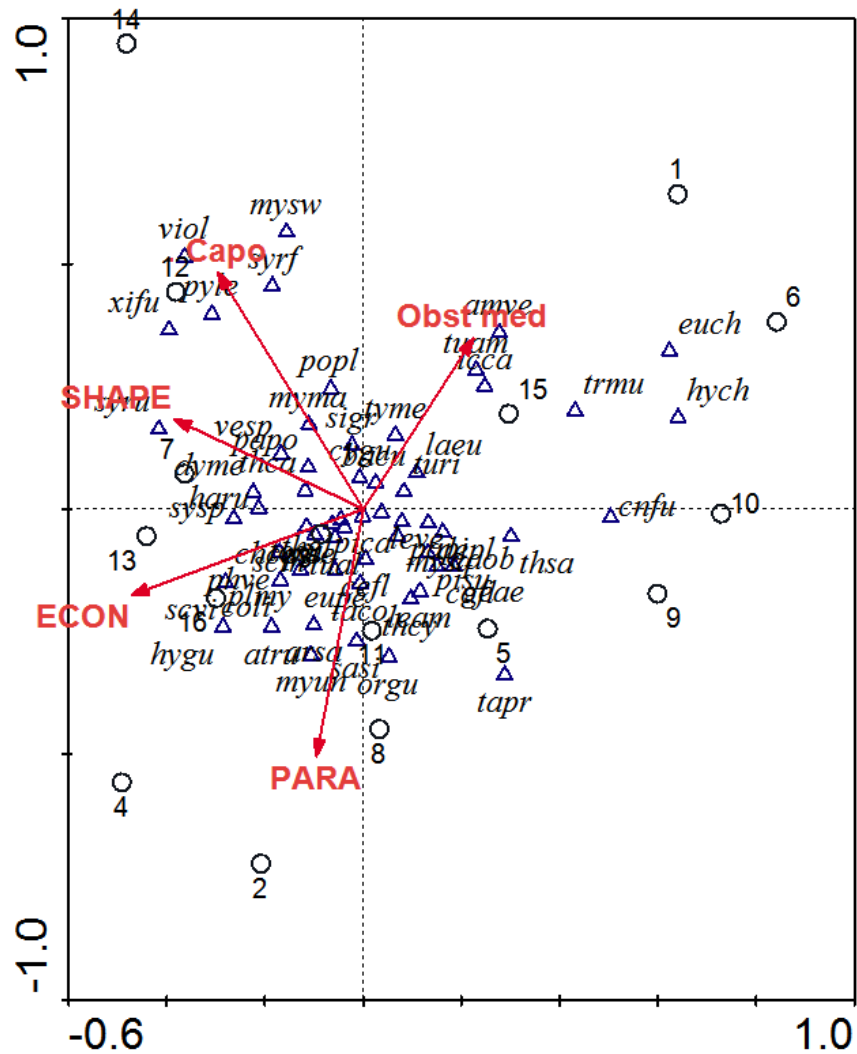


Figura 3: Diagrama biplot de ordenação dos eixos 1 e 2 da CCA demonstrando os efeitos de cinco variáveis ambientais (Obstrução da vegetação na direção N- Obst mN, Relação perímetro *versus* área do fragmento- PARA, Índice de forma- SHAPE, Contraste de borda- ECON e Cobertura capoeira do *buffer*- %Capo). As abreviações dos nomes das espécies são apresentadas no Apêndice 1. Os círculos abertos e os números representam os 16 fragmentos amostrados, em ordem crescente com relação ao tamanho.

Tabela 1: Coordenadas geográficas dos fragmentos amostrados (Datum SAD69), área (hectares), variação altitudinal (msnm) e propriedade da área (UC- Unidade de Conservação; PP- propriedade particular).

Fragmentos	Coordenadas	Área	log Área	Var. altitude	Prop.
D1	29° 53' 04.10'' S / 50° 09' 00.17'' W	5.1	0.708	3 – 7	UC <sup>1</sup>
D2	29° 19' 27.06'' S / 49° 51' 31.66'' W	6.2	0.792	7 – 15	PP
D3	29° 10' 55.79'' S / 49° 55' 20.06'' W	6.6	0.82	32 – 38	PP
D4	29° 11' 17.00'' S / 49° 51' 24.51'' W	6.7	0.826	10 – 16	PP
D5	29° 19' 01.44'' S / 49° 49' 36.58'' W	7.4	0.869	6 – 11	PP
D6	29° 50' 40.92'' S / 50° 14' 12.46'' W	9	0.954	7 – 12	PP
D7	29° 17' 23.57'' S / 49° 55' 02.28'' W	14.2	1.152	3 – 16	PP
D8	29° 20' 32.75'' S / 49° 49' 31.31'' W	21.3	1.328	6 – 13	PP
D9	29° 16' 58.02'' S / 49° 46' 04.43'' W	28.9	1.461	7 – 14	PP
D10	29° 49' 43.08'' S / 50° 10' 54.01'' W	30	1.477	5 – 10	PP
D11	29° 19' 05.77'' S / 49° 55' 16.84'' W	32.8	1.516	5 – 22	PP
D12	29° 30' 52.25'' S / 50° 07' 44.62'' W	39.2	1.593	23 – 41	PP
D13	29° 13' 26.48'' S / 49° 54' 35.44'' W	42.8	1.631	20 – 30	PP
D14	29° 07' 11.08'' S / 49° 46' 54.10'' W	128.8	2.11	5 – 14	PP
D15	29° 38' 00.84'' S / 50° 03' 18.32'' W	141.8	2.152	6 – 13	PP
D16	29° 21' 53.44'' S / 49° 45' 47.71'' W	145.7	2.163	6 – 13	UC <sup>2</sup>

1- Reserva Biológica Estadual Mata Paludosa; 2- Parque Estadual de Itapeva

Tabela 2: Valores de riqueza, riqueza rarefeita média, somatório da abundância das espécies de aves por fragmento estudado.

Fragmentos	Riqueza	Riq. rarefeita média	Somatório da abundância
D1	22	13.055	3.17
D2	28	13.414	3.58
D3	30	13.126	4.08
D4	25	13.625	3.08
D5	31	13.186	4.25
D6	26	12.907	3.83
D7	27	12.818	4.17
D8	34	11.735	7.75
D9	25	11.812	4.25
D10	24	10.155	4.83
D11	38	11.997	6.92
D12	27	11.853	4.33
D13	32	12.054	7.58
D14	41	12.248	6.75
D15	27	11.095	5.08
D16	29	11.758	5.08

Tabela 3: Significância ( $p \leq 0.05$ ) obtida na análise de regressão múltipla confrontando a riqueza rarefeita média de cada fragmento com 10 variáveis ambientais.

Variável ambiental	Acrônimo	Significância	F
Cobertura do dossel	Cobdos	ns	0.53
Altura das árvores emergentes	Alteme	ns	2.93
Obstrução da vegetação na direção N	Obst mN	$p = 0.01$	9.23
Obstrução da vegetação na direção S	Obst mS	ns	3.32
Obstrução da vegetação na direção E	Obst mE	ns	4.36
Obstrução da vegetação na direção W	Obst mW	ns	2.93
Relação perímetro <i>versus</i> área do fragmento	PARA	$p < 0.01$	11.79
Índice de forma	SHAPE	$p < 0.01$	11.92
Contraste de borda	ECON	$p < 0.01$	12.95
Cobertura capoeira do <i>buffer</i>	% Capó	$p < 0.01$	12.44

Apêndice 1: Abundância de aves registrada nos fragmentos amostrados. **D1 a D16**: fragmentos amostrados. **Tot**: somatório da abundância nos 16 fragmentos. **Abr**: abreviação do nome das espécies utilizada na análise de correspondência canônica (espécies registradas em pelo menos três fragmentos). **Am**: status de ameaça de extinção das espécies no Rio Grande do Sul. CP- criticamente em perigo, PE- em perigo e VU- vulnerável. \*: espécies endêmicas na Mata Atlântica.

Família / Espécies	Abr	Am	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11	D12	D13	D14	D15	D16	Tot
Tinamidae																			
<i>Crypturellus obsoletus</i>								0.08											0.08
Cracidae																			
<i>Ortalis guttata</i>	orgu		0.08	0.17		0.08	0.08			0.17		0.08						0.08	0.75
Accipitridae																			
<i>Rupornis magnirostris</i>											0.17							0.08	0.25
Falconidae																			
<i>Herpetotheres cachimans</i>						0.08													0.08
Rallidae																			
<i>Aramides saracura</i> *	arsa			0.08	0.08		0.08		0.08										0.33
Columbidae																			
<i>Patagioenas picazuro</i>					0.08														0.08
<i>Leptotila verreauxi</i>	leve		0.08	0.08		0.17	0.08	0.17			0.33	0.08	0.08	0.17	0.42	0.08		0.08	1.83
<i>Geotrygon montana</i>							0.17					0.08							0.25
Cuculidae																			
<i>Piaya cayana</i>	pica			0.08			0.17				0.17		0.08	0.17		0.08		0.08	0.83
<i>Coccyzus melacoryphus</i>			0.08																0.08
Trochilidae																			
<i>Thalurania glaucopis</i> *	thgl											0.08	0.25			0.08		0.17	0.58
<i>Hylocharis chrysura</i>	hych		0.17								0.17	0.08							0.42
<i>Amazilia versicolor</i>	amve		0.17								0.17			0.08		0.08	0.08		0.58
Trogonidae																			

<b>Família / Espécies</b>	<b>Abr</b>	<b>Am</b>	<b>D1</b>	<b>D2</b>	<b>D3</b>	<b>D4</b>	<b>D5</b>	<b>D6</b>	<b>D7</b>	<b>D8</b>	<b>D9</b>	<b>D10</b>	<b>D11</b>	<b>D12</b>	<b>D13</b>	<b>D14</b>	<b>D15</b>	<b>D16</b>	<b>Tot</b>
<i>Trogon surrucura*</i>															0.08				0.08
Ramphastidae																			
<i>Ramphastos dicolorus*</i>															0.08				0.08
Picidae																			
<i>Picumnus temminckii*</i>	pite			0.08	0.08	0.17	0.17				0.25		0.25	0.17		0.17	0.17	0.17	1.67
<i>Veniliornis spilogaster*</i>	vesp				0.08		0.08		0.17		0.08		0.08		0.08	0.17		0.08	0.83
<i>Celeus flavescens</i>	cefl				0.08	0.08	0.08		0.17	0.17	0.25		0.08	0.08	0.17		0.17		1.33
Thamnophilidae																			
<i>Myrmeciza squamosa*</i>	mysq	PE		0.17						0.08			0.33			0.08	0.58		1.25
<i>Myrmotherula unicolor*</i>	myun	PE		0.08			0.08		0.08										0.25
<i>Dysithamnus mentalis</i>	dyme			0.08	0.08		0.08		0.17	0.17			0.33		0.33	0.33			1.58
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	thca				0.25	0.08			0.25		0.25		0.17	0.08	0.33	0.17	0.25	0.17	2.00
<i>Hypoedaleus guttatus*</i>	hygu			0.08					0.08	0.08					0.17				0.42
<i>Pyriglena leucoptera*</i>	pyle	VU											0.08	0.17		0.08			0.33
Conopophagidae																			
<i>Conopophaga lineata*</i>	coli			0.25	0.08	0.08	0.08	0.08	0.25	0.25			0.08		0.50	0.08	0.08		1.83
Rhinocryptidae																			
<i>Eleoscytalopus indigoticus*</i>	scin	PE								0.17			0.08			0.08			0.33
Formicariidae																			
<i>Formicarius colma</i>		CP		0.17									0.08						0.25
Dendrocolaptidae																			
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	sigr												0.08	0.08			0.08		0.25
<i>Xiphorhynchus fuscus*</i>	xifu								0.25				0.08	0.42	0.33	0.42			1.50
<i>Lepidocolaptes falcinellus*</i>									0.25										0.25
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	depl				0.17		0.08	0.08					0.08				0.08	0.08	0.58
Furnariidae																			
<i>Philydor atricapillus*</i>		CP								0.08							0.08		0.17
<i>Heliobletus contaminatus*</i>																0.08			0.08
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	syrf								0.08		0.08					0.17			0.33
<i>Phacellodomus erythrophthalmus*</i>											0.08								0.08
<i>Synallaxis ruficapilla*</i>	syru														0.17	0.08		0.08	0.33
<i>Synallaxis spixi</i>	sysp								0.08					0.08	0.08				0.25
<i>Cranioleuca obsoleta*</i>			0.08									0.08							0.17

<b>Família / Espécies</b>	<b>Abr</b>	<b>Am</b>	<b>D1</b>	<b>D2</b>	<b>D3</b>	<b>D4</b>	<b>D5</b>	<b>D6</b>	<b>D7</b>	<b>D8</b>	<b>D9</b>	<b>D10</b>	<b>D11</b>	<b>D12</b>	<b>D13</b>	<b>D14</b>	<b>D15</b>	<b>D16</b>	<b>Tot</b>
Pipridae																			
<i>Manacus manacus</i>		PE								0.25									0.25
<i>Chiroxiphia caudata*</i>	chca			0.33	0.17	0.17	0.17	0.17	0.25	0.33	0.08		0.67	0.42	0.33	0.33	0.33	0.42	4.17
Tityridae																			
<i>Schiffornis virescens*</i>	scvi			0.17	0.17	0.08			0.08				0.08		0.17	0.08		0.08	0.92
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	papo				0.17			0.17	0.17				0.50	0.08	0.25	0.17		0.08	1.58
Tyrannoidea																			
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	plmy			0.17	0.25	0.08	0.08		0.08	0.33	0.17		0.33	0.08	0.33	0.17	0.08	0.33	2.50
Rhynchocyclidae																			
<i>Mionectes rufiventris*</i>																0.08			0.08
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	leam									0.08			0.08				0.08		0.25
<i>Phylloscartes ventralis</i>	phve		0.08	0.08		0.08				0.17					0.17	0.08			0.67
<i>Phylloscartes kronei*</i>		VU										0.08							0.08
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	tosu				0.08	0.08		0.08	0.08				0.17	0.08					0.58
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	popl				0.25	0.08		0.08						0.08		0.17	0.17		0.83
<i>Hemitriccus orbitatus*</i>									0.08										0.08
<i>Campostoma obsoletum</i>	caob		0.08		0.08	0.17	0.08	0.17		0.33	0.17	0.42		0.08	0.08	0.08	0.08	0.33	2.17
<i>Elaenia flavogaster</i>			0.08																0.08
<i>Attila rufus*</i>	atru	CP		0.08	0.08	0.17	0.08			0.17			0.08		0.08	0.08			0.83
<i>Legatus leucophaeus</i>															0.08				0.08
<i>Myiarchus swainsoni</i>	mysw							0.08					0.08	0.08		0.25			0.50
<i>Pitangus sulphuratus</i>	pisu		0.25	0.25	0.25	0.17	0.33	0.25	0.25	0.50	0.42	0.33	0.17	0.17	0.25		0.17	0.17	3.92
<i>Myiodynastes maculatus</i>	myma		0.08						0.08			0.08	0.08	0.08	0.33	0.08	0.08		0.92
<i>Tyrannus melancholicus</i>	tyme				0.17		0.08	0.08			0.17		0.08	0.08		0.17	0.08	0.08	1.00
<i>Empidonomus varius</i>										0.08									0.08
<i>Myiophobus fasciatus</i>																0.08			0.08
<i>Cnemotriccus f. fuscatus</i>	cnfu	VU					0.08					0.17					0.08		0.33
<i>Lathrotriccus euleri</i>	laeu		0.25	0.08	0.08	0.08	0.17	0.17	0.08			0.42	0.50	0.17	0.25	0.17	0.25	0.17	2.83
Vireonidae																			
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	cygu				0.08			0.17	0.08	0.08			0.08	0.17				0.17	0.83
<i>Vireo olivaceus</i>	viol				0.08										0.25			0.08	0.42
Troglodytidae																			
<i>Troglodytes musculus</i>	trmu		0.25		0.17			0.17			0.17							0.08	0.83



<b>Família / Espécies</b>	<b>Abr</b>	<b>Am</b>	<b>D1</b>	<b>D2</b>	<b>D3</b>	<b>D4</b>	<b>D5</b>	<b>D6</b>	<b>D7</b>	<b>D8</b>	<b>D9</b>	<b>D10</b>	<b>D11</b>	<b>D12</b>	<b>D13</b>	<b>D14</b>	<b>D15</b>	<b>D16</b>	<b>Tot</b>
<i>Turdidae</i>																			
<i>Turdus flavipes</i>						0.08													0.08
<i>Turdus rufiventris</i>	turi		0.25	0.17	0.08		0.17	0.17		0.25		0.17			0.42	0.17		0.08	1.92
<i>Turdus leucomelas</i>								0.08											0.08
<i>Turdus amaurochalinus</i>	tuam		0.08							0.08		0.08				0.08			0.33
<i>Turdus subalaris*</i>										0.08									0.08
<i>Turdus albicollis</i>	tual		0.08				0.08	0.08	0.25	0.17			0.25		0.33				1.25
<i>Coerebidae</i>																			
<i>Coereba flaveola</i>	cofl		0.17	0.08		0.08	0.08			0.17	0.08	0.08	0.17				0.17	0.17	1.25
<i>Thraupidae</i>																			
<i>Saltator similis</i>	sasi					0.08	0.08			0.17		0.08	0.25		0.08			0.08	0.83
<i>Tachyphonus coronatus*</i>	taco				0.08	0.08	0.08			0.33		0.17	0.08		0.17	0.08			1.08
<i>Tangara sayaca</i>	thsa		0.17	0.08	0.17		0.17	0.17		0.25	0.08	0.33	0.08				0.08	0.17	1.75
<i>Tangara cyanopectera*</i>	thcy						0.17			0.25					0.08		0.17		0.67
<i>Tangara preciosa</i>	tapr			0.08						0.08	0.08	0.08							0.33
<i>Pipraeidea melanonota</i>												0.08			0.08				0.17
<i>Cardinalidae</i>																			
<i>Habia rubica</i>	haru			0.08	0.08	0.17	0.17		0.25	0.33			0.08	0.17	0.25	0.33	0.17	0.25	2.33
<i>Parulidae</i>																			
<i>Parula pitiayumi</i>	papi		0.08	0.17	0.25	0.25	0.42	0.42	0.17	0.92	0.33	0.67	0.33	0.25	0.42	0.42	0.50	0.42	6.00
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	geae			0.08							0.08	0.08		0.08					0.33
<i>Basileuterus culicivorus</i>	bacu		0.17	0.17	0.25	0.25	0.17	0.33	0.25	0.58	0.25	0.83	0.42	0.58	0.58	0.67	0.75	0.58	6.83
<i>Basileuterus leucoblepharus*</i>								0.17								0.25			0.42
<i>Icteridae</i>																			
<i>Icterus cayanensis</i>	icca		0.17	0.08				0.08	0.08		0.08					0.08	0.08		0.67
<i>Fringillidae</i>																			
<i>Euphonia chlorotica</i>	euch		0.25		0.08			0.17				0.17							0.67
<i>Euphonia violacea</i>		VU						0.08		0.08									0.17
<i>Euphonia pectoralis*</i>	eupe			0.08		0.17	0.33	0.08	0.08	0.42	0.08		0.08	0.17	0.17	0.08	0.17	0.25	2.17

Apêndice 2: Valores obtidos para as variáveis ambientais mensuradas. Legenda: Cobertura do dossel (Codos), Altura do dossel (Altdos), Altura das árvores emergentes (Alteme), Nível de obstrução da vegetação a partir do centro do ponto nas direções N, S, E e W (Obst mN, Obst mS, Obst mE, Obst mW), Índice de forma (SHAPE), Relação perímetro *versus* área do fragmento (PARA), Contraste de borda (ECON) e Cobertura florestal do *buffer* (% CoFlo, % Capo).

Frag	Variáveis ambientais											
	Codos	Altdos	Alteme	Obst mN	Obst mS	Obst mE	Obst mW	PARA	SHAPE	ECON	% CoFlo	% Capo
<b>D1</b>	10.30	6.00	10.00	80.00	100.00	65.00	100.00	89.5298	1.4219	66.6621	8.1874	0.5220
<b>D2</b>	9.45	6.00	12.00	97.50	92.50	95.00	100.00	196.4611	1.2524	74.4961	13.8449	1.6953
<b>D3</b>	14.19	6.00	12.00	75.00	80.00	70.00	85.00	209.3212	1.4324	73.1132	9.0435	2.0851
<b>D4</b>	14.22	5.00	11.00	85.00	85.00	100.00	60.00	254.5964	1.7009	70.0000	2.8220	13.0827
<b>D5</b>	11.71	7.00	15.00	85.00	92.50	80.00	95.00	178.4337	1.2783	70.0000	21.1346	1.1274
<b>D6</b>	11.47	8.00	12.00	65.00	90.00	95.00	95.00	179.7625	1.5221	59.7826	14.1953	6.9727
<b>D7</b>	10.29	13.00	20.00	75.00	80.00	45.00	77.50	191.1804	2.2043	69.3780	8.4958	6.0753
<b>D8</b>	10.34	7.33	18.33	100.00	92.50	99.17	95.00	133.4986	1.6294	70.0000	10.2767	0.3896
<b>D9</b>	15.62	5.33	11.67	100.00	100.00	100.00	100.00	94.1219	1.3333	65.9868	3.0375	0.1014
<b>D10</b>	14.89	9.00	13.33	74.17	68.33	76.67	63.33	165.9333	2.3049	53.1518	7.9331	9.7658
<b>D11</b>	12.97	7.33	11.33	96.67	95.00	98.33	85.00	125.1359	2.3422	61.5674	6.8165	9.0188
<b>D12</b>	19.62	8.33	10.00	80.00	76.67	90.00	78.33	129.0981	2.2366	71.2660	35.0487	3.9702
<b>D13</b>	13.50	7.67	13.33	81.67	76.67	81.67	70.00	153.8339	2.5672	69.6802	8.4285	0.8229
<b>D14</b>	20.18	6.00	9.33	93.33	90.00	85.00	70.00	78.4825	2.2102	66.2112	7.9435	21.7425
<b>D15</b>	12.56	6.33	11.67	88.33	85.00	86.67	61.67	88.4657	2.5894	58.4675	7.7015	6.5178
<b>D16</b>	19.40	8.00	14.00	98.33	95.00	98.33	100.00	97.8041	3.3761	56.2855	7.2232	12.8396

## Capítulo 3

### **DIVERSIDADE FUNCIONAL DE AVES EM ÁREAS COM DINÂMICAS DE FRAGMENTAÇÃO E NUCLEAÇÃO NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL.**

Jan Karel Felix Mähler Jr.<sup>1</sup>, Larissa Oliveira Gonçalves<sup>1</sup>, Luiz dos Anjos<sup>2</sup>, Sandra Maria Hartz<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS. Av. Bento Gonçalves, 9500. Porto Alegre-RS. E-mails: jancibele@via-rs.net, sandra.hartz@ufrgs.br, larissa.oligon@gmail.com

<sup>2</sup> Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas. Universidade Estadual de Londrina - UEL. E-mail: llanjos@sercomtel.com.br

Artigo a ser enviado à revista Animal Conservation

## **Abstract**

When comparing vegetation formations with distinct attributes (such as geomorphology, ecology and floristic) in order to understand the mechanisms that drives some species extinctions and success, it is necessary to consider organization levels related to species and populations attributes. In this study we evaluated the effects of vegetation structure within patches of Mixed Ombrophilous Forest (MOF) and within fragments of Atlantic Ombrophilous Dense Forest (AODF) on functional diversity of bird communities. Both formations are located at Atlantic Forest in southern Brazil, although under different processes of forest nucleation and fragmentation, respectively. Survey was carried out in 32 forest areas with bird point counts, and five groups of species attributes were considered for species classification. We assessed eight environmental variables related to the vegetation within sampled areas. MOF and AODF areas were clustered when related to environmental variables and, less strongly, when related to area size. Migrant birds had significant correlation with at least one ordination axis, showing a stronger association with MOF patches and largest areas. The use of open areas was markedly associated with smaller fragments and patches. Nectarivores and folivore/frugivores had a strong association with AODF fragments, while omnivore species were better represented in MOF patches. Understory birds were significantly related to AODF fragments and small areas, while canopy birds were mainly correlated to MOF patches.

**Key-words:** Mixed Ombrophilous Forest, Atlantic Ombrophilous Dense Forest, vegetation structure, point counts

## **Resumo**

Quando comparamos formações vegetais com diferentes características (*e.g.* geomorfológicas, ecológicas ou florísticas), para entendermos os mecanismos que levam ao desaparecimento de algumas espécies e beneficiam outras, é necessário considerar níveis de organização relacionados a atributos funcionais de espécies e populações. Esse trabalho avaliou os efeitos da estrutura da vegetação em manchas de Floresta Ombrófila Mista (FOM) e fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) sobre a diversidade funcional da assembleia de aves. Ambas formações vegetais estão inseridas na Mata Atlântica do sul do Brasil, porém submetidas a processos de nucleação e fragmentação, respectivamente. O levantamento das aves foi realizado a partir de pontos de contagem em 32 áreas florestais, sendo considerados cinco grupos de atributos para categorização das espécies. Oito variáveis ambientais foram avaliadas relacionadas à vegetação no interior das áreas amostradas para correlação com as aves. As áreas de FOM e FOD foram agrupadas quando relacionadas às variáveis ambientais e, menos fortemente, em relação ao tamanho. Aves com *status* migratório apresentaram correlação significativa com pelo menos um dos eixos, mostrando-se mais fortemente associadas às manchas de FOM e áreas maiores. O uso de áreas abertas teve uma associação mais marcante com os fragmentos e manchas de menor tamanho. Nectarívoros e frugívoros/folívoros tiveram uma associação mais forte com os fragmentos de FOD, enquanto as espécies onívoras foram melhor representadas nas manchas de FOM. Aves de sub-bosque foram significativamente relacionadas aos fragmentos de FOD e áreas de menor tamanho e aves que habitam o dossel estiveram correlacionadas principalmente às manchas de FOM.

**Palavras-chave:** Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, estrutura da vegetação, contagens por pontos

## **Introdução**

Ao longo de sua área de cobertura, a Mata Atlântica brasileira apresenta um mosaico de formações com distintas características fisionômicas e florísticas e em distintos estágios sucessionais e níveis de preservação e conectividade (Becker *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 2009). A formação e manutenção de remanescentes ou manchas florestais podem ocorrer em decorrência de processos naturais (*e.g.* eventos climáticos, processos geológicos, relações ecológicas) ou a partir de causas antrópicas (*e.g.* expansão urbana, utilização irracional dos recursos naturais). Eventos naturais tendem a ocorrer numa escala temporal mais longa (Constantino *et al.*, 2003), podendo provocar processos dinâmicos de conformação da paisagem. Por outro lado, o processo de fragmentação causado pela ação antrópica ocorre, via de regra, em grande escala de espaço e em pequena escala de tempo (Cerqueira *et al.*, 2003).

No planalto nordeste do Rio Grande do Sul e sul de Santa Catarina existem extensas áreas de campo entremeadas por manchas de Floresta Ombrófila Mista (Mata com Araucária) de tamanhos variados, constituindo um verdadeiro mosaico vegetacional (Klein, 1960; Rambo, 1994). Desde o início do século 20, a dinâmica entre estas duas formações vegetacionais vem sendo alvo de discussão entre naturalistas. Para Rambo (1994), os campos do planalto estariam sendo progressivamente substituídos pelas florestas, hipótese que vem sendo confirmada através de estudos palinológicos (Behling, 2002; Behling *et al.*, 2004) e ecológicos (Oliveira & Pillar, 2004; Duarte *et al.*, 2006). Porém, atividades humanas comuns na região, como as queimadas, a criação de gado bovino e a atividade madeireira, tendem a retardar o avanço das florestas sobre os campos, por dificultarem o estabelecimento de espécies vegetais florestais em áreas abertas (Heringer & Jacques, 2001). Assim, a paisagem que se observa nesta região é resultante de duas forças opostas. De um lado, a dinâmica

natural do ecossistema campo-floresta, determinada por múltiplas interações entre clima, solo e organismos, tende a favorecer o avanço da floresta com araucária sobre o campo. De outro, as atividades humanas predominantes na região retardam o avanço florestal, garantindo a permanência do mosaico vegetacional existente.

Na região ocupada pela Floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica *stricto sensu*) no sul do Brasil, ao longo da planície costeira e porções inferiores da escarpa da Serra Geral, a perda e forte fragmentação das áreas de floresta foram decorrentes da ocupação territorial desordenada e exploração gananciosa dos recursos naturais, como ocorrido ao longo de toda a costa atlântica brasileira. Os sucessivos impactos resultantes de diferentes ciclos de exploração, da concentração da população e do estabelecimento dos maiores núcleos urbanos e industriais do país levaram à transformação da paisagem original, reduzindo grandes áreas florestais a fragmentos de tamanhos variados, em sua maioria, muito pequenos e isolados (Anjos, 2001; Mittermeier *et al.*, 2004; Pinto *et al.*, 2006; Ribeiro *et al.*, 2009).

A maioria dos estudos realizados na Mata Atlântica no sul do Brasil avaliando a riqueza e abundância relativa de espécies em comunidades de aves considerou separadamente as diferentes formações vegetais inseridas no referido Bioma (*e.g.* Anjos & Boçon, 1999; Anjos, 2001). Recentemente, novos estudos avaliaram as comunidades de aves conjuntamente em duas ou mais formações, no Paraná e Santa Catarina (Anjos *et al.*, 2011). Entretanto, estudos enfocando simultaneamente a avifauna de áreas fragmentadas e áreas com mosaicos naturais campo-floresta são escassos (*e.g.* Anjos, 2004; Pavlacky Jr. & Anderson, 2007).

Quando comparamos formações com diferentes características (*e.g.* geomorfológicas, ecológicas ou florísticas), mesmo que inseridas em regiões próximas, para entendermos os mecanismos que levam ao desaparecimento de algumas espécies e beneficiam outras, é necessário considerar níveis de organização relacionados a atributos funcionais de espécies e

populações (Cianciaruso *et al.*, 2009; Petchey & Gaston, 2002, 2006; Ricotta, 2005). Especificamente no caso das aves, índices de diversidade podem não evidenciar quais dos atributos (características morfológicas, ecológicas ou fisiológicas) das espécies estão ligadas 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; Batalha *et al.*, 2010; Mouchet *et al.*, 2010). Determinados atributos podem ser indicadores ecológicos relevantes de pressões exercidas pelo ambiente na biologia das espécies, ao mesmo tempo em que demonstram relação com a função do organismo (Díaz & Cabido, 2001; Loreau *et al.*, 2001; Harrington *et al.*, 2010).

Neste estudo buscou-se entender quais os atributos das aves são mais frequentemente associados aos processos de fragmentação e de nucleação. A hipótese é de que as variações na estrutura da vegetação durante estes processos distintos historicamente afetam diferentemente os grupos de espécies de aves. Espera-se com este estudo salientar que estratégias de conservação devem ser diferentes em paisagens fragmentadas, porém com histórias evolutivas diferentes.

## **Material e Métodos**

*Região de estudo.* O estudo foi realizado no nordeste do Rio Grande do Sul e sudeste de Santa Catarina. Na região de Floresta Ombrófila Densa (FOD), os fragmentos localizam-se entre os municípios de Osório e Torres, no Rio Grande do Sul, e entre os municípios de Passo de Torres e Santa Rosa do Sul, em Santa Catarina. Nos domínios da Floresta Ombrófila Mista (FOM), as manchas estiveram compreendidas nos municípios de São Francisco de Paula e Camará do Sul, ambos no Rio Grande do Sul (Fig. 1 e Tabela 1).



A região de inserção dos fragmentos de FOD está compreendida na planície costeira, em terrenos pleistocênicos e holocênicos. O clima é subtropical (Cfa), com precipitação média anual superior aos 1.200 mm; a temperatura média anual fica em torno de 19,5°C (Nimer, 1989). As manchas de FOM estão inseridas no Planalto das Araucárias, apresentando clima temperado, mesotérmico e superúmido (Cfb). A temperatura média anual é de 14,5° C, sendo, aproximadamente, de 20° C, no verão, e de 10° C, no inverno; temperaturas negativas são frequentes no inverno. O total pluviométrico anual para a região é de cerca de 2.250 mm (Nimer, 1989; Bertolletti & Teixeira, 1995).

*Seleção de áreas.* A seleção das áreas de amostragem foi realizada, inicialmente, a partir da análise de imagens de satélite disponíveis no programa Google Earth. Após essa seleção prévia, foi efetuada uma avaliação em campo, considerando aspectos como acesso, segurança, manutenção das características ambientais da área ao longo do tempo e integridade da área. Foram selecionados fragmentos de FOD totalmente inseridos em área de planície e manchas de FOM totalmente inseridas no planalto, obedecendo-se uma distância mínima de 2 km entre as áreas de amostragem. Foram amostradas 32 áreas florestais, sendo 16 de FOD, variando entre 5.1 ha e 145.7 ha, e 16 de FOM, variando de 2.4 a 115.6 ha. A maioria das áreas amostradas estava inserida em propriedades particulares rurais, onde eram desenvolvidas atividades agropecuárias; dois fragmentos de FOD encontram-se no interior de unidades de conservação estaduais (Tabela 1).

*Levantamento das aves.* O método utilizado para levantamento das aves foi o de pontos fixos com raio limitado em 50 m (Bibby, 1992; Vielliard & Silva, 1990). As contagens tiveram duração de 15 minutos e estenderam-se desde 15 minutos após o nascer do sol a, no máximo,

três horas e meia depois. A distância mínima dos pontos até a borda de cada área amostrada foi de 50 m e dos pontos entre si foi de 200 m. As contagens foram realizadas sempre em dias sem precipitação pluviométrica e sem vento que prejudicasse a audição no interior da floresta ou alterasse o comportamento das aves.

As contagens foram realizadas por uma mesma pessoa (JKFMJr.) entre novembro de 2008 e março de 2009, entre novembro de 2009 e fevereiro de 2010 e entre novembro de 2010 e fevereiro de 2011. Cada fragmento foi amostrado duas vezes. O número de pontos em cada área florestal foi dependente do tamanho do fragmento – nas áreas menores que 20 ha apenas um ponto de contagem foi estabelecido e em áreas maiores que 20 ha três pontos de escuta foram definidos. Essa limitação de área foi arbitrária, mas levou em consideração o formato do fragmento e a distância necessária do ponto em relação à borda e entre diferentes pontos.

Apesar do número de pontos estar condicionado ao tamanho das áreas, foi feita uma padronização do esforço amostral nos fragmentos, adaptando-se a metodologia utilizada por MacNally & Horrocks (2002). A primeira contagem realizada nas áreas menores foi sucedida por mais duas no mesmo ponto, com 5 a 10 minutos de intervalo entre as contagens. Na segunda e terceira contagens, apenas indivíduos não registrados na primeira contagem foram acrescentados. Nas áreas maiores cada uma das contagens nos três pontos foi realizada apenas uma vez. Dessa forma, o tempo total gasto em contagens, por amostragem, em cada fragmento ou mancha foi de 45 minutos.

Durante as contagens, foram consideradas as aves registradas visual ou auditivamente que estivessem utilizando efetivamente a área. Cada registro foi tratado como um contato, considerando-se contato como a presença de um indivíduo, casal ou grupo de indivíduos de uma mesma espécie no raio de detecção do ponto. Calculamos um índice de abundância (IA) para as espécies em cada área amostrada, e não para cada ponto, a partir do somatório de

contatos dividido por seis (número de pontos por fragmento, igual a 3, multiplicado pelo número de amostragens, igual a 2). A nomenclatura das espécies segue CBRO (2011).

*Variáveis ambientais.* Oito variáveis ambientais foram avaliadas relacionadas à vegetação no interior dos fragmentos. A descrição das variáveis e a metodologia aplicada na avaliação de cada uma delas são apresentadas a seguir:

(1) Cobertura do dossel (Cobdos) – avaliação da cobertura do dossel a partir de fotografias com lente hemisférica feitas com uma lente olho de peixe, posicionada a uma distância de 2m do solo. Cinco leituras por ponto: centro e a 30 m nas direções N, S, E e W. Porcentagem de cobertura obtida a partir de análise no programa Gap Light Analyzer (Frazer *et al.*, 1999). Foi calculado um valor para cada fragmento a partir da média de todas as leituras;

(2) Altura do dossel (Altdos) – estimativa visual, em metros, da altura do dossel da floresta. Avaliação feita em cada ponto. Para os fragmentos com três pontos utilizou-se um valor médio;

(3) Altura das árvores emergentes (Altemerg) – estimativa visual, em metros, da altura das árvores emergentes. Avaliação feita em cada ponto. Para os fragmentos com três pontos utilizou-se um valor médio;

(4 a 7) Nível de obstrução da vegetação (Obst media N, Obst media S, Obst media E, Obst media W) – avaliação da densidade da vegetação a partir da obstrução visual de uma placa plástica quadriculada de 50 cm x 50 cm, disposta a uma altura entre 1,20m e 1,70m do solo. Este método consiste na estimativa da porcentagem da área do cartão que não pode ser observada por um pesquisador devido à obstrução da vegetação. Oito leituras a partir do centro do ponto: 10 e 30 m nas direções N, S, E e W. Foi considerado um valor médio para cada uma das duas distâncias nas quatro direções;

(8) O uso do ambiente pelo gado (Gado) foi avaliado de forma binária: (0) quando não havia indícios da presença de gado no local, ou quando o uso das áreas pelos animais era incipiente; e (1) quando havia fortes indícios da presença do gado, trilhas bem abertas e solo com pouca vegetação herbáceo/arbustiva.

*Atributos das aves:* As espécies de aves foram categorizadas em grupos, considerando os seguintes atributos:

(1) Espécies migratórias no Rio Grande do Sul e Santa Catarina: comportamento migratório (mi) no sul do Brasil, segundo Belton (1994) e Sick (1997).

(2) Uso de diferentes tipos de ambientes: floresta (fl), áreas abertas – campos e áreas úmidas (aa), capoeira – ambientes florestais secundários (ca) e borda de ambientes florestais (bo), segundo Parker III *et al.* (1996) e Sick (1997);

(3) Guilda alimentar: nectarívoros (nc), frugívoros/folívoros (ff), granívoros (gr), invertívoros (is), carnívoros (cv) e onívoros (on), segundo Willis (1979), Motta-Junior (1990), Anjos (2001) e Ribon *et al.* (2003);

(4) Estrato preferencial de forrageamento: solo (so), sub-bosque (sb) e dossel (do), segundo Willis (1979), Parker III *et al.* (1996), Sick (1997) e Aleixo (1999);

(5) Massa corporal: peso em gramas de indivíduos citados em Belton (1994); havendo informação para mais de um espécime, utilizou-se o peso médio. Para espécies não mencionados na referida publicação, utilizou-se informações da coleção de ornitologia do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS.

*Análise estatística:* Uma análise de componentes principais (Principal Component Analysis - PCA) foi realizada no programa Multiv com a finalidade de ordenar as unidades amostrais

(fragmentos e manchas) de acordo com suas variáveis ambientais. São obtidos escores através da redução da dimensionalidade das variáveis e ordenados com base na quantidade de variação dos dados que explicam (Gotelli & Ellison, 2011). A diversidade funcional da assembléia de aves foi estimada a partir da 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). Para tanto, 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. Visando otimizar as análises, foram excluídas as espécies registradas em menos de quatro áreas. Da multiplicação das duas matrizes (B x W), obtem-se a matriz T, que 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 SYNCSA (Pillar *et al.*, 2009).

Para a detecção dos padrões da diversidade funcional em relação às variáveis ambientais medidas 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 e 2 obtidos pela análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais. A avaliação dos padrões de cada atributo funcional nas unidades amostrais com relação às variáveis ambientais 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 e 2 obtidos pela PCA. A significância estatística dos modelos lineares foi avaliada utilizando-se o software R v.2.7.0 (<http://www.r-project.org>).

## Resultados

Foram registradas 124 espécies ao longo das amostragens, sendo que destas, 87 espécies foram observadas nos fragmentos de FOD e 76 nas manchas de FOM. Considerando o critério de incluir nas análises as espécies registradas em pelo menos quatro áreas, trabalhou-se com um total de 66 espécies (Apêndices 1 e 2). A categorização das espécies segundo seus atributos funcionais é apresentada no Apêndice 3.

Os valores obtidos em cada variável ambiental nos fragmentos são apresentados na Tabela 2. O diagrama de ordenação (Fig. 2) das áreas amostradas relacionadas com as variáveis ambientais apresentou uma explicação de 66.44% para os dois primeiros eixos. Verifica-se uma segregação entre os fragmentos de FOD, à esquerda do gráfico, e as manchas de FOM, à direita (eixo 1). O eixo 2 mostrou uma tendência de agrupar as áreas de maior tamanho na parte superior do gráfico e as de menor tamanho na porção inferior (áreas, D ou F, com números mais elevados tem maior tamanho – Tabela 1).

As variáveis ambientais foram separadas principalmente pelo eixo 2. A cobertura do dossel foi mais compacta nas áreas de maior tamanho e a altura da floresta foi superior nas manchas de FOM, muito provavelmente relacionando-se à presença de pinheiros (*Araucaria angustifolia*) de grande porte. As manchas de FOD apresentam sub-bosque muito mais denso que as áreas de FOM, uma consequência direta da presença de gado bovino no interior das áreas de FOM (Fig. 2; Tabela 2).

O índice de diversidade funcional gerado não se mostrou significativamente correlacionado com o eixo 1 da PCA ( $R^2 = 0.012$ ;  $F = 0.379$ ;  $p = 0.543$ ), mas sim com o eixo 2 ( $R^2 = 0.130$ ;  $F = 4.481$ ;  $p = 0.043$ ), que separa as áreas de Floresta Ombrófila Mista e Densa (Fig. 2). Analisando-se os atributos isoladamente, observou-se correlação significativa para o *status* migratório das espécies com os eixos 1 e 2 da PCA. A correlação com o eixo 1 mostra que as

espécies migratórias estiveram mais fortemente relacionadas às manchas de FOM. O eixo 2 mostra uma tendência de presença de espécies migratórias em áreas de maior tamanho, principalmente nas manchas de FOM (Tabela 3).

O uso de diferentes ambientes, florestas em estágio avançado de sucessão, capoeiras e bordas de ambientes florestais, não apresentou uma correlação significativa com os eixos 1 e 2. Já o uso de áreas abertas foi significativamente relacionado com o eixo 2 (Tabela 3), estando as espécies que habitam áreas abertas mais associadas aos fragmentos e manchas de menor tamanho.

As guildas alimentares nectarívoros, frugívoros/folívoros e onívoros apresentaram relação significativa com o eixo 1. Nectarívoros e frugívoros/folívoros tiveram uma associação mais forte com os fragmentos de FOD, enquanto as espécies onívoras foram melhor representadas nas manchas de FOM. As espécies categorizadas como granívoras, invertívoras e carnívoras não apresentaram correlação com os eixos 1 e 2 (Tabela 3).

Aves que forrageiam preferentemente no solo foram significativamente relacionadas ao eixo 2, com maior associação, principalmente, às áreas de menor tamanho. Aves de sub- bosque foram significativamente relacionadas aos eixos 1 e 2, apresentando uma associação mais forte com os fragmentos de FOD e áreas de menor tamanho. Aves que habitam o dossel estiveram correlacionadas com o eixo 1, principalmente nas manchas de FOM (Tabela 3).

A biomassa corporal das aves não apresentou relação significativa com os eixos 1 e 2 (Tabela 3). Os maiores escores foram obtidos nos fragmentos de FOD e áreas de menor tamanho.

## **Discussão**

Apesar de estudos em diferentes continentes e latitudes verificarem a relação da estrutura do hábitat com a assembléia de aves e suas guildas (Wilson, 1974; Blake & Loiselle, 1991;

Raman *et al.*, 1998; Tews *et al.*, 2004), ou o efeito de distúrbios do hábitat e da sucessão vegetal em relação à avifauna (Jonhs, 1991; Dunn, 2004; Borges, 2007; Gray *et al.*, 2007), estudos similares na Mata Atlântica não são numerosos (Aleixo, 1999). Considerando as grandes transformações ocorridas nas áreas onde se insere a Mata Atlântica brasileira nos últimos dois séculos, estudos que busquem compreender e avaliar as consequências das novas condições ambientais para as espécies animais podem ser de grande relevância.

As áreas amostradas na região de estudo são submetidas a usos antrópicos variados e com diferentes intensidades. Fragmentos de FOD existem principalmente por força da legislação ambiental, que obriga o proprietário a manter 20% de sua propriedade como Reserva Legal. São áreas sujeitas periodicamente a alagamentos e de difícil acesso, não sendo desenvolvidas atividades agrícolas ou pecuárias no interior das mesmas. Um dos principais impactos é a extração cíclica e ilegal de *Euterpe edulis* (palmiteiro). Na FOM grandes extensões de floresta foram cortadas ou degradadas para obtenção de madeira, principalmente nas primeiras décadas do século passado, mas áreas com mosaico floresta-campo foram mantidas, ao menos parcialmente, onde desenvolviam-se atividades pecuárias. As manchas de FOM eram mantidas para obtenção de pinhão e como abrigo para o gado durante os meses mais frios, atividades que perduram até os dias de hoje. Entretanto, o uso sistemático das manchas de floresta pelo gado faz com que o sub-bosque seja bastante aberto, principalmente nas áreas de menor tamanho.

Esses diferentes usos nas áreas florestais amostradas ocasionam uma modificação na estrutura da vegetação e podem provocar efeitos nos recursos utilizados por espécies de aves especialistas. Em algumas situações, chegam a alterar os padrões de distribuição de algumas espécies que não se adaptam às modificações (Aleixo, 1999), tanto em relação ao recurso, quanto ao estrato de forrageio. Mesmo que tenhamos buscado realizar as amostragens



somente em áreas de floresta com estágios sucessionais avançados, que geralmente são caracterizadas pelo desenvolvimento de seus estratos superiores de vegetação (Chazdon *et al.*, 2007), o uso intenso das manchas de FOM pelo gado tende a prejudicar aves florestais com menor plasticidade ambiental que forrageiam e/ou nidificam no estrato intermediário. Além disso, o raleamento da vegetação de solo e de sub-bosque faz com que haja o favorecimento de ingresso de espécies de ambientes abertos, como o tico-tico (*Zonotrichia capensis*) e a maria-preta-de-bico-azulado (*Knipolegus cyanirostris*), para o interior da floresta.

Os fragmentos de FOD, mesmo contando com árvores de grande porte, principalmente figueiras (*Ficus* spp.), apresentam dossel com alturas mais variáveis, o que permite a entrada de luz em setores da floresta. Aliado à falta de utilização da mata, o sub-bosque é extremamente denso, criando oportunidades para os organismos que habitam preferentemente esse estrato (Clearly *et al.*, 2007). Nas manchas de FOM, mesmo com uso intenso pelo gado, a altura da mata é elevada em função da manutenção dos pinheiros (*Araucaria angustifolia*), o que favorece as aves que forrageiam no dossel e tem forte associação com essa espécie vegetal, como o grimpeiro (*Leptasthenura setaria*). A longo prazo, o dossel das manchas de FOM pode sofrer um comprometimento se o uso do gado estiver prejudicando a germinação e crescimento das espécies de árvore que normalmente caracterizam o dossel dessas áreas. O comprometimento da estrutura da floresta em função de seus diferentes usos pode afetar a heterogeneidade ambiental, sendo esta importante para a manutenção da diversidade funcional em larga escala (Batalha *et al.*, 2010).

Os resultados que obtivemos quanto às guildas tróficas, relacionando mais fortemente as espécies nectarívoras e frugívoras/folívoras, podendo dessa forma serem consideradas com uma dieta mais especializada, aos fragmentos de FOD e espécies onívoras, portanto com uma dieta mais generalista, às manchas de FOM, muito provavelmente estejam associados aos

recursos existentes nas áreas em decorrência de seus distintos usos, principalmente à presença do gado nas áreas de FOM. Anjos (2004) não encontrou diferenças nas abundâncias relativas de insetívoros, onívoros e frugívoros em estudo abrangendo manchas de Floresta Ombrófila Mista e fragmentos de Floresta Semidecídua.

Estima-se que a cobertura atual da Mata Atlântica esteja entre 11,4% e 16% de sua extensão original (Ribeiro *et al.*, 2009), alcançando somente 7,48% da cobertura original no Rio Grande do Sul e 23,04% da cobertura original em Santa Catarina (SOS Mata Atlântica, 2011). Entretanto, estes percentuais incluem áreas muito pequenas e com vegetação secundária (Ribeiro *et al.*, 2009) e quando são considerados apenas os fragmentos florestais de planície e das porções mais baixas das encostas, os remanescentes não alcançam 10% de sua extensão original e, no geral, tem área inferior a 30 ha (Tabarelli *et al.*, 2010).

Conhecer as respostas da fauna às modificações ambientais impostas pela intervenção humana torna-se fundamental para o planejamento de estratégias de manejo e conservação, principalmente quando são avaliados grupos de espécies que desempenham papéis chaves na recuperação e/ou manutenção de áreas, aí se enquadrando, por exemplo, as aves por sua relação com a polinização e dispersão de espécies vegetais (Loiselle & Blake, 1994). A inclusão de variáveis ambientais em macro-escala, como abordado por Pavlacky Jr. & Anderson (2007) e Carnicer & Díaz-Delgado (2008), deve ser planejada, podendo ampliar a compreensão sobre atributos relacionados a diferentes estratégias de migração, proximidade com limites de distribuição e capacidade de dispersão.

### **Agradecimentos**

À CAPES pela bolsa de doutorado concedida a Jan Karel F. Mähler Jr. Ao CNPq pelas bolsas de produtividade a Luiz dos Anjos e Sandra M. Hartz (processo no. 306816/2010-5). Ao

Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS por todo auxílio logístico e financeiro. Ao CNPq pelos recursos disponibilizados à Sandra Maria Hartz em Edital Universal (processo no. 476687/2007-1) para realização do projeto.

A Cristiano E. Rovedder, Samuel L. Oliveira, Paola Stumpf, Luiz Fernando de Souza, Clarissa H. Britz e Alan Bolzan pelo auxílio durante as expedições a campo. A Taís de F. R. Guimarães pelas discussões e auxílio nas análises.

### 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.
- Anjos, L.; Boçon, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in Southern Brazil. *Wilson Bull.* 111 (3), 397-414.
- Anjos, L. 2004. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 76 (2): 429-434.
- Anjos, L.; Collins, C. D.; Holt, R. D.; Volpato, G. H.; Mendonça, L. B.; Lopes, E. V.; Boçon, R.; Bisheimer, M. V.; Serafini, P. P.; Carvalho, J. 2011. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 144: 2213-2222.
- 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. 2004. 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.
- Behling, H. 2002. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 177: 19-27.
- Behling, H.; Pillar, V. D.; Orlóci, L.; Bauermann, S. G. 2004. Late Quaternary *Araucaria* forest, grassland (*Campos*), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 203: 277-297.
- Belton, W. 1994. Aves do Rio Grande do Sul, distribuição e biologia. Ed. Unisinos: São Leopoldo, Brazil.
- Bertoletti, J. J.; Teixeira, M. B. 1995. Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró Mata. Termo de Referência. *Divulgações do Museu de Ciências e Tecnologia – UBEA/PUCRS*, Porto Alegre: EDIPUCRS, nº 2.

- Bencke, G. A.; Maurício, G. N.; Develey, P. F.; Goerck, J. M. 2006. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil: parte 1 – estados do domínio da Mata Atlântica. BirdLife International. Save Brasil: São Paulo.
- Bibby, C. J.; Burgess, N. D.; Hill, D. A. 1992. Bird census techniques. London, Academic Press, 257 p.
- Blake, J. G.; Loiselle, B. A. 1991. Variation in resource abundance affects capture rates of birds in three lowland habitats in Costa Rica. *Auk* 118: 304-326.
- Borges, S. H. 2007. Bird assemblages in secondary forest developing after slash and burn agriculture in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23: 469-477.
- 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.
- Carnicer, J.; Díaz-Delgado, R. 2008. Geographic differences between functional groups in patterns of bird species richness in North America. *Acta Oecologica*, 33: 253-264.
- CBRO – Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2011. Lista das aves do Brasil. Disponível em [www.cbro.org.br](http://www.cbro.org.br). Acesso em: março de 2011.
- Cerqueira, R.; Brant, A.; Nascimento, M. T.; Pardini, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. In Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Orgs D. M. Rambaldi; D. A. S. de Oliveira. pp. 23-40. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF.
- Chazdon, R. L.; Letcher, S. G.; van Breugel, M.; 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.
- Constantino, R.; Britez, R. M. De; Cerqueira, R.; Espindola, E. L. G.; Grelle, C. E. V.; Lopes, A. T. L.; Nascimento, M. T.; Rocha, O.; Rodrigues, A. A. F.; Scariot, A.; Sevilha, A. C.; Tiepolo, G. 2003. Causas naturais. Pp. 43-63. In: D. M. Rambaldi & D. A. S. de Oliveira (orgs.), *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF.
- Díaz, S.; Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 646-655.
- Duarte, L. S.; Hartz, S. M.; Pillar, V. D. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology*, 31: 520-528.
- Dunn, R. R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18: 302-309.
- Frazer, G. W.; Canham, C. D.; Lertzman, K. P. 1999. Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Gotelli, N. J.; Ellison, A. M. 2011. *Princípios de estatística em ecologia*. Porto Alegre: Artmed, 528p.

- Gray, M. A.; Baldauf, S. L.; Mayhew, P. J.; Hill, J. K. 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conservation Biology* 21: 133-141.
- Harrington, R.; Anton, C.; Dawson, T. P.; Bello, D. B.; Feld, C. K.; Haslett, J. R.; Kluva'nkova-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.
- Heringer, I.; Jacques, A. V. A. 2001. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição campofloresta. *Ciência Rural*, 31: 1085-1090.
- Johns, A. 1991. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *Journal of Tropical Ecology* 7: 417-437.
- Klein, R. M. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia*, 12: 17-51.
- Loiselle, B. A.; Blake, J. G. 1994. Annual variation in birds and plants on a tropical second-growth woodland. *The Condor*, 96: 368-380.
- Loreau, M. *et al.* 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294: 804-808.
- MacNally, R.; Horrocks, G. 2002. Proportionate spatial sampling and equal-time sampling of mobile animals: A dilemma for inferring areal dependence. *Austral Ecology* 27, 405-415.
- Marques, A. A. B.; Fontana, C. S.; Vélez, E.; Bencke, G. A.; Schneider, M.; Reis, R. E. 2002. Lista de Referência da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul. Decreto no 41.672, de 10 junho de 2002. (FZB/MCT-PUCRS/PANGEA: Porto Alegre. Publicações Avulsas FZB, 11.)
- Mittermeier, R. A.; Gil, P. R.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, J.; Mittermeier, C. G.; Lamourux, J.; Fonseca, G. A. B. 2004. Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Cemex: Washington, DC.
- 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.
- Nimer, E. 1989. Climatologia do Brasil. IBGE: Rio de Janeiro.
- 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: 197-202.
- Pavlacky Jr., D. C.; Anderson, S. H. 2007. Does avian species richness in natural patch mosaics follow the forest fragmentation paradigm? *Animal Conservation*, 10: 57-68.
- Parker III, T. A.; Stotz, D. F.; Fitzpatrick, J. W. 1996. Ecological and Distributional Databases. In *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. D. F. Stotz, J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, D. K. Moskovits, pp. 113-436. The University of Chicago Press.
- 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 basis and looking forward. *Ecology Letters* 9 (6): 741-758.

- Pillar, V. P. 2009. MULTIV: *Multivariate Exploratory Analysis: Randomization Testing and Bootstrap Resampling 2.63 beta*. Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil. Disponível em <<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>>.
- Pillar, V. P.; 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.
- Pinto, L. P.; Bedê, L.; Paese, A.; Fonseca, M.; Paglia, A.; Lamas, I. 2006. Mata Atlântica Brasileira: Os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um *Hotspot* Mundial. In *Biologia da Conservação: Essências*. Orgs. C. F. D. Rocha, H. G. Bergallo, M. Van Sluys and M. A. S. Alves. pp. 91-118. RiMa Editora: São Carlos, São Paulo.
- Raman, T. R. S.; Rawat, G. S.; Johnsingh, A. J. T. 1998. Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, north-east India. *Journal of Applied Ecology* 35: 214-231.
- Rambo, B. 1994. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. São Leopoldo: Ed. Unisinos. 473 p.
- Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. 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.
- Ribon, R.; Simon, J. E.; Mattos G. T. de. 2003. Bird Extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17 (6): 1827-1839.
- Ricotta, C. 2005. Through the jungle of biological diversity. *Acta Biotheoretica* 53 (1): 29-38.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 912 p.
- SOS Mata Atlântica. 2011. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Período 2008-2010. Fundação SOS Mata Atlântica. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais: São Paulo.
- Tabarelli, M.; Aguiar, A. V.; Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Peres, C. A. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation* 143, 2328-2340.
- Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielbörger, K.; Wichmann, M. C.; Schwager, M.; Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79-92.
- Vielliard, J.; Silva, W. R. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados do interior do Estado de São Paulo, Brazil. *Anais do IV Encontro Nacional dos Anilhadores de Aves*. pp. 117-151.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33, 1-25.
- Wilson, M. 1974. Avian Community Organization and Habitat Structure. *Ecology* 55: 1017-1029.

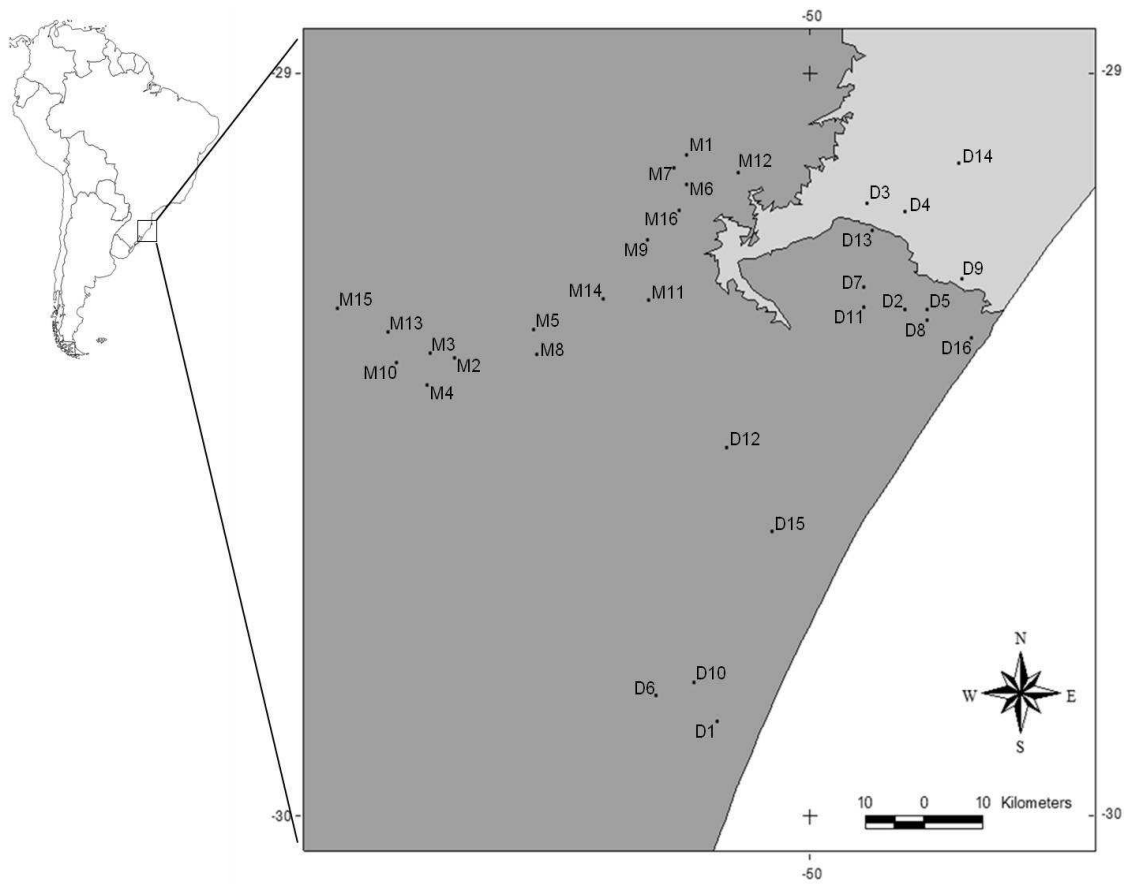


Figura 1: Localização da região de estudo na América do Sul e indicação de localização das manchas e fragmentos estudados nos estados do Rio Grande do Sul (cinza escuro) e Santa Catarina (cinza claro). M – áreas de Floresta Ombrófila Mista. D – áreas de Floresta Ombrófila Densa.

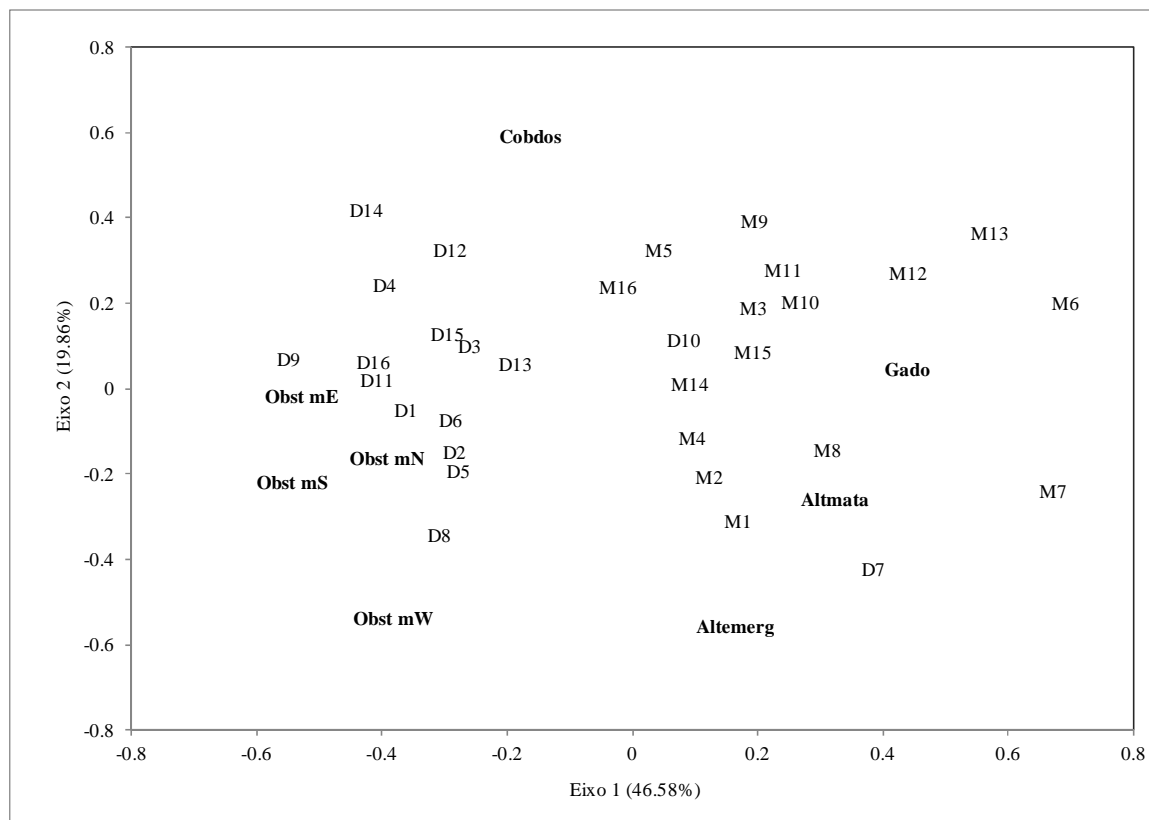


Figura 2: Diagrama biplot de ordenação dos eixos 1 e 2 da PCA demonstrando a relação das 32 áreas florestais amostradas com as variáveis ambientais mensuradas (Altmata – altura do dossel das áreas amostradas; Altemerg – altura das árvores emergentes; Cobdos – porcentagem de cobertura do dossel; Obstrução da vegetação nas direções norte, sul, leste e oeste – Obst mN, Obst mS, Obst mE e Obst mW; Gado – presença de gado nas áreas amostradas; ). M – áreas de Floresta Ombrófila Mista. D – áreas de Floresta Ombrófila Densa. O tamanho dos fragmentos e manchas aumenta conforme o número das áreas amostradas.



Tabela 1: Localização e área dos 16 fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (D) e das 16 manchas de Floresta Ombrófila Mista (M) amostradas, com suas respectivas áreas e propriedade da terra. PP – propriedade particular; UC – unidade de conservação.

Áreas	Coordenadas	Área	Prop
D1	29° 53' 04.10'' S / 50° 09' 00.17'' W	5.1	UC <sup>1</sup>
D2	29° 19' 27.06'' S / 49° 51' 31.66'' W	6.2	PP
D3	29° 10' 55.79'' S / 49° 55' 20.06'' W	6.6	PP
D4	29° 11' 17.00'' S / 49° 51' 24.51'' W	6.7	PP
D5	29° 19' 01.44'' S / 49° 49' 36.58'' W	7.4	PP
D6	29° 50' 40.92'' S / 50° 14' 12.46'' W	9.0	PP
D7	29° 17' 23.57'' S / 49° 55' 02.28'' W	14.2	PP
D8	29° 20' 32.75'' S / 49° 49' 31.31'' W	21.3	PP
D9	29° 16' 58.02'' S / 49° 46' 04.43'' W	28.9	PP
D10	29° 49' 43.08'' S / 50° 10' 54.01'' W	30.0	PP
D11	29° 19' 05.77'' S / 49° 55' 16.84'' W	32.8	PP
D12	29° 30' 52.25'' S / 50° 07' 44.62'' W	39.2	PP
D13	29° 13' 26.48'' S / 49° 54' 35.44'' W	42.8	PP
D14	29° 07' 11.08'' S / 49° 46' 54.10'' W	128.8	PP
D15	29° 38' 00.84'' S / 50° 03' 18.32'' W	141.8	PP
D16	29° 21' 53.44'' S / 49° 45' 47.71'' W	145.7	UC <sup>2</sup>
M1	29° 06' 48.93'' S / 50° 11' 39.24'' W	2.4	PP
M2	29° 23' 27.31'' S / 50° 32' 30.22'' W	3.2	PP
M3	29° 22' 40.99'' S / 50° 34' 32.18'' W	4.7	PP
M4	29° 26' 01.51'' S / 50° 35' 29.62'' W	4.7	PP
M5	29° 21' 10.21'' S / 50° 25' 17.81'' W	5.8	PP
M6	29° 08' 44.68'' S / 50° 11' 37.31'' W	7.8	PP
M7	29° 07' 41.65'' S / 50° 12' 25.98'' W	9.8	PP
M8	29° 22' 47.15'' S / 50° 25' 23.64'' W	10.8	PP
M9	29° 13' 48.02'' S / 50° 14' 48.48'' W	21.7	PP
M10	29° 23' 32.07'' S / 50° 37' 36.47'' W	48.8	PP
M11	29° 18' 40.48'' S / 50° 15' 12.73'' W	49.9	PP
M12	29° 07' 30.88'' S / 50° 06' 51.85'' W	53.6	PP
M13	29° 19' 10.64'' S / 50° 43' 06.02'' W	72.3	PP
M14	29° 18' 36.45'' S / 50° 19' 09.90'' W	87.0	PP
M15	29° 21' 06.09'' S / 50° 38' 37.61'' W	113.0	PP
M16	29° 11' 37.64'' S / 50° 12' 17.06'' W	115.6	PP

1- Reserva Biológica Estadual Mata Paludosa; 2- Parque Estadual de Itapeva

Tabela 2: Valores obtidos para as variáveis ambientais medidas. Legenda: Cobertura do dossel (Codos), Altura do dossel (Altdos), Altura das árvores emergentes (Alteme), Nível de obstrução da vegetação a partir do centro do ponto nas direções N, S, E e W (Obst mN, Obst mS, Obst mE, Obst mW), Presença de gado no interior das áreas amostrados (Gado). D – fragmentos de Floresta Ombrófila Densa. M – manchas de Floresta Ombrófila Mista.

Áreas	Cobdos	Altmata	Altemerg	Obst mN	Obst mS	Obst mE	Obst mW	Gado
D1	10.30	6.00	10.00	80.00	100.00	65.00	100.00	0
D2	9.45	6.00	12.00	97.50	92.50	95.00	100.00	1
D3	14.19	6.00	12.00	75.00	80.00	70.00	85.00	0
D4	14.22	5.00	11.00	85.00	85.00	100.00	60.00	0
D5	11.71	7.00	15.00	85.00	92.50	80.00	95.00	0
D6	11.47	8.00	12.00	65.00	90.00	95.00	95.00	0
D7	10.29	13.00	20.00	75.00	80.00	45.00	77.50	1
D8	10.34	7.33	18.33	100.00	92.50	99.17	95.00	0
D9	15.62	5.33	11.67	100.00	100.00	100.00	100.00	0
D10	14.89	9.00	13.33	74.17	68.33	76.67	63.33	1
D11	12.97	7.33	11.33	96.67	95.00	98.33	85.00	0
D12	19.62	8.33	10.00	80.00	76.67	90.00	78.33	0
D13	13.50	7.67	13.33	81.67	76.67	81.67	70.00	0
D14	20.18	6.00	9.33	93.33	90.00	85.00	70.00	0
D15	12.56	6.33	11.67	88.33	85.00	86.67	61.67	0
D16	19.40	8.00	14.00	98.33	95.00	98.33	100.00	0
M1	8.96	10.00	15.00	72.50	75.00	50.00	100.00	1
M2	11.10	10.00	15.00	30.00	85.00	80.00	97.50	1
M3	13.69	7.00	13.00	30.00	60.00	62.50	60.00	1
M4	9.66	6.00	15.00	35.00	65.00	70.00	90.00	1
M5	16.37	8.00	10.00	87.50	62.50	62.50	55.00	1
M6	11.46	10.00	15.00	100.00	0.00	2.50	10.00	1
M7	14.19	12.00	20.00	37.50	12.50	20.00	100.00	1
M8	12.71	7.00	20.00	75.00	50.00	35.00	70.00	1
M9	17.96	9.33	11.33	15.00	66.67	83.33	46.67	1
M10	13.83	8.00	13.50	51.25	46.25	59.38	48.12	1
M11	18.66	8.00	15.00	54.38	53.12	54.38	53.12	1
M12	11.34	8.00	12.00	45.00	28.33	38.33	30.00	1
M13	14.10	9.00	12.67	13.33	31.67	30.00	23.33	1
M14	12.78	8.67	12.33	50.83	60.67	75.00	90.00	1
M15	13.24	10.50	12.75	68.75	73.12	64.38	53.00	1
M16	13.72	7.67	9.33	71.67	71.67	75.67	63.33	1

Tabela 3: Resultado das regressões lineares relacionando os valores médios de cada atributo nas áreas amostradas com os escores de ordenação dos eixos 1 e 2. Em negrito encontram-se as relações significativas para  $p \leq 0.05$ .

<b>Atributo</b>	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
Status migratório no sul do Brasil	<b><math>R^2 = 0.394</math>; <math>F = 19.52</math>; <math>p &lt; 0.01</math></b>	<b><math>R^2 = 0.170</math>; <math>F = 6.137</math>; <math>p &lt; 0.05</math></b>
Espécies que habitam floresta	$R^2 = 0.015$ ; $F = 0.463$ ; $p > 0.05$	$R^2 = 0.039$ ; $F = 1.205$ ; $p > 0.05$
Espécies que habitam capoeiras	$R^2 = 0.11$ ; $F = 3.71$ ; $p > 0.05$	$R^2 = 0.019$ ; $F = 0.605$ ; $p > 0.05$
Espécies que habitam áreas abertas	$R^2 = 0.013$ ; $F = 0.385$ ; $p > 0.05$	<b><math>R^2 = 0.206</math>; <math>F = 7.792</math>; <math>p &lt; 0.01</math></b>
Espécies que ocupam bordas de ambientes florestais	$R^2 = 0.055$ ; $F = 1.751$ ; $p > 0.05$	$R^2 = 0.033$ ; $F = 1.038$ ; $p > 0.05$
Espécies que forrageiam preferentemente no solo	$R^2 = 0.082$ ; $F = 2.666$ ; $p > 0.05$	<b><math>R^2 = 0.214</math>; <math>F = 8.192</math>; <math>p &lt; 0.01</math></b>
Espécies que forrageiam preferentemente no sub-bosque	<b><math>R^2 = 0.357</math>; <math>F = 16.64</math>; <math>p &lt; 0.01</math></b>	<b><math>R^2 = 0.357</math>; <math>F = 16.04</math>; <math>p &lt; 0.01</math></b>
Espécies que forrageiam preferentemente no dossel	<b><math>R^2 = 0.473</math>; <math>F = 26.95</math>; <math>p &lt; 0.01</math></b>	$R^2 = 0.006$ ; $F = 0.174$ ; $p > 0.05$
Espécies nectarívoras	<b><math>R^2 = 0.319</math>; <math>F = 14.08</math>; <math>p &lt; 0.01</math></b>	$R^2 = 0.006$ ; $F = 0.189$ ; $p > 0.05$
Espécies frugívoro/folívoras	<b><math>R^2 = 0.134</math>; <math>F = 4.653</math>; <math>p &lt; 0.05</math></b>	$R^2 = 0.052$ ; $F = 1.659$ ; $p > 0.05$
Espécies invertívoras	$R^2 = 0.068$ ; $F = 2.175$ ; $p > 0.05$	$R^2 = 0.016$ ; $F = 0.485$ ; $p > 0.05$
Espécies onívoras	<b><math>R^2 = 0.248</math>; <math>F = 9.905</math>; <math>p &lt; 0.01</math></b>	$R^2 = 0.0005$ ; $F = 0.015$ ; $p > 0.05$
Espécies granívoras	$R^2 = 0.0003$ ; $F = 0.009$ ; $p > 0.05$	$R^2 = 6.933 \text{ e-}05$ ; $F = 0.002$ ; $p > 0.05$
Espécies carnívoras	$R^2 = 0.0003$ ; $F = 0.008$ ; $p > 0.05$	$R^2 = 0.003$ ; $F = 0.091$ ; $p > 0.05$
Biomassa corporal	$R^2 = 0.037$ ; $F = 1.143$ ; $p > 0.05$	$R^2 = 0.008$ ; $F = 0.229$ ; $p > 0.05$

Apêndice 1: Espécies de aves registradas em pelo menos quatro fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (D) durante as amostragens. A abundância das espécies em cada área amostrada foi calculada a partir do somatório de contatos dividido por seis (número de pontos por fragmento, igual a 3, multiplicado pelo número de amostragens, igual a 2) – para maiores detalhes vide metodologia. Espécies apresentadas em ordem alfabética.

<b>Espécies</b>	<b>D1</b>	<b>D2</b>	<b>D3</b>	<b>D4</b>	<b>D5</b>	<b>D6</b>	<b>D7</b>	<b>D8</b>	<b>D9</b>	<b>D10</b>	<b>D11</b>	<b>D12</b>	<b>D13</b>	<b>D14</b>	<b>D15</b>	<b>D16</b>
<i>Amazilia versicolor</i>	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.08	0.00	0.08	0.08	0.00
<i>Aramides saracura</i>	0.00	0.08	0.08	0.00	0.08	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Attila rufus</i>	0.00	0.08	0.08	0.17	0.08	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.08	0.00	0.08	0.08	0.00	0.00
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0.17	0.17	0.25	0.25	0.17	0.33	0.25	0.58	0.25	0.83	0.42	0.58	0.58	0.67	0.75	0.58
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00
<i>Cacicus chrysopterus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0.08	0.00	0.08	0.17	0.08	0.17	0.00	0.33	0.17	0.42	0.00	0.08	0.08	0.08	0.08	0.33
<i>Celeus flavescens</i>	0.00	0.00	0.08	0.08	0.08	0.00	0.17	0.17	0.25	0.00	0.08	0.08	0.17	0.00	0.17	0.00
<i>Chiroxiphia caudata</i>	0.00	0.33	0.17	0.17	0.17	0.17	0.25	0.33	0.08	0.00	0.67	0.42	0.33	0.33	0.33	0.42
<i>Coereba flaveola</i>	0.17	0.08	0.00	0.08	0.08	0.00	0.00	0.17	0.08	0.08	0.17	0.00	0.00	0.00	0.17	0.17
<i>Colaptes campestris</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Conopophaga lineata</i>	0.00	0.25	0.08	0.08	0.08	0.08	0.25	0.25	0.00	0.00	0.08	0.00	0.50	0.08	0.08	0.00
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Crypturellus obsoletus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.17	0.08	0.08	0.00	0.00	0.08	0.17	0.00	0.00	0.00	0.17
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0.00	0.00	0.17	0.00	0.08	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.08	0.08
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0.00	0.08	0.08	0.00	0.08	0.00	0.17	0.17	0.00	0.00	0.33	0.00	0.33	0.33	0.00	0.00
<i>Elaenia mesoleuca</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Euphonia pectoralis</i>	0.00	0.08	0.00	0.17	0.33	0.08	0.08	0.42	0.08	0.00	0.08	0.17	0.17	0.08	0.17	0.25
<i>Habia rubica</i>	0.00	0.08	0.08	0.17	0.17	0.00	0.25	0.33	0.00	0.00	0.08	0.17	0.25	0.33	0.17	0.25
<i>Heliobletus contaminatus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00
<i>Icterus cayanensis</i>	0.17	0.08	0.00	0.00	0.00	0.08	0.08	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.08	0.00
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0.25	0.08	0.08	0.08	0.17	0.17	0.08	0.00	0.00	0.42	0.50	0.17	0.25	0.17	0.25	0.17
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

<i>Leptasthenura setaria</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Leptasthenura striolata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Leptotila verreauxi</i>	0.08	0.08	0.00	0.17	0.08	0.17	0.00	0.00	0.33	0.08	0.08	0.17	0.42	0.08	0.00	0.08
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.08	0.00	0.25	0.00	0.00
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.08	0.08	0.08	0.33	0.08	0.08	0.00
<i>Myrmeciza squamosa</i>	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.08	0.58	0.00
<i>Ortalis guttata</i>	0.08	0.17	0.00	0.08	0.08	0.00	0.00	0.17	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.17	0.00	0.00	0.00	0.50	0.08	0.25	0.17	0.00	0.08
<i>Parula pitiayumi</i>	0.08	0.17	0.25	0.25	0.42	0.42	0.17	0.92	0.33	0.67	0.33	0.25	0.42	0.42	0.50	0.42
<i>Patagioenas picazuro</i>	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Phyllomyias virescens</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Phylloscartes ventralis</i>	0.08	0.08	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.08	0.00	0.00
<i>Piaya cayana</i>	0.00	0.08	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.08	0.17	0.00	0.08	0.00	0.08
<i>Piculus aurulentus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Picumnus temminckii</i>	0.00	0.08	0.08	0.17	0.17	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.25	0.17	0.00	0.17	0.17	0.17
<i>Pipraeidea melanonota</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.25	0.25	0.25	0.17	0.33	0.25	0.25	0.50	0.42	0.33	0.17	0.17	0.25	0.00	0.17	0.17
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0.00	0.17	0.25	0.08	0.08	0.00	0.08	0.33	0.17	0.00	0.33	0.08	0.33	0.17	0.08	0.33
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	0.00	0.00	0.25	0.08	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.17	0.17	0.00
<i>Rupornis magnirostris</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08
<i>Saltator similis</i>	0.00	0.00	0.00	0.08	0.08	0.00	0.00	0.17	0.00	0.08	0.25	0.00	0.08	0.00	0.00	0.08
<i>Schiffornis virescens</i>	0.00	0.17	0.17	0.08	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.17	0.08	0.00	0.08
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.08	0.00	0.00	0.08	0.00
<i>Stephanophorus diadematus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00
<i>Tachyphonus coronatus</i>	0.00	0.00	0.08	0.08	0.08	0.00	0.00	0.33	0.00	0.17	0.08	0.00	0.17	0.08	0.00	0.00
<i>Tangara preciosa</i>	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.08	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tangara sayaca</i>	0.17	0.08	0.17	0.00	0.17	0.17	0.00	0.25	0.08	0.33	0.08	0.00	0.00	0.00	0.08	0.17
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0.00	0.00	0.25	0.08	0.00	0.00	0.25	0.00	0.25	0.00	0.17	0.08	0.33	0.17	0.25	0.17
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0.00	0.00	0.08	0.08	0.00	0.08	0.08	0.00	0.00	0.00	0.17	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Troglodytes musculus</i>	0.25	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08
<i>Turdus albicollis</i>	0.08	0.00	0.00	0.00	0.08	0.08	0.25	0.17	0.00	0.00	0.25	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00
<i>Turdus rufiventris</i>	0.25	0.17	0.08	0.00	0.17	0.17	0.00	0.25	0.00	0.17	0.00	0.00	0.42	0.17	0.00	0.08

<i>Turdus subalaris</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0.00	0.00	0.17	0.00	0.08	0.08	0.00	0.00	0.17	0.00	0.08	0.08	0.00	0.17	0.08	0.08
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0.00	0.00	0.08	0.00	0.08	0.00	0.17	0.00	0.08	0.00	0.08	0.00	0.08	0.17	0.00	0.08
<i>Vireo olivaceus</i>	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.08
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00	0.08	0.42	0.33	0.42	0.00	0.00
<i>Zonotrichia capensis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Apêndice 2: Espécies de aves registradas em pelo menos quatro manchas de Floresta Ombrófila Mista (M) durante as amostragens. A abundância das espécies em cada área amostrada foi calculada a partir do somatório de contatos dividido por seis (número de pontos por fragmento, igual a 3, multiplicado pelo número de amostragens, igual a 2) – para maiores detalhes vide metodologia. Espécies apresentadas em ordem alfabética.

<b>Espécies</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>M7</b>	<b>M8</b>	<b>M9</b>	<b>M10</b>	<b>M11</b>	<b>M12</b>	<b>M13</b>	<b>M14</b>	<b>M15</b>	<b>M16</b>
<i>Amazilia versicolor</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Aramides saracura</i>	0.33	0.17	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17
<i>Attila rufus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.17	0.00	0.67	0.50	0.33	0.50	0.17	0.33	0.50	0.50
<i>Cacicus chrysopterus</i>	0.17	0.00	0.17	0.33	0.00	0.17	0.00	0.17	0.00	0.50	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.33
<i>Celeus flavescens</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Chiroxiphia caudata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Coereba flaveola</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Colaptes campestris</i>	0.17	0.50	0.17	0.17	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00
<i>Conopophaga lineata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0.50	0.33	0.17	0.33	0.33	0.50	0.33	0.17	0.00	0.00	0.17	0.17	0.00	0.00	0.00	0.17
<i>Crypturellus obsoletus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.33	0.00
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	0.17	0.17	0.17	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.17	0.33	0.00	0.00	0.17	0.00
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0.00	0.17	0.33	0.33	0.17	0.33	0.00	0.17	0.17	0.83	1.00	0.83	0.17	0.33	0.33	0.33
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.17	0.00	0.00	0.33
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Elaenia mesoleuca</i>	0.67	0.67	1.00	0.33	0.83	0.67	0.50	0.67	2.17	1.33	2.17	0.83	1.00	1.67	1.67	1.67
<i>Euphonia pectoralis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Habia rubica</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Heliobletus contaminatus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.17	0.17	0.00	0.00	0.17	0.33	0.17	0.17	0.00	0.33
<i>Icterus cayanensis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

<i>Lathrotriccus euleri</i>	0.00	0.00	0.17	0.00	0.33	0.00	0.17	0.00	0.50	0.00	0.00	0.33	0.67	0.17	0.67	0.67
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	0.00	0.33	0.50	0.50	0.50	0.33	0.33	0.33	0.83	0.17	1.00	0.50	0.67	0.83	0.50	0.67
<i>Leptasthenura setaria</i>	0.00	0.83	0.50	0.33	0.50	0.00	0.33	0.17	1.00	0.83	1.17	0.17	0.83	0.83	0.50	0.17
<i>Leptasthenura striolata</i>	0.00	0.17	0.17	0.17	0.00	0.17	0.17	0.17	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.33	0.17
<i>Leptotila verreauxi</i>	0.00	0.17	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0.50	0.33	0.50	0.17	0.50	0.33	0.17	0.67	1.17	0.33	0.67	0.33	0.50	0.83	0.50	1.00
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.50	0.17	0.33	0.00	0.50	0.50	0.50	0.33
<i>Myrmeciza squamosa</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Ortalis guttata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.00	0.00	0.33	0.00	1.00	0.33	0.00	0.00	0.17	0.00	0.33
<i>Parula pitiayumi</i>	0.67	0.83	0.33	0.50	0.67	0.50	0.17	0.33	0.17	0.50	0.33	1.17	1.00	0.33	0.67	1.33
<i>Patagioenas picazuro</i>	0.00	0.33	0.00	0.17	0.33	0.17	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.33	0.00	0.83	1.00
<i>Phyllomyias virescens</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.17	0.17	0.17	0.33	0.00	0.33	0.17	0.33
<i>Phylloscartes ventralis</i>	0.33	0.17	0.17	0.33	0.17	0.00	0.17	0.33	0.33	0.17	1.00	0.67	1.33	0.50	1.00	0.50
<i>Piaya cayana</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Piculus aurulentus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.33	0.00	0.50	0.00
<i>Picumnus temminckii</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pipraeidea melanonota</i>	0.17	0.50	0.17	0.17	0.50	0.00	0.17	0.33	0.50	1.33	0.33	0.17	0.17	0.50	0.17	0.17
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.50	0.50	0.33	0.17	0.50	0.33	0.17	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Rupornis magnirostris</i>	0.00	0.00	0.17	0.00	0.17	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00
<i>Saltator similis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Schiffornis virescens</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.17	0.00	0.00	0.50
<i>Stephanophorus diadematus</i>	0.17	0.00	0.00	0.17	0.33	0.17	0.00	0.17	0.00	0.33	0.33	0.17	0.00	0.00	0.00	0.17
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0.17	0.00	0.17	0.17	0.17	0.33	0.17	0.17	0.50	0.00	0.00	0.33	0.17	0.50	0.50	0.67
<i>Tachyphonus coronatus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tangara preciosa</i>	0.00	0.00	0.17	0.17	0.17	0.33	0.33	0.50	0.33	0.00	0.50	0.33	1.00	0.83	0.50	0.17
<i>Tangara sayaca</i>	0.17	0.17	0.17	0.17	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.17	0.67	0.17	0.00	0.00	0.00	0.33	0.17	0.50
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.17	0.00
<i>Troglodytes musculus</i>	0.33	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Turdus albicollis</i>	0.17	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.50	0.17	0.00	0.50	0.00



<i>Turdus amaurochalinus</i>	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.17
<i>Turdus rufiventris</i>	0.33	0.33	0.67	0.67	0.33	0.17	0.33	0.33	0.50	0.33	0.17	0.67	0.17	0.33	0.33	0.83
<i>Turdus subalaris</i>	0.00	0.33	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0.17	0.17	0.17	0.33	0.00	0.00	0.17	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.00	0.33	0.17	0.33	0.33	0.17	0.17	0.17	0.00	0.17	0.17
<i>Vireo olivaceus</i>	0.50	0.00	0.00	0.00	0.50	0.67	0.33	0.50	0.50	0.00	0.50	1.50	0.50	0.50	1.50	1.33
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17	0.00
<i>Zonotrichia capensis</i>	0.17	0.50	0.67	0.33	0.33	0.00	0.00	0.17	0.00	0.50	0.17	0.00	0.33	0.33	0.17	0.00

Apêndice 3: Valores considerados nos atributos das espécies de aves. Legenda: Mig\_RS – espécies migratórias no sul do Brasil; fl – floresta; ca – capoeira; aa – áreas abertas; bo – borda de ambientes florestais; so – solo; su – sub-bosque; do – dossel; nc – nectarívoros; ff – frugívoro-folívoros; is – invertívoros; on – onívoros; gr – granívoros; cn – carnívoros; ps – peso. Maiores detalhes vide Material e Métodos.

<b>Espécies</b>	<b>Mig_RS</b>	<b>fl</b>	<b>ca</b>	<b>aa</b>	<b>bo</b>	<b>so</b>	<b>su</b>	<b>do</b>	<b>nc</b>	<b>ff</b>	<b>is</b>	<b>on</b>	<b>gr</b>	<b>cn</b>	<b>ps</b>
<i>Amazilia versicolor</i>	0	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	4.00
<i>Aramides saracura</i>	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	540.00
<i>Attila rufus</i>	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	42.00
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	9.62
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	15.17
<i>Cacicus chrysopterus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	34.83
<i>Campostoma obsoletum</i>	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	8.80
<i>Celeus flavescens</i>	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	154.50
<i>Chiroxiphia caudata</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	23.00
<i>Coereba flaveola</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	10.00
<i>Colaptes campestris</i>	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	157.67
<i>Conopophaga lineata</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	22.60
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	13.40
<i>Crypturellus obsoletus</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	545.00
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	272.00
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	28.80
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	65.20
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	11.70
<i>Elaenia mesoleuca</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	17.70
<i>Euphonia pectoralis</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	15.50
<i>Habia rubica</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	32.33
<i>Heliobletus contaminatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	14.00
<i>Icterus cayanensis</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	32.20
<i>Lathrotriccus eulerei</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	10.90

Espécies	Mig_RS	fl	ca	aa	bo	so	su	do	nc	ff	is	on	gr	cn	ps
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	28.80
<i>Leptasthenura setaria</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	11.00
<i>Leptasthenura striolata</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	10.00
<i>Leptotila verreauxi</i>	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	188.70
<i>Myiarchus swainsoni</i>	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	27.00
<i>Myiodynastes maculatus</i>	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	44.00
<i>Myrmeciza squamosa</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	18.70
<i>Ortalis guttata</i>	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	620.00
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	24.50
<i>Parula pitiayumi</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	8.17
<i>Patagioenas picazuro</i>	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	402.00
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	10.50
<i>Phyllomyias virescens</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	11.00
<i>Phylloscartes ventralis</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	8.20
<i>Piaya cayana</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	134.00
<i>Piculus aurulentus</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	62.50
<i>Picumnus temminckii</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	11.50
<i>Pipraeidea melanonota</i>	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	20.67
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	75.00
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	9.25
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	6.00
<i>Rupornis magnirostris</i>	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	284.00
<i>Saltator similis</i>	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	48.50
<i>Schiffornis virescens</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	24.17
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	12.80
<i>Stephanophorus diadematus</i>	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	35.00
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	25.67
<i>Tachyphonus coronatus</i>	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	27.00
<i>Tangara preciosa</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	23.00
<i>Tangara sayaca</i>	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	32.67
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	20.70
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	17.00
<i>Troglodytes musculus</i>	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	11.83
<i>Turdus albicollis</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	62.25
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	66.88
<i>Turdus rufiventris</i>	0	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	78.38
<i>Turdus subalaris</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	49.75

<b>Espécies</b>	<b>Mig_RS</b>	<b>fl</b>	<b>ca</b>	<b>aa</b>	<b>bo</b>	<b>so</b>	<b>su</b>	<b>do</b>	<b>nc</b>	<b>ff</b>	<b>is</b>	<b>on</b>	<b>gr</b>	<b>cn</b>	<b>ps</b>
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	39.50
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	42.00
<i>Vireo olivaceus</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	16.00
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	20.00
<i>Zonotrichia capensis</i>	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	21.88

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Vimos nessa tese que a realização de mais de uma amostragem em áreas florestais é importante para melhor avaliação da riqueza existente em fragmentos e manchas. Esse resultado, de certa forma esperado, deve passar por uma avaliação de custo/benefício onde se decida o esforço amostral adequado para o conhecimento apropriado das espécies de aves habitantes de áreas florestais na Mata Atlântica do sul do Brasil e melhor compreensão das relações ecológicas existentes entre as aves e variáveis ambientais associadas à estrutura da vegetação, tamanho e forma das áreas e questões da paisagem. Nesse contexto, adequações no tempo de contagens por pontos e número de pontos por área, associadas a questões analíticas, são importantes para definir a importância de se amostrar de uma maneira mais intensa áreas de diferentes tamanhos ou amostrar um número maior de áreas, não sendo estas situações excludentes e sim dependentes dos objetivos de cada estudo. Como visto nessa tese, avaliar por mais tempo as áreas de menor tamanho foi uma decisão importante.

A importância dos fragmentos de menor tamanho, como visto no capítulo 2, com uma riqueza rarefeita média superior às áreas maiores é diferente dos resultados obtidos em outros estudos na Mata Atlântica (*eg.* Willis, 1979; Christiansen & Pitter, 1997; Anjos, 2001). Uma possível explicação é a ausência de fragmentos florestais de grande tamanho (em torno de 1000 ha ou maiores) no nordeste do Rio Grande do Sul e sudeste de Santa Catarina, diferentemente dos estudos realizados na região Sudeste e na Amazônia (*eg.* Bierregaard Jr. & Lovejoy 1989, Stratford & Stouffer 1999, Aleixo 2001). A importância das áreas menores foi registrada inclusive para muitas espécies ameaçadas de extinção e endêmicas da Mata Atlântica. Relacionando o tamanho dos fragmentos às métricas de mancha que avaliam aspectos espaciais e de conectividade,

observa-se a importância de elementos da estrutura da paisagem, como o grau de conectividade, tamanho e a forma do fragmento e o tipo de matriz circundante, como apontado por Metzger (1999), Renjifo (2001), Cerqueira *et al.* (2003) e Castella & Britez (2004). Esses resultados demonstram a necessidade de planejamento de estratégias que melhorem a conectividade de áreas protegidas por lei através de áreas particulares com distintos usos do solo.

Quanto às guildas tróficas, os resultados obtidos relacionando mais fortemente espécies especializadas em determinados grupos alimentares aos fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD), e espécies onívoras, portanto com uma dieta mais generalista, às manchas de Floresta Ombrófila Mista (FOM), muito provavelmente sejam decorrentes dos recursos existentes nas áreas em função de seus distintos usos, especialmente da ocupação do gado na FOM, que ocasiona a abertura do sub-bosque. Entretanto, essas manchas de floresta foram mantidas historicamente pelos proprietários particulares do planalto para abrigo do gado e obtenção de recursos florestais. Medidas de manejo que possam vir a ser planejadas no futuro devem considerar conjuntamente a importância social e ambiental dessas manchas florestais, minimizando os prejuízos à biodiversidade mencionados por Aleixo (1999), Chazdon *et al.* (2007) e Batalha *et al.* (2010).

Enumerando alguns aspectos não abordados na presente tese, deve ser considerada de forma mais intensiva em estudos futuros a necessidade de se incorporar às análises uma avaliação da detectabilidade dos indivíduos durante as contagens, já que a obtenção dos registros pode ser influenciada pela distância da ave em relação ao observador, características físicas e comportamentais das espécies, estrutura do hábitat, condições meteorológicas, perturbações sonoras externas, diferentes capacidades entre observadores e período do ano e do dia (Alldredge *et al.* 2007 a, b).

Um outro aspecto importante seria a continuidade das amostragens nos próximos anos, avaliando possíveis mudanças nos resultados com uma quantidade maior de dados. Essas informações seriam importantes para avaliar mais corretamente a importância dos fragmentos florestais para as aves e determinar a intensidade de uso dessas áreas. Considerando as espécies de aves extintas localmente, é possível que os fragmentos de FOD estejam, ou venham a passar, por um colapso.

Como mencionado no capítulo 1, mais do que a simples comparação com outros estudos similares, a padronização de alguns métodos e procedimentos analíticos em estudos futuros poderia contribuir para a identificação de padrões de ocupação de espécies em áreas fragmentadas e também com a priorização de ações conservacionistas. Além disso, os resultados obtidos nessa tese podem contribuir com outros estudos que abordem os processos de fragmentação florestal e nucleação no extremo sul do Brasil. Trabalhos similares na região devem ser incentivados, possibilitando a ampliação do conhecimento sobre o tema e a integração de informações. Conhecer as respostas da fauna às modificações ambientais impostas pela intervenção humana torna-se fundamental para o planejamento de estratégias de manejo e conservação, principalmente quando são avaliados grupos de espécies que desempenham papéis-chaves na recuperação e/ou manutenção de áreas, aí se enquadrando, por exemplo, as aves por sua relação com a polinização e dispersão de espécies vegetais (Loiselle & Blake, 1994). A inclusão de variáveis ambientais em macro-escala, como abordado por Pavlacky Jr. & Anderson (2007) e Carnicer & Díaz-Delgado (2008), deve ser planejada, podendo ampliar a compreensão sobre atributos relacionados a diferentes estratégias de migração, proximidade com limites de distribuição e capacidade de dispersão.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aleixo, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. *The condor* 101: 537-548.
- Aleixo, A. 2001. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. Pp. 199-206. In: J. L. B. Albuquerque, J. F. Cândido Jr., F. C. Straube & A. L. Roos, *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Editora Unisul, Tubarão, Santa Catarina.
- Allredge, M. W.; Pollock, K. H.; Simons, T. R.; Collazo, J. A.; Shriner, S. A. 2007a. Time-of-detection method for estimating abundance from point-counts surveys. *AUK* 124 (2): 653-664.
- Allredge, M. W.; Simons, T. R.; Pollock, K. H. 2007b. Factors affecting aural detections of songbirds. *Ecological Applications* 17 (3): 948-955.
- 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.
- Bierregaard Jr., R. O.; Lovejoy, T. E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica*, 19: 215-241.
- Carnicer, J.; Díaz-Delgado, R. 2008. Geographic differences between functional groups in patterns of bird species richness in North America. *Acta Oecologica*, 33: 253-264.
- Castella, P. R.; Britez, R. M. de. (orgs.) 2004. *A Floresta com Araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais*. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF.
- Cerqueira, R.; Brant, A.; Nascimento, M. T.; Pardini, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. Pp. 23-40. In: D. M. Rambaldi & D. A. S. de Oliveira (orgs.), *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF.
- Chazdon, R. L.; Letcher, S. G.; van Breugel, M.; 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.
- Christiansen, M. B.; Pitter, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 80: 23-32.
- Laps, R. R.; Cordeiro, P. H. C.; Kajiwara, D.; Ribon, R.; Rodrigues, A. A. F.; Uejima, A. 2003. Aves. Pp. 153-181. In: D. M. Rambaldi & D. A. S. de Oliveira (orgs.), *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- Loiselle, B. A.; Blake, J. G. 1994. Annual variation in birds and plants on a tropical second-growth woodland. *The Condor*, 96: 368-380.
- Metzger, J. P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71: 445-463.
- Pavlacky Jr., D. C.; Anderson, S. H. 2007. Does avian species richness in natural patch mosaics follow the forest fragmentation paradigm? *Animal Conservation*, 10: 57-68.
- Renjifo, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications*, 11 (1): 14-31.



- Stratford, J. A.; Stouffer, P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivores birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology*, 13 (6): 1416-1423.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33: 1-25.