



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

GABRIELA MENEZES BOCHIO

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DE AVES NA  
MATA ATLÂNTICA**

---

Londrina  
2016

**GABRIELA MENEZES BOCHIO**

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DE AVES NA  
MATA ATLÂNTICA**

Tese apresentada ao curso de Doutorado em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como requisito parcial para obtenção do título de Doutor.

Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos

Londrina  
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Bochio , Gabriela Menezes .

Diversidade Funcional de aves na Mata Atlântica / Gabriela Menezes Bochio . - Londrina, 2016.  
142 f. : il.

Orientador: Luiz dos Anjos .

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2016.  
Inclui bibliografia.

1. diversidade funcional - Tese. 2. comunidade de aves - Tese. 3. Mata Atlântica - Tese. 4. serviços ecossistêmicos - Tese. I. dos Anjos , Luiz . II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

GABRIELA MENEZES BOCHIO

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DE AVES NA  
MATA ATLÂNTICA**

Tese apresentada ao curso de Doutorado em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como requisito parcial para obtenção do título de Doutor.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos  
Universidade Estadual de Londrina – UEL

---

Prof. Dr. Leandro da Silva Duarte  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul –  
UFRGS

---

Prof. Dr. Augusto João Piratelli  
Universidade Federal de São Carlos –UFScar

---

Prof. Dr. Fernando Camargo Jerep  
Universidade Estadual de Londrina – UEL

---

Prof. Dr. Jose Marcelo D. Torezan  
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Londrina, 09 de novembro de 2016.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Prof. Dr. Luiz dos Anjos pelos muitos ensinamentos, incentivos, conversas e paciência. Fica aqui minha gratidão e admiração.

Aos professores e ao programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina .

Ao Prof. Dr. Robert Fletcher por me receber tão bem no período de doutorado sanduíche e por me proporcionar ferramentas para execução deste trabalho

A toda equipe do Laboratório de Ornitologia e Biacústica da Universidade Estadual de Londrina, em especial a Bárbara e Larissa pelos muitos momentos de reflexão e trabalho.

Um agradecimento especial aos amigos doutorandos de outras instituições Bia e Hugo que me auxiliaram durante a execução deste trabalho.

A minha família que amo tanto na qual dedico esta realização.

Aos meus amigos que mesmo de longe me davam força e inspiração para executar esse trabalho.

Ao meu namorado Guilherme, pelo amor, paciência e motivação.

A CAPES

Bochio Menezes, Gabriela. **Diversidade funcional de aves na Mata Atlântica**. 2016. 142 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina 2016.

## RESUMO

A importância da diversidade de espécies para o funcionamento dos ecossistemas tem emergido como uma questão chave na ecologia já que as espécies não são iguais em suas características funcionais. As medidas tradicionais de diversidade, que consideram apenas o número de espécies e suas abundâncias têm se mostrado estimativas pouco preditivas da estrutura e do funcionamento de uma comunidade. Em contrapartida as abordagens sob uma perspectiva funcional tem atraído um maior interesse dos ecólogos, pois melhor representam a relação entre as funções dos organismos e as condições ambientais refletindo os aspectos da organização e da estrutura das comunidades biológicas. A Mata Atlântica está distribuída por diferentes condições climáticas e topográficas, com diferentes altitudes, apresentando uma considerável variedade de fisionomias florestais. Na porção sul do Brasil, a Mata Atlântica é marcada pela ocorrência de três tipos de floresta: a floresta ombrófila densa, a floresta ombrófila mista e a floresta estacional semidecidual. Este bioma apresenta níveis alarmantes de perda e fragmentação de habitats. Estimativas mostram que restam por volta de 11% da sua cobertura original distribuídas em fragmentos florestais de tamanho reduzido onde muitos deles se encontram isolados uns dos outros. A descrição da biodiversidade de aves na Mata Atlântica vem sendo realizada a partir de descritores clássicos como a riqueza e a diversidade taxonômica. No entanto, os padrões de diversidade funcional das comunidades de aves ainda não foram avaliados ao longo desses diferentes tipos florestais. Desta forma, o primeiro capítulo deste trabalho teve como finalidade de investigar as comunidades de aves que habitam a Mata Atlântica no sul do Brasil. As paisagens fragmentadas e suas comunidades de aves vêm sendo investigadas há muitos anos nos diferentes tipos de ecossistemas florestais no estado do Paraná, principalmente no ecossistema da floresta estacional semidecidual. Por outro lado, o conhecimento sobre o impacto da fragmentação na funcionalidade do ecossistema nessas paisagens fragmentadas é ainda superficial, o que limita ações mais efetivas para a conservação. Devido a isso o segundo capítulo teve como objetivo investigar as comunidades de aves numa paisagem fragmentada sob a perspectiva funcional. Por outro lado, o conhecimento sobre o impacto da fragmentação na funcionalidade do ecossistema nessas paisagens fragmentadas é ainda superficial, o que limita ações mais efetivas para a conservação. Este trabalho amplia os conhecimentos sobre o papel das aves na funcionalidade dos ecossistemas da Mata Atlântica.

**Palavras-chaves:** Comunidades de aves. Neotropical. Funcionalidade do ecossistema. Fragmentação. Florestal. Tipos florestais.

Bochio Menezes, Gabriela. **Bird functional diversity in Atlantic Forest**. 2016. 142 p. Thesis (Doctorate Degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina 2016.

## ABSTRACT

The importance of species diversity for the ecosystem functioning has emerged as a key issue in ecology since species are not equal in their functional traits. Traditional measures of species diversity, which consider only the number of species and their abundances, have proved to be unpredictable estimates of the structure and functioning of a community. In contrast, functional approaches have attracted greater interest from ecologists because they better represent the relationship between the functions of organisms and environmental conditions reflecting aspects of the organization and structure of biological communities. The Atlantic forest is distributed by different climatic and topographic conditions, with different altitudes, presenting a considerable variety of forest physiognomies. In the southern part of Brazil, the Atlantic forest is marked by the occurrence of three types of forest: the dense ombrophylous forest, the mixed ombrophylous forest, and the semideciduous seasonal forest. This biome presents alarming levels of habitat loss and fragmentation. Estimates show that about 11% of their original cover is left in small-sized fragments where many of them are isolated from each other. The description of the bird biodiversity in the Atlantic forest has been made from classic descriptors such as richness and taxonomic diversity. However, the patterns of functional diversity in bird communities have not yet been evaluated along these different forest types. Thus, the first chapter of this study aimed to investigate the bird communities that inhabit the Atlantic forest in Southern Brazil. Bird communities in fragmented landscapes have been investigated for many years in different types of forest ecosystems in the state of Paraná, mainly in the semideciduous seasonal forest ecosystem. On the other hand, the knowledge about the impact of forest fragmentation on ecosystem function in these fragmented landscapes is still superficial, which limits more effective conservation actions. Due to this, the second chapter had as goal to investigate the bird communities in a fragmented landscape from the functional perspective. This study expands the knowledge about the role of birds in the functionality of the ecosystems of the Atlantic forest.

**Key-words:** Bird communities. Neotropical. Ecosystem functionality. Forest fragmentation. Forest types.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Capítulo 1:</b>	<b>Padrões de diversidade e de composição de atributos funcionais de aves em três diferentes tipos florestais da Mata Atlântica no sul do Brasil</b>	
<b>Figura 1:</b>	Localidades de estudo na Mata Atlântica no sul do Brasil, nos estados do Paraná (PR) e Santa Catarina (SC).....	27
<b>Figura 2:</b>	Índices de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) entre os tipos florestais da Mata Atlântica .....	34
<b>Figura 3:</b>	Mudanças nos atributos funcionais nos três tipos florestais da Mata Atlântica utilizando a abordagem de CWM para os atributos funcionais morfológicos e ecológicos .....	35
<b>Figura 4:</b>	Mudanças nos atributos funcionais dos grupos tróficos Frugívoros e Carnívoros nos três tipos florestais da Mata Atlântica utilizando a abordagem de CWM para os atributos funcionais morfológicos e ecológicos.....	36
<b>Figura 5:</b>	Mudanças nos atributos funcionais dos grupos tróficos Insetívoros e Nectarívoros nos três tipos florestais da Mata Atlântica utilizando a abordagem de CWM para os atributos funcionais morfológicos e ecológicos.....	38
<b>Figura 6:</b>	Mudanças nos atributos funcionais dos grupos tróficos Onívoros e Granívoros nos três tipos florestais da Mata Atlântica utilizando a abordagem de CWM para os atributos funcionais morfológicos e ecológicos.....	39
<b>Capítulo 2:</b>	<b>Diversidade e composição funcional de aves ao longo de um gradiente de fragmentação florestal na Mata Atlântica</b>	
<b>Figura 1:</b>	Localização das regiões de estudo no estado do Paraná. Os mapas detalhados mostram os 20 locais estudados .....	56
<b>Figura 2:</b>	(A)-(C) Melhores modelos mostrando a relação entre FEve com o tamanho da área, conectividade e cobertura florestal considerando toda a comunidade de aves. (D) Melhor modelo mostrando a relação entre FEve com o tamanho da área para os consumidores de frutos.....	64

<b>Figura 3:</b>	Melhores modelos mostrando a relação dos índices de diversidade funcional com as métricas da paisagem para os consumidores de invertebrados. (A)-(B) Melhores modelos mostrando a relação entre FEve com a cobertura florestal e a conectividade. (C)-(D) Melhores modelos mostrando a relação entre FDiv com a cobertura florestal e a conectividade .....	65
<b>Figura 4- 12:</b>	Valor da média dos atributos funcionais das espécies .....	67-70
<b>Figura 13-18:</b>	Valores de integridade da comunidade relacionados a funções específicas nos fragmentos florestais em relação aos atributos funcionais analisados.....	71-73

## LISTA DE TABELAS

### **Capítulo 1: Padrões de diversidade e de composição de atributos funcionais de aves em três diferentes tipos florestais da Mata Atlântica no sul do Brasil**

- Tabela 1:** Descrição das localidades de estudo nos diferentes tipos de floresta na Mata Atlântica no sul do Brasil..... 27
- Tabela 2:** Atributos funcionais das aves utilizados nas análises. A escala é a maneira como as características foram mensuradas..... 30
- Tabela 3:** Os valores apresentados correspondem aos valores de p do teste a posteriori de Tuckey ou kruskall wallis para demonstrar as variações entre os tipos florestais, nos parâmetros riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) e dos 10 atributos funcionais analisados ao longo dos diferentes tipos florestais na Mata Atlântica no sul do Brasil ..... 35
- Tabela 4:** Valores de CWM separados por grupo trófico dos 10 atributos funcionais analisados ao longo dos diferentes tipos florestais na Mata Atlântica no sul do Brasil, Os valores apresentados correspondem aos valores de p do teste a posteriori de Tuckey ou kruskall wallis para demonstrar as variações entre os tipos florestais ..... 39

### **Capítulo 2: Diversidade e composição funcional de aves ao longo de um gradiente de fragmentação florestal na Mata Atlântica**

- Tabela 1:** Localização das 20 localidades de estudo, as siglas PI1-9 estão relacionadas á área contínua de floresta e as demais com a paisagem fragmentada (Figura 1)..... 57
- Tabela 2:** Resultados dos modelos para explicar as variáveis dependentes utilizando os valores de  $\Delta$  AICc (variação do AIC comparado com o melhor modelo) e wAICc (peso da evidência dos modelos)..... 65

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	12
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	14
<b>Capítulo 1: Padrões de diversidade e de composição de atributos funcionais de aves em três diferentes tipos florestais da Mata Atlântica no sul do Brasil</b> .....	19
<b>Resumo</b> .....	20
<b>Abstract</b> .....	21
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	22
<b>2. MÉTODOS</b> .....	24
<b>2.1 Localidades de estudo</b> .....	24
<b>2.2 Dados de Aves</b> .....	28
<b>2.3 Seleção de Atributos funcionais</b> .....	28
<b>2.4 Diversidade funcional</b> .....	31
<b>2.5 Nível de especialização e composição funcional</b> .....	32
<b>2.6 Análises dos dados</b> .....	33
<b>3. RESULTADOS</b> .....	34
<b>4. DISCUSSÃO</b> .....	41
<b>5. REFERÊNCIAS</b> .....	44
<b>Capítulo 2: Diversidade e composição funcional de aves ao longo de um gradiente de fragmentação florestal na Mata Atlântica</b> .....	50
<b>Resumo</b> .....	51
<b>Abstract</b> .....	52

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	53
<b>2. MÉTODOS</b> .....	55
<b>2.1 Paisagens de estudo</b> .....	55
<b>2.2 Dados de Aves</b> .....	57
<b>2.3 Atributos funcionais</b> .....	58
<b>2.4 Diversidade funcional</b> .....	60
<b>2.5 Composição funcional</b> .....	61
<b>2.6 Métricas da paisagem</b> .....	62
<b>2.7 Análises dos dados</b> .....	62
<b>3. RESULTADOS</b> .....	63
<b>4. DISCUSSÃO</b> .....	73
<b>5. REFERÊNCIAS</b> .....	77
<b>APÊNDICES</b> .....	84

## INTRODUÇÃO GERAL

Uma das questões centrais em ecologia é entender a relação entre biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas (Naeem et al. 1994, Balvanera et al. 2006, Hillebrand e Matthiessen 2009, Flynn et al. 2011). A importância da diversidade de espécies para o funcionamento dos ecossistemas tem emergido como uma questão chave já que as espécies não são iguais em suas características funcionais (Mouchet et al. 2010). Existe na literatura uma grande quantidade de informações sobre a influência recíproca entre esses dois fatores e investigar essa relação pode ajudar na melhor compreensão das consequências da perda de biodiversidade (ver Flynn et al. 2011). As medidas tradicionais de diversidade, que consideram apenas o número de espécies e suas abundâncias têm se mostrado estimativas pouco preditivas da estrutura e do funcionamento de uma comunidade (Cianciaruso et al. 2009). Em contrapartida as abordagens sob uma perspectiva funcional tem atraído um maior interesse dos ecólogos, pois melhor representam a relação entre as funções dos organismos e as condições ambientais refletindo os aspectos da organização e da estrutura das comunidades biológicas (McGill et al. 2006). Ao passo que torna a ecologia de comunidades mais preditiva frente a um cenário de grandes mudanças ambientais (McGill et al. 2006, Webb et al. 2010, Flynn et al. 2011).

Diante disso, a diversidade funcional compreende um dos componentes da diversidade biológica e surgiu como uma ferramenta que vai além dos conceitos tradicionais, pois ela envolve a compreensão das comunidades e dos ecossistemas com base no que os organismos (Petchey e Gaston 2006, Cianciaruso et al. 2009). É uma medida que expressa o grau de diferenças funcionais entre as espécies, isto é, a forma como as espécies exploram os recursos dos ambientes (Barragan et al. 2011). A diversidade funcional estima as diferenças entre os organismos diretamente a partir dos atributos funcionais refletindo como as espécies compartilham o espaço de nicho disponível (Cianciaruso et al. 2009). Os atributos funcionais são as propriedades dos organismos que estão fortemente associadas ao seu desempenho no ambiente (McGill et al. 2006). Assim, são quaisquer características morfológicas, fisiológicas e ou comportamentais que podem ser medidas no nível de indivíduo e que estejam relacionadas com a resposta às mudanças ambientais e/ou ao funcionamento do ecossistema (Luck et al. 2012).

Assim como a diversidade taxonômica de espécies, a diversidade funcional pode ser calculada a partir de índices com base no conjunto de atributos funcionais das espécies em uma comunidade. Essa abordagem consiste em medir o grau de complementaridade entre as espécies em um espaço n-dimensional de características funcionais (Mason et al. 2005, Mouchet et al. 2010). Duas comunidades com número semelhante de espécies podem ter maior ou menor diversidade funcional dependendo do quão diferentes ou semelhantes são os atributos de suas espécies (Leps et

al. 2006). Maiores valores de diversidade funcional representam grandes diferenças entre os valores das características entre as espécies (Petchey e Gaston 2006). Dentro dessa perspectiva diversas métricas têm sido propostas (Mason et al. 2005, Petchey e Gaston 2006, Villéger et al. 2008, Schleuter et al. 2010, Ricotta e Moretti 2011). Estas métricas podem ser divididas em três categorias que descrevem diferentes aspectos da estrutura funcional: riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional (Mason et al. 2005, Villéger et al. 2008). A riqueza funcional corresponde ao tamanho do espaço funcional ocupado pelas espécies de uma comunidade (Villéger et al. 2008). A equitabilidade funcional é o arranjo das espécies no espaço funcional e reflete a regularidade com que as espécies estão distribuídas nesse espaço, ponderada por suas abundâncias (Villéger et al. 2008). E a divergência funcional calcula a dissimilaridade funcional dentre as espécies de uma comunidade também ponderada pelas abundâncias das mesmas (Villéger et al. 2008). Os três aspectos são independentes e complementares e quando analisados em conjunto descrevem a distribuição das espécies e suas abundâncias no espaço funcional (Mason et al. 2005, Villéger et al. 2008).

Dessa maneira essas métricas vêm sendo utilizadas em diversos tipos de estudo (ver Laureto et al. 2015). Como por exemplo, para entender como os organismos respondem à variabilidade ambiental (Stevens et al. 2003, Hu et al. 2014, Seymour et al. 2015, Jacoboski et al. 2016). Além disso, essa abordagem tem proporcionado respostas rápidas entre táxons e ecossistemas frente a diferentes distúrbios (Mouillot et al. 2013). Assim, vem surgindo como uma importante ferramenta para a biologia da conservação (Flynn et al. 2011). Além da diversidade funcional, medidas que avaliam a composição funcional são importantes na medida em que elas medem os atributos que mais predominam em uma comunidade (Garnier et al. 2004, Vandewalle et al. 2010). Dessa maneira, essas medidas vêm sendo consideradas muito promissoras como bons preditores das respostas às mudanças ambientais ao longo de gradientes ambientais tanto naturais como antrópicos (Stevens et al. 2003, Leps et al. 2006, Flynn et al. 2009, Hu et al. 2014, Magnago et al. 2014, Seymour et al. 2015, Coster et al. 2015, Sacco et al. 2015, Jacoboski et al. 2016).

A Mata Atlântica está distribuída por diferentes condições climáticas e topográficas, com altitudes compreendidas desde o nível do mar até 2.900 metros de altitude, apresentando uma considerável variedade de fisionomias florestais (IBGE 1992). É considerada de grande importância por abrigar uma parcela significativa da diversidade biológica do Brasil e do mundo (Stehmann et al. 2009). Além disso, exibe um grande número de espécies endêmicas em vários grupos, como árvores, aves, mamíferos, répteis e anfíbios (Mittermeier et al. 2011) Entretanto este bioma apresenta níveis alarmantes de perda e fragmentação de habitats (Ribeiro et al. 2009). Estimativas mostram que restam por volta de 11% da sua cobertura original distribuídas em fragmentos

florestais de tamanho reduzido (menores que 100 ha) onde muitos deles se encontram isolados uns dos outros (Ribeiro et al. 2009). Estes dois fatores (alto endemismo e fortes ameaças) colocam a Mata Atlântica com o status de *hotspot* mundial de biodiversidade (Myers et al. 2000, Mittermeier et al. 2011).

Na porção sul do Brasil, a Mata Atlântica é marcada pela ocorrência de três tipos de floresta: a floresta ombrófila densa, a floresta ombrófila mista e a floresta estacional semidecidual (Oliveira-Filho e Fontes 2000). Sabe-se que a heterogeneidade ambiental influencia tanto na riqueza como na diversidade taxonômica de espécies, mas também, pode influenciar nas diferenças funcionais das espécies (Hu et al. 2014). Estudos em ambientes com alta pluviosidade e heterogeneidade vegetal mostraram que esses fatores promovem maior diversidade funcional (Hu et al. 2014, Seymour et al. 2015). A descrição da biodiversidade de aves na Mata Atlântica vem sendo realizada a partir de descritores clássicos como a riqueza e a diversidade taxonômica, e esses estudos vêm demonstrando que o número de espécies encontrado é alto nos três tipos de floresta (Zurita et al. 2006, Giraud et al. 2008, Volpato et al. 2010, Scherer Neto e Bispo 2011). No entanto, os padrões de diversidade funcional das comunidades de aves ainda não foram avaliados ao longo desses diferentes tipos florestais.

As paisagens fragmentadas e suas comunidades de aves vêm sendo investigadas há muitos anos nos diferentes tipos de ecossistemas florestais no estado do Paraná (Anjos et al. 1997, Anjos et al. 2010, Anjos et al. 2011). Especificamente, a comunidade de aves na paisagem fragmentada da floresta estacional semidecidual diversos fragmentos florestais variando entre diferentes tamanhos e graus de isolamento já foram estudados (Anjos e Boçon 1999, Anjos 2001, Gimenes e Anjos 2003, Anjos et al. 2004, Anjos 2006, Zaiden et al. 2015, Medeiros et al. 2015). Esses estudos vêm demonstrando que a fragmentação florestal causa impactos na riqueza, na abundância e na composição das comunidades de aves (Anjos e Boçon 2009, Anjos 2001), nas diferentes guildas (Anjos et al. 2004), na sensibilidade á fragmentação florestal (Anjos 2006), nas abundâncias de grandes frugívoros (Zaiden et al. 2015). Além disso, o estado de conservação desses fragmentos florestais já foi avaliado por meio de medidas de avaliação rápida utilizando plantas e aves demonstrando que a integridade biótica desses locais varia entre alta, intermediária e baixa (Anjos et al. 2009, Medeiros e Torezan 2013, Medeiros et al. 2015). Por outro lado, o conhecimento sobre o impacto da fragmentação na funcionalidade do ecossistema nessas paisagens fragmentadas é ainda superficial, o que limita ações mais efetivas para a conservação.

## REFERÊNCIAS

- Anjos, L. 2001. Bird Communities in five Atlantic Forest fragments in Southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 12: 11–27.
- Anjos, L. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. *Biotropica* 38: 229–234.
- Anjos, L, K. L. Schuchmann e R. Berndt. 1997. Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi river basin, Paraná State, southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 8: 145-173.
- Anjos, L. e R. Boçon. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bull.* 111: 397–414.
- Anjos, L, L. Zanette e E. V. Lopese. 2004. Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic forest in north Paraná, southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 15:137–144.
- Anjos, L., G.M. Bochio, J.V. Campos, G.B. McCrate e F. Palomino. 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*, v.17, n. 1, p. 28-36, mar.2009.
- Anjos, L., R.D. Holt, S. Robinson. 2010. Position in the distributional range and sensitivity to forest fragmentation in birds: a case history from the Atlantic forest, Brazil. *Bird Conserv. Inte.* 20: 392-399.
- Anjos, L., C.D. Collins, R.D. Holt, G.H. Volpato, L.B. Mendonça, E.V. Lopes, R. Boçon, M.V. Bisheimer, P.P. Serafini e J. Carvalho. 2011. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biol. Conserv.* 144: 2213–2222.
- Balvanera, P., A.B. Pfisterer, N. Buchmann, J.S. He, T. Nakashizuka, D. Raffaelli e B. Schmid 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol. Lett.* 9: 1146–1156.
- Barragan, F., C.E. Moreno, F. Escobar, G. Halffer, D. Navarrete. 2011. Negative Impacts of Human Land Use on Dung Beetle Functional Diversity. *PLoS ONE* 6: 17976.
- Cianciaruso, M.V., I.A. Silva e M.A. Batalha. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotrop.* 9: 93–103.
- Coster, G. De., C. Banks-Leite e J.P. Metzger. 2015. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proc. R. Soc. B.* 282: 20142844.
- Flynn, D.F.B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B.T. Richers, B.B. Lin, N. Simpson, M.M. Mayfield and F. de Clerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol. Lett.* 12: 22–33.
- Flynn, D.F., N. Mirotchnick, M. Jain, M.I. Palmer e S. Naeem. 2011. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity–ecosystem-function relationships. *Ecology* 92: 1573-1581.
- Garnier, E, J. Cortez, G. Billes, M.L. Navas, C. Roumet, M. Debussche, G. Laurent, A. Blanchard, D. Aubry, A. Bellmann, C. Neill, J.P. Toussaint. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85: 2630–2637.

- Giunen, M.R, L. Anjos. 2003. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 25: 391-402.
- Giraud, A.R., S.D. Matteucci, J. Alonso, J. Herrera e R.R. Abramson. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodivers. Conserv.* 17: 1251–1265.
- Hillebrand, H. e B. Matthiessen. 2009. Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecol. Lett.* 12: 1405-1419.
- Hu, G., Y. Jin, J. Liu e M. Yu. 2014. Functional diversity versus species diversity: relationships with habitat heterogeneity at multiple scales in a subtropical evergreen broad-leaved forest. *Ecol. Res.* 29: 897-903.
- IBGE. 1992. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Séries Manuais Técnicos em Geociências, Rio de Janeiro.
- Jacoboski, L.I., V.J. Debastiani, A. de Mendonça-Lima e S.M. Hartz. 2016. How do diversity and functional nestedness of bird communities respond to changes in the landscape caused by eucalyptus plantations?. *Community Ecol.* 17: 107-113.
- Laureto, L. M. O., M.V. Cianciaruso e D.S.M. Samia. 2015. Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação* 13: 112-116.
- Leps, J., F. De Bello, S. Lavorel e S. Berman. 2006. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia* 78: 481-501.
- Luck, G.W., S. Lavorel, S. McIntyre and K. Lumb. 2012. Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *J. Anim. Ecol.* 81: 1065–1076.
- Magnago, L.F.S., D.P. Edwards, F.A. Edwards, A. Magrach, S.V. Martins e W.F. Laurance. 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *J. Ecol.* 102: 475-485.
- Mason, N.W., D. Mouillot, W.G. Lee, e J.B. Wilson. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112-118.
- McGill, B.J., B.J. Enquist, E. Weiher e M. Westoby. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol. Evol.* 21: 178-185.
- Medeiros, H.R. e J.M. Torezan. 2013. Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. *Environ. Monit. Assess.* 185: 4373–4382.
- Medeiros, H. R., G.M. Bochio, M.C. Ribeiro, J.M. Torezan e L. Anjos. 2015. Combining plant and bird data increases the accuracy of an Index of Biotic Integrity to assess conservation levels of tropical forest fragments. *J. Nat. Conserv.* 25: 1-7.
- Mittermeier, R.A., W.R. Turner, F.W. Larsen, T.M. Brooks e C. Gascon. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: F.E. Zachos e J.C. Habel (eds.) *Biodiversity hotspots*. Springer Berlin Heidelberg. pp.3-22.

- Mouchet, M. A., S. Vileger, N.W. Mason e D. Mouillot. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct Ecol.* 24: 867-876.
- Mouillot, D., N.A. Graham, S. Villéger, N.W. Mason e D.R. Bellwood. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol. Evol.* 28: 167-177.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A. Da Fonseca e J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Naeem, S., L.J. Thompson, S.P. Lawler, J.H. Lawton e R.M. Woodfin. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368: 734-737.
- Oliveira-Filho, A. T. e M.A.L. Fontes. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of Climate1. *Biotropica* 32: 793-810.
- Petchey, O.L. e K.J. Gaston. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Lett.* 9: 741-758.
- Ribeiro, M. C., J.P. Metzger, A.C. Martensen, F.J. Ponzoni e M.M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142: 1141-1153.
- Ricotta, C. e M. Moretti. 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia* 167: 181-188.
- Sacco, A. G., A.M. Rui, F.B. Bergmann, S.C. Müller e S.M. Hartz. 2015. Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. *Iheringia* 105:276-287.
- Scherer Neto, P. e A.A. Bispo. 2011. Avifauna do Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo, Fenix, Paraná. *Biota Neotrop.* 11: 317-329.
- Schleuter, D., M. Daufresne, F. Massol, e C. Argillier 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecol. Monogra.* 80: 469-484.
- Seymour, C. L., R.E. Simmons, G.S. Joseph e J.A. Slingsby. 2015. On bird functional diversity: species richness and functional differentiation show contrasting responses to rainfall and vegetation structure in an arid landscape. *Ecosystems* 18: 971-984.
- Stehmann, J. R., R.C. Forzza, A. Salino, M. Sobral, D.P.D. Costa e L.H.Y. Kamino. 2009. *Plantas da floresta atlântica*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Stevens, R. D., S.B. Cox, R.E. Strauss e M.R. Willig. 2003. Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. *Ecol. Lett.* 6: 1099-1108.
- Vandewalle, M., F. de Bello, M.P. Berg, et al. *Biodivers. Conserv.* 2010. 19: 2921.
- Villéger, S., N.W. Mason e D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-2301.

Volpato, G.H., V.M. Prado e L. dos Anjos. 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *For. Ecol. Manage.* 260: 1156–1163.

Zaiden, T., F.C. Marques, H.R. Medeiros, L. Anjos. 2015. Decadal persistence of frugivorous birds in tropical forest fragments of northern Paraná. *Biota Neotrop.* 15: 1-7.

Zurita, G.A., N. Rey, D.M.Varela, M. Villagra e M.I. Bellocq.2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecol. Manag.* 235: 164–173.

Webb, C. T., J.A. Hoeting, G.M. Ames, M.I. Pyne e N. LeRoy Poff. 2010. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecol. Lett.* 13: 267-283.

## Capítulo 1

### **Padrões de diversidade e de composição de atributos funcionais de aves ao longo de três diferentes tipos florestais da Mata Atlântica no sul do Brasil.**

(capítulo elaborado segundo normas da revista *Community Ecology*).

## **Padrões de diversidade e de composição de atributos funcionais de aves ao longo de três diferentes tipos florestais da Mata Atlântica no sul do Brasil.**

### **Resumo**

Sabe-se que a heterogeneidade ambiental promove uma maior diversidade de espécies assim como também influencia nas diferenças funcionais das mesmas. Estudos que abordam o aspecto funcional das comunidades podem ser importantes para melhor descrever os aspectos da organização e da estrutura das comunidades biológicas. Este estudo teve como objetivo investigar a diversidade e a composição funcional de comunidades de aves que habitam a porção sul da Mata Atlântica onde três tipos de floresta podem ser reconhecidos: a Floresta Ombrófila Densa (DF), a Floresta Ombrófila Mista (MF) e a Floresta Estacional Semidecidual (SF). É esperada maior diversidade funcional e especialização na dieta e no comportamento de forrageio nas comunidades de aves em DF em função da maior heterogeneidade vegetal encontrada neste tipo florestal. Atributos morfológicos e ecológicos foram utilizados nas análises. Para o cálculo de diversidade funcional foram utilizados índices de riqueza, equitabilidade e divergência funcional e para investigar a composição funcional foram calculadas as médias dos atributos das comunidades considerando toda a comunidade e também separadamente por grupo trófico. Pode-se observar que as comunidades de aves diferiram quanto à regularidade das abundâncias das espécies no espaço funcional em DF e quanto ao grau de diferenciação de nicho em DF e SF. Em relação à composição funcional SF tendeu para as maiores médias dos atributos e em MF por menores valores. Além disso, foi observada uma seleção ambiental em SF por características de espécies mais generalistas do que em DF e MF, principalmente no grupo dos insetívoros. Assim, as comunidades de aves em DF apresentam um maior número de funções (heterogeneidade ambiental maior), em MF apresentam uma maior redundância funcional (baixa temperatura como fator limitante) e em SF apresentaram maior dominância por maior variedade e tamanho nos atributos (espécies generalistas adaptadas à sazonalidade).

**Palavras-chave:** heterogeneidade, diversidade funcional, tropical, função, comunidades de aves.

## **Patterns of bird functional diversity and composition along three different forest types in the Atlantic Forest Southern Brazil.**

### **Abstract**

It is known that habitat heterogeneity promotes high species diversity as well as influencing on functional diversity. Studies that address the functional aspect of communities may be important in best describe aspects of the organization and structure of biological communities. The objective of this study was to investigate the bird functional diversity and composition of communities inhabiting the southern portion of the Atlantic Forest where three types of forest can be recognized: Dense Ombrophylous Forest (DF), Mixed Ombrophilous Forest (MF) and Seasonal Semideciduous Forest (SF). High functional diversity and specialization in diet and foraging behavior in DF are expected due to the higher habitat heterogeneity that can be found in this forest type. Morphological and ecological traits were used in the analyzes. In order to calculate functional diversity, we used indexes of richness, equitability and functional divergence. And to investigate the functional composition we calculated the community weighted mean considering the whole community and also separately by trophic group. The results showed that bird communities differed regarding the regularity of species abundances in the functional space in DF and in the degree of niche differentiation in DF and SF. Regarding the functional composition SF tended to the highest traits means and in MF by the smaller values. In addition, habitat selection in SF was observed for characteristics of more generalist species than in DF and MF, mainly in the insectivores group. Thus, DF communities presented a higher number of functions (higher habitat heterogeneity), in MF presented a higher functional redundancy (lower temperature as a limiting factor) and in SF presented higher dominance due to a more variety traits (generalist species adapted to seasonality).

Key words: habitat heterogeneity, functional diversity, Tropics, functions, bird communities.

## 1. INTRODUÇÃO

Dentre as florestas tropicais do mundo, a Mata Atlântica é uma das mais relevantes em termos de riqueza, diversidade e endemismo de espécies vegetais e animais (Mittermeier et al. 2011). As aves são um dos grupos que refletem esta diversa biota, com 891 espécies registradas, dentre as quais 213 são endêmicas deste bioma (Lima 2013). Florestas tropicais se encontram fortemente ameaçadas devido às altas taxas de desmatamento e fragmentação florestal combinados com as possíveis ameaças de mudanças climáticas (Tabarelli et al. 2004, Souza et al. 2011, Mittermeier et al. 2011). Estes dois fatores (alto endemismo e fortes ameaças) colocam a Mata Atlântica com o status de *hotspot* mundial de biodiversidade (Mittermeier et al. 2011).

A Mata Atlântica estende-se por sua maior parte na porção litorânea leste, sudeste e sul do Brasil, avançando para uma parte no nordeste da Argentina e outras áreas no leste do Paraguai (Galindo-Leal e Câmara 2005). Na porção sul do Brasil, ela abrange regiões com zonas climáticas tropicais e subtropicais (Oliveira-Filho e Fontes 2000). Esta abrangência reflete em um gradiente ambiental com uma ampla variação na altitude, na temperatura e nas precipitações, dando origem a diferentes formações florestais (IBGE 1992, Oliveira-Filho e Fontes 2000, Bergamin et al. 2012). Nesta porção sul, três tipos de florestas refletem este gradiente ambiental as quais são: a floresta ombrófila densa (DF), a floresta ombrófila mista (MF) e a floresta estacional semidecidual (SF). DF apresenta altitudes desde o nível do mar até 2,200 metros e caracteriza-se por um clima muito quente e úmido durante todo o ano quando comparada a SF e MF. Já o tipo florestal MF está localiza em altitudes acima de 500 metros e apresenta uma sazonalidade na temperatura e SF está situada abaixo de 800 metros de altitude apresentando uma sazonalidade na precipitação. Estas variações ambientais influenciam fortemente as diferenças florísticas dentro e entre os tipos florestais refletindo a complexidade e a heterogeneidade ambiental da Mata Atlântica (Bergamin et al. 2012).

A riqueza e a diversidade taxonômica de aves já foram investigadas em diversas localidades da Mata Atlântica demonstrando que o número de espécies encontrado é alto nos três tipos de floresta (Zurita et al. 2006, Giraudo et al. 2008, Volpato et al. 2010, Scherer Neto e Bispo 2011). Também já se investigou os padrões de distribuição da abundância das espécies, o que demonstrou que várias delas estão mais associadas a somente um ou dois tipos florestais (Anjos et al. 2011, 2015). Os padrões de distribuição de espécies de aves em gradientes altitudinais da Mata Atlântica já foram investigados (Bencke e Kindell 1997, Santana et al. 2012). Predições a respeito dos efeitos das mudanças climáticas na distribuição de algumas espécies endêmicas da Mata Atlântica também foram propostas (Souza et al. 2011). Porém, apenas recentemente as

comunidades de aves vêm sendo investigadas sob uma perspectiva funcional nos ecossistemas da Mata Atlântica (Coster et al. 2015, Dias et al. 2016, Jacoboski et al. 2016).

Medidas que quantificam o aspecto funcional das comunidades representam a relação entre as funções dos organismos e as condições ambientais, refletindo a organização e a estrutura das comunidades biológicas (McGill et al. 2006, Mouchet et al. 2010). Nesse sentido, a diversidade funcional surgiu como uma ferramenta interessante que estima a diversidade dos atributos funcionais das espécies, que podem ser quaisquer características ecológicas, fisiológicas e morfológicas que evidenciam o desempenho dos organismos no ambiente (McGill et al. 2006, Cianciaruso et al. 2009, Luck et al. 2013). Um exemplo de estudo que utilizou essa abordagem na Mata Atlântica investigou como a perda de habitat afeta a estrutura funcional das comunidades de aves ao longo de um gradiente de diminuição de cobertura florestal (Coster et al. 2015). Esses autores demonstraram que funções podem ser substituídas sem ocasionar alterações nas métricas de diversidade funcional (Coster et al. 2015). Outro exemplo é um estudo que verificou que a diversidade funcional de aves em florestas em regeneração natural está mais relacionada a fatores da paisagem do que com o tempo de regeneração (Dias et al. 2016). No entanto, esses estudos foram realizados em gradientes de perturbação antrópica. Os padrões de diversidade funcional ao longo de gradientes ambientais naturais, como o gradiente encontrado na Mata Atlântica no sul do Brasil, ainda são poucos conhecidos (Seymour et al. 2015).

Dentre os três tipos florestais, DF é considerada a unidade vegetacional mais heterogênea e complexa do sul do Brasil (Leite e Klein 1990, Oliveira-Filho e Fontes 2000, Roderjan et al. 2002, Scheer e Blum 2011). Ambientes mais complexos promovem uma maior disponibilidade de nichos e maneiras de se obter os recursos do que ambientes com estruturas mais simplificada (Benton et al. 2003, Weyland et al. 2012). Sendo assim, quanto maior é a complexidade estrutural da vegetação, maior será a variedade de funções desempenhadas pelas espécies dentro de uma comunidade, resultando em maior diversidade funcional (Batalha et al. 2010). A influência da heterogeneidade ambiental sobre o conjunto de atributos funcionais já foi verificada como sendo um fator que influencia na maior diversidade funcional em grupos de aves (Batalha et al. 2010, Seymour et al. 2015, Jacoboski et al. 2016) e plantas (Hu et al. 2014). Por outro lado já foi verificado o oposto, onde a diversidade funcional diminuiu com o aumento da heterogeneidade de habitat para uma comunidade macrobentônica (Leung et al. 2015).

Além de verificar os padrões na diversidade funcional, é importante também avaliar as mudanças na composição funcional para melhor caracterizar as comunidades biológicas (Coster et al. 2015, Maglianesi et al. 2015). Uma seleção ambiental por determinados atributos funcionais pode ocorrer dependendo das diferenças nas condições ambientais (Ricotta e Moretti 2011, Rader et

al. 2014, Sacco et al. 2015, Jacoboski et al. 2016). Neste sentido, é interessante utilizar medidas que identificam quais são os atributos funcionais dominantes de uma comunidade (Ricotta e Moretti 2011). Por exemplo, se determinadas comunidades abrigam um maior número de atributos relacionados a espécies mais especialistas (Maglianesi et al. 2015). Níveis mais altos de especialização podem diminuir a competição entre as espécies em comunidades muito diversas, devido ao aumento da partição dos recursos (MacArthur e Levins 1967, Maglianesi et al. 2015).

Com base no exposto acima, o presente estudo buscou investigar a diversidade e a composição das características funcionais das comunidades de aves da Mata Atlântica comparando os três tipos florestais que ocorrem no sul do Brasil: a floresta ombrófila densa (DF), a floresta ombrófila mista (MF) e a floresta estacional semidecidual (SF). O objetivo geral deste estudo foi verificar como a diversidade das características funcionais responde aos diferentes tipos florestais. Espera-se maior diversidade funcional nas localidades de DF do que nas localidades de MF e SF. O argumento para esta maior diversidade funcional é de que em DF está presente uma maior variedade de plantas vasculares o que acarreta uma alta heterogeneidade ambiental (Leite e Klein 1990, Oliveira-Filho e Fontes 2000, Roderjan et al. 2002, Scheer e Blum 2011).

Adicionalmente foi analisada a composição dos atributos funcionais das comunidades de aves que habitam estes três tipos de florestas. Buscou-se entender como as diferenças das condições ambientais entre os três tipos florestais poderiam selecionar certas características funcionais investigando toda a comunidade de aves e também separadamente por grupo trófico. Além disto, espera-se que a heterogeneidade vegetal, além de estar associada ao aumento da diversidade funcional em DF, também irá selecionar comunidades de aves dominadas por especialistas em relação à dieta e ao comportamento de forrageio. Ou seja, deve haver um predomínio de espécies especialistas em DF do que em SF e em MF. O argumento para isso é que a DF deve proporcionar um maior número de microhabitats específicos e isso permite que as espécies se especializem quanto ao uso dos diferentes recursos (Poletto et al. 2004, Lopes et al. 2006).

## **2. MÉTODOS**

### **2.1. Localidades do estudo**

Este estudo foi desenvolvido utilizando-se os dados de riqueza e abundância de aves do projeto “Diversidade e Conservação de Aves na porção sul da Mata Atlântica”, que amostrou diversas localidades florestais nos Estados do Paraná e Santa Catarina em 2003 e 2004. O bioma da Mata Atlântica nessa porção sul é constituído principalmente por três tipos florestais: a Floresta Ombrófila Densa (DF), a Floresta Ombrófila Mista (MF) e a Floresta Estacional Semidecidual (SF; IBGE 1992, Oliveira-Filho e Fontes 2000, Scheer e Blum 2011). O principal fator abiótico de

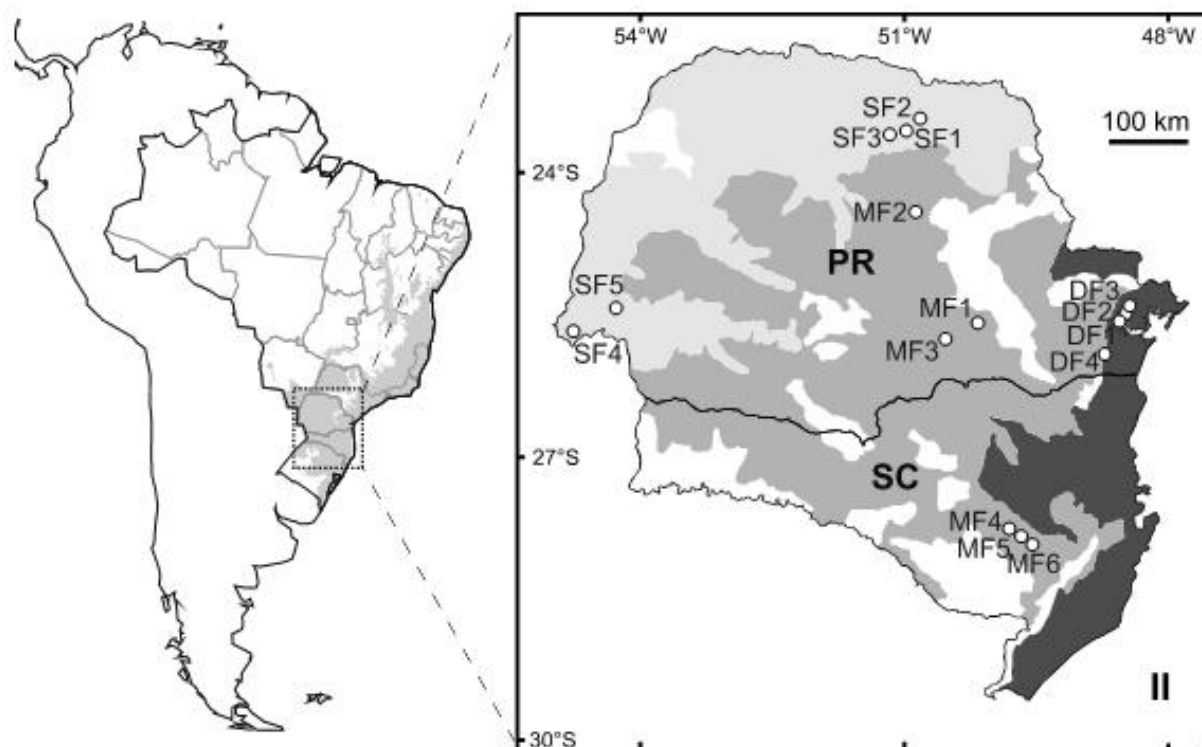
diferenciação entre esses tipos florestais é a variação na distribuição de chuvas ao longo do ano (Oliveira-Filho e Fontes 2000, Bergamin et al. 2012). Além disso, as variações na temperatura diferenciam os tipos florestais, cujos menores valores ocorrem no tipo florestal MF (Mazza et al. 2005). Esses dois fatores somados a uma topografia variada, com altitudes compreendidas desde o nível do mar até 2.200 m, contribuíram para o desenvolvimento desses distintos tipos florestais (IBGE 1992, Rizzini 1997). Assim, esses três ecossistemas da Mata Atlântica apresentam diferentes condições ambientais no que diz respeito a mudanças na altitude, precipitação e temperatura que influenciam a distribuição da vegetação (Oliveira-Filho e Fontes 2000, Bergamin et al. 2012).

DF está associada com a costa Atlântica brasileira desde o Nordeste até Rio Grande do Sul abrangendo áreas de planícies (altitudes inferiores a 50 metros) e encostas (entre altitudes de 50 a 2200 m). DF é o tipo florestal com a maior heterogeneidade vegetal (Roderjan et al. 2002, Scheer e Blum 2011). É caracterizada pela dominância de árvores de grande porte (25-30 m de altura) associado com muitas outras formas biológicas, principalmente epífitas e lianas (Scheer e Blum 2011). As lianas e epífitas cobrem quase completamente os troncos e galhos das árvores adultas em DF (IBGE 1992, Roderjan et al. 2002). A flora arbórea em DF consiste de mais de 700 espécies (Scheer e Blum 2011). Nas áreas de planícies litorâneas são típicas as espécies *Ocotea catharinensis*, *Sloanea guianensis*, *Virola bicuhyba* e *Vochysia bifalcata* (Roderjan et al. 2002). Nas porções mais elevadas são típicas as espécies *Ilex microdonta*, *Drimys brasiliensis* e *Weinmannia humilis* (Roderjan et al. 2002). Este tipo florestal exhibe ao longo do ano elevadas temperaturas (médias mensais dos meses mais quentes em torno de 25°C) e uma precipitação com altas médias anuais (entre 2,000-3,000 mm) e com uma distribuição uniforme das chuvas ao longo do ano, não havendo períodos secos e isentos de geadas (IBGE 1992).

MF está localizada em áreas elevadas (superiores a 500 m) no sul do Brasil nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, geralmente próximas à costa e no estado do Paraná estendendo-se para o interior até Misiones na Argentina (Dutra e Stranz 2009). MF é uma fitofisionomia caracterizada pela conífera *Araucaria angustifolia* no dossel da floresta, sendo geralmente a espécie mais abundante (Leite e Klein 1990, IBGE 1992). Outras espécies típicas deste ecossistema são *Podocarpus lambertii*, *Dicksonia sellowiana*, *Ilex paraguariensis* entre outras (IBGE 1992, Roderjan et al. 2002). A ocorrência de epífitas é pouco acentuada neste tipo florestal quando comparado com DF (Roderjan et al. 2002, Borgo e Silva 2003). Este tipo florestal é caracterizado por uma variação sazonal na temperatura, com a ocorrência de baixas temperaturas (no período de maio a setembro com médias mínimas de 10°C) e geadas frequentes no inverno (Mazza et al. 2005). Apesar dessa sazonalidade na temperatura, as chuvas são bem distribuídas ao longo do ano com uma precipitação anual com médias em torno de 1,550 mm (Backes 2009).

SF está relacionada às áreas da bacia do rio Paraná situada no sul e sudeste do Brasil com altitudes menores que 800 m (Roderjan et al. 2002). O gênero dominante que a caracteriza, principalmente no planalto paranaense, é *Aspidosperma*, com seu ecótipo *Aspidosperma polyneuron* (Peroba-rosa; IBGE 1992). Outros gêneros apresentam dominância neste tipo florestal como: *Parapiptadenia*, *Cariniana*, *Tabebuia*, *Lecythis* entre outros (IBGE 1992). Há também a presença de arbustos, cipós e epífitas, embora em menor abundância e riqueza quando comparados com outras formações (Scheer e Blum 2011). SF é caracterizado principalmente por uma sazonalidade na precipitação e umidade com a ocorrência de dois períodos anuais bem marcados por chuvas no verão e secas no inverno (IBGE 1992). As médias de precipitações anuais são semelhantes a MF (em torno de 1,500 – 2,000 mm) e as temperaturas médias anuais são semelhantes a DF com variações em torno de 16°C a 24°C (Oliveira-Filho e Fontes 2000). Devido a este período de baixa precipitação, dentre 20% a 50% das árvores do dossel perdem suas folhas, modificando fortemente a fisionomia da vegetação no inverno (IBGE 1992, Roderjan et al. 2002).

No projeto “Diversidade e Conservação de Aves na porção sul da Mata Atlântica” foram selecionadas 15 localidades representantes dos três tipos florestais da Mata Atlântica. Dentre as localidades, quatro delas são representantes da DF, três delas localizadas entre oito e 914m de altitude. Seis localidades representam a MF, entre 772 e 1176 m acima do nível do mar, sendo três localizadas na região norte do estado do Paraná e três na região sul do estado de Santa Catarina. E cinco são representantes de SF localizadas na região norte do estado do Paraná, entre 235 e 607 m (Figura 1 e Tabela 1). Os critérios de seleção dessas localidades foram a integridade biótica e a representatividade regional (Anjos et al. 2011). Assim foram selecionadas três localidades por serem as maiores e mais bem preservadas áreas de floresta contínua das suas respectivas regiões representando os tipos florestais DF, MF e SF, além de serem reservas naturais sob proteção do governo federal brasileiro: a Área de Preservação Ambiental de Guaraqueçaba, a Floresta Nacional de Irati e o Parque Nacional do Iguaçu (Tabela 1). As demais localidades apresentaram uma área igual ou superior a 560 ha, o que significa que devem apresentar uma área nuclear livre dos impactos do efeito de borda e da matriz circundante. Algumas dessas áreas são reservas protegidas pelo governo do estado do Paraná e outras são propriedades particulares. Assim, para este estudo procurou-se reunir bons representantes da diversidade e da composição da comunidade de aves de cada um dos tipos florestais. Para maiores detalhes da seleção dessas 15 localidades ver Anjos et al. (2011).



**Figura 1:** Localidades de estudo na Mata Atlântica no sul do Brasil, nos estados do Paraná (PR) e Santa Catarina (SC). Diferentes tons nas cores indicam os diferentes tipos de vegetação: o cinza mais claro ao norte do estado do Paraná representa a SF, a cor cinza intermediário representa MF, e a cor mais escura localizada mais perto da costa a DF. Os pontos e as siglas se referem às localidades de estudo ver Tabela 1 para maiores detalhes.

**Tabela 1:** Descrição das localidades de estudo nos diferentes tipos de floresta na Mata Atlântica no sul do Brasil. (\*) indicam quais das localidades são unidades protegidas.

Código	Nome das localidades	Tamanho (ha)	Altitude (m)	Coordenadas Geográficas
DF1	Área de Preservação Ambiental de Guaraqueçaba I *	192,000	376	25°19'15''S/ 45°42'24''O
DF2	Área de Preservação Ambiental de Guaraqueçaba II*	192,000	130	25°19'15''S/ 45°42'24''O
DF3	Área de Preservação Ambiental de Guaraqueçaba III*	192,000	8	25°19'15''S/ 45°42'24''O
DF4	Mananciais	1,000	914	25°26'32''S/ 48°58'59''O
MF1	Reserva do Patrimônio Natural do Tarumã*	840	1005	25°18'12''S/ 49°48'53''O
MF2	Parque Ecológico da Klabin*	1,000	772	24°21'02''S/ 50°34'11''O
MF3	Floresta Nacional de Irati*	3,500	829	25°24'03''S/ 50°35'11''O
MF4	Estrada do Corvo Branco	1,000	1176	28°02'30''S/ 49°23'90''W

MF5	Distrito de São José	1,500	1057	28°01'10''S/ 49°27'33''O
MF6	Pousada Panelão	1,800	1135	27°53'16''S/ 49°35'58''O
SF1	Parque Estadual Mata dos Godoy*	650	607	23°27'08''S/ 51°15'08''O
SF2	Fazenda Colorado	564	482	23°28'13''S/ 51°02'85''O
SF3	Fazenda Solana	30	677	23°24'25''S/ 51°21'56''O
SF4	Parque Nacional do Iguaçu I*	185,000	235	25°36'05''S/ 54°25'47''O
SF5	Parque Nacional do Iguaçu II*	185,000	523	24°06'13''S/ 52°19'08''O

## 2.2. Dados de Aves

No projeto “Diversidade e Conservação de Aves na porção sul da Mata Atlântica”, foi utilizado o método de amostragem por pontos com raio longo limitado a 100m (Anjos et al. 2010). Em cada uma das 15 localidades do estudo foram estabelecidos doze pontos ao longo de duas trilhas de 1000m (seis pontos em cada trilha) paralelas entre si a uma distância de 300m uma da outra no interior da floresta e a uma distância superior a 100m da borda. Os pontos em cada trilha ficaram distantes a 200m entre si. O conjunto de seis pontos (cada trilha) foi visitado ao longo de dois anos, oito vezes (duas por estação) durante todas as estações do ano (primavera, verão, outono e inverno) totalizando-se 96 pontos amostrais por localidade.

As contagens das aves foram realizadas no período da manhã logo após o nascer do sol com duração de 15 minutos em cada ponto, com mais 15 minutos para deslocamento entre um ponto e outro. Os pontos foram amostrados consecutivamente e se encerravam no último ponto exatamente 2h e 45min depois do início no primeiro ponto. Durante as contagens foram registradas as espécies de aves detectadas visual e/ou auditivamente que estivessem utilizando efetivamente a área e tomando o cuidado para evitar duplas contagens. Em um único ponto de amostragem considerando o raio de detecção de 100m cada casal ou bando foi tratado como um único contato.

## 2.3. Seleção dos Atributos Funcionais

Para a categorização funcional das espécies de aves foram selecionados atributos morfológicos e ecológicos relacionados com o uso de recursos e com a movimentação das aves que podem refletir a capacidade de adaptação aos diferentes tipos florestais. O uso de atributos morfológicos juntamente com atributos ecológicos reflete bem o uso do espaço do nicho ocupado pelas diferentes espécies dentro das comunidades de aves (Pigot et al. 2016). A morfologia do bico

e o tipo de estratégia utilizada para capturar o alimento estão estritamente relacionados com o nicho de dieta influenciando no tipo, na localização e no manejo de alimentos (Luck et al. 2012). O tipo de dieta reflete como os recursos estão sendo utilizados pelas espécies estando fortemente relacionados às funções que as aves desempenham no ecossistema (Luck et al. 2012, 2013). A morfologia de cauda e asa influencia no tipo de movimentos locais e dispersão (Dawideit et al. 2009). A massa corporal está relacionada com taxa metabólica e área de vida (Luck et al 2012). Já atributos ecológicos como o tipo de estrato e substrato pode indicar os padrões de especialização de microhabitat e segregação ecológica entre as espécies (Poletto et al. 2004, Lopes et al. 2006, Parrini et al 2010). Desta forma, diferenças nesses atributos podem refletir as estratégias que as espécies utilizam para lidar com a redução de recursos em determinadas épocas do ano nos tipos florestais SF e MF, por exemplo.

Assim, foram selecionados 30 categorias de atributos funcionais (ver Tabela 2) as quais incluem seis categorias contínuas, três atributos ecológicos com categorias não-exclusivas (dois atributos com seis categorias e um com 11 categorias) e um atributo quantitativo. As seis categorias contínuas incluem atributos morfológicos das espécies como: a largura do bico, o comprimento do bico, a altura do bico, o comprimento da cauda, o comprimento da asa e a massa corporal. Os três atributos ecológicos incluem informações sobre a (1) dieta, (2) sobre o local de forrageio e (3) sobre o substrato de forrageio das espécies de aves. E o atributo quantitativo inclui informações sobre o número de estratégias de forrageio utilizadas pelas espécies (ver Tabela 2). As informações sobre os atributos ecológicos de dieta (vertebrados, invertebrados, frutos, néctar, sementes e plantas), local de forrageio (água, solo, estrato baixo, estrato médio, estrato alto e estrato aéreo) e os valores para massa corporal das espécies de aves foram compiladas a partir da lista de atributos padronizados por Wilman et al. (2014). Para os atributos de dieta e local de forrageio, esses autores transformaram as informações descritivas na literatura sobre o uso das diferentes categorias citadas acima pelas espécies de aves em dados proporcionais de acordo com a interpretação de algumas palavras e das quantidades de uso que estas representam para garantir uma padronização dos dados. Desta forma, tem-se para cada espécie de ave um valor atribuído de forma proporcional de importância. Por exemplo, para a espécie de ave *Pitangus sulphuratus* tem-se os seguintes valores para cada categoria de local de forrageio: 0% de água, 50% de solo, 40% de estrato baixo, 10% de estrato médio, 0% de estrato alto e 0% de estrato aéreo. As informações para o atributo substrato de forrageio (ar, galhos, lianas, súber de árvores, detritos, frutos/flores, fungos/liquens, epífitas, bambu, folhas vivas, e folhas mortas) foram retiradas da literatura (Del Hoyo 1992-2011). Para esta categoria foram utilizados os valores entre 0-3 para ponderar a importância de cada atributo onde um valor é atribuído para cada atributo de acordo com determinadas palavras-chaves como, por exemplo, “raramente” (valor 1), “igualmente importante” (valor 2), “principalmente” (valor 3) e

zero para ausência (Coster et al. 2015). Para o atributo estratégia de forrageio buscou-se na literatura o número de estratégias de forrageio utilizadas pelas espécies de aves (Del Hoyo 1992-2011).

**Tabela 2:** Atributos funcionais das aves utilizados nas análises. A escala é a maneira como as características foram mensuradas. (\*) indica como o atributo foi utilizado nas análises de média dos atributos das comunidades (CWM).

<b>Atributo</b>	<b>Categorias dos Atributos</b>	<b>Escala</b>
Morfológicos	Massa Corporal	Contínuo
	Comprimento do bico	Contínuo
	Altura do bico	Contínuo
	Largura do bico	Contínuo
	Comprimento da asa	Contínuo
	Comprimento da cauda	Contínuo
Dieta	Vertebrados	Proporção
	Invertebrados	
	Frutos	
	Néctar	
	Sementes	
	Plantas	Quantitativo
	*número de itens alimentares utilizados pelas espécies	
Local de forrageio	Água	Proporção
	Solo	
	Estrato baixo	
	Estrato médio	
	Estrato alto	
	Estrato aéreo	Quantitativo
	* número de locais de forrageio utilizado pelas espécies	
Substrato de forrageio	Ar	Proporção
	Galhos	
	Lianas	
	Súber das árvores	
	Detritos	
	Frutos/Flores	
	Fungos/Liquens	
	Epífitas	
	Bambu	
Folhas vivas		
	Folhas mortas	Quantitativo
	* número de substratos de forrageio utilizado pelas espécies	
Comportamento de forrageio	*número de estratégias de forrageio utilizadas pelas espécies	Quantitativo

Os cinco atributos morfométricos utilizados foram coletados do acervo do museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP): comprimento do bico da base até a ponta, altura do bico sendo a largura vertical próxima às narinas, largura do bico sendo a largura horizontal próxima às narinas, o comprimento da asa desde a inserção das penas primárias até a ponta e o comprimento da cauda desde a inserção das retrizes até a ponta. Para cada espécie de ave foi obtido um valor médio das medidas realizadas a partir de cinco espécimes adultos dando a preferência pelos espécimes coletados na região sul do Brasil principalmente do estado do Paraná e Santa Catarina para evitar variações morfométricas entre populações de distintas regiões. A escolha desses atributos não só foi baseada na tentativa de representar a variação entre os tipos florestais, mas também estes mesmos atributos são comumente utilizados em trabalhos de diversidade funcional (Coster et al. 2015, Seymour et al. 2015, Pigot et al. 2016). A lista completa dos atributos funcionais das espécies de aves se encontra no Apêndice 1.

#### **2.4. Diversidade funcional**

Para melhor capturar a diversidade funcional de uma dada comunidade, sugere-se que ela seja expressa a partir de métricas independentes e complementares, isto possibilita capturar toda a estrutura funcional da comunidade. A estrutura funcional consiste na distribuição das espécies e suas abundâncias no espaço funcional (Villéger et al. 2008). Assim, para as análises da diversidade funcional foram calculados os três índices complementares: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv; Villéger et al. 2008, Mouchet et al. 2010). FRic representa o conjunto de atributos funcionais apresentado pela comunidade. É um indicador do uso ou não de todos os recursos potencialmente disponíveis para a comunidade. Baixos valores de FRic indicam que alguns dos recursos potencialmente disponíveis não estão sendo utilizados, o que pode reduzir a produtividade e conseqüentemente ficar vulnerável a invasões e flutuações ambientais (Mouchet et al. 2010). FEve mede o grau em que a abundância relativa das espécies de uma comunidade está distribuída no espaço funcional indicando um uso mais efetivo do espaço de nicho disponível. Ou seja, pode ser considerada como uma medida que avalia o quanto as funções presentes em uma comunidade são semelhantes. Essa medida reflete a baixa ou a superutilização dos recursos, e assim também é uma medida que reflete a produtividade (Villéger et al. 2008, Mouchet et al. 2010). FEve diminui quando a variância dentre as espécies é pouco homogênea (Villéger et al. 2008). E FDiv indica o quanto as comunidades se diferenciam pelos atributos funcionais, sendo que quanto maior o valor do índice, maior deve ser a diferenciação dos nichos das espécies (Villéger et al. 2008).

Para o cálculo dos índices de diversidade funcional (FRic, FEve e FDiv), foram utilizadas duas matrizes. A primeira foi construída utilizando os mesmos conjuntos de atributos funcionais

mencionados acima: altura, largura e comprimento do bico, comprimento da cauda e asa, massa, as seis categorias de dieta, as seis categorias de local de forrageio, as onze categorias de substrato de forrageio e a categoria de estratégias de forrageio totalizando 30 atributos funcionais (ver Tabela 2). A segunda matriz foi construída somente com os valores de abundância relativa de cada espécie em cada uma das localidades. Os valores dos índices de diversidade funcional foram computados a partir do pacote "FD" no software R, utilizando a função "dbFD" (Laliberté e Legendre, 2010). A função "dbFD" utiliza uma análise de Coordenadas Principais (PCoA) para originar um subconjunto de eixos que são utilizados como "atributos" para computar os índices. Primeiramente, a matriz de atributos funcionais foi convertida em uma matriz de distância funcional utilizando a distância de Gower, a qual permite a utilização de características quantitativas e qualitativas ao mesmo tempo no cálculo da distância (Podani e Schmera 2006). Em seguida, uma análise de coordenadas principais (PCoA) foi aplicada na matriz de distância funcional e os índices de diversidade funcional foram calculados utilizando a matriz com novos valores de atributos (subconjunto dos eixos da PCoA) e a matriz de abundância relativa das espécies. Antes de calcular os índices, todos os atributos foram padronizados de maneira que a média seja igual a zero e o desvio padrão igual a um, de modo que cada atributo terá o mesmo peso nos cálculos dos índices como sugerido por Villéger et al. (2008).

## 2.5. Nível de especialização e composição funcional

Os mesmos atributos funcionais foram utilizados nas duas abordagens (diversidade e composição). Porém, para alcançar o segundo objetivo do presente estudo, primeiramente foi estabelecido níveis de especialização para os atributos de dieta, estrato e substrato de forrageio. E para isso, as categorias ecológicas de dieta, local de forrageio e substrato de forrageio foram necessariamente transformadas em atributos quantitativos. Ou seja, para cada espécie verificamos o número de diferentes itens consumidos na dieta, o número de locais e o número de substratos de forrageio utilizados pelas espécies para compor cada categoria de atributo respectivamente como: dieta, local de forrageio e substrato de forrageio. Por exemplo, a dieta da espécie *Pitangus sulphuratus* se baseia em 40% de invertebrados, 30% de vertebrados e 30 % de frutos (Wilman et al. 2014). Assim, a dieta dessa espécie obteve o valor 3, porque se constitui de 3 itens alimentares diferentes. Desta forma foi possível determinar um nível de especialização da espécie em relação à dieta, local e substrato de forrageio. Valores mais altos destes parâmetros devem estar mais associados a espécies generalistas enquanto valores mais baixos estariam associados às especialistas. Esse procedimento foi baseado em Luck et al. (2012, 2013). Esta mesma representação dos valores se aplica ao atributo ecológico de estratégia de forrageio. A categoria de atributo "solo" foi utilizada tanto para quantificar o atributo local de forrageio como o atributo

substrato de forrageio para evitar erros nos cálculos das métricas, uma vez que algumas das espécies de aves são principalmente terrestres utilizando apenas o solo para forragear (ex. *Grallaria varia*).

Assim, para investigar a composição dos atributos funcionais entre os tipos florestais foram gerados valores médios de dez atributos funcionais (seis atributos morfológicos e os quatro atributos ecológicos: dieta, estrato, substrato e estratégias de forrageio) nas comunidades de aves ponderadas pelas abundâncias das espécies em cada localidade (CWM; Ricotta e Moretti 2011). Diferenças nos valores de CWM resumem as mudanças nos valores médios dos atributos funcionais devido à seleção ambiental por determinados atributos (Ricotta e Moretti 2011). Do ponto de vista ecológico esta métrica reflete os atributos dominantes de cada comunidade (Mokany et al. 2008). Assim, para cada atributo funcional analisado obtêm-se valores médios que podem ser comparados para verificar se existe ou não um predomínio no valor de cada atributo por tipo florestal. Espera-se que haja uma seleção ambiental por determinados atributos. Os valores de CWM para cada atributo também são computados a partir do pacote "FD" no software R utilizando a função "dbFD" (Laliberté e Legendre 2010). A lista completa dos atributos funcionais das aves utilizadas em ambas as análises estão apresentadas na Tabela 2 e no Apêndice 1.

## 2.6. Análises dos dados

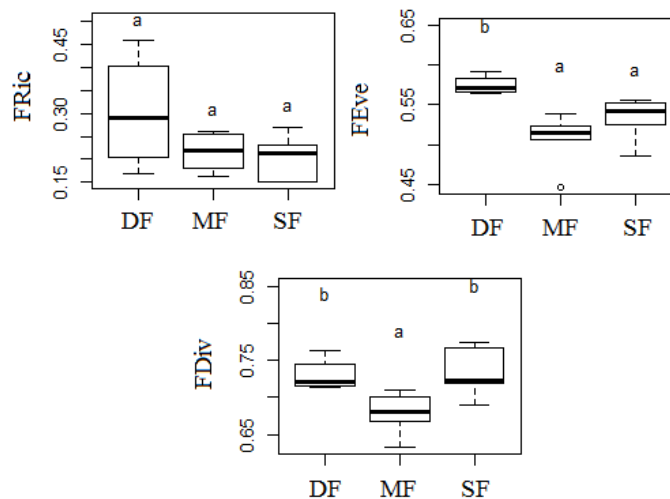
O cálculo da abundância relativa das espécies em cada uma das localidades foi estimado através do índice pontual de abundância (IPA), o qual é calculado a partir do número total de contatos de uma dada espécie de ave dividida pelo número total de pontos de amostragem (nesse caso 96 pontos amostrais). A lista das espécies e seus respectivos valores de abundâncias relativas em cada localidade estão apresentadas no Apêndice 2. Os valores de IPA foram utilizados como valores de abundância relativa nos cálculos dos índices de diversidade funcional (FEve e FDiv) e também nos cálculos dos valores de CWM.

As diferenças entre os valores dos índices de diversidade funcional (FRic, FEve e FDiv) e os valores de CWM dos atributos funcionais entre os tipos florestais foram testadas utilizando a análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey *a posteriori* (Krebs 1999). Foram verificadas a normalidade dos resíduos e a homogeneidade de variâncias utilizando os testes de Shapiro-Wilk e Levene's, respectivamente. Quando os dados falharam em alguma dessas duas premissas, a ANOVA foi substituída pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis. Todas essas análises foram realizadas no programa R 3.2.0 utilizando os pacotes "stats" e "car" (R Development Core Team 2015).

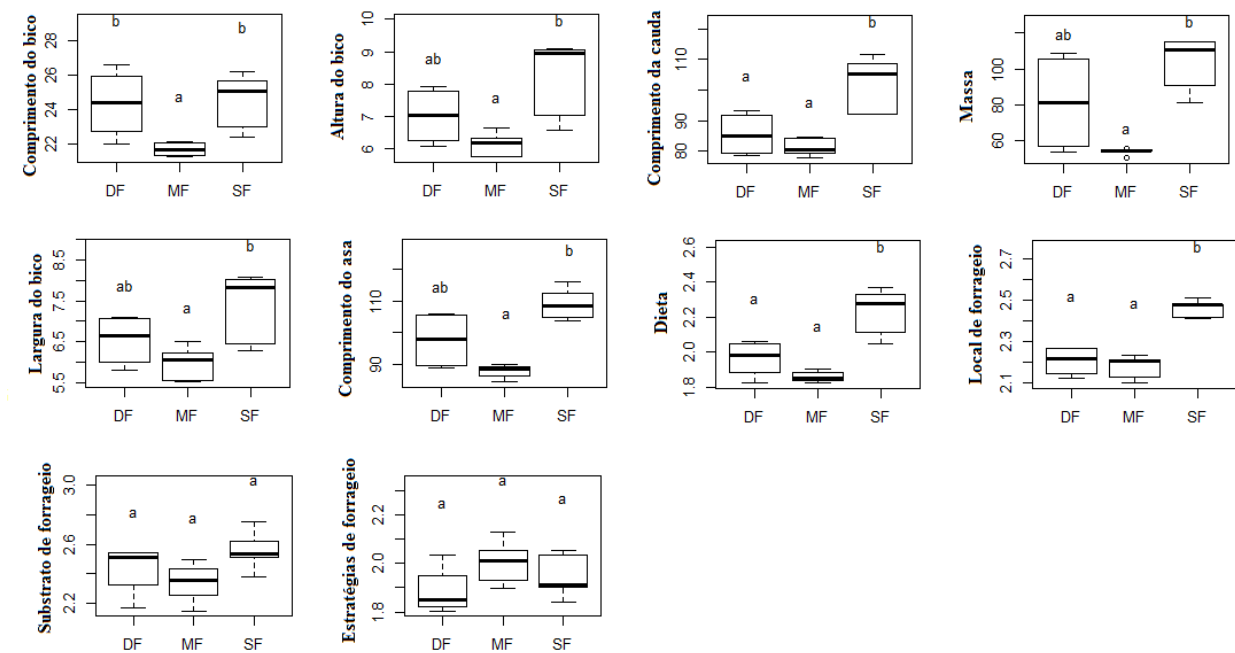
A fim de se melhor explorar as diferenças dos atributos funcionais dentro de grupos específicos foram realizadas análises considerando a comunidade de aves composta por todas as espécies e também separadamente por grupo trófico na abordagem de composição funcional. As espécies de aves foram classificadas em seis categorias tróficas segundo Wilman et al. (2014): frugívoros, insetívoros, carnívoros, granívoros, onívoros e nectarívoros. E assim foram calculados os valores de CWM dos dez atributos funcionais para cada um dos seis grupos tróficos.

### 3. RESULTADOS

Ao longo das 15 localidades representantes dos três tipos florestais da Mata Atlântica na porção sul do Brasil um total de 270 espécies de aves foi registrada. Em relação à diversidade funcional, os valores de FRic não diferiram entre os tipos florestais (Kruskall-Wallis;  $\chi^2 = 2,35$  ;  $k = 2$  ;  $p = 0,30$ ). Entre valores de FEve houve uma variação significativa entre os tipos florestais (Kruskall-Wallis;  $\chi^2 = 9,37$  ;  $k = 2$  ;  $p = 0,007$ ), onde os maiores valores encontrados foram em DF quando comparados com MF e SF. FDiv foi similar entre DF e SF, ambos com valores maiores que em MF (Anova,  $F = 6,002$ ;  $p = 0,01$ ; ver Tabela 3 e Figura 2). Pode-se observar uma seleção ambiental por determinados atributos funcionais principalmente no tipo florestal SF (Tabela 3 e Figura 3). As espécies de aves encontradas em SF apresentaram em média cauda mais longa e são espécies mais generalistas em sua dieta e local de forrageio quando comparada com MF e DF. Além disso, SF também apresentou médias maiores em relação a MF nos atributos morfológicos largura do bico, altura do bico, massa e comprimento da asa (Tabela 3 e Figura 3). Em relação aos atributos morfológicos, MF apresentou uma seleção ambiental por valores menores dessas características (Figura 3).



**Figura 2:** Índices de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) entre os tipos florestais da Mata Atlântica. Os tipos florestais que não estão ligados pela mesma letra são significativamente diferentes.



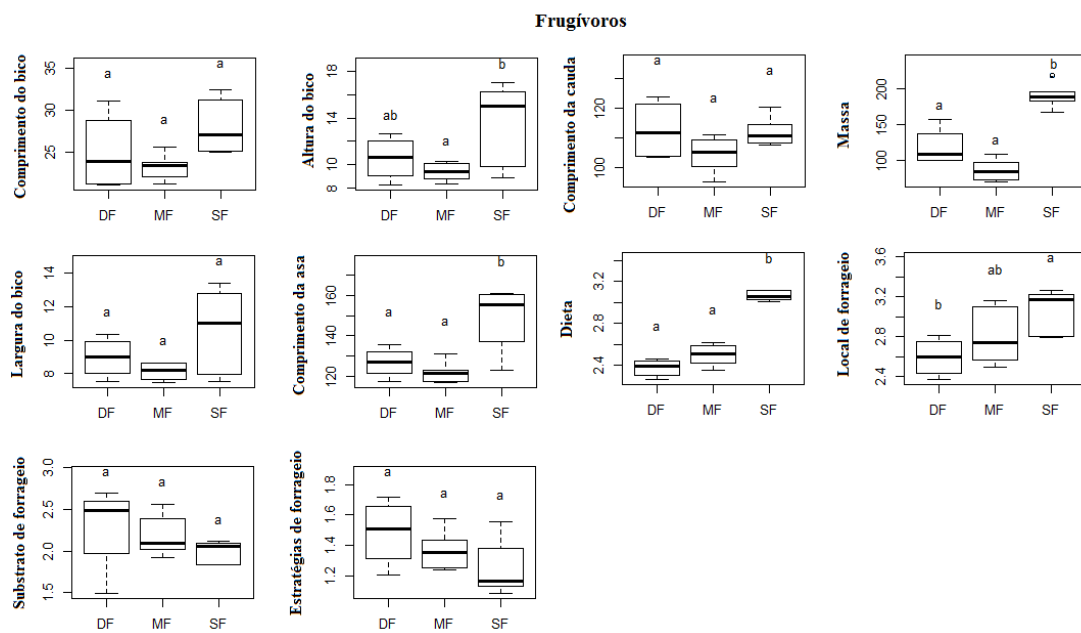
**Figura 3:** Mudanças nos atributos funcionais nos três tipos florestais da Mata Atlântica utilizando a abordagem de CWM para os atributos funcionais morfológicos e ecológicos. Os tipos florestais que não estão ligados pela mesma letra são significativamente diferentes.

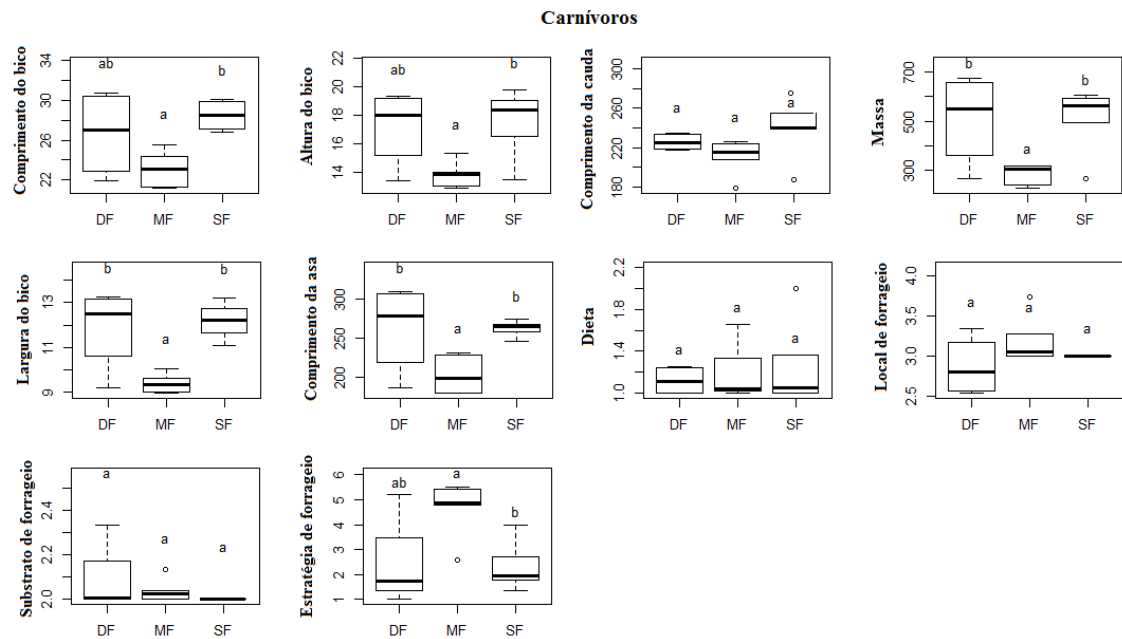
**Tabela 3:** Os valores apresentados correspondem aos valores de p do teste *a posteriori* de Tuckey ou *kruskal wallis* para demonstrar as variações entre os tipos florestais, nos parâmetros riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) e dos 10 atributos funcionais analisados ao longo dos diferentes tipos florestais na Mata Atlântica no sul do Brasil. (\*\*) representa quando houve diferença significativa a um nível de  $p \leq 0,05$  entre as comparações par a par entre tipos florestais.

	DF X MF	DF X SF	MF X SF
FRic	0,66	0,19	0,35
FEve	0,009**	0,01**	0,12
FDiv	0,04**	0,57	0,02**
Comprimento do Bico	0,03**	1	0,004**
Altura do Bico	0,29	0,17	0,006**
Largura do Bico	0,40	0,22	0,01**
Comprimento do asa	0,06	0,19	0,004**
Comprimento da Cauda	0,59	0,008**	0,006**
Massa	0,17	0,19	0,004**
Dieta	0,27	0,004**	0,0001**
Estrato de Forrageio	0,75	0,0005**	0,0008**

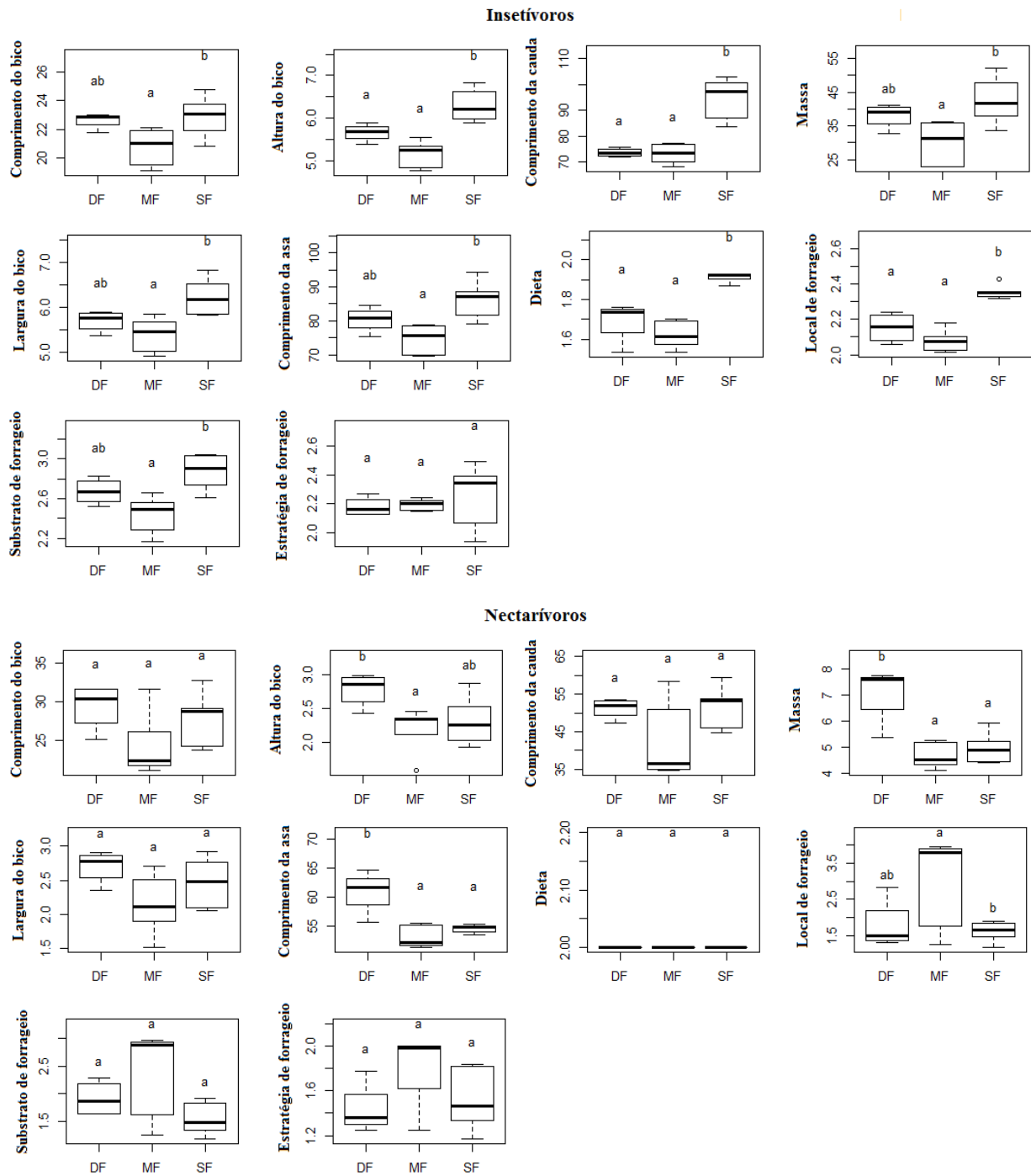
Substrato de Forrageio	0,60	0,42	0,007
Estratégias de Forrageio	0,13	0,57	0,56

Quando a composição funcional foi analisada por grupo trófico o mesmo padrão de seleção ambiental por determinados atributos em SF foi encontrado para determinados grupos (Tabela 4; Figura 4, 5). O grupo dos insetívoros apresentou variações dentre todos os atributos funcionais principalmente entre os tipos florestais SF e MF, exceto para o atributo estratégias de forrageio. Os insetívoros em SF apresentaram os mesmos padrões apresentados anteriormente, como caudas maiores e atributos ecológicos mais generalistas (Tabela 4 e Figura 5). O grupo dos frugívoros e carnívoros também seguiram os mesmos padrões de seleção ambiental em SF (Tabela 4 e Figura 4). Já os granívoros e onívoros não apresentaram muitas variações nos atributos entre nenhum dos tipos florestais (Tabela 4 e Figura 6). E os nectarívoros apresentaram maiores variações dos atributos em DF, como maiores valores de massa e comprimento da asa (Figura 5).

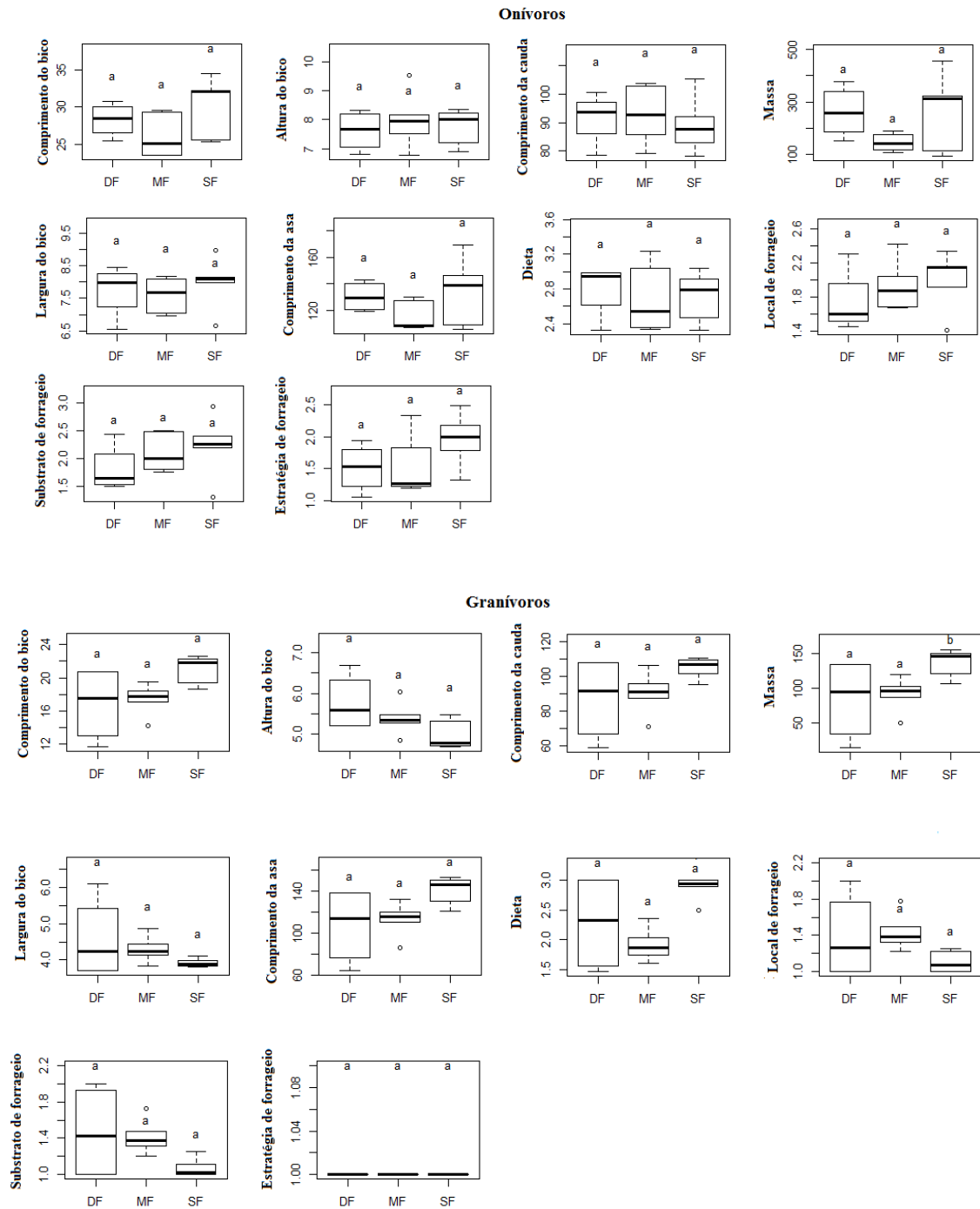




**Figura 4:** Mudanças nos atributos funcionais dos grupos tróficos Frugívoros e Carnívoros nos três tipos florestais da Mata Atlântica utilizando a abordagem de CWM para os atributos funcionais morfológicos e ecológicos. Os tipos florestais que não estão ligados pela mesma letra são significativamente diferentes.



**Figura 5:** Mudanças nos atributos funcionais dos grupos tróficos Insetivos e Nectarívoros nos três tipos florestais da Mata Atlântica utilizando a abordagem de CWM para os atributos funcionais morfológicos e ecológicos. Os tipos florestais que não estão ligados pela mesma letra são significativamente diferentes.



**Figura 6:** Mudanças nos atributos funcionais dos grupos tróficos Onívoros e Granívoros nos três tipos florestais da Mata Atlântica utilizando a abordagem de CWM para os atributos funcionais morfológicos e ecológicos. Os tipos florestais que não estão ligados pela mesma letra são significativamente diferentes.

**Tabela 4:** Valores de CWM separados por grupo trófico dos 10 atributos funcionais analisados ao longo dos diferentes tipos florestais na Mata Atlântica no sul do Brasil, Os valores apresentados correspondem aos valores de  $p$  do teste *a posteriori* de Tuckey ou *kruskall wallis* para demonstrar

as variações entre os tipos florestais. (\*\*) representa quando houve diferença significativa a um nível de  $p \leq 0,05$  entre as comparações par a par entre tipos florestais,

<i><b>Frugívoros</b></i>	<i><b>DF X MF</b></i>	<i><b>DF X SF</b></i>	<i><b>MF X SF</b></i>
Comprimento do Bico	0,68	0,35	0,06
Altura do Bico	0,74	0,22	0,04**
Largura do Bico	0,35	0,41	0,24
Comprimento da asa	0,75	0,03**	0,005**
Comprimento da Cauda	0,21	0,99	0,2
Massa	0,06	0,0004**	0,00004**
Dieta	0,09	<0,001**	<0,001**
Estrato de Forrageio	0,42	0,04**	0,24
Substrato de Forrageio	0,87	0,38	0,59
Estratégias de Forrageio	0,58	0,19	0,60
<i><b>Granívoros</b></i>	<i><b>DF X MF</b></i>	<i><b>DF X SF</b></i>	<i><b>MF X SF</b></i>
Comprimento do Bico	0,06	0,06	0,06
Altura do Bico	0,48	0,08	0,40
Largura do Bico	0,23	0,23	0,23
Comprimento da asa	0,06	0,06	0,06
Comprimento da Cauda	0,12	0,12	0,12
Massa	0,91	0,17	0,008**
Dieta	0,07	0,07	0,07
Estrato de Forrageio	0,10	0,10	0,10
Substrato de Forrageio	0,11	0,11	0,11
Estratégias de Forrageio	p>0,05	p>0,05	p>0,05
<i><b>Insetívoros</b></i>	<i><b>DF X MF</b></i>	<i><b>DF X SF</b></i>	<i><b>MF X SF</b></i>
Comprimento do Bico	0,08	0,96	0,03**
Altura do Bico	0,07	0,02	0,002**
Largura do Bico	0,43	0,11	0,006**
Comprimento da asa	0,18	0,21	0,004**
Comprimento da Cauda	0,99	0,0003**	0,00001**
Massa	0,14	0,51	0,01**
Dieta	0,32	<0,001**	<0,001**
Estrato de Forrageio	0,19	0,001**	<0,001**
Substrato de Forrageio	0,14	0,26	0,004**
Estratégias de Forrageio	0,98	0,76	0,82
<i><b>Carnívoros</b></i>	<i><b>DF X MF</b></i>	<i><b>DF X SF</b></i>	<i><b>MF X SF</b></i>
Comprimento do Bico	0,25	1	0,004**
Altura do Bico	0,06	0,98	0,03**
Largura do Bico	0,01*	0,9	0,002**
Comprimento da asa	0,11	0,90	0,004**
Comprimento da Cauda	0,08	0,08	0,08
Massa	0,04	0,99	0,03**
Estrato de Forrageio	0,18	0,72	0,50
Substrato de Forrageio	0,10	0,10	0,10
Estratégias de Forrageio	0,05	0,99	0,03**
Dieta	0,79	0,79	0,79

<i>Onívoros</i>	<i>DF X MF</i>	<i>DF X SF</i>	<i>MF X SF</i>
Comprimento do Bico	0,51	0,73	0,14
Altura do Bico	0,75	0,96	0,86
Largura do Bico	0,95	0,89	0,70
Comprimento da asa	0,41	0,94	0,23
Comprimento da Cauda	0,98	0,93	0,82
Massa	0,23	0,99	0,20
Dieta	0,79	0,99	0,84
Estrato de Forrageio	0,67	0,52	0,94
Substrato de Forrageio	0,61	0,40	0,89
Estratégias de Forrageio	0,99	0,32	0,26
<i>Nectarívoros</i>	<i>DF X MF</i>	<i>DF X SF</i>	<i>MF X SF</i>
Comprimento do Bico	0,12	0,78	0,30
Altura do Bico	0,04**	0,13	0,79
Largura do Bico	0,09	0,62	0,35
Comprimento da asa	0,004**	0,003**	0,53
Comprimento da Cauda	0,18	0,99	0,13
Massa	0,007**	0,003**	0,74
Dieta	>0,05	>0,05	>0,05
Estrato de Forrageio	0,10	0,95	0,04**
Substrato de Forrageio	0,35	0,60	0,06
Estratégias de Forrageio	0,68	0,59	0,15

Em relação à especialização das espécies nas comunidades, não foi encontrada maior especialização das espécies em DF. Na realidade, DF e MF apresentaram médias similares nos atributos. Apenas SF se diferenciou, com médias dos valores dos atributos maiores em dieta e local de forrageio do que em DF e MF. Assim, espécies mais especialistas predominam tanto DF como MF enquanto que as generalistas predominam em SF.

#### 4. DISCUSSÃO

As comunidades de aves nos três diferentes ecossistemas da Mata Atlântica não apresentaram diferenças quanto à riqueza funcional (valores semelhantes de FRic), mas diferiram quanto a regularidade das abundâncias das espécies no espaço funcional (maiores valores de FEve em DF) e quanto ao grau de diferenciação de nicho (maiores valores de FDiv em DF e SF). Os atributos foram selecionados parcialmente quanto aos tipos florestais, sendo que em SF a seleção tendeu para as maiores médias dos atributos e em MF por menores valores de médias. Em relação à composição de atributos funcionais pode-se observar uma seleção ambiental em SF por características de espécies mais generalistas em relação a atributos morfológicos e ecológicos em relação a DF e MF, principalmente no grupo dos insetívoros.

A riqueza funcional (FRic) geralmente aumenta com o número de espécies em uma comunidade, enquanto FEve e FDiv são menos afetadas pela riqueza de espécies (Schluter et al. 2010, Pavoine e Bonsall 2011). De fato a riqueza de espécies é alta, porém similar, nos três tipos de floresta (Zurita et al. 2006, Giraudo et al. 2008, Volpato et al. 2010, Scherer Neto e Bispo 2011) e inclusive não houve diferença no número de espécies encontrados dentre as localidades deste estudo ( $K$ -test,  $P = 0.18$ ). Assim, é esperado que a riqueza funcional seguisse o mesmo padrão.

A maior equitabilidade (FEve) e altos valores de divergência funcional (FDiv) em DF indicam que neste tipo florestal as espécies são mais diferentes entre si e estão melhor distribuídas em termos de abundância no espaço funcional, o que corrobora as hipóteses deste estudo. Uma maior complexidade da vegetação pode ampliar o número de relações ecológicas das espécies de aves refletindo em índices de diversidade mais altos como já verificado em outros tipos de ecossistemas como o Cerrado (Batalha et al. 2010) e ambientes áridos (Seymour et al. 2015). DF por apresentar uma maior heterogeneidade vegetal deve proporcionar uma maior variedade de recursos (ex. locais de forrageio, substratos de forrageio, locais para nidificação e refúgio, tipo e qualidade de recursos alimentares) que promovem uma maior variedade de atributos (maior dissimilaridade do nicho). Comunidades com altos valores de FDiv podem representar uma maior variedade de atributos funcionais no ecossistema (Villéger et al. 2008). Além disso, o tipo de clima predominante em DF pode também influenciar nesses maiores valores encontrados de FEve e FDiv. DF apresenta uma alta precipitação com a distribuição uniforme das chuvas ao longo do ano, não havendo períodos secos e de geadas (IBGE 1992). Locais mais úmidos e /ou com períodos de maior umidade durante o ano oferecem mais nichos potenciais e recursos para espécies explorarem reduzindo a competição entre as espécies funcionalmente semelhantes (MacArthur e Levins 1967, Seymour et al. 2015). Entretanto, também foram encontrados altos valores de FDiv em SF. Isto pode estar relacionado ao fato de que este tipo florestal é caracterizado principalmente por uma sazonalidade na precipitação e umidade apresentando seca no inverno (IBGE 1992). Em estudos com plantas foi verificado que condições como stress hídrico podem induzir a diferenciação mais forte do espaço funcional para as espécies poderem utilizar plenamente os recursos em condições de seca (Li et al. 2011). Dentre os tipos florestais, MF apresentou os menores valores de FDiv e FEve. Menores valores nesses índices sugerem uma homogeneização do nicho entre as espécies (Mouchet et al. 2010). Isso pode representar uma menor diversificação dos atributos entre as comunidades de aves neste tipo florestal, ou seja, em MF deve haver ambientes mais homogêneos quando comparados com DF e SF e isso pode estar relacionado às baixas temperaturas típicas desse ecossistema. A temperatura, portanto, é um fator importante limitante em MF, especialmente no inverno, o que deve se refletir em uma menor variedade de atributos.

A abordagem da média dos atributos da comunidade (CWM) pode ser utilizada para resumir as mudanças nos valores médios dos atributos funcionais das comunidades devido à seleção ambiental indicando quais são os atributos dominantes em uma comunidade (Ricotta e Moretti 2011). Os ambientes podem agir como filtros ambientais, selecionando espécies e filtrando características, em uma evolução adaptativa, impulsionando mudanças, por exemplo, na morfologia das espécies (Golçalves-Souza et al. 2014). Assim, observou-se que as maiores diferenças se encontram entre as médias dos atributos funcionais entre os tipos florestais SF e MF, e o contrário ocorreu entre DF e MF onde não há muitas variações entre as médias da maioria dos atributos (Tabela 3 e Figura 3). Era esperada uma seleção ambiental por determinados atributos funcionais dependendo do tipo florestal, já que existe uma forte relação entre atributos funcionais e as condições ambientais (Rader et al. 2014, Sacco et al. 2015, Jacoboski et al. 2016) mas esse padrão ficou melhor evidenciado somente no tipo florestal SF.

Embora fosse esperada uma maior especialização em relação a atributos de dieta e comportamento de forrageio em DF, as análises da média dos atributos (CWM) não indicaram diferença em relação a MF. Assim, os atributos em MF sugerem espécies especialistas que devem estar adaptadas à baixa temperatura enquanto que em DF a especialização se deve à heterogeneidade ambiental. Em SF, as espécies de aves apresentaram predominantemente características mais generalistas em relação à dieta e ao local de forrageio e caudas mais longas. Os comprimentos da asa e da cauda influenciam no tipo de movimentos locais e dispersão (Dawideit et al. 2009). Caudas mais longas proporcionam a possibilidade de voos com maior ascensão, podendo alcançar voos mais altos e chegar a lugares mais distantes (Rayner e Swaddle 2000). Essa seleção por determinadas características sugerem estratégias que as espécies utilizam para lidar com a redução de recursos durante os períodos mais secos no tipo florestal SF. Sob outra perspectiva, níveis de especialização ao habitat em DF, MF e SF já foram reconhecidos (Anjos et al. 2015). Esses autores investigaram a especialização do habitat (ao tipo de floresta) para um grupo de aves Suboscines e encontraram que as comunidades de espécies de aves nesse grupo foram igualmente dominadas por especialistas em DF e MF, enquanto que SF abrigou comunidades de espécies mais generalistas. Os resultados deste estudo apontaram padrões semelhantes, porém em relação à especialização de dieta e local de forrageio.

Em MF, os atributos funcionais relacionadas à morfologia apresentaram valores menores quando comparados com DF e SF. A morfologia do bico das aves está estreitamente relacionada ao hábito alimentar e ao ambiente em que elas se encontram (Grant e Grant 2006). Presume-se que em MF o tamanho pequeno de sementes e de frutos seja uma característica intrínseca deste tipo florestal (Paise e Vieira 2005). MF também parece fornecer habitats mais adequados para

artrópodes de pequeno porte, os quais podem mais facilmente se abrigam em meio ao súber do tronco e galhos das árvores e de epífitas durante o inverno (Lee 1989). Este fator pode explicar a predominância de aves insetívoras com bicos menores em MF que forrageiam estes pequenos artrópodes, como as espécies da família Furnariidae (Fávaro et al. 2006). Esse fato possibilita que essas espécies obtenham recursos durante as baixas temperaturas no inverno. Um mecanismo semelhante ocorre em aves insetívoras que vivem em florestas temperadas descrito por Nicolai (1986). Aves insetívoras da floresta temperada tendem a se alimentar de pequenos artrópodes os quais estão escondidos no súber das árvores (Nicolai 1986). Assim, os resultados encontrados de valores menores de CWM em relação aos atributos de tamanho de bico e de corpo demonstram o predomínio destas características morfológicas mais adaptadas às condições em MF. Na realidade, quando os atributos morfológicos entre SF e MF são comparados, tem-se que SF apresentou médias maiores em relação a MF nos atributos morfológicos largura do bico e altura do bico (Tabela 3, 4; Figura 3, 5). E isso pode estar relacionado à maior ou menor produtividade dos ambientes. Os artrópodes representantes de ordens importantes na dieta de aves insetívoras, como Orthoptera, Lepidoptera e Coleoptera apresentaram maior densidade em SF do que em relação ao registrado em MF (Mariononi e Dutra 1991). Essas ordens de inseto variam em tamanho entre 0,3 a 200 mm podendo ser consideradas presas maiores quando comparadas com outras ordens (Rafael et al. 2012).

As análises apresentadas neste estudo sobre a diversidade funcional puderam demonstrar que as comunidades de aves em DF apresentam um maior número de funções (heterogeneidade ambiental maior), em MF apresentam uma maior redundância funcional (baixa temperatura como fator limitante) e em SF apresentaram maior dominância por maior variedade e tamanho nos atributos (espécies generalistas adaptadas à sazonalidade).

## 5. REFERÊNCIAS

Anjos, L. et al. 2010. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos. In: S. Von Matter et al. *Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, pp. 63-76.

Anjos, L., C.D. Collins, R.D. Holt, G.H. Volpato, L.B. Mendonça, E.V. Lopes, R. Boçon, M.V. Bisheimer, P.P. Serafini e J. Carvalho. 2011. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biol. Conserv.* 144: 2213–2222.

Anjos, L., C.D. Collins, R.D. Holt, G.H. Volpato, E.V. Lopes e G.M. Bochio. (2015). Can habitat specialization patterns of Neotropical birds highlight vulnerable areas for conservation in the Atlantic rainforest, southern Brazil?. *Biol. Conserv.* 188: 32-40.

- Backes, A. 2009. Distribuição geográfica atual da floresta com Araucária: condicionamento climático. In: C.R. Fonseca, A.F. Souza, A.M. Leal-Zanchet, T. Dutra, A. Backes e G. Ganado (eds ). *Floresta com Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável*, Holos Editora: Riberião Preto. pp. 39–44.
- Batalha, M. A., M.V. Cianciaruso, J.C. Motta-Junior. 2010. Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. *Natureza & Conservação* 8: 1-5.
- Bencke, G. A., e A. Kindel. 1997. Bird counts along an altitudinal gradient of Atlantic forest in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. *Ararajuba* 7: 91-107.
- Benton, T.G., J.A. Vickery e J.D. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends Ecol. Evol.* 18: 182-188.
- Bergamin, R., S. Müller e R. Mello. 2012. Indicator species and floristic patterns in different forest formations in southern Atlantic rainforests of Brazil. *Community Ecol.* 13:162-170.
- Borgo, M e S.M. Silva. 2003. Epífitos vasculares em fragmentos de floresta ombrófila mista, Curitiba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 26: 391-401.
- Cianciaruso, M.V., I.A. Silva e M.A. Batalha. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotrop.* 9: 93–103.
- Coster, G. De., C. Banks-Leite e J.P. Metzger. 2015. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proc. R. Soc. B.* 282: 20142844.
- Dawideit, B.A., A.B. Phillimore, I. Laube, B. Leisler, e K. Bohning-Gaese. 2009. Ecomorphological predictors of natal dispersal distances in birds. *J. Anim. Ecol.* 78: 388–395.
- del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A.Christie, E. de Juana (eds.) (1992-2011). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Dias, D. F., M.C. Ribeiro, Y.T. Felber, A.L. Cintra, N.S. Souza e E. Hasui. 2015. Beauty before age: landscape factors influence bird functional diversity in naturally regenerating fragments, but regeneration age does not. *Restor. Ecol.* 24: 259–270.
- Dutra, T.L. e A. Stranz. 2009. Biogeografia, evolução e ecologia de *Araucaria angustifolia*: o que mostra a Paleontologia. In: In: C.R. Fonseca, A.F. Souza, A.M. Leal-Zanchet, T. Dutra, A. Backes e G. Ganado (eds ). *Floresta com Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável*, Holos Editora: Riberião Preto. pp. 6–23.
- Fávaro, F.D., L. Anjos, E.V. Lopes, L.B. Mendonça e G.H. Volpato. 2006. Efeito do gradiente altitudinal/latitudinal sobre espécies de aves florestais da Família Furnariidae na bacia do rio Tibagi, Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23: 261-266.
- Galindo-Leal, C. e I.G. Câmara. 2005. *Mata Atlântica. Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica. Conservação Internacional, BeloHorizonte.
- Giraud, A.R., S.D. Matteucci, J. Alonso, J. Herrera e R.R. Abramson. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodivers. Conserv.* 17: 1251–1265.
- Gonçalves-Souza, T., J.A.F. Diniz-Filho e G.Q. Romero. 2014. Disentangling the phylogenetic and ecological components of spider phenotypic variation. *PloS one* 9: e89314.

- Grant, P. R. e B. R. Grant. 2006. Evolution of character displacement in Darwin's finches. *Science* 313:224–226.
- Hu, G., Y. Jin, J. Liu e M. Yu. 2014. Functional diversity versus species diversity: relationships with habitat heterogeneity at multiple scales in a subtropical evergreen broad-leaved forest. *Ecol. Res.* 29: 897-903.
- IBGE. 1992. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Séries Manuais Técnicos em Geociências, Rio de Janeiro.
- Jacoboski, L.I., V.J. Debastiani, A. de Mendonça-Lima e S.M. Hartz. 2016. How do diversity and functional nestedness of bird communities respond to changes in the landscape caused by eucalyptus plantations?. *Community Ecol.* 17: 107-113.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. Addison Wesley Educational Publishers, Menlo Park.
- Laliberté, E. e P. Legendre. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299-305.
- Lee, Richard E Jr. 1989. Insect cold-hardiness: To freeze or not to freeze. *Bioscience* 39: 308-313.
- Leite, P. F. e R.M. Klein. 1990. *Vegetação. Geografia do Brasil: região sul*. pp.113-150.
- Leung, J. Y. 2015. Habitat heterogeneity affects ecological functions of macrobenthic communities in a mangrove: Implication for the impact of restoration and afforestation. *Global Ecology and Conservation* 4: 423-433.
- Li, X., Y. Nie, X. Song, R. Zhang e G. Wang. 2011. Patterns of species diversity and functional diversity along the south to north-facing slope gradient in a sub-alpine meadow. *Community Ecol.* 12: 179-187.
- Lima, Luciano Moreira. 2013. *Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo.
- Lopes, E.V., G.H. Volpato, L.B. Mendonça, F.D.L. Fávaro, L. Anjos. 2006. Abundância, diversidade, microhabitat e habitat e repartição ecológica de papas-formigas (Passeriformes, Thamnophilidae) na bacia hidrográfica do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23: 395-403.
- Luck, G.W., S. Lavorel, S. McIntyre and K. Lumb. 2012. Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *J. Anim. Ecol.* 81: 1065–1076.
- Luck, G.W., A. Carter and L. Smallbone. 2013. Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. *PLoS ONE* 8: 63671–63682.
- MacArthur R, R. Levins. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *Am Nat* 101:377–85.
- Maglianesi, M.A., N. Blüthgen, K. Böhning-Gaese, M. Schleuning. 2015. Functional structure and specialization in three tropical plant–hummingbird interaction networks across an elevational gradient in Costa Rica. *Ecography* 38: 1119-1128.

- Marinoni, R.C. e R.R.C. Dutra. 1991. Levantamento da fauna entomológica no estado do Paraná. I. Introdução. Situações climática e florística de oito pontos de coleta. Dados faunísticos de agosto de 1986 a julho de 1987. *Revista brasileira de Zoologia* 8: 31-73.
- Mazza, C.A.S., J.E. Santos, M.C.M. Mazza, P.P. Mattos e M.F.G. Rachwal. 2005. *Caracterização Ambiental dos Componentes Estruturais da Paisagem do Município de Irati, Paraná*. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento no. 25. Embrapa Florestas.
- McGill, B.J., B.J. Enquist, E. Weiher e M. Westoby. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol. Evol.* 21: 178-185.
- Mittermeier, R.A., W.R. Turner, F.W. Larsen, T.M. Brooks e C. Gascon. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: F.E. Zachos e J.C. Habel (eds.) *Biodiversity hotspots*. Springer Berlin Heidelberg. pp.3-22.
- Mokany K, J. Ash, S. Roxburgh. 2008. Functional identity is more important than diversity in influencing ecosystem processes in a temperate native grassland. *J Ecol* 96:884–893.
- Mouchet, M. A., S. Vileger, N.W. Mason e D. Mouillot. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct Ecol.* 24: 867-876.
- Nicolai, V. 1986. The bark of trees: thermal properties, microclimate and fauna. *Oecologia* 69: 148-160.
- Oliveira-Filho, A. T. e M.A.L. Fontes. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of Climate1. *Biotropica* 32: 793-810.
- Parrini, R., J.F. Pacheco e F. Mallet-Rodrigues. 2010. Comportamento de forrageamento de *Philydor atricapillus* (Passeriformes: Furnariidae) na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro, região Sudeste do Brasil. *Atualidades Ornitológicas On-line* 153: 55-61.
- Paise, G e E.M. Vieira 2005. Produção de frutos e distribuição espacial de angiospermas com frutos zoocóricos em uma Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 28: 615-625.
- Pavoine, S. e M.B. Bonsall. 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biol. Rev.* 86: 792-812.
- Pigot, A.L., C.H. Trisos, J.A. Tobias. 2016. Functional traits reveal the expansion and packing of ecological niche space underlying an elevational diversity gradient in passerine birds. *In Proc. R. Soc. B* 283: 20152013.
- Podani, J. e Schmera D. 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos*, 115: 179-185.
- Poletto, F., L. Anjos, E.V. Lopes, G.H. Volpato, P.P. Serafini, F.L. Favaro. 2004. Caracterização do microhabitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em um fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Ararajuba* 12: 89-96.
- R Development Core Team. 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.

- Rafael, J. A., G.A.R. Melo, C.D. Carvalho, S.A. Casari e R. Constantino. 2012. *Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia*. Ribeirão Preto: Holos.
- Rader, R., I. Bartomeus, J.M. Tylianakis, E. Laliberté. 2014. The winners and losers of land use intensification: pollinator community disassembly is non-random and alters functional diversity. *Diversity Distrib.* 20: 908-917.
- Rayner, J. M. e V. J.P. Swaddle. 2000. Aerodynamics and behaviour of moult and take-off in birds. *Biomechanics and Animal Behaviour* 125-157.
- Ricotta, C. e M. Moretti. 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia* 167: 181-188.
- Rizzini, C. T. 1997. *Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. Âmbito Cultural.
- Roderjan, C.V.,F. Galvão, Y.S. Kuniyoshi, G.G. Hatschbach.2002. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. *Ciência & Ambiente* 24: 75-92.
- Sacco, A. G., A.M. Rui, F.B. Bergmann, S.C. Müller e S.M. Hartz. 2015. Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. *Iheringia* 105:276-287.
- Santana, C. R., G.M. Bochio e L. Anjos. 2012. Variations in the abundance of three Parulidae species in the southern portion of the Brazilian Atlantic Forest, state of Paraná. *An. Acad. Bras. Cienc.* 84: 721-726.
- Scheer, M.B. e C.T Blum. 2011. Arboreal diversity of the Atlantic Forest of Southern Brazil: from the beach ridges to the Paraná river. In: O. Grillo e G. Venora (eds). *The Dynamical Processes of Biodiversity-Case Studies of Evolution and Spatial Distribution*. Intech, Rijeka, Croatia. pp.109-134.
- Scherer Neto, P. e A.A. Bispo. 2011. Avifauna do Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo, Fenix, Paraná. *Biota Neotrop.* 11: 317-329.
- Schleuter, D., M. Daufresne, F. Massol, e C. Argillier 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecol. Monogra.* 80: 469-484.
- Souza, T.V., M.L. Lorini, M.A.S. Alves, P. Cordeiro e M.M. Vale. 2011. Redistribution of threatened and endemic Atlantic Forest birds under climate change. *Natureza & Conservação* 9: 214-218.
- Seymour, C. L., R.E. Simmons, G.S. Joseph e J.A. Slingsby. 2015. On bird functional diversity: species richness and functional differentiation show contrasting responses to rainfall and vegetation structure in an arid landscape. *Ecosystems* 18: 971-984.
- Tabarelli, M., J.M.C. Da Silva e C. Gascon. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodivers. Conserv.* 13:1419-1425.
- Villéger, S., N.W. Mason e D. Moullot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-2301.

Volpato, G.H., V.M. Prado e L. dos Anjos. 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *For. Ecol. Manage.* 260: 1156–1163.

Zurita, G.A., N. Rey, D.M.Varela, M. Villagra e M.I. Bellocq.2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecol. Manag.* 235: 164–173.

Weyland, F., J. Baudry, C.M. Ghera. 2012. A fuzzy logic method to assess the relationship between landscape patterns and bird richness of the Rolling Pampas. *Landscape ecol.* 27: 869-885.

Wilman, H., J. Belmaker, J.Simpson ,C. de Larosa, M.M. Rivadeneira e W. Jetz. 2014. EltonTraits 1.0:species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* 95: 2,027.

## Capítulo 2

### **Diversidade e composição funcional de aves ao longo de um gradiente de fragmentação florestal na Mata Atlântica.**

(capítulo elaborado segundo normas da revista *Community Ecology*).

## **Diversidade e composição funcional de aves ao longo de um gradiente de fragmentação florestal na Mata Atlântica.**

### **Resumo**

A fragmentação florestal é um processo que pode reduzir a biodiversidade afetando funções-chaves de um ecossistema. Assim, é fundamental compreender as causas e consequências desse processo para a conservação da biodiversidade e do funcionamento dos ecossistemas. Estudos já demonstraram que a redução e fragmentação de habitat podem acarretar na perda da diversidade de características funcionais ou causar substituição das funções sem alterar a diversidade. Além disso, pouco se sabe como é a variação da diversidade e a regularidade de funções de comunidades ao longo de uma floresta contínua preservada. Este estudo teve como objetivo avaliar as comunidades de aves e de dois grupos funcionais (consumidores de frutos e consumidores de invertebrados) em uma paisagem de floresta contínua e um gradiente de fragmentação florestal no que diz respeito à diversidade e composição de características funcionais. Espera-se que ocorram diferentes respostas à paisagem dependendo do grupo analisado. Este estudo foi realizado ao longo de nove locais de floresta contínua e 11 fragmentos florestais no estado do Paraná sul do Brasil. Observou-se que tanto a distribuição das espécies no espaço funcional como a composição dos atributos funcionais das aves nos nove locais de amostragem da floresta contínua sofrem variações. Porém, no caso da paisagem fragmentada há perda significativa nas médias dos atributos funcionais das espécies ao longo do gradiente de fragmentação florestal, principalmente quando os dados foram analisados separadamente por grupo funcional. Este gradiente ficou mais evidente com a caracterização do *turnover* de espécies, e consequentemente dos atributos. Os resultados deste estudo indicam que o grau de semelhanças nas abundâncias e a divergência das funções das espécies são afetados pelo gradiente de fragmentação florestal. Em especial destaca-se o grupo dos consumidores de invertebrados, pela maior homogeneização do espaço do nicho. Ocorreram alterações na morfologia do bico dos consumidores de sementes podendo causar impactos no serviço de dispersão de sementes, principalmente nos locais com menor porcentagem de cobertura florestal.

**Palavra-chave:** fragmentos florestais, floresta contínua, comunidades de aves, funções do ecossistema, diversidade funcional.

## **Bird functional diversity and composition along a forest fragmentation gradient in the Atlantic Forest.**

### **Abstract**

Forest fragmentation is a process that can reduce biodiversity by affecting key ecosystem functions. Therefore, it is essential to understand the causes and consequences of this process for the conservation of biodiversity and the ecosystem functionin. Studies have shown that habitat loss and fragmentation can result in loss of functional diversity or cause function substitution without altering functional diversity indexes. In addition, we have known little about how functional diversity is preserved along a continuous forest. The objective of this study was to evaluate the bird communities and two functional groups (seed disperses and invertebrate control) in a continuous forest landscape and in a forest fragmentation gradient with respect to the functional diversity and composition. It is expected that different responses will occur depending on the group analyzed. This study was carried out along nine sites of continuous forest and 11 forest fragments in the state of Paraná, southern Brazil. The results showed that both the distribution of the species in the functional space and the bird composition of the functional traits in the nine sampling sites of the continuous forest varied. However, in the fragmented landscape there is a significant loss in the means of the species functional traits along the forest fragmentation gradient, especially when the data were analyzed separately by functional group. This gradient became more evident with the characterization of the species turnover, and consequently of the traits. These results indicate that the degree of similarities in abundances and the divergence of species functions are affected by the forest fragmentation gradient. In particular the group of invertebrate consumers stands out, due to the greater homogenization of niche space. There were changes in the beak morphology seed dispersers, which may cause impacts on the seed dispersion service, especially in the sites with a lower percentage of forest cover.

**Key words:** forest fragments, continuous forest, bird communities, ecosystem functions, functional diversity.

## 1. INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de habitats vêm sendo constantemente investigada e tornou-se um tema dominante na biologia da conservação (Hadley & Betts 2016, Wilson et al. 2016). A fragmentação é o processo pelo qual uma floresta contínua é dividida em fragmentos menores e isolados situados em uma matriz de habitat não natural (Fahring 2003). Esse processo é uma das principais ameaças à biodiversidade, em função das elevadas taxas de extinção local de espécies (Sodhi et al. 2004, Gibson et al. 2013). Uma análise global sobre a cobertura florestal revelou que a fragmentação pode reduzir em até 75% a biodiversidade, afetando funções-chaves do ecossistema, sendo os efeitos ampliados com o tempo e mais severos em fragmentos menores e mais isolados (Haddad et al. 2015). Portanto, é de fundamental importância compreender as causas e consequências desse processo para a conservação da biodiversidade e do funcionamento dos ecossistemas (Wilson et al. 2016).

A fragmentação e a perda de habitat afeta de diferentes maneiras os diversos táxons de animais (Burivalova et al. 2015, Ficetola et al. 2015, Meyer et al. 2016). Para o grupo aves diversos estudos vêm demonstrando que o tamanho da área, a porcentagem de cobertura florestal e a conectividade exercem forte influência sobre a comunidade, no que diz respeito à persistência das aves nessas paisagens fragmentadas (e.g. Uezu et al. 2005, Martensen et al. 2008, Metzger et al. 2009, Boscolo & Metzger 2009, Medeiros et al. 2015). O tamanho do fragmento é um fator muito importante para as aves frugívoras (Uezu et al. 2005, Bregman et al. 2014). A variação na conectividade afeta principalmente os insetívoros de subbosque (Uezu et al. 2005). Já a redução da cobertura florestal tem forte efeito sobre a riqueza e a composição de espécies, como também altera a dinâmica de toda a comunidade (Aratrakorn et al. 2006; Banks-Leite et al. 2011). Este fator é um dos mais importantes para a conservação das aves, já que muitas espécies vulneráveis exigem extensas áreas de cobertura florestal para persistirem (Morante-Filho et al. 2015). Por outro lado, algumas espécies que toleram ou exploram a matriz circundante muitas vezes permanecem estáveis (Gascon et al. 1999, Stouffer et al. 2006). Por isso é importante considerar as diferenças entre as configurações da paisagem em planos de conservação de espécies (Durães et al. 2013, Schindler et al. 2013).

Recentemente, investigações sobre a diversidade biológica passaram a quantificar a diversidade de características funcionais das espécies, ou seja, a diversidade funcional (Schleuter et al. 2010). A definição mais utilizada na literatura para diversidade funcional é “o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades” (Tilman 2001). Esta abordagem procura entender a comunidade e o ecossistema baseando-se no desempenho dos organismos na natureza, independentemente das suas relações filogenéticas

(Petchey e Gaston 2006, Cianciaruso et al. 2009). A avaliação da estrutura funcional das comunidades tem proporcionado uma abordagem alternativa que promove respostas rápidas e mais consistentes para uma grande variedade de táxons e ecossistemas frente a diferentes distúrbios (Mouillot et al. 2013). Estas medidas são provavelmente melhores preditores da diversidade, já que estão relacionadas ao funcionamento do ecossistema e assim podem ajudar na melhor compreensão das consequências da perda de biodiversidade (Flynn et al. 2011).

Estudos em diversos táxons já demonstraram que a redução e fragmentação de habitat podem acarretar na perda da diversidade de características funcionais e assim diminuir a diversidade funcional (Ernst et al. 2006, Girão et al. 2007, Flynn et al. 2009, Laliberté et al. 2010, Luck et al. 2013, Ibarra e Martins 2015). Por outro lado, em paisagens fragmentadas já foi verificado que as funções podem ser substituídas sem que as medidas de diversidade funcional se alterem (Magnago et al. 2014, Coster et al. 2015). E ainda os padrões na diversidade funcional podem ser diferentes dependendo da faceta analisada. Ao longo de um gradiente de intensificação do uso do solo, comunidades de plantas diferiram quando aos padrões de riqueza, equitabilidade e divergência funcional (Pakeman et al. 2011). E em estudos comparando as comunidades de aves em ilhas verificaram que a riqueza funcional aumenta conforme o gradiente de tamanho, a equitabilidade funcional diminui de acordo com o tamanho da ilha e ainda não existe um padrão para a divergência funcional (Ding et al. 2013).

Outro ponto importante é que a sensibilidade à fragmentação pode variar de acordo com as espécies (Anjos 2006, Anjos et al. 2011, Alexandrino et al. 2016) e similarmente por grupo funcional analisado (Lucky et al. 2013, Bregman et al. 2015, Coelho et al. 2016, Dias et al. 2016). Nesse sentido é fundamental considerar avaliações por grupo funcional, uma vez que as aves podem estar associadas a importantes serviços ecológicos, como por exemplo, a dispersão de sementes (Whelan et al. 2008). Entre os grupos mais impactados negativamente pela perda de habitat estão os insetívoros e os frugívoros (Newbold et al. 2014, Bregman et al. 2014, 2015). Bregman et al. (2015) avaliaram 30 fragmentos florestais na Amazônia e demonstraram que o tamanho e a qualidade do fragmento e também o grau de isolamento influenciam fortemente na estrutura funcional desses dois grupos com implicações para funções chaves do ecossistema.

Neste contexto, este estudo investigou as mudanças na diversidade e composição dos atributos funcionais de aves ao longo de uma floresta contínua e de um gradiente de fragmentação florestal, o qual é composto por fragmentos florestais com diferentes tamanhos, graus de conectividade e de cobertura florestal. Foram utilizadas nesta avaliação nove locais ao longo de uma paisagem com floresta contínua e 11 fragmentos florestais na paisagem fragmentada. O primeiro objetivo foi investigar como a diversidade funcional de aves é influenciada pelas

características da paisagem (ex. tamanho do fragmento, cobertura florestal e conectividade). Espera-se que ocorram diferentes padrões dependendo da métrica analisada (riqueza, equitabilidade e divergência funcional). O segundo objetivo deste estudo foi investigar se há mudanças nas médias dos atributos das espécies em relação à diminuição da quantidade de cobertura florestal. A hipótese é de que haja alteração nas médias dos atributos em função de um *turnover* de espécies entre a floresta contínua e os fragmentos florestais. Assim, busca-se entender as respostas da diversidade funcional ao longo de ambientes degradados, como pioneiramente foi sugerido por Coster et al. (2015). Em contrapartida, este estudo procurou diferenciar-se pela inclusão de um grande bloco de floresta contínua, pois ainda pouco se tem conhecimento de como é a variação da diversidade e regularidade de funções ecológicas ao longo de grandes áreas de floresta preservadas.

Paralelamente, foram investigados os padrões de diversidade funcional e sua relação com as métricas da paisagem fragmentada de forma mais detalhada em dois grupos funcionais, os quais são considerados de particular importância para a funcionalidade do ecossistema, os consumidores de frutos e os consumidores de invertebrados. Grupo funcional é um conjunto de espécies que compartilham semelhanças ecológicas e conseqüentemente apresentam papéis semelhantes em termos de funcionamento do ecossistema (Blaum et al. 2011). Espera-se que a diversidade de atributos funcionais nos dois grupos seja afetada tanto pelo grau de isolamento como pelo tamanho da área (Bregman et al. 2015).

## 2. MÉTODOS

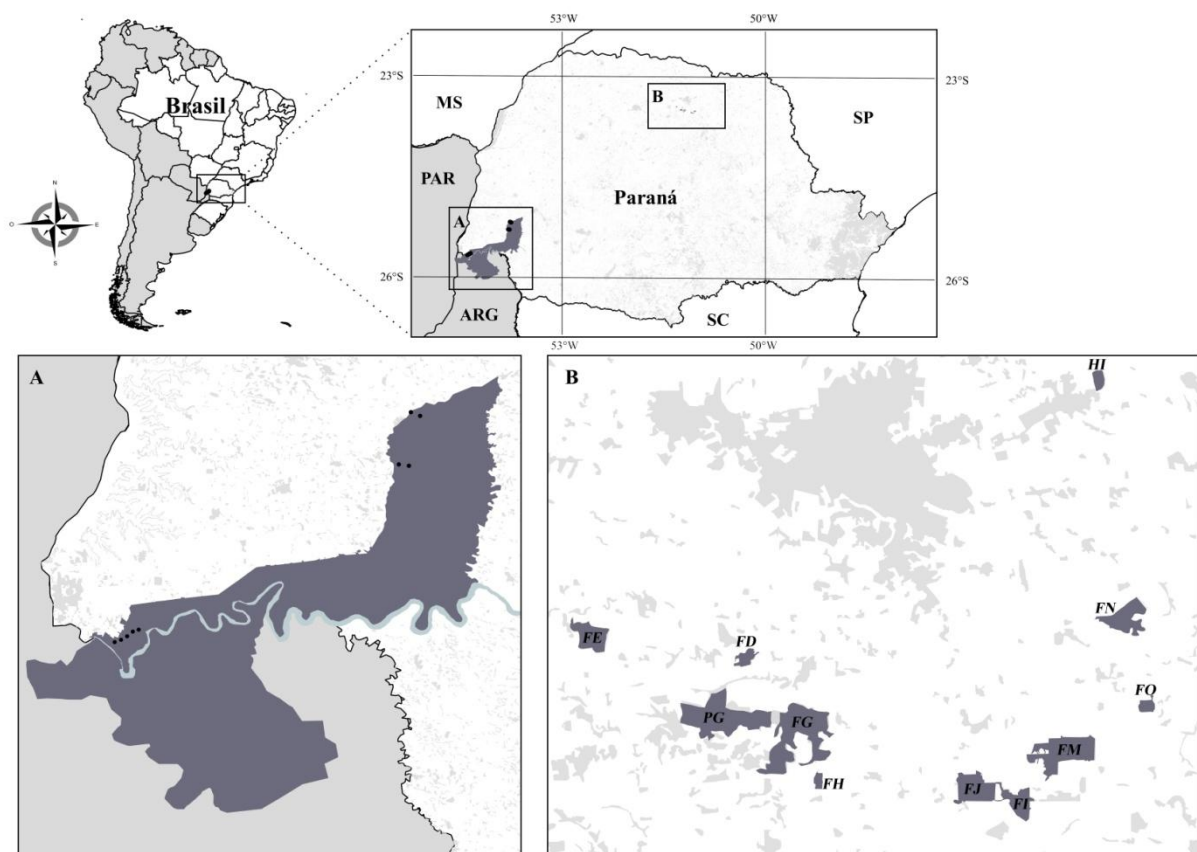
### 2.1. Paisagens do estudo

Este estudo foi desenvolvido utilizando-se os dados de riqueza e abundância de aves do banco de dados do laboratório de Ornitologia e Bioacústica da Universidade Estadual de Londrina. Foram selecionados os dados de aves que foram coletados ao longo de uma floresta contínua e de um gradiente de fragmentação florestal, respectivamente, no sudoeste e norte do estado do Paraná (Figura 1). A vegetação natural predominante desta região é a Floresta Estacional Semidecidual (SF), o qual é considerado um dos ecossistemas mais ameaçados do bioma da Mata Atlântica devido às altas taxas de degradação ambiental (Ribeiro et al. 2009).

SF é caracterizada pela ocorrência de dois períodos anuais bem marcados por chuvas no verão e secas no inverno (IBGE 1992). Durante a estação fria e seca, cerca de 20 a 50% das árvores perdem suas folhas (IBGE 1992; Carvalho 2003). Este ecossistema apresenta um dossel alto com árvores atingindo entre 8 a 15 m e as emergentes podendo atingir mais de 20 m de altura (Batalha 1997). As espécies vegetais mais comuns no dossel são *Aspidosperma polyneuron*, *Tabebuia heptaphylla* e *Ficus luschnathiana* e nos estratos inferiores a *Euterpe edulis*, *Syagrus*

*romanzoffiana*, *Trichilia clausenii* e *Guarea kunthiana* (IBGE 1992, Roderjan et al. 2002). As temperaturas médias anuais variam em torno de 16°C a 24°C e as precipitações anuais em torno de 1,500 – 2,000 mm (Oliveira-Filho e Fontes 2000).

A floresta contínua referida neste estudo é o Parque Nacional do Iguaçu (PI) que abrange uma área de 185.000 ha, sendo a maior e mais bem preservada porção de floresta contínua remanescente do ecossistema SF para o todo domínio do bioma Mata Atlântica (Ribeiro et al. 2009). Ao longo dessa floresta contínua foram utilizados dados de aves de 9 locais (Figura 1). No gradiente de fragmentação florestal estudado foram avaliados 11 fragmentos florestais que variaram em tamanho entre 650 a 55 hectares e se encontram localizados em uma paisagem com diferentes graus de conectividade e cobertura florestal (Tabela 1). Estes fragmentos se encontram imersos em uma matriz composta principalmente por agricultura, exceto o fragmento HI o qual possui uma matriz circundante mista (40% urbana e 60% de agricultura). De acordo com medidas de avaliação rápida, os estados de conservação desses fragmentos florestais variam entre alta, intermediária e baixa integridade biótica (Anjos et al. 2009, Medeiros e Torezan 2013, Medeiros et al. 2015).



**Figura 1:** Localização das regiões de estudo no estado do Paraná. Os mapas detalhados mostram os 20 locais estudados. (A) Mostra a localização do Parque Nacional do Iguaçu (PI). Os pontos pretos

correspondem aos nove locais de estudo ao longo do PI. (B) A paisagem fragmentada na região norte do estado mostrando os 11 fragmentos florestais estudados.

**Tabela 1:** Localização das 20 localidades de estudo, as siglas PI1-9 estão relacionadas à área contínua de floresta e as demais com a paisagem fragmentada (Figura 1). O tamanho indica o tamanho das áreas das localidades em hectares (ha), (CF%) é referente à quantidade de cobertura florestal dentro do raio de 1000 m, e a conectividade representa os valores dos índice de proximidade.

Localidades	Tamanho	CF%	Conectividade	Coordenadas Geográficas
PI1	2000	100	3.845098	S25°37'34"54° 27'35,70
PI2	2000	100	3.845098	S25° 37'15"54° 26'46"O
PI3	2000	100	3.845098	S25°36'50"54°26'9"O
PI4	2000	100	3.845098	S25°36'22,7"54° 25'46,3"O
PI5	2000	100	3.845098	S25°36'11,41"54° 25'80"O
PI6	2000	100	3.845098	S25° 14'34"53°50'49"O
PI7	2000	100	3.845098	S25° 14'34"53°49'13"O
PI8	2000	100	3.845098	S25°7'46"53° 49'12"O
PI9	2000	100	3.845098	S25° 8'17,84"53° 48'3,35"O
PG	650	55.5	1.975018	S23°27'9,39" O51°15'17,77"O
FG	612.8	50.3	1.761552	S23°27'13,83" O51°12'4,21"O
FJ	363.1	35.5	1.605413	S23°29'37,33" O51°6'7,80"O
FM	579.6	31.4	1.758079	S23°28'16,66" O51°2'49,87"O
FE	293	35.6	1.490661	S23°24'22,6" O51°19'31,8"O
FI	229.34	31.2	1.104146	S23°30'11,35" O51°4'34,74"O
FN	354.1	28	1.210319	S23°23'41,86" O51°0'55,22"O
FD	91	23.4	1.242541	S23°25'8,14" O51°14'10,84"O
FO	77.6	17	1.140194	S23°26'43,61"O51°0'10,37"O
FH	55.25	24	1.452553	S23°29'17,95" O51°11'38,35"O
HI	71.1	17.1	1.160168	S23°15'22" O51°01'54"O

## 2.2. Dados de Aves

Os dados sobre a riqueza e abundância das espécies de aves ao longo dos locais de floresta contínua no PI estavam disponíveis no banco de dados do Laboratório de Ornitologia e Bioacústica da Universidade Estadual de Londrina e os dados de aves referentes aos fragmentos florestais estão

apresentados em Anjos et al. (2004). As amostragens em todos os locais de estudo foram realizadas através da técnica de pontos de escuta (Anjos et al. 2010). Esta é uma metodologia padronizada utilizada para registrar as aves por contato auditivo e/ou visual durante uma quantidade fixa de tempo em pontos de contagem em um determinado local.

Ao longo da floresta contínua foram selecionados nove locais (Figura 1). Cada local foi determinado como sendo uma transecção de 1 km de comprimento. Em cada transecção foram distribuídos seis pontos de contagem alocados a cada 200 metros. Cinco locais estão situados na "Trilha do Poço Preto"; uma trilha de visitação de 11 km e localizada na parte ocidental do PI. Nesta trilha foram selecionados cinco km em sequência originando os cinco locais. Os outros quatro locais estão localizados na porção oriental do PI cerca de 70 km de distância dos outros (Figura 1). No total foram alocados 54 pontos amostrais ao longo do PI que podem refletir bem as variações na comunidade de aves. Em cada local da "Trilha do Poço Preto" foram realizadas quatro visitas durante a primavera de cada ano entre 2011 e 2014. Já nos locais da porção oriental do PI foram realizadas quatro visitas durante a primavera e verão nos anos de 2004 e 2005. Em cada visita os conjuntos de seis pontos de contagem foram amostrados consecutivamente. As contagens das aves foram realizadas no período da manhã logo após o nascer do sol com duração de 15 minutos em cada ponto, com mais 15 minutos para deslocamento entre um ponto e outro. Durante as contagens foram registradas as espécies de aves detectadas visual e/ou auditivamente que estivessem utilizando efetivamente a área e tomando o cuidado para evitar duplas contagens. Em um único ponto de amostragem considerando o raio de detecção de 50m cada casal ou bando foi tratado como um único contato.

No gradiente de fragmentação florestal foram analisados 11 fragmentos florestais (Figura 1). Em cada fragmento florestal foi estabelecida uma transecção contendo cinco pontos de contagens alocados a cada 100m. Foram realizadas quatro visitas durante a primavera e verão em cada fragmento florestal durante os anos de 1997 e 2000. As contagens das aves foram realizadas no período da manhã logo após o nascer do sol com duração de 20 minutos em cada ponto. Uma vez que seis pontos foram amostrados por local na floresta contínua e apenas cinco pontos de contagem nos fragmentos florestais, o último ponto de contagem de cada dia de amostragem de cada local da floresta contínua foi desconsiderado a fim de padronizar o número de amostras em todos os locais estudados.

### **2.3. Atributos funcionais**

A escolha dos atributos funcionais deve estar relacionada com a mudança ambiental de interesse para que se consiga obter respostas adequadas (Luck et al. 2012, 2013). Para avaliar os

impactos causados pela fragmentação florestal sobre a diversidade e composição de características funcionais das aves foram selecionados 21 atributos funcionais (morfológicos e ecológicos) relacionados com a obtenção e o uso de recursos. Assim, as espécies foram caracterizadas em relação à massa corporal, local de forrageio, dieta, tipo de substrato de forrageio e medidas de bico, cauda e asa. Esses atributos estão relacionados ao desempenho das aves no ambiente influenciando na sua sobrevivência e reprodução sendo cruciais para a compreensão das respostas das aves às mudanças ambientais e dos impactos nas funções do ecossistema (Philpott et al. 2009, Luck et al. 2012, 2013, Newbold et al. 2014). A massa do corpo está relacionada à taxa metabólica e longevidade (Luck et al. 2012). A morfologia do bico influencia no tipo de alimento consumido e na sua localização enquanto que a morfologia da asa e cauda influencia nos movimentos das aves podendo influenciar nas funções que elas desempenham (Uriarte et al. 2011, Galetti et al. 2013). Tanto a dieta, o local e o substrato de forrageio refletem o uso e repartição dos recursos em fragmentos florestais (Soares e Anjos 1999, Lopes et al. 2006, Parrini et al. 2010). Para maiores detalhes sobre a relação de causa e efeito dos atributos com mudanças ambientais ver Luck et al. (2012, 2013). A escolha desses atributos também levou em consideração que os mesmos já foram utilizados anteriormente em trabalhos investigando a diversidade e composição funcional de aves em gradientes ambientais (Flynn et al. 2009, Ding et al. 2013, Bregman et al. 2015, Coster et al. 2015, Dias et al. 2016).

As informações sobre os atributos ecológicos de dieta (vertebrados, invertebrados, frutos, néctar, sementes e plantas), local de forrageio (solo, estrato baixo, estrato médio, estrato alto e estrato aéreo) e os valores para massa corporal das espécies de aves foram compiladas a partir da lista de atributos padronizados por Wilman et al. (2014). As informações para o atributo substrato de forrageio (ar, folhagem viva, folhagem morta, súber de troncos/galhos) foram retiradas da literatura (Del Hoyo 1992-2011). Para este atributo foram utilizados os valores entre 0-3 para ponderar a importância de cada categoria de atributo onde um valor é atribuído para cada categoria de acordo com determinadas palavras-chaves como, por exemplo, “raramente” (valor 1), “igualmente importante” (valor 2) , “principalmente” (valor 3) e zero para ausência (Coster et al. 2015). Os cinco atributos morfológicos utilizados foram coletados do acervo do museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP): comprimento do bico da base até a ponta, altura do bico sendo a largura vertical próxima às narinas, largura do bico sendo a largura horizontal próxima às narinas, o comprimento da asa desde a inserção das rêmiges primárias até a ponta e o comprimento da cauda desde a inserção das retrizes até a ponta. Para cada espécie de ave foi obtido um valor médio das medidas realizadas a partir de cinco espécimes adultos dando a preferência pelos espécimes coletados na região sul do Brasil principalmente do estado do Paraná e Santa Catarina

para evitar variações morfométricas entre populações de distintas regiões. A lista completa dos atributos funcionais das espécies de aves se encontra no Apêndice 1.

Para investigar os padrões de diversidade e composição funcional nos diferentes grupos funcionais, primeiramente as espécies de aves foram agrupadas de acordo com o seu tipo de dieta já que o seu papel no ecossistema está estritamente relacionado com o tipo de alimento que é consumido (Luck et al. 2012, 2013). Assim, as espécies de aves foram categorizadas em consumidores de frutos e em consumidores de invertebrados de acordo o principal alimento consumido frutos/sementes e invertebrados, respectivamente (Wilman et al. 2014). E em seguida foram selecionados os atributos funcionais mais adequados com o tipo de serviço prestado (Luck et al. 2013). No caso dos consumidores de frutos foram selecionadas quatro características importantes que refletem o tamanho das sementes e a capacidade de dispersá-las: a morfologia do bico (comprimento, altura e largura), o comprimento da asa e cauda, a massa corporal e o local de forrageio. Para as espécies que participam do controle de invertebrados foi adicionado o atributo tipo de substrato além dos quatro atributos mencionados para o grupo dos consumidores de frutos, considerando que para este grupo o substrato de forrageio é muito importante para a repartição ecológica das espécies (Soares e Anjos 1999, Lopes et al. 2006, Parrini et al. 2010).

## **2.4. Diversidade Funcional**

Foram computadas três métricas de diversidade funcional para cada uma das 20 localidades deste estudo: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv). Essas três facetas juntas descrevem a distribuição das espécies e de suas respectivas abundâncias no espaço funcional (Villéger et al. 2008). FRic é uma medida que calcula o volume funcional ocupado pelos atributos em um espaço multidimensional de uma dada comunidade (Villéger et al. 2008). FEve descreve a regularidade da distribuição da abundância de uma comunidade ao longo do espaço funcional (Villéger et al. 2008). E FDiv indica o quanto as comunidades se diferenciam pelos atributos funcionais, sendo que quanto maior o valor do índice, maior deve ser a diferenciação dos nichos das espécies (Villéger et al. 2008).

Para o cálculo dos índices de diversidade funcional (FRic, FEve e FDiv), foram utilizadas duas matrizes. A primeira foi construída utilizando os 21 atributos funcionais: altura, largura e comprimento do bico, comprimento da cauda e asa, massa, as seis categorias de dieta, as seis categorias de local de forrageio e as quatro categorias de substrato de forrageio. A segunda matriz foi construída com os valores de abundância relativa de cada espécie em cada uma das 20 localidades. Os valores dos índices de diversidade funcional foram computados a partir do pacote "FD" no software R, utilizando a função "dbFD" (Laliberté e Legendre 2010). A função "dbFD"

utiliza uma análise de coordenadas principais (PCoA) para originar um subconjunto de eixos que são utilizados como “atributos” para computar os índices. Primeiramente, a matriz de atributos funcionais foi convertida em uma matriz de distância funcional utilizando a distância de Gower, a qual permite a utilização de características quantitativas e qualitativas ao mesmo tempo no cálculo da distância (Podani e Schmera 2006). Em seguida, uma análise de coordenadas principais (PCoA) foi aplicada na matriz de distância funcional e os índices de diversidade funcional foram calculados utilizando a matriz com novos valores de atributos (subconjunto dos eixos da PCoA) e a matriz de abundância relativa das espécies. Antes de calcular os índices, os atributos foram padronizados de maneira que a média seja igual a zero e o desvio padrão igual a um, de modo que cada atributo terá o mesmo peso nos cálculos dos índices como sugerido por Villéger et al. (2008). Da mesma forma, foram conduzidas análises separadamente por grupo funcional, onde foram utilizadas na matriz de atributos apenas as características funcionais consideradas mais importantes para cada função como já detalhado na seção “2.3 Atributos funcionais”.

## 2.5. Composição funcional

Para avaliar como a redução da porcentagem de cobertura florestal afeta a composição dos atributos funcionais das comunidades foram utilizados dois índices: o atributo médio da comunidade (CWM; Ricotta e Moretti 2011) e a integridade de uma comunidade relacionada a funções específicas (CI; Coster et al. 2015). O CWM é o valor médio de uma determinada característica ponderada pela abundância relativa das espécies presentes na comunidade (Ricotta e Moretti 2011). O CWM já foi amplamente utilizado em estudos relacionando atributos funcionais de diferentes táxons com as mudanças ambientais (Rader et al. 2014, Coster et al. 2015, Sacco et al. 2015, Jacoboski et al. 2016).

O CI foi proposto recentemente como um índice que avalia se a perda de habitat leva a um *turnover* de espécies com características funcionais específicas (Coster et al. 2015). O CI avalia a integridade de uma comunidade relacionada a funções específicas, ou seja, avalia a similaridade da composição de uma comunidade comparando as médias de locais de área controle (nove locais de floresta contínua) com a média de áreas de interesse (onze fragmentos florestais) por cada atributo. Sendo assim, esta métrica mede o *turnover* de espécies que possuem um atributo particular. Este índice utiliza a biomassa (produto da abundância relativa das espécies e da massa corporal) como variável ao invés da abundância relativa das espécies. Porém, neste estudo utilizamos a biomassa apenas para calcular o CI dos atributos ecológicos e não dos morfológicos, já que medidas morfométricas já são naturalmente relacionadas com a massa corporal.

Os valores de CWM para cada atributo são computados a partir do pacote "FD" no software R utilizando a função "dbFD" utilizando as matrizes de atributos funcionais e abundância relativa das espécies (Laliberté e Legendre 2010). Os valores de CI foram computados seguindo o script disponível no material suplementar de Coster et al. (2015) também utilizando o ambiente do software R.

## 2.6. Métricas da paisagem

As métricas da paisagem foram calculadas utilizando um mapa binário contendo floresta versus não floresta (matriz). Este mapa foi produzido utilizando imagens de satélite Landsat TM15 (bandas 3, 4, 5) capturadas nas datas mais próximas da coleta dos dados de aves. Foram calculados o tamanho do fragmento, a cobertura florestal (%) e a conectividade funcional. A cobertura florestal e conectividade funcional foram estimadas a partir de um raio de 1000 m (buffer) a partir do centro da unidade de estudo (Metzger et al. 2009, Martensen et al. 2012). A conectividade funcional foi estimada a partir de um índice de proximidade (Uezu et al. 2008). Este índice de proximidade considera o tamanho e a distância mais próxima de todas as áreas de floresta dentro de um raio de pesquisa especificado, neste caso 1000 m (Gustafson e Parker 1992). Para os nove locais situados na floresta contínua (PI) assumiu-se um valor de 100% de cobertura florestal e um valor de índice de proximidade maior do que o valor mais elevado entre todos os fragmentos (Tabela 1). Os valores de tamanho de área e conectividade foram transformados em uma função logarítmica para atender os pressupostos das análises de regressão linear. As métricas da paisagem foram calculadas a partir do software ArcGIS (ERSI 2005) utilizando a extensão V-LATE (LARG 2005).

A paisagem analisada neste estudo contou com menos três fragmentos quando comparada com a paisagem fragmentada apresentada em Anjos et al. (2004). Os fragmentos FA FB e FC (Anjos et al. 2004) por serem muito próximos ao PG não apresentaram uma total independência em relação aos buffers, pois houve alta sobreposição, e por isso não foram incluídas nas análises no presente estudo.

## 2.7. Análises dos dados

O cálculo da abundância relativa das espécies em cada uma dos locais de estudo foi estimado através do índice pontual de abundância (IPA), o qual é calculado a partir do número total de contatos de uma dada espécie de ave dividida pelo número total de pontos de amostragem (nesse caso 20 pontos amostrais). A lista das espécies e seus respectivos valores de abundâncias relativas em cada localidade estão apresentados no Apêndice 2. Os valores de IPA foram utilizados como valores de abundância relativa nos cálculos dos índices de diversidade funcional (FEve e FDiv) e também nos cálculos dos valores de CWM e CI dos atributos morfológicos. Os cálculos de CWM e

CI dos atributos ecológicos foram ponderadas pela biomassa seguindo os procedimentos em Coster et al. (2015).

As relações entre as métricas da paisagem e os índices de diversidade funcional foram analisadas por modelos de regressões beta. A regressão beta é uma classe de modelos usada para modelar variáveis contínuas no intervalo entre 0-1 (Cribari-Neto e Zeileis 2010). Para cada um dos índices foram construídos quatro modelos independentes e um modelo nulo. O modelo nulo representa a ausência de efeito e foi adicionado para competir com os outros modelos concorrentes (modelos com as métricas da paisagem). Para identificar os melhores modelos, foi utilizado o critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AIC; Burnham e Anderson 1998, AICc; Hurvich e Tsai 1989). O valor de wAIC também foi utilizado para identificar os modelos mais importantes (wAICc, Burnham e Anderson 2002). Como critério de seleção apenas os modelos com  $wAICc \geq 0,10$ ;  $\Delta AICc \leq 2$  e valores de  $p \leq 0,05$  (modelo de ajuste) foram considerados como igualmente relevantes para explicar as variáveis dependentes.

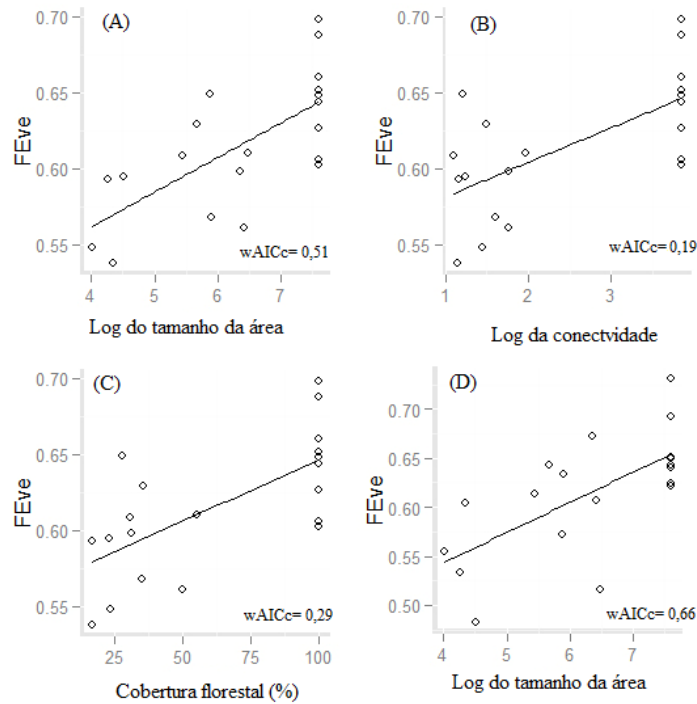
Para investigar a relação entre a porcentagem de cobertura florestal e as características morfológicas e ecológicas das espécies foram utilizadas análises de regressões lineares. Foram testados os modelos com a porcentagem de cobertura florestal (variável explicativa) transformados em uma função logarítmica e sem transformação sendo selecionado o modelo com maior valor de  $R^2$  ajustado. Os modelos foram testados de acordo com os princípios de linearidade, homocetasticidade e normalidade dos resíduos. Todas as análises foram realizadas no ambiente do software R (R Development Core Team 2015) utilizando os pacotes "betareg" para as regressões beta (Cribari-Neto e Zeileis 2010) e o pacote "stats" para as regressões lineares.

### 3. RESULTADOS

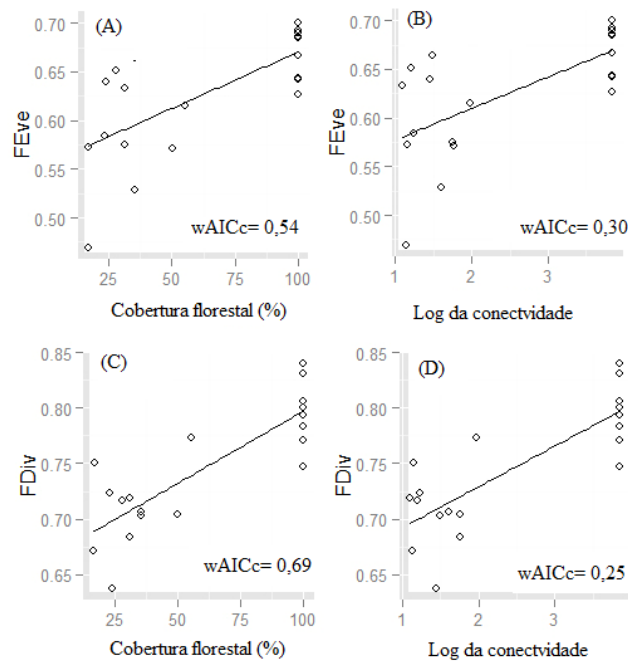
No total foram registradas 197 espécies de aves neste estudo. Os consumidores de frutos foram representados por 47 espécies e os consumidores de invertebrados por 116 espécies, o que corresponde a 83% do total.

Os modelos de regressões beta mostraram que a riqueza funcional (FRic) não respondeu a nenhuma das métricas da paisagem e esse padrão foi o mesmo para toda a comunidade e para consumidores de frutos e consumidores de invertebrados (Tabela 2). As duas métricas da diversidade funcional FEve e FDiv responderam de diferentes maneiras. A equitabilidade funcional (FEve) de toda a comunidade de aves respondeu positivamente a todas as métricas da paisagem (tamanho, cobertura florestal e conectividade; Tabela 2 e Figura 2). A FEve dos consumidores de frutos foi influenciada positivamente apenas pelo tamanho da área (Tabela 2 e Figura 2D). Nos consumidores de invertebrados a FEve foi influenciada positivamente pela cobertura florestal e pela

conectividade (Tabela 2 e Figura 3). Apenas a divergência funcional (FDiv) dos consumidores de invertebrados foi influenciada positivamente pela cobertura florestal e conectividade (Tabela 2 e Figura 3). Quando analisamos os valores de diversidade funcional (FEve e FDiv) ao longo dos gráficos (Figura 2 e 3) em relação aos locais somente do PI, percebe-se grande variação nos valores dessas métricas sugerindo que a diversidade funcional não é homogênea em áreas contínuas de floresta.



**Figura 2:** (A)-(C) Melhores modelos mostrando a relação entre FEve com o tamanho da área, conectividade e cobertura florestal considerando toda a comunidade de aves. (D) Melhor modelo mostrando a relação entre FEve com o tamanho da área para os consumidores de frutos.



**Figura 3:** Melhores modelos mostrando a relação dos índices de diversidade funcional com as métricas da paisagem para os consumidores de invertebrados. (A)-(B) Melhores modelos mostrando a relação entre FEve com a cobertura florestal e a conectividade. (C)-(D) Melhores modelos mostrando a relação entre FDiv com a cobertura florestal e a conectividade.

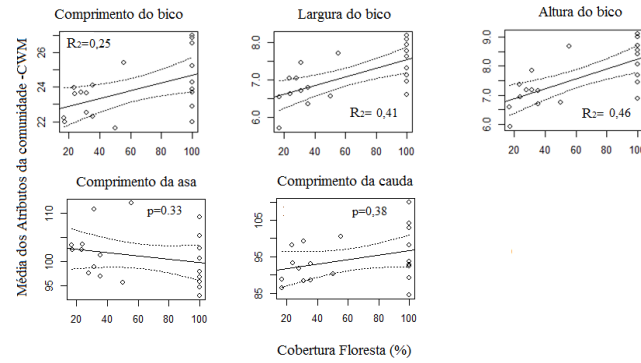
**Tabela 2:** Resultados dos modelos para explicar as variáveis dependentes utilizando os valores de  $\Delta$  AICc (variação do AIC comparado com o melhor modelo) e wAICc (peso da evidência dos modelos). (\*\*\*) Indica os modelos significativos e o símbolo (+) indica o sentido da correlação entre as variáveis e (n.s) os modelos não significativos.

<i>Comunidade em geral</i>					
Variável Resposta	Modelos	Valor p	AIC	$\Delta$ AICc	wAICc
FRic	~ Conectividade	n.s	-18,6	0	0,34
	~ Cobertura florestal	n.s	-18,3	0,3	0,30
	~ Tamanho	n.s	-17,7	0,9	0,22
	~Nulo	n.s	-16,9	1,7	0,15
FEve	~ Tamanho *** (+)	<0,001	-75	0	0,51
	~ Cobertura florestal *** (+)	<0,001	-73,9	1.1	0,29
	~ Conectividade *** (+)	<0,001	-73	2	0,19
	~Nulo	n.s	62,9	12.4	0,001
FDiv	~ Cobertura florestal	n.s	-87.6	0	0,32
	~ Conectividade	n.s	-87.5	0.2	0,29
	~ Tamanho	n.s	-87.1	0.5	0,25
	~Nulo	n.s	-86.1	1.5	0,15

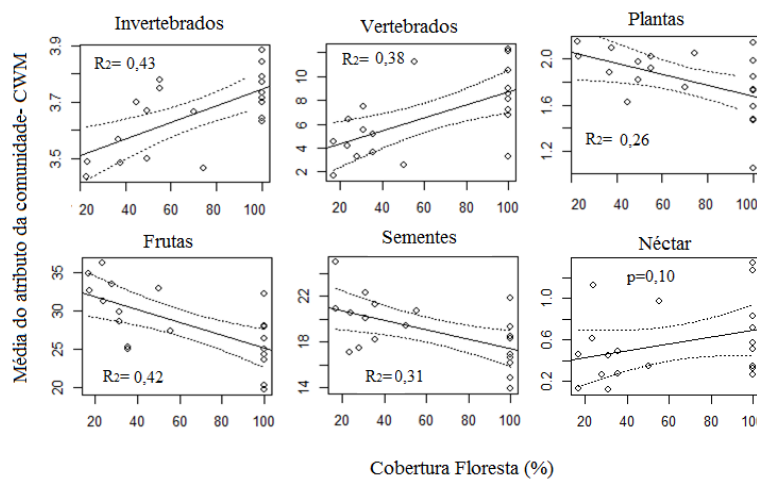
*Consumidores de frutos*

Variável Resposta	Modelos	Valor p	AIC	$\Delta$ AICc	wAICc
FRic	~ Tamanho	n.s	-22,7	0	0,31
	~ Cobertura florestal	n.s	-22,5	0,2	0,28
	~ Conectividade	n.s	-22,4	0,2	0,27
	~Nulo	n.s	-21,2	1,4	0,15
FEve	~ Tamanho *** (+)	<0,001	-61,6	0	0,66
	~ Conectividade	0,005	-59	2,6	0,18
	~ Cobertura florestal	0,008	-58,5	3,1	0,14
	~Nulo	n.s	-51	10,6	0,003
FDiv	~Nulo ***	0,02	-49,1	0	0,54
	~ Tamanho	n.s	-47,2	1,8	0,22
	~ Cobertura florestal	n.s	-46,2	2,9	0,13
	~ Conectividade	n.s	-45,9	3,1	0,11
<b>Consumidores de invertebrados</b>					
Variável Resposta	Modelos	Valor p	AIC	$\Delta$ AICc	wAICc
FRic	~ Conectividade	n.s	-13,2	0	0,30
	~ Tamanho	n.s	-12,7	0,5	0,24
	~ Cobertura florestal	n.s	-12,7	0,5	0,24
	~ Nulo	n.s	-12,5	0,7	0,22
FEve	~ Cobertura florestal *** (+)	<0,001	-62,3	0	0,54
	~ Conectividade *** (+)	<0,001	-61,2	1,2	0,30
	~ Tamanho	<0,001	-59,9	2,4	0,16
	~ Nulo	n.s	-49,5	12,8	<0,001
FDiv	~ Cobertura florestal *** (+)	<0,001	-76,6	0	0,69
	~ Conectividade *** (+)	<0,001	-74,6	2	0,25
	~ Tamanho	<0,001	-71,2	5,4	0,04
	~ Nulo	n.s	-52,3	24,3	<0,001

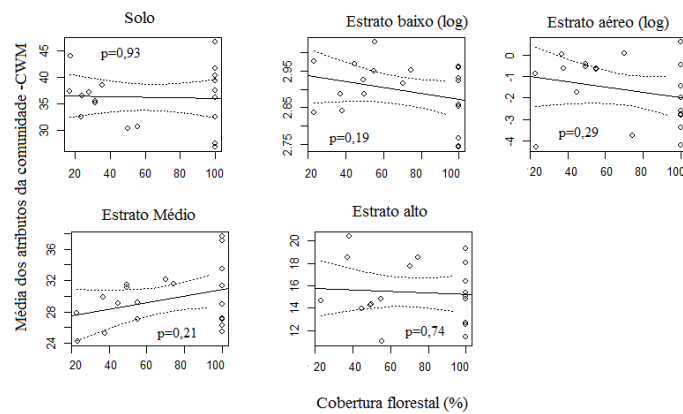
Considerando as análises para toda a comunidade de aves ocorreu uma diminuição nos valores das médias dos atributos funcionais (valores de CWM) com a perda de cobertura florestal nos atributos morfológicos relacionados às métricas do bico (largura, altura e comprimento do bico), os atributos de dieta (invertebrados e vertebrados) e os atributos de substrato de forrageio (folhagem morta e ar; Figura 4-7). E o contrário, médias maiores em locais com menor porcentagem de cobertura florestal, ocorreu para os atributos de dieta (frutos, sementes e plantas) e para os atributos de substrato de forrageio (folhagem viva, Figura 4-7). Os demais atributos analisados não apresentaram significância (Figura 7).



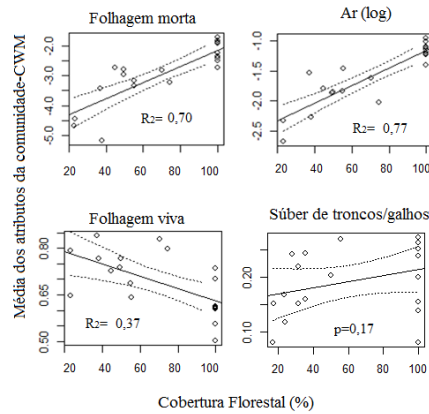
**Figura 4:** Valor da média dos atributos morfológicos de bico, asa e cauda de toda a comunidade de aves.



**Figura 5:** Valor da média dos atributos ecológicos de dieta de toda a comunidade de aves.

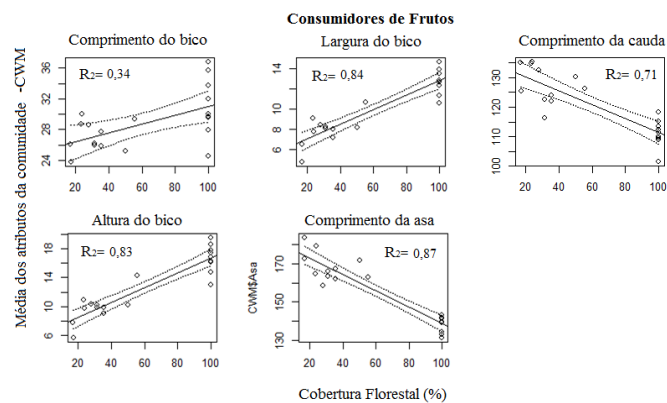


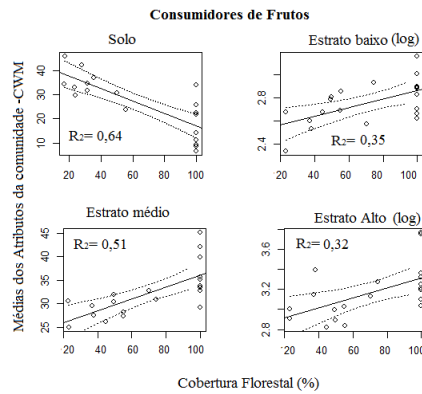
**Figura 6:** Valor da média dos atributos ecológicos de local de forrageio de toda a comunidade de aves.



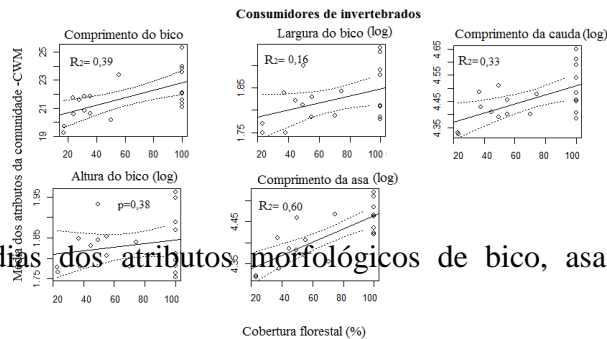
**Figura 7:** Valor da média dos atributos ecológicos de substrato de forrageio de toda a comunidade de aves.

Para os consumidores de frutos os atributos morfológicos do bico (largura, altura e comprimento), local de forrageio (estrato baixo, médio e alto) apresentaram uma diminuição nos valores das médias em locais com menor porcentagem de cobertura florestal. Já as características de locomoção (cauda e asa) e o atributo local de forrageio (solo) tiveram médias maiores em locais com menor porcentagem de cobertura florestal (Figura 8 e 9). Os consumidores de invertebrados apresentaram uma diminuição das médias dos atributos conforme a perda de cobertura florestal para todos os atributos morfológicos (comprimento, largura do bico, asa e cauda) exceto para a altura do bico que não mostrou relação ao gradiente e para os atributos ecológicos de local de forrageio (solo) e substrato de forrageio (folhagem morta e ar). Os atributos ecológicos de local de forrageio (estrato baixo, alto e aéreo) e o substrato de forrageio (folhagem viva) aumentaram as médias em locais de menor porcentagem de cobertura florestal (Figura 11 e 12).



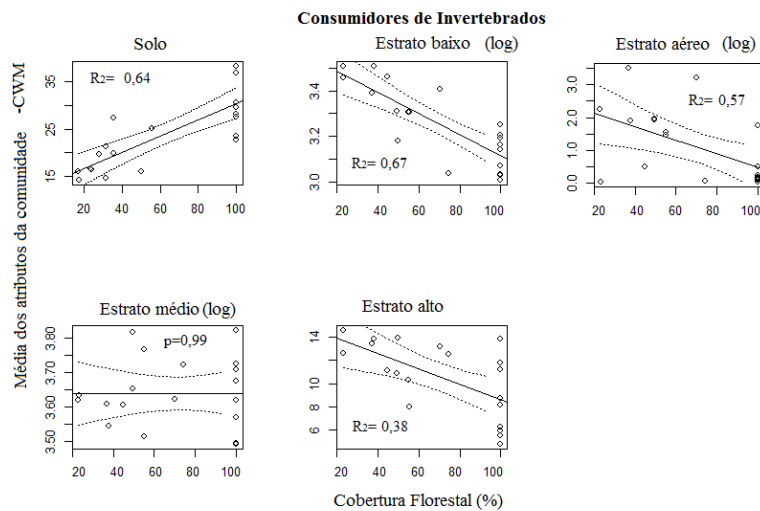


**Figura 9:** Valor das médias dos atributos ecológicos de local de forrageio do grupo dos consumidores de frutos.

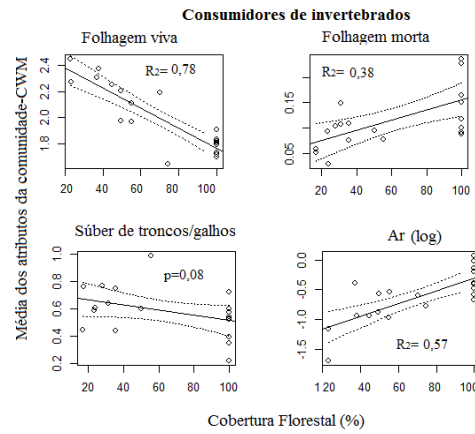


**Figura 8:** Valor das médias dos atributos morfológicos de bico, asa e cauda do grupo dos consumidores de frutos.

**Figura 10:** Valor das médias dos atributos morfológicos de bico, asa e cauda do grupo dos consumidores de invertebrados.

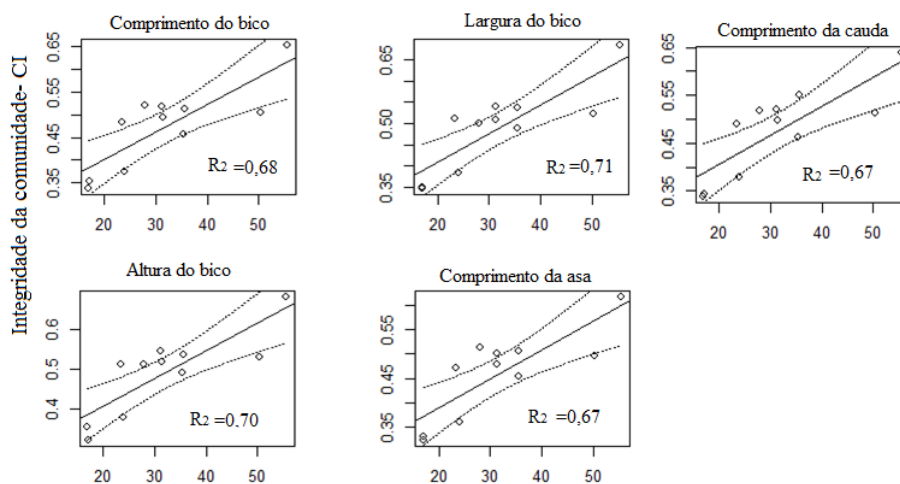


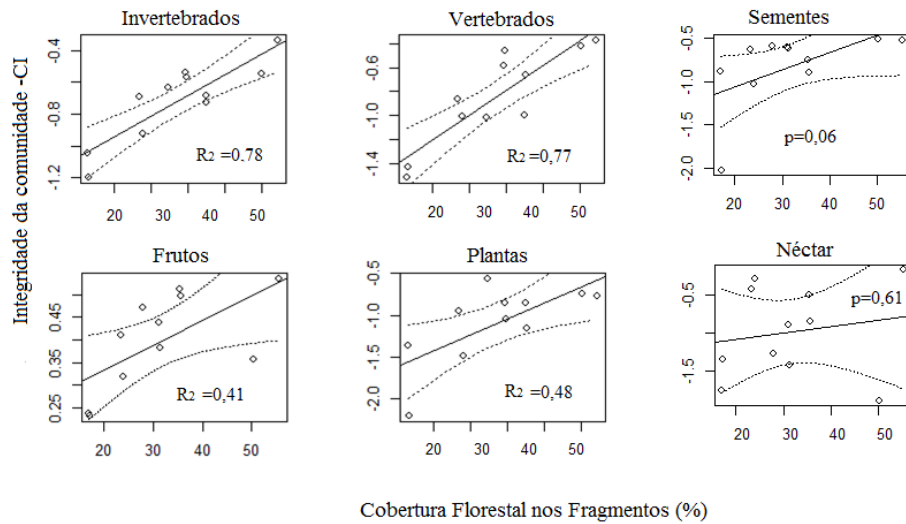
**Figura 11:** Valor das médias dos atributos ecológicos de local de forrageio do grupo dos consumidores de invertebrados.



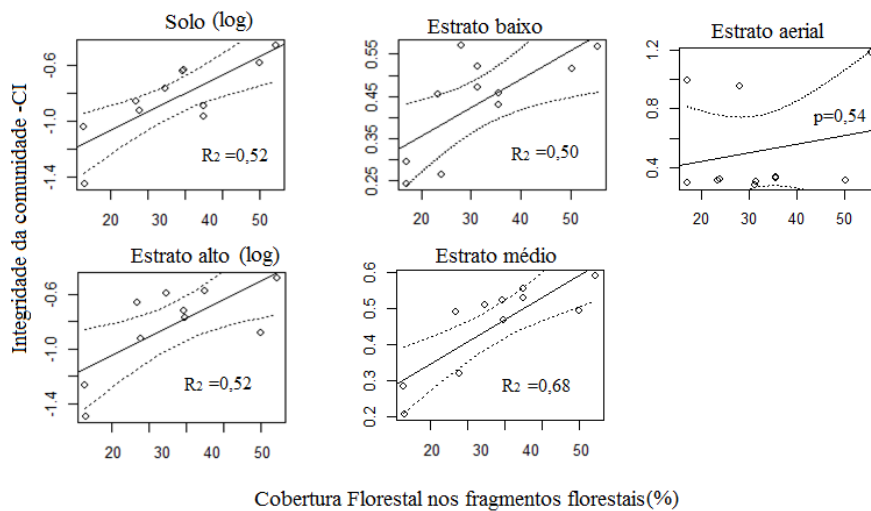
**Figura 12:** Valor das médias dos atributos ecológicos de substrato de forrageio do grupo dos consumidores de invertebrados.

Quando a composição funcional foi analisada pela métrica que avalia o *turnover* de espécies (CI) com características específicas entre locais de floresta contínua e os fragmentos florestais, ocorreram mudanças significativas para todos os atributos analisados, indicando que a integridade dentro de grupos ecológicos específicos diminui significativamente com a perda da cobertura florestal, tanto para toda a comunidade de aves e como para os dois grupos funcionais analisados separadamente (Figura 13-18). A exceção é o atributo ecológico de dieta néctar e sementes e o atributo local de forrageio aéreo quando se analisou toda a comunidade e para o grupo dos invertebrados do estrato aéreo. Valores menores de CI, que são mostrados na Figura (13-18), indicam que as espécies de aves com características específicas dos fragmentos florestais são muito diferentes daq

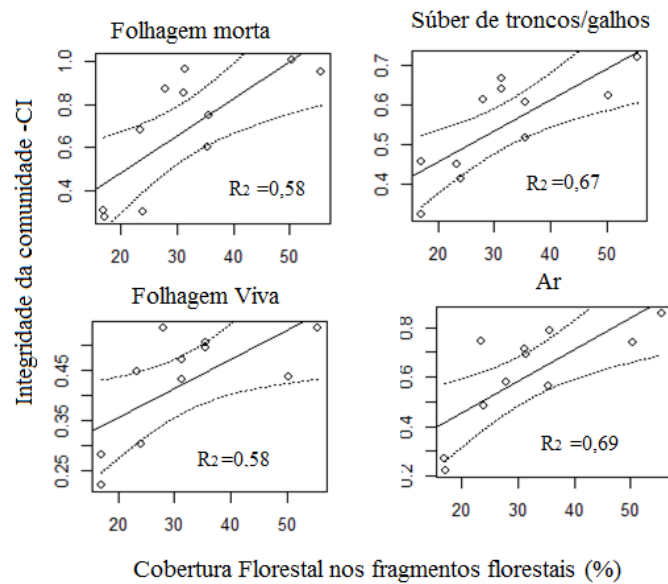




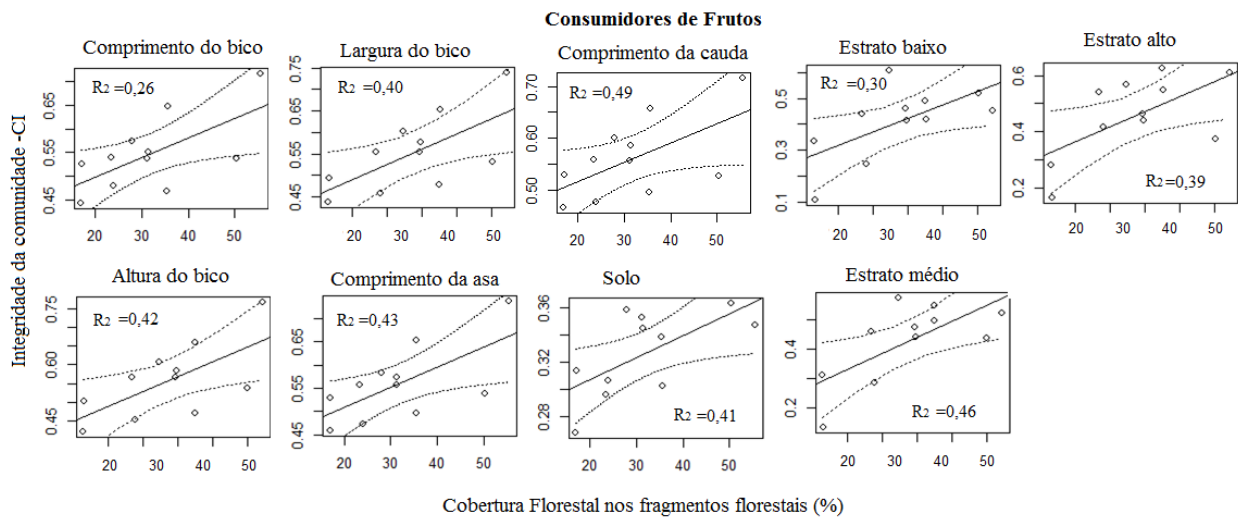
**Figura 13:** Valores de integridade da comunidade relacionada a funções específicas nos fragmentos florestais em relação aos atributos morfológicos de bico, cauda e asa e ecológicos de dieta de toda a comunidade.



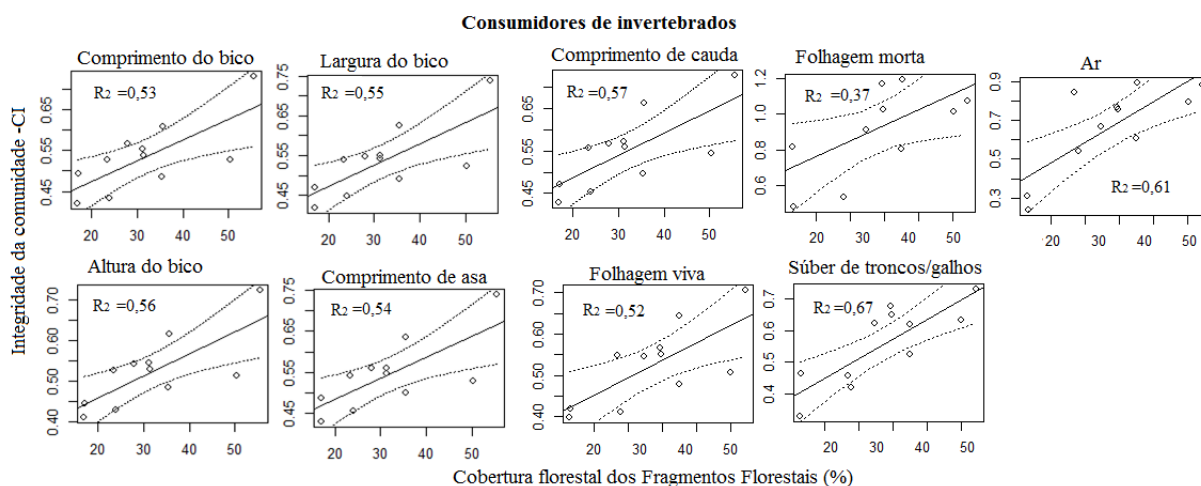
**Figura 14:** Valores de integridade da comunidade relacionada a funções específicas nos fragmentos florestais em relação aos atributos ecológicos de local de forrageio de toda a comunidade.



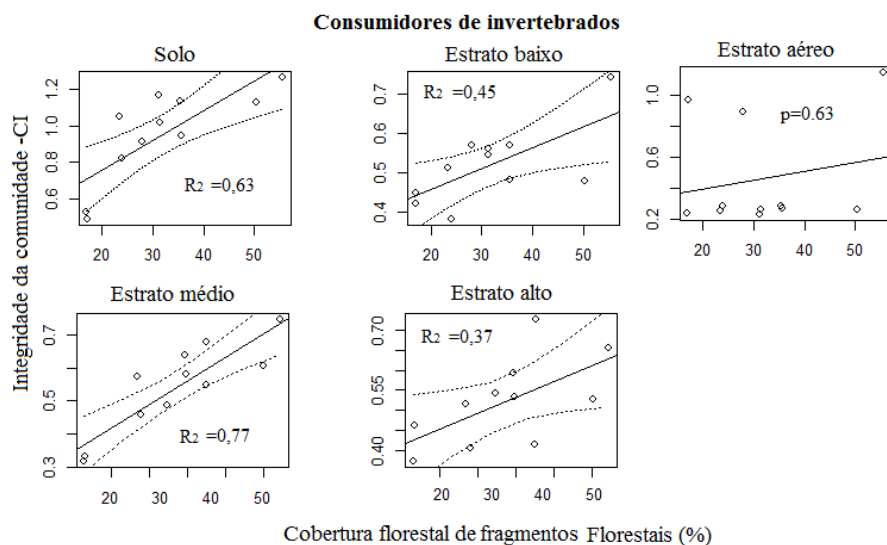
**Figura 15:** Valores de Integridade da comunidade relacionadas a funções específicas nos fragmentos florestais em relação aos atributos de substrato de forrageio de toda a comunidade.



**Figura 16:** Valores de integridade da comunidade relacionados a funções específicas nos fragmentos florestais em relação aos atributos de morfologia de bico, cauda e asa e atributos ecológicos de local de forrageio para o grupo dos consumidores de frutos.



**Figura 17:** Valores de integridade da comunidade relacionados a funções específicas nos fragmentos florestais em relação aos atributos de morfologia de bico, cauda e asa e atributos ecológicos de substrato de forrageio para o grupo dos consumidores de invertebrados.



**Figura 18:** Valores de integridade da comunidade relacionados a funções específicas nos fragmentos florestais em relação aos atributos de local de forrageio para o grupo dos consumidores de invertebrados.

#### 4. DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo demonstraram que a estrutura funcional das comunidades de aves tem variações tanto na floresta contínua como na paisagem fragmentada. Observou-se que tanto a distribuição das espécies no espaço funcional como a composição dos atributos funcionais das aves nos nove locais de amostragem da floresta contínua sofrem variações. Porém, no caso da paisagem

fragmentada há uma diminuição significativa nas médias dos atributos funcionais das espécies ao longo do gradiente de fragmentação florestal, principalmente quando os dados foram analisados separadamente por grupo funcional. Este gradiente ficou mais evidente com a caracterização do *turnover* de espécies, e conseqüentemente dos atributos.

Dentre os três índices que descrevem a diversidade funcional, os dois que levam em consideração a abundância das espécies nos cálculos foram mais sensíveis ao gradiente de fragmentação florestal do que a riqueza funcional. Isto já foi demonstrado em estudos na Mata Atlântica com plantas (Magnago et al. 2014) e aves (Coster et al. 2015). Na verdade a riqueza funcional é mais influenciada pela riqueza de espécies e ela não necessariamente diminui com a fragmentação (Banks et al. 2012, Dornellas et al. 2013, Supp e Ernst 2014). Para todos os grupos analisados e para toda a comunidade não se observou a relação da riqueza funcional com o gradiente de fragmentação florestal mesmo ocorrendo mudanças significativas na composição funcional dos atributos (Figura 4-7). Esses resultados estão congruentes com os já encontrados em outras paisagens fragmentadas, ou seja, o tamanho do espaço funcional ocupado pelas espécies pode ser semelhante independentemente da área, conectividade e cobertura florestal (Baraloto et al. 2012, Magnago et al. 2014, Coster et al. 2015).

Por outro lado, a equitabilidade funcional e a divergência funcional apresentaram alterações ao longo do gradiente de fragmentação indicando que tanto a abundância como dominância das características funcionais foi sensível ao gradiente e essa relação variou dependendo do grupo analisado. A equitabilidade funcional considerando toda a comunidade foi relacionada positivamente com todas as métricas da paisagem indicando que ocorreu uma diminuição significativa da regularidade funcional em locais com maior perturbação (Figura 2). Declínios na regularidade funcional indicam que algumas partes do espaço funcional estão ao mesmo tempo vazias e/ou outras estão densamente ocupadas (Mouchet et al. 2010). E isso significa que a fragmentação florestal alterou o grau de semelhanças entre as abundâncias das funções nessas comunidades. E isso pode estar relacionado às variações encontradas nos valores médios dos atributos funcionais analisados, onde algumas médias dos atributos aumentaram e outras diminuíram (Figura 4-7). Coster et al. (2015) encontraram que as alterações nas médias dos atributos funcionais de espécies de aves influenciaram mesmo que fracamente porém positivamente a relação entre os valores de FEve e o gradiente de perda de cobertura florestal, o contrário do observado neste presente estudo. Possivelmente, nas comunidades analisadas neste estudo deve ter ocorrido mudanças mais drásticas nas características funcionais do que as observadas naquele estudo.

Conforme o esperado a estrutura funcional dos grupos foi afetada, pelo tamanho, no caso dos consumidores de frutos, e pela cobertura florestal e grau de isolamento, no caso dos consumidores de invertebrados. Já foram verificados para esses dois grupos que eles declinam em relação ao tamanho do fragmento, especialmente fragmentos abaixo de 100 ha (Bregman et al. 2014). E que tanto o tamanho, a qualidade do fragmento e também o grau de isolamento influenciam na estrutura funcional com implicações para funções chaves do ecossistema em ambos os grupos (Bregman et al. 2015). As abundâncias de espécies que consomem frutos estão mais relacionadas ao tamanho do fragmento (Uezu et al. 2005). Assim, a estrutura funcional que leva em consideração a distribuição das abundâncias no espaço funcional também foi afetada pelo tamanho do fragmento. Estas tendências podem estar relacionadas a resultados obtidos no estudo de Zaiden et al. (2015) que analisou a mesma paisagem. Zaiden et al. (2015) observaram alterações significativas nas abundâncias relativas das espécies de grandes frugívoros depois de um período de 10 anos, com o desaparecimento de 11 espécies de alguns dos fragmentos florestais. Outro ponto importante é que ocorreram alterações morfológicas significativas na morfologia do bico, onde os locais com menor cobertura florestal apresentaram médias com valores menores de tamanhos (Figura 8). A relação entre alterações morfológicas em espécies consumidoras de frutos e alterações ambientais já foi anteriormente demonstrada por Galetti et al. (2013). Galetti et al. (2013) verificaram que a perda de dispersores de sementes de grande porte levou a uma redução no tamanho da semente de um espécie de palmeira, a *Euterpe edulis* (Palmito-juçara). Desse modo, isso pode levar a implicações para a integridade biótica dos fragmentos devido à sua função ecológica como dispersores de sementes. Os dispersores de sementes de maior porte são capazes de ingerir uma maior quantidade de frutos e sementes (Jordano 2000), deste modo, a qualidade do serviço (relacionado ao tamanho da semente) pode já estar comprometida nos locais com menor porcentagem de cobertura florestal. Já em relação às métricas relacionadas à locomoção, houve uma maior média de espécies com asas e caudas maiores nos fragmentos florestais talvez relacionados ao fato de que este grupo necessita de extensas áreas de floresta visto que a disponibilidade de frutos varia localmente com a época do ano e para suprir a demanda são necessários muitos deslocamentos (Lenz et al. 2015). Isto sugere que as espécies que conseguem persistir em locais mais degradados acabam fazendo muitos mais deslocamentos. Já as alterações no atributo ecológico local de forrageio (diminuição das espécies que forrageiam nos estratos das florestas e aumento das espécies que forrageiam no solo) podem também trazer implicações para a qualidade do serviço de quais sementes poderiam ser dispersas.

Para os consumidores de invertebrados foi verificado que tanto a equitabilidade e divergência funcional foram afetadas ao longo do gradiente de fragmentação florestal. Ou seja, nas áreas com menor cobertura florestal e com maior grau de isolamento foram encontrados baixos

valores destes índices, indicando uma maior homogeneização do nicho onde as espécies mais abundantes são muito semelhantes entre si aumentando a competição entre elas (Mouchet et al. 2010). Este padrão também foi verificado por Lucky et al. (2013) que encontraram maior redundância funcional para o grupo dos insetívoros quando comparados com outros grupos funcionais. Para esse grupo manter uma maior divergência entre os atributos são necessários esses dois componentes na paisagem. Quando analisados as médias dos atributos nota-se um aumento dos consumidores de invertebrados que forrageiam nos estratos mais altos e baixos em detrimento dos que forrageiam no solo (Figura 11). E uma média maior de espécies que utilizam as folhagem vivas em detrimento dos outros tipos de substratos os quais sofreram drásticas diminuições (Figura 12). De fato esse grupo é muito conhecido pela sua vulnerabilidade à degradação da qualidade dos habitats e a fragmentação (Newbold et al. 2014, Powell et al. 2015 a;b, Arsilla et al. 2015, Hamer et al. 2015), sendo os insetívoros terrestres um dos grupos mais sensíveis (Stratford e Stouffer 2015, Powell et al. 2015b). O aumento das médias de atributos relacionados com o forrageio em estratos baixos e estratos altos e principalmente na folhagem viva e diminuição dos que forrageiam na folhagem morta podem estar relacionadas ao aumento de espécies mais generalistas nesses locais com menor cobertura florestal o que já foi verificado por outros estudos (Coster et al. 2015, Boyel e Sigel 2015). Ocorreu também uma diminuição dos atributos morfológicos nesse grupo onde as espécies possuem tamanho pequeno em locais com menor cobertura florestal. Em um estudo na Austrália observou-se que as espécies de aves de tamanho corporal grande e que se alimentam de insetos foram os mais vulneráveis as mudanças na paisagem (Pavlacky et al. 2015).

No geral foram observados que todos os atributos funcionais analisados apresentaram um *turnover* entre a floresta contínua e fragmentos florestais (Figura 13-18), mostrando que a integridade de grupos ecológicos específicos foi menor em locais com menor cobertura florestal. Isto quer dizer que fragmentos florestais apresentam uma composição de espécies com características específicas muito diferentes dos locais de uma floresta contínua, mesmo que às vezes não houve mudanças nas médias de alguns atributos (como por exemplo, todos os atributos de local de forrageio para toda a comunidade de aves; Figura 6). Assim, é importante avaliar a composição funcional com diferentes métricas para poder avaliar melhor as consequências da perda de habitat sobre as funções das espécies.

Em conclusão, os resultados deste estudo indicam que o grau de semelhanças nas abundâncias e a divergência das funções das espécies são afetados pelo gradiente de fragmentação florestal. Em especial destaca-se o grupo dos consumidores de invertebrados, pela maior homogeneização do espaço do nicho. As alterações na morfologia do bico dos consumidores de

sementes podem causar impactos no serviço de dispersão de sementes, principalmente nos locais com menor porcentagem de cobertura florestal.

## 5. REFERÊNCIAS

- Anjos, L., L. Zanette e E. V. Lopes. 2004. Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic forest in north Paraná, southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 15:137–144.
- Anjos, L. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. *Biotropica* 38: 229–234
- Anjos, L., G.M. Bochio, J.V. Campos, G.B. McCrate e F. Palomino. 2009. 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*, v.17, n. 1, p. 28-36.
- Anjos, L. et al. 2010. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos. In: S. Von Matter et al. *Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, pp. 63-76.
- Arcilla, N. L.H. Holbech, S. O'Donnell. 2015. Severe declines of understory birds follow illegal logging in Upper Guinea forests of Ghana, West Africa. *Biol. Conserv* 188: 41-49.
- Alexandrino, E.R., R.R. Buechley, A.J. Piratelli, K.M.P.M., R. de Andrade Moral, C.H. Şekercioğlu, e W. R. Silva , H.T.Z. do Couto. 2016. Bird sensitivity to disturbance as an indicator of forest patch conditions: An issue in environmental assessments. *Ecol. Ind:* 66, 369-381.
- Aratrakorn, S, S. Thunhikorn e P.F. Donald. 2006. Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in southern Thailand. *Bird Conserv. Int.* 16: 71-82.
- Banks- Leite, C., R.M. Ewers, V. Kapos, A.C. Martensen e J.P. Metzger. 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *J. Appl. Ecol.* 48: 706-714.
- Banks-Leite C, RM. Ewers e JP Metzger 2012 Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. *Ecology* 93: 2560 –2569.
- Baraloto C, B. Herault, CET Paine, H. Massot, L. Blanc, D. Bonal, J-F Molino, E.A. Nicolini, D. Sabatier. 2012 Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *J. Appl. Ecol.* 49: 861 –870.
- Batalha, M. A. 1997. *Análise da vegetação da AIRE Cerrado Pé-de-Gigante (Santa Rita do Passa Quatro, SP)*. São Paulo: USP-IB (Dissertação de Mestrado).
- Blaum, M., E. Mosner, M Schwager e F. Jeltsch. 2011. How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. *Biodivers. Conserv.* 20:2,333–2,345.
- Boscolo, D. e J.P. Metzger. 2009. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecol.* 24: 907–918.
- Boyle, W.A. e B.J. Sigel. 2015. Ongoing changes in the avifauna of La Selva Biological Station, Costa Rica: twenty-three years of Christmas bird counts. *Biol. Conser* 188: 11-21.

- Bregman, T.P., C.H. Sekercioglu e J.A. Tobias. 2014. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. *Biol. Conserv.* 169, 372-383.
- Bregman, T.P., A.C. Lees, N. Seddon, H.E. MacGregor, B. Darski, A. Aleixo e J.A. Tobias. 2015. Species interactions regulate the collapse of biodiversity and ecosystem function in tropical forest fragments. *Ecology* 96: 2692-2704.
- Burivalova, Z., T.M. Lee, X. Giam, C.H. Şekercioglu, D.S. Wilcove e L.P. Koh. 2015. Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices. *Proc. R. Soc. B* Vol. 282: 20150164.
- Burnham, K.P. e D.R. Anderson. 1998. *Model Selection and Inference: A practical information-theoretic approach*. New York, NY: Springer-Verlag.
- Burnham, K. P., D.R. Anderson. 2002. *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretical approach* (2nd ed.). Springer-Verlag: New York, NY.
- Carvalho, P.E.R. 2003. *Espécies arbóreas brasileiras*. Embrapa Informações Tecnológicas, Brasília. Brasil: Distrito Federal.
- Cianciaruso, M.V., I.A. Silva e M.A. Batalha. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotrop.* 9: 93–103.
- Cribari-Neto, F. e A. Zeileis. 2010. Beta regression in R. *Journal of Statistical Software* 32:1-24.
- Coelho, M.T.P., M. Raniero, M.I. Silva e É. Hasui. 2016. The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic forest birds. *The Wil. J. Ornit.* 128: 520-534.
- Coster, G. De., C. Banks-Leite e J.P. Metzger. 2015. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proc. R. Soc. B.* 282: 20142844.
- del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie, E. de Juana (eds.) (1992-2011). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Dias, D. F., M.C. Ribeiro, Y.T. Felber, A.L. Cintra, N.S. Souza e E. Hasui. 2015. Beauty before age: landscape factors influence bird functional diversity in naturally regenerating fragments, but regeneration age does not. *Restor. Ecol.* 24: 259–270.
- Ding, Z., K. J. Feeley, Y. Wang, R.J. Pakeman e P. Ding. 2013. Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. *J. An. Ecol.* 82: 781-790.
- Dornelas M, NJ Gotelli, B McGill, H. Shimadzu, Moyes F, Sievers C, Magurran AE. 2014. Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. *Science* 344, 296–299
- Durães, R. L. Carrasco, T.B. Smith e J. Karubian. 2013. Effects of forest disturbance and habitat loss on avian communities in a Neotropical biodiversity hotspot. *Biol. Conserv.* 166: 203-211.
- Ernst, R. K.E. Lisenmair e Rodel M.O. 2006. Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biol. Conserv.* 133: 143-155.

- ERSI (Environmental Systems Research Institute). 2005. *ArcGIS desktop: Release 8*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fahring, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 34: 487-515.
- Ficetola, G.F., C. Rondinini, A. Bonardi, D. Baisero e E. Padoa-Schioppa. 2015. Habitat availability for amphibians and extinction threat: a global analysis. *Diversity Distri.* 21: 302-311.
- Flynn, D.F.B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B.T. Richers, B.B. Lin, N. Simpson, M.M. Mayfield and F. de Clerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol. Lett.* 12: 22–33.
- Flynn, D.F., N. Mirotchnick, M. Jain, M.I. Palmer e S. Naeem. 2011. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity–ecosystem-function relationships. *Ecology* 92: 1573-1581.
- Galetti, M et al. 2013. "Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size." *Science* 340: 1086-1090.
- Gascon, C. T.E. Lovejoy, R.O. Bierregard, J.R. Malcom, P.Stouffer, H.L. Vasconcelos, W.F. Laurance, E.B. Zimmerman, M. Tocher e S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol. Conserv* 91: 223-229.
- Gibson, L. et al. 2013. Near-complete extinction of native small mammal fauna 25 years after forest fragmentation. *Science* 341: 1508-1510.
- Girão, L.C., A.V. Lopes, M. Tabarelli e E.M. Bruna. 2007. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. *PLoS ONE* 2: e908.
- Gustafson, E. J. e G.R. Parker. 1994. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape Urban Planning* 29:117–130.
- Haddad, N. M., L.A. Brudvig, J. Clobert, K.F. Davies, A. Gonzalez, R.D. Holt, T.E. Lovejoy, J.O. Sexton, M.P. Austin, C. D. Collins, W. M. Cook, E. I. Damschen, R.M. Ewers, B.L. Foster, C.N. Jenkins, A.J. King, W.F. Laurance, D.J. Levey, C. R. Margules, B.A. Melbourne, A.O.
- Hadley, A.S. e M.G. Betts. 2016. Refocusing Habitat Fragmentation Research Using Lessons from the Last Decade. *Current Landscape Ecology Reports* 1: 55-66.
- Hamer, K.C., R.J. Newton, F.A. Edwards, F. A., Benedick, S., Bottrell, S. H., & Edwards, D. P. (2015). Impacts of selective logging on insectivorous birds in Borneo: the importance of trophic position, body size and foraging height. *Biol. Conserv.* 188: 82-88.
- Hurvich, C. M. e C.L. Tsai. 1989. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76: 297–307
- Ibarra, J. T. e K. Martin, 2015. Biotic homogenization: Loss of avian functional richness and habitat specialists in disturbed Andean temperate forests. *Biol. Conserv.* 192: 418-427.
- IBGE. 1992. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Séries Manuais Técnicos em Geociências, Rio de Janeiro.

- Jacoboski, L.I., V.J. Debastiani, A. de Mendonça-Lima e S.M. Hartz. 2016. How do diversity and functional nestedness of bird communities respond to changes in the landscape caused by eucalyptus plantations?. *Community Ecol.* 17: 107-113.
- Jordano, P. 2000. *Fruits and frugivory. Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2, 125-166.
- Laliberté, E. e P. Legendre. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299-305.
- Laliberte, E., J.A. Wells, F. DeClerck, D.J. Metcalfe, C.P. Catterall, C. Queiroz et al. 2010. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecol. Lett.* 13: 76–86.
- LARG. Landscape and Resource Management Research Group. 2005. *VLATE—Vector-based landscape analysis tools extension*.
- Lenz, J., K. Böhning-Gaese, W. Fiedle e T. Mueller. 2015. Nomadism and seasonal range expansion in a large frugivorous bird. *Ecography* 38: 54-62.
- Lopes, E.V., G.H. Volpato, L.B. Mendonça, F.D.L. Fávaro, L. Anjos. 2006. Abundância, diversidade, microhabitat e habitat e repartição ecológica de pássaros e repartição ecológica de pássaros na bacia hidrográfica do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23: 395-403.
- Luck, G.W., S. Lavorel, S. McIntyre and K. Lumb. 2012. Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *J. Anim. Ecol.* 81: 1065–1076.
- Luck, G.W., A. Carter and L. Smallbone. 2013. Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. *PLoS ONE* 8: 63671–63682.
- Magnago, L.F.S., D.P. Edwards, F.A. Edwards, A. Magrach, S.V. Martins e W.F. Laurance. 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *J. Ecol.* 102: 475-485.
- Martensen, A.C., R.G. Pimentel e J.P. Metzger. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biol. Conserv.* 41: 2184-2192.
- Martensen, A. C., M.C. Ribeiro, C. Banks-Leite, P.I. Prado e J.P. Metzger. 2012. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conserv. Biol.* 26:1100-1111.
- Medeiros, H.R. e J.M. Torezan. 2013. Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. *Environ. Monit. Assess.* 185: 4373–4382.
- Medeiros, H. R., G.M. Bochio, M.C. Ribeiro, J.M. Torezan e L. Anjos. 2015. Combining plant and bird data increases the accuracy of an Index of Biotic Integrity to assess conservation levels of tropical forest fragments. *J. Nat. Conserv.* 25: 1-7.

- Metzger, J.P., A.C. Martensen, M. Dixo, L.C. Bernacci, M.C. Ribeiro, A.M.G. Teixeira e R. Pardini. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv.* 142: 1166–1177
- Meyer, C.F., M.J. Struebig e M.R. Willig. 2016. Responses of tropical bats to habitat fragmentation, logging, and deforestation. In: *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer International Publishing. pp. 63-103.
- Morante-Filho, J.C.D., E. Faria, J. Mariano-Neto, J. Rhodes. 2015. Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS one*, 10: e0128923.
- Mouchet, M. A., S. Villeger, N.W. Mason e D. Mouillot. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct Ecol.* 24: 867-876.
- Mouillot, D., N.A. Graham, S. Villéger, N.W. Mason e D.R. Bellwood. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol. Evol.* 28: 167-177.
- Newbold, T. J.P. Scharlemann, S.H. Butchart, C.H. Şekercioğlu, L. Joppa, R. Alkemade e D.W. Purves. 2014. Functional traits, land-use change and the structure of present and future bird communities in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography* 23: 1073-1084.
- Nicholls, J.L. Orrock, D.X. Song, and J.R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1:1-9.
- Oliveira-Filho, A. T. e M.A.L. Fontes. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of Climate. *Biotropica* 32: 793-810.
- Pakeman, R.J., J.J. Lennon e R.W. Brooker. 2011. Trait assembly in plant assemblages and its modulation by productivity and disturbance. *Oecologia* 167: 209–218
- Parrini, R., J.F. Pacheco e F. Mallet-Rodrigues. 2010. Comportamento de forrageamento de *Philydor atricapillus* (Passeriformes: Furnariidae) na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro, região Sudeste do Brasil. *Atualidades Ornitológicas On-line* 153: 55-61.
- Pavlacky, D.C., A.P. Possingham e A.W. Goldizen. 2015. Integrating life history traits and forest structure to evaluate the vulnerability of rainforest birds along gradients of deforestation and fragmentation in eastern Australia. *Biol. Conserv.* 188: 89-99.
- Petchey, O.L. e K.J. Gaston. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Lett.* 9: 741–758.
- Philpott, S.M., O. Soong, J.H. Lowenstein, A. Pulido, D.T. Lopez, D.F. Flynn, F. DeClerck. 2009. Functional richness and ecosystem services: bird predation on arthropods in tropical agroecosystems. *Ecol. Appl.* 19: 1858-1867.
- Podani, J. e Schmera D. 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos*, 115: 179-185.
- Powell, L.L., Cordeiro, N.J., e Stratford, J.A. 2015a. Ecology and conservation of avian insectivores of the rainforest understory: a pantropical perspective. *Biol. Conserv.* 188: 1-10.

- Powell, L.L., Wolfe, J.D., Johnson, E.I., Hines, J.E., Nichols, J.D. e Stouffer, P.C. 2015b. Heterogeneous movement of insectivorous Amazonian birds through primary and secondary forest: A case study using multistate models with radiotelemetry data. *Biol. Conserv* 188: 100-108.
- R Development Core Team. 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
- Rader, R., I. Bartomeus, J.M. Tylianakis, E. Laliberté. 2014. The winners and losers of land use intensification: pollinator community disassembly is non-random and alters functional diversity. *Diversity Distrib.* 20: 908-917.
- Ricotta, C. e M. Moretti. 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia* 167: 181-188.
- Ribeiro, M. C., J.P. Metzger, A.C. Martensen, F.J. Ponzoni e M.M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142: 1141-1153.
- Roderjan, C.V.,F. Galvão, Y.S. Kuniyoshi, G.G. Hatschbach.2002. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. *Ciência & Ambiente* 24: 75-92.
- Sacco, A. G., A.M. Rui, F.B. Bergmann, S.C. Müller e S.M. Hartz. 2015. Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. *Iheringia* 105:276-287.
- Schleuter, D., M. Daufresne, F. Massol, e C. Argillier 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecol. Monogra.* 80: 469-484.
- Schindler, S., H. von Wehrden, K. Poirazidis T. Wrbka e V. Kati. 2013. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. *Ecological Indicators* 31, 41-48.
- Soares, E.S. e L. Anjos. 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.
- Sodhi, N.S. L.P. Koh, B.W. Brook e P.K. Ng. 2004. Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. *Trends Ecol. Evol.* 19(12), 654-660.
- Stratford, J. A. e P.C.Stouffer, 2015. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. *Biol. Conserv.* 188: 109-115.
- Stouffer, P.C., R.O. Bierregaard, C. Strong, C., T.E. Lovejoy. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. *Conserv. Biol.* 20, 1212-1223.
- Supp SR, SKM Ernest. 2014 Species-level and community-level responses to disturbance: a cross community analysis. *Ecology* 95: 1717 -1723.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. In: *Encyclopedia of Biodiversity* S.A. Levin (eds). Academic Press, San Diego, pp. 109-120.
- Uezu, A., J.P. Metzger e J.M. Vielliard. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol. Conserv.* 123: 507-519.
- Uezu, A., D.D. Beyer e J.P. Metzger. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? *Biod. Conserv.*17: 1907-1922.

- Uriarte, M., M. Anciães, M.T. Da Silva, P. Rubim, E. Johnson, E. e E.M. Bruna.2011. Disentangling the drivers of reduced long-distance seed dispersal by birds in an experimentally fragmented landscape. *Ecology* 92: 924-937.
- Villéger, S., N.W. Mason e D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-2301.
- Whelan, C.J., D.G. Wenny e R.J. Marquis. 2008. Ecosystem services provided by birds. *Ann. NY Acad. Sci.* 1134: 25-60.
- Wilson, M. C., et al. 2016. "Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges." *Landscape Ecol.* 31: 219-227.
- Wilman, H., J. Belmaker, J.Simpson ,C. de Larosa, M.M. Rivadeneira e W. Jetz. 2014. EltonTraits 1.0:species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* 95: 2,027.
- Zaiden, T., F.C. Marques, H.R. Medeiros, L. Anjos. 2015. Decadal persistence of frugivorous birds in tropical forest fragments of northern Paraná. *Biota Neotrop.* 15: 1-7.

## APÊNDICES

### Apêndices referentes ao Capítulo 1.

Apêndice 1: Valores dos atributos das espécies de aves e a classificação das espécies no grupo trófico. Legenda: A1-Comprimento do bico (mm); A2- Largura do bico (mm); A3-Altura do bico (mm); A4- comprimento da asa (mm) ; A5- comprimento da cauda (mm) ; A6- massa corporal (gramas); A7-Invertebrados; A8- Vertebrados; A9- Frutos; A10- Néctar; A11- Sementes; A12- Plantas, A13- Água.

Espécies de Aves	Grupo Trófico	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	A13
<i>Aratinga auricapillus</i>	Frugívoro	20.2	13.3	24.5	166.0	150.2	130.0	0	0	50	0	50	0	0
<i>Aburria jacutinga</i>	Frugívoro	37.7	10.8	11.4	358.0	330.0	1241.0	10	0	70	0	10	10	0
<i>Accipiter striatus</i>	Vertebrados	16.2	8.8	10.3	188.0	179.6	130.6	0	100	0	0	0	0	0
<i>Accipiter superciliosus</i>	Vertebrados	18.0	8.7	11.0	152.0	125.4	99.5	0	100	0	0	0	0	0
<i>Amaurospiza moesta</i>	Granívoros	11.7	7.7	7.1	63.2	63.0	13.6	20	0	0	0	40	40	0
<i>Amazona aestiva</i>	Frugívoro	31.0	18.3	29.8	213.2	154.4	451.0	0	0	50	0	50	0	0
<i>Amazona vinacea</i>	Frugívoro	26.7	15.6	25.2	212.8	134.6	254.0	0	0	40	0	30	30	0
<i>Anabacerthia amaurotis</i>	Insetívoro	21.2	4.9	5.2	74.2	76.8	19.2	100	0	0	0	0	0	0
<i>Anabacerthia lichtensteini</i>	Insetívoro	20.7	4.7	5.4	79.2	76.7	21.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Anthracothonax nigricollis</i>	Nectarívoros	27.7	1.9	2.9	64.0	41.8	7.0	10	0	0	90	0	0	0
<i>Aramides cajaneus</i>	Onívoro	52.7	6.0	11.8	186.6	84.2	397.0	50	20	10	0	10	10	50
<i>Aramides saracura</i>	Onívoro	60.7	6.0	11.1	186.0	82.6	540.0	70	20	10	0	0	0	30
<i>Attila phoenicurus</i>	Insetívoro	22.7	6.4	5.9	90.7	83.6	32.3	70	10	20	0	0	0	0
<i>Attila rufus</i>	Insetívoro	34.5	8.4	6.5	87.9	83.1	42.6	60	20	20	0	0	0	0
<i>Automolus leucophthalmus</i>	Insetívoro	28.1	5.7	6.5	84.1	86.6	34.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	Insetívoro	43.5	12.1	12.9	147.4	231.2	141.7	60	20	20	0	0	0	0
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Insetívoro	14.7	4.5	3.9	55.5	58.4	10.5	80	0	20	0	0	0	0
<i>Batara cinerea</i>	Insetívoro	38.1	9.0	13.5	124.8	179.4	131.0	70	30	0	0	0	0	0
<i>Brotogeris tirica</i>	Frugívoro	17.2	9.2	15.2	120.0	130.0	63.0	10	0	30	0	30	30	0

<i>Cacicus chrysopterus</i>	Onívoro	23.9	7.7	8.9	99.7	95.6	36.2	50	0	50	0	0	0	0
<i>Cacicus haemorrhous</i>	Insetívoro	31.5	8.0	10.2	154.1	108.3	83.7	60	0	20	20	0	0	0
<i>Campephilus robustus</i>	Insetívoro	49.5	13.0	13.9	191.8	138.2	200.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Campostoma obsoletum</i>	Insetívoro	12.5	3.4	3.0	50.6	44.6	8.1	70	0	30	0	0	0	0
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	Insetívoro	77.4	4.3	6.0	94.9	105.8	42.6	100	0	0	0	0	0	0
<i>Cantorchilus longirostris</i>	Insetívoro	29.8	3.7	4.1	62.7	56.9	21.3	100	0	0	0	0	0	0
<i>Capsiempis flaveola</i>	Insetívoro	13.2	4.3	3.7	48.0	49.9	7.7	90	0	10	0	0	0	0
<i>Carpornis cucullata</i>	Frugívoro	22.2	7.3	6.5	112.4	99.7	74.2	20	0	80	0	0	0	0
<i>Carpornis melanocephala</i>	Frugívoro	21.2	7.6	6.7	114.0	93.0	64.2	10	0	90	0	0	0	0
<i>Celeus flavescens</i>	Insetívoro	34.5	10.8	10.4	152.9	109.2	139.0	70	0	30	0	0	0	0
<i>Chamaeza campanisona</i>	Insetívoro	28.5	6.6	6.6	95.0	67.6	90.6	70	0	30	0	0	0	0
<i>Chamaeza meruloides</i>	Insetívoro	25.8	6.0	5.8	87.9	75.3	69.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Chamaeza ruficauda</i>	Insetívoro	25.3	6.0	5.9	84.4	79.2	71.2	100	0	0	0	0	0	0
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Frugívoro	13.5	5.7	5.3	77.4	65.0	25.6	50	0	50	0	0	0	0
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	Nectarívoros	21.1	1.7	1.9	49.2	33.2	3.5	10	0	0	90	0	0	0
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	Insetívoro	27.7	6.0	7.1	88.7	86.6	50.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Cissopis leverianus</i>	Frugívoro	18.5	8.8	10.1	113.5	168.8	76.0	30	0	70	0	0	0	0
<i>Claravis pretiosa</i>	Granívoro	17.2	2.4	3.6	111.8	85.4	68.2	20	0	0	0	80	0	0
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	Insetívoro	28.5	5.3	6.0	89.7	94.7	48.2	100	0	0	0	0	0	0
<i>Clytolaema rubricauda</i>	Nectarívoros	23.3	2.3	2.2	69.5	46.6	7.9	10	0	0	90	0	0	0
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Insetívoro	18.6	5.7	4.6	67.3	66.4	13.6	100	0	0	0	0	0	0
<i>Coccyzus americanus</i>	Insetívoro	29.5	8.2	8.6	140.0	158.5	64.0	60	30	10	0	0	0	0
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Insetívoro	25.3	6.7	7.8	113.6	145.8	49.7	100	0	0	0	0	0	0
<i>Coereba flaveola</i>	Nectarívoros	12.4	3.8	4.0	56.4	39.1	10.0	30	0	0	70	0	0	0

<i>Colaptes melanochloros</i>	Insetívoro	31.2	8.5	8.0	144.1	123.8	127.3	80	0	10	10	0	0	0
<i>Colibri serrirostris</i>	Nectarívoros	26.2	2.1	2.5	67.8	44.9	6.7	10	0	0	90	0	0	0
<i>Colonia colonus</i>	Insetívoro	12.5	5.4	4.1	80.5	162.0	18.3	100	0	0	0	0	0	0
<i>Conirostrum speciosum</i>	Insetívoro	10.5	3.5	3.2	57.9	46.3	8.8	70	0	10	0	10	10	0
<i>Conopophaga lineata</i>	Insetívoro	21.1	5.4	4.8	67.3	52.5	25.2	100	0	0	0	0	0	0
<i>Conopophaga melanops</i>	Insetívoro	19.1	5.6	4.6	60.2	32.0	20.1	100	0	0	0	0	0	0
<i>Contopus cinereus</i>	Insetívoro	16.8	5.5	3.9	73.2	67.3	11.6	100	0	0	0	0	0	0
<i>Corythops delalandi</i>	Insetívoro	17.9	3.9	3.3	62.0	52.1	15.0	90	10	0	0	0	0	0
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	Insetívoro	16.5	3.1	3.3	57.2	63.9	13.4	100	0	0	0	0	0	0
<i>Cranioleuca pallida</i>	Insetívoro	16.8	3.6	3.5	61.4	72.5	11.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Crypturellus noctivagus</i>	Onívoro	39.7	6.2	5.3	175.8	80.4	562.0	30	0	0	0	30	40	0
<i>Crypturellus obsoletus</i>	Onívoro	34.3	5.7	5.4	165.6	72.6	443.4	50	0	0	0	50	0	0
<i>Crypturellus parvirostris</i>	Onívoro	27.1	5.1	5.1	121.4	48.9	199.0	40	0	0	0	60	0	0
<i>Crypturellus tataupa</i>	Onívoro	30.0	5.4	5.9	124.8	54.6	218.8	50	0	0	0	30	20	0
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	Onívoro	47.9	13.4	15.9	191.6	179.2	272.0	30	10	30	0	30	0	0
<i>Cyanocorax chrysops</i>	Onívoro	36.6	11.1	12.6	152.7	175.2	166.0	80	0	20	0	0	0	0
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Insetívoro	19.0	5.4	8.0	69.2	59.1	28.8	100	0	0	0	0	0	0
<i>Dacnis cayana</i>	Onívoro	14.0	4.2	4.2	65.0	49.5	13.0	50	0	40	0	0	10	0
<i>Dendrocincla turdina</i>	Insetívoro	30.8	8.1	7.1	103.2	91.2	39.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	Insetívoro	46.8	9.5	8.5	117.9	120.2	61.7	80	10	0	0	0	10	0
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	Insetívoro	24.9	5.4	5.2	124.8	157.4	46.4	100	0	0	0	0	0	0
<i>Drymophila ferruginea</i>	Insetívoro	15.8	4.4	3.8	49.5	67.3	10.6	100	0	0	0	0	0	0
<i>Drymophila malura</i>	Insetívoro	17.0	3.5	3.3	53.6	73.7	13.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Drymophila ochropyga</i>	Insetívoro	18.3	4.2	3.5	48.7	60.9	10.5	100	0	0	0	0	0	0

<i>Dryophila rubricollis</i>	Insetívoro	17.6	4.1	3.7	51.7	63.8	10.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Dryophila squamata</i>	Insetívoro	17.2	4.1	3.0	52.9	55.6	10.8	100	0	0	0	0	0	0
<i>Dryocopus lineatus</i>	Insetívoro	47.2	11.8	10.1	192.8	135.4	183.2	80	0	10	0	10	0	0
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Insetívoro	17.0	4.1	4.0	56.0	44.0	14.9	90	0	10	0	0	0	0
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	Insetívoro	19.8	5.2	5.2	54.8	48.9	16.2	90	0	10	0	0	0	0
<i>Elaenia flavogaster</i>	Insetívoro	15.7	5.1	4.0	78.2	73.0	24.8	50	0	50	0	0	0	0
<i>Elaenia mesoleuca</i>	Insetívoro	15.4	4.9	3.7	76.4	68.6	17.6	50	0	50	0	0	0	0
<i>Elaenia parvirostris</i>	Insetívoro	15.4	5.0	4.1	70.2	65.8	13.8	70	0	30	0	0	0	0
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	Insetívoro	15.8	3.9	3.7	46.7	39.6	16.2	100	0	0	0	0	0	0
<i>empidonomus varius</i>	Insetívoro	17.9	7.1	5.7	97.0	89.1	27.1	60	0	40	0	0	0	0
<i>Euphonia chalybea</i>	Frugívoro	11.3	6.3	6.6	64.2	43.7	19.0	10	0	90	0	0	0	0
<i>Euphonia chlorotica</i>	Frugívoro	8.6	5.4	4.8	56.5	38.9	11.0	0	0	100	0	0	0	0
<i>Euphonia cyanocephala</i>	Frugívoro	8.7	5.6	4.4	63.1	40.6	14.0	0	0	100	0	0	0	0
<i>Euphonia pectoralis</i>	Frugívoro	11.8	5.3	5.0	62.7	41.7	14.4	20	0	70	10	0	0	0
<i>Euphonia violacea</i>	Frugívoro	10.6	5.8	5.6	60.1	39.5	15.0	0	0	100	0	0	0	0
<i>Eupsittula aurea</i>	Frugívoro	17.4	11.8	18.3	145.0	147.2	84.6	10	0	30	0	30	30	0
<i>Florisuga fusca</i>	Nectarívoros	28.5	2.4	2.3	76.2	49.5	8.1	10	0	0	90	0	0	0
<i>Formicarius colma</i>	Insetívoro	26.4	6.0	5.3	82.5	57.8	47.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Forpus xanthopterygius</i>	Frugívoro	12.3	8.2	12.0	81.5	47.2	31.0	0	0	50	0	50	0	0
<i>Galbula ruficauda</i>	Insetívoro	55.9	5.4	6.3	79.0	92.5	26.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Geotrygon montana</i>	Granívoro	20.7	3.7	5.2	138.2	108.2	133.9	20	0	30	0	50	0	0
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Vertebrados	41.3	13.2	17.5	417.8	212.4	885.0	10	90	0	0	0	0	0
<i>Glaucidium brasilianum</i>	Insetívoro	15.7	9.1	12.4	94.6	69.7	75.1	60	40	0	0	0	0	0
<i>Glaucidium minutissimum</i>	Insetívoro	13.9	7.5	10.2	84.9	57.6	50.0	60	40	0	0	0	0	0

<i>Grallaria varia</i>	Insetívoro	31.7	9.3	10.6	123.0	56.3	119.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Habia rubica</i>	Insetívoro	17.7	8.3	8.9	89.7	89.0	32.5	80	0	20	0	0	0	0
<i>Haplospiza unicolor</i>	Granívoro	11.6	5.3	6.5	63.9	56.4	15.3	0	0	0	0	100	0	0
<i>Heliobletus contaminatus</i>	Insetívoro	18.1	4.1	3.9	67.4	61.7	14.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Hemithraupis guira</i>	Insetívoro	12.7	4.7	4.3	64.7	53.5	12.0	80	0	10	0	10	0	0
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	Insetívoro	12.7	4.8	4.6	63.0	54.8	11.0	80	0	20	0	0	0	0
<i>Hemitriccus diops</i>	Insetívoro	15.7	4.6	3.6	48.8	47.2	10.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	Insetívoro	16.5	4.1	3.2	43.3	38.7	7.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Hemitriccus obsoletus</i>	Insetívoro	17.4	5.5	4.0	52.7	50.5	11.6	100	0	0	0	0	0	0
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	Insetívoro	17.9	4.7	3.3	49.8	46.3	9.7	100	0	0	0	0	0	0
<i>Herpotheres cachinnans</i>	Vertebrados	27.6	13.6	20.4	281.8	239.6	623.6	0	100	0	0	0	0	0
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	Insetívoro	18.1	4.2	3.8	46.3	47.2	10.6	90	0	10	0	0	0	0
<i>Hylocharis chrysura</i>	Nectarívoros	22.2	2.1	2.4	51.9	34.2	4.5	10	0	0	90	0	0	0
<i>Hylopezus nattereri</i>	Insetívoro	22.3	5.3	5.4	75.2	36.8	32.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Hylophilus poicilotis</i>	Insetívoro	14.0	3.6	4.0	54.4	56.1	10.4	70	0	30	0	0	0	0
<i>Hypoedaelus guttatus</i>	Insetívoro	26.6	8.7	9.5	78.4	99.8	38.8	90	10	0	0	0	0	0
<i>Icterus cayanensis</i>	Insetívoro	20.9	5.9	6.9	89.5	101.6	35.4	70	0	0	30	0	0	0
<i>Ictinia plumbea</i>	Insetívoro	21.3	9.7	10.1	321.2	171.2	249.9	90	10	0	0	0	0	0
<i>Ilicura militaris</i>	Onívoro	11.3	3.6	3.0	58.9	56.4	12.7	50	0	50	0	0	0	0
<i>Lanio melanops</i>	Insetívoro	14.5	6.2	6.3	78.7	79.4	22.6	70	0	20	0	10	0	0
<i>Lanio cuculatus</i>	Granívoro	12.6	5.5	5.9	64.4	65.1	26.5	0	0	50	0	50	0	0
<i>Lathrotriccus eulerei</i>	Insetívoro	16.4	6.2	4.1	62.1	61.7	11.3	100	0	0	0	0	0	0
<i>Legatus leucophaeus</i>	Frugívoro	15.8	6.9	5.2	79.4	66.3	22.2	30	0	70	0	0	0	0
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Insetívoro	36.5	4.6	5.0	96.1	83.6	29.6	100	0	0	0	0	0	0

<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	Insetívoro	33.6	4.8	5.3	91.9	87.6	27.9	100	0	0	0	0	0	0
<i>Lepstatenura striolata</i>	Insetívoro	12.9	2.8	2.9	54.3	88.8	10.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Lepstatenura setaria</i>	Insetívoro	18.1	3.2	3.2	55.6	108.7	11.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Leptodon cayanensis</i>	Onívoro	36.6	11.8	15.8	414.6	270.2	474.0	50	50	0	0	0	0	0
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Insetívoro	17.1	4.3	4.6	62.6	57.3	11.7	80	0	20	0	0	0	0
<i>Leptotila rufaxilla</i>	Granívoros	22.7	3.9	4.7	153.8	111.0	157.0	10	0	10	0	80	0	0
<i>Leptotila verreauxi</i>	Granívoros	21.5	3.4	4.4	149.6	120.6	146.9	20	0	20	0	60	0	0
<i>Leucochloris albicollis</i>	Nectarívoros	27.4	2.5	2.9	59.2	38.6	6.3	10	0	0	90	0	0	0
<i>Lipaugus lanioides</i>	Frugívoro	31.3	9.0	8.0	132.6	122.0	94.8	20	0	80	0	0	0	0
<i>Lochmias nematura</i>	Insetívoro	22.2	3.4	3.8	62.4	55.9	22.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Mackenziana leachii</i>	Insetívoro	28.1	6.3	9.0	87.7	139.0	70.2	60	40	0	0	0	0	0
<i>Mackenziana severa</i>	Insetívoro	27.4	6.9	8.3	95.0	121.2	51.8	60	40	0	0	0	0	0
<i>Manacus manacus</i>	Frugívoro	13.7	5.0	4.1	47.7	38.8	16.7	10	0	90	0	0	0	0
<i>Megarhynchus pitangua</i>	Onívoro	35.0	15.2	11.2	115.1	93.9	69.9	70	10	10	0	10	0	0
<i>Melanerpes flavifrons</i>	Insetívoro	29.9	6.6	6.1	111.2	68.8	57.8	30	0	40	0	30	0	0
<i>Micrastur ruficollis</i>	Vertebrados	19.7	8.5	12.2	165.8	198.6	177.6	0	100	0	0	0	0	0
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Vertebrados	30.7	12.0	18.3	265.0	293.0	621.7	0	100	0	0	0	0	0
<i>Mionectes rufiventris</i>	Insetívoro	17.4	5.0	3.9	66.1	58.3	13.3	50	0	50	0	0	0	0
<i>Muscipira vetula</i>	Insetívoro	18.9	8.5	5.2	102.7	118.7	27.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Myiarchus ferox</i>	Insetívoro	22.8	8.6	5.9	85.8	92.1	27.5	50	0	50	0	0	0	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Insetívoro	21.4	8.2	5.7	87.5	87.3	25.1	70	0	20	0	10	0	0
<i>Myiobius barbatus</i>	Insetívoro	16.6	4.9	3.3	62.0	59.0	11.9	100	0	0	0	0	0	0
<i>Myiodinastes maculatus</i>	Onívoro	27.4	11.6	8.5	108.0	99.7	43.2	40	30	30	0	0	0	0
<i>Myiopagis caniceps</i>	Insetívoro	12.5	5.7	4.4	62.8	65.4	10.5	80	0	20	0	0	0	0

<i>Myiopagis viridicata</i>	Insetívoro	12.4	4.9	3.8	60.3	58.8	11.5	60	0	20	0	20	0	0
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Insetívoro	13.6	6.7	3.7	57.0	54.8	9.9	80	0	20	0	0	0	0
<i>Myiornis auricularis</i>	Insetívoro	13.1	3.4	2.5	36.9	29.6	5.3	100	0	0	0	0	0	0
<i>Myiothlypis flaveola</i>	Insetívoro	16.3	5.3	3.9	64.0	67.0	13.2	100	0	0	0	0	0	0
<i>Myiothlypis rivularis</i>	Insetívoro	16.3	5.2	4.1	62.9	60.9	13.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	Insetívoro	16.6	4.8	3.8	63.3	66.2	15.1	100	0	0	0	0	0	0
<i>Myiozetetes similis</i>	Onívoro	16.4	7.4	5.2	86.2	81.4	28.0	40	10	40	0	10	0	0
<i>Myrmeciza squamosa</i>	Insetívoro	17.4	4.6	3.9	55.9	66.9	18.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmotherula gularis</i>	Insetívoro	16.3	5.6	5.2	50.0	30.6	11.3	100	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmotherula unicolor</i>	Insetívoro	15.4	3.7	3.4	45.8	39.3	11.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Nemosia pileata</i>	Insetívoro	14.9	4.8	5.5	72.0	53.9	16.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Nonnula rubecula</i>	Insetívoro	23.2	6.6	6.6	61.2	64.1	18.4	100	0	0	0	0	0	0
<i>Notharchus swainsoni</i>	Insetívoro	39.5	14.5	13.8	107.7	89.9	60.7	80	10	0	0	0	10	0
<i>Odontophorus capueira</i>	Frugívoro	19.3	9.8	12.2	144.9	85.5	425.4	0	0	80	0	20	0	0
<i>Orchesticus abeillei</i>	Insetívoro	15.6	8.6	8.9	83.2	81.4	31.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Oxyruncus cristatus</i>	Frugívoro	20.7	6.9	5.6	93.6	67.4	42.0	20	0	80	0	0	0	0
<i>Pachyramphus castaneus</i>	Insetívoro	16.8	7.0	5.5	75.3	74.9	19.5	90	0	10	0	0	0	0
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Onívoro	17.2	7.5	6.2	73.6	70.8	20.8	50	0	50	0	0	0	0
<i>Pachyramphus validus</i>	Insetívoro	22.8	10.3	8.5	99.7	80.5	43.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Pachyramphus viridis</i>	Insetívoro	17.9	8.0	6.3	69.3	68.1	21.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Patagioenas cayennensis</i>	Frugívoro	23.9	4.4	5.0	183.0	112.8	229.0	0	0	70	0	30	0	0
<i>Patagioenas picazuro</i>	Frugívoro	26.8	4.6	6.1	213.2	126.2	279.0	10	0	30	0	30	30	0
<i>Patagioenas plumbea</i>	Frugívoro	18.8	3.8	4.6	197.8	148.0	178.8	0	0	50	0	50	0	0
<i>Patagioenas speciosa</i>	Frugívoro	23.5	4.3	5.2	178.8	108.8	258.5	0	0	100	0	0	0	0

<i>Penelope obscura</i>	Frugívoro	41.5	12.2	12.2	306.0	342.6	1770.0	0	0	80	0	0	20	0
<i>Penelope superciliaris</i>	Frugívoro	36.6	11.3	10.7	250.6	310.2	895.0	10	0	90	0	0	0	0
<i>Phaethornis eurynome</i>	Nectarívoros	34.9	2.9	2.7	55.1	61.5	5.3	10	0	0	90	0	0	0
<i>Phaethornis pretrei</i>	Nectarívoros	37.6	2.8	2.8	57.7	77.1	5.6	10	0	0	90	0	0	0
<i>Phaethornis squalidus</i>	Nectarívoros	28.5	2.2	2.6	46.0	60.6	3.4	10	0	0	90	0	0	0
<i>Philydor rufum</i>	Insetívoro	22.6	5.2	5.6	83.2	90.9	25.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Phylidor atricapillus</i>	Insetívoro	20.1	4.5	5.4	78.4	80.9	22.2	100	0	0	0	0	0	0
<i>Phyllomyias burmeisteri</i>	Insetívoro	14.0	3.7	3.8	61.3	50.6	11.1	50	0	50	0	0	0	0
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	Insetívoro	9.8	4.9	3.3	60.0	53.1	10.3	80	0	20	0	0	0	0
<i>Phyllomyias griseocapilla</i>	Insetívoro	8.1	3.7	3.0	54.3	53.4	8.0	60	0	40	0	0	0	0
<i>Phylloscartes paulista</i>	Insetívoro	13.9	2.9	3.1	45.0	44.1	7.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Phylloscartes ventralis</i>	Insetívoro	15.5	3.4	3.6	49.4	51.2	8.3	100	0	0	0	0	0	0
<i>Piaya cayana</i>	Insetívoro	32.2	9.3	10.8	168.6	344.8	102.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Piculus aurulentus</i>	Insetívoro	26.4	7.2	6.5	117.5	85.4	75.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Picumnus nebulosus</i>	Insetívoro	15.1	3.8	4.6	55.6	38.5	11.6	100	0	0	0	0	0	0
<i>Picumnus temmincki</i>	Insetívoro	15.2	3.7	4.5	52.5	37.8	11.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Pionopsitta pileata</i>	Insetívoro	18.0	12.3	17.7	144.2	88.8	119.0	0	0	40	0	30	30	0
<i>Pionus maximiliani</i>	Insetívoro	24.7	18.7	23.9	184.8	106.4	293.0	0	0	10	0	70	20	0
<i>Pipra fasciata</i>	Insetívoro	13.6	5.0	4.3	63.0	37.1	15.9	10	0	90	0	0	0	0
<i>Pipraeidea melanonota</i>	Insetívoro	12.3	5.0	5.1	79.5	54.8	21.0	30	0	50	0	20	0	0
<i>Piranga flava</i>	Insetívoro	20.3	9.0	9.4	93.9	80.7	37.7	80	0	20	0	0	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Onívoro	31.3	9.8	7.3	112.8	92.8	62.9	40	30	30	0	0	0	0
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	Insetívoro	15.3	8.4	3.5	53.3	33.4	9.7	100	0	0	0	0	0	0
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	Insetívoro	13.3	3.9	2.8	42.8	39.2	5.7	100	0	0	0	0	0	0

<i>Pogonotriccus eximius</i>	Insetívoro	14.3	3.6	3.1	52.4	51.4	7.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Poospiza lateralis</i>	Onívoro	11.9	4.6	6.2	66.3	71.3	19.2	40	0	20	0	30	10	0
<i>Poospiza nigrorufa</i>	Onívoro	11.0	4.6	5.0	60.6	64.0	17.4	40	0	20	0	30	10	0
<i>Procnias nudicollis</i>	Frugívoro	30.0	9.7	6.2	150.6	103.5	172.0	0	0	100	0	0	0	0
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Frugívoro	21.9	16.4	27.7	171.6	160.4	158.0	10	0	30	0	30	30	0
<i>Pteroglossus bailloni</i>	Frugívoro	68.0	22.2	25.6	115.7	157.7	146.0	0	10	90	0	0	0	0
<i>Pteroglossus castanotis</i>	Frugívoro	94.5	26.9	31.4	147.4	168.8	258.1	10	10	60	0	10	10	0
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	Vertebrados	28.0	11.8	20.5	333.4	218.2	481.0	30	70	0	0	0	0	0
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Insetívoro	20.8	4.8	5.0	78.4	82.9	28.8	90	10	0	0	0	0	0
<i>Pyroderus scutatus</i>	Frugívoro	49.8	15.9	16.5	242.4	178.6	357.0	40	0	60	0	0	0	0
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	Insetívoro	13.0	5.8	5.7	62.5	61.5	15.6	100	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrrhura frontalis</i>	Frugívoro	16.8	10.8	16.7	130.8	138.2	72.0	10	0	30	0	30	30	0
<i>Ramphastos toco</i>	Frugívoro	152.5	31.5	62.0	243.8	169.0	618.0	20	10	70	0	0	0	0
<i>Ramphastos vitellinus</i>	Frugívoro	121.2	25.8	45.0	203.0	194.0	360.4	20	20	60	0	0	0	0
<i>Ramphastus dicolorus</i>	Frugívoro	86.7	27.9	35.1	188.0	185.8	659.6	10	20	50	10	0	10	0
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	Insetívoro	23.7	3.1	2.7	43.6	46.7	9.7	100	0	0	0	0	0	0
<i>Ramphocelus bresilius</i>	Onívoro	20.0	7.6	8.1	83.6	85.6	32.9	50	0	50	0	0	0	0
<i>Ramphodon naevius</i>	Nectarívoros	37.4	2.5	2.7	66.4	54.6	7.9	10	0	0	90	0	0	0
<i>Ramphotricon megacephalum</i>	Insetívoro	19.5	7.1	4.8	62.6	64.5	14.2	100	0	0	0	0	0	0
<i>Rupornis magnirostris</i>	Vertebrados	28.5	11.1	13.5	245.8	187.4	269.0	40	60	0	0	0	0	0
<i>Saltator fuliginosus</i>	Onívoro	22.9	11.0	14.6	102.8	109.4	50.5	60	0	30	10	0	0	0
<i>Saltator similis</i>	Onívoro	21.0	9.6	11.0	96.4	95.1	42.3	60	0	30	10	0	0	0
<i>Schiffornis virescens</i>	Insetívoro	19.2	4.7	4.9	78.2	69.0	25.6	50	0	50	0	0	0	0
<i>Schistochlamys ruficapilla</i>	Onívoro	14.9	7.5	8.5	81.8	83.0	31.2	50	0	50	0	0	0	0

<i>Scelerurus scansor</i>	Insetívoro	26.9	4.4	4.6	86.5	75.0	36.9	100	0	0	0	0	0	0
<i>Scytalopus speluncae</i>	Insetívoro	14.6	4.1	3.8	57.9	44.1	13.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Selenidera maculirostris</i>	Frugívoro	58.9	19.8	23.2	121.5	126.9	164.0	20	0	80	0	0	0	0
<i>Serpophaga subcristata</i>	Insetívoro	13.6	3.5	2.7	44.1	49.7	6.6	100	0	0	0	0	0	0
<i>Setophaga pitiayumi</i>	Insetívoro	13.6	3.9	3.3	51.7	42.9	6.8	70	0	20	0	0	10	0
<i>Sirystes sibilator</i>	Insetívoro	23.8	8.9	6.9	91.9	87.4	32.3	80	0	20	0	0	0	0
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Insetívoro	17.5	4.2	3.5	71.2	79.2	13.1	90	0	0	0	0	10	0
<i>Spizaetus melanoleucus</i>	Vertebrados	40.0	12.4	20.2	390.7	256.0	850.0	0	100	0	0	0	0	0
<i>Spizaetus tyrannus</i>	Vertebrados	41.8	13.5	21.2	436.6	416.4	1007.1	0	100	0	0	0	0	0
<i>Sporagra magellanica</i>	Granívoros	9.5	4.9	6.3	68.9	49.7	13.6	10	0	0	0	30	60	0
<i>Stephanophorus diadematus</i>	Frugívoro	14.0	7.5	8.1	97.9	89.7	35.4	20	0	50	0	0	30	0
<i>Stephanoxis lalandi</i>	Nectarívoros	20.9	1.4	1.5	50.7	35.0	4.0	10	0	0	90	0	0	0
<i>Strix hylophila</i>	Vertebrados	25.5	9.2	16.5	249.8	154.8	345.4	30	70	0	0	0	0	0
<i>Synallaxis cinerascens</i>	Insetívoro	15.7	4.2	3.4	53.7	73.7	13.1	100	0	0	0	0	0	0
<i>Synallaxis frontalis</i>	Insetívoro	16.7	3.6	3.7	56.0	86.1	14.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	Insetívoro	18.3	4.2	3.9	54.1	81.2	13.8	100	0	0	0	0	0	0
<i>Synallaxis spixii</i>	Insetívoro	16.3	4.1	4.1	52.3	90.3	12.6	100	0	0	0	0	0	0
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	Insetívoro	21.3	5.1	6.2	71.2	81.8	25.6	100	0	0	0	0	0	0
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Insetívoro	15.8	6.8	7.6	84.9	80.9	29.3	60	0	20	0	20	0	0
<i>Tachyphonus cristatus</i>	Onívoro	14.7	6.4	6.3	73.7	74.7	18.8	30	0	50	0	10	10	0
<i>Tangara cayana</i>	Frugívoro	13.4	6.1	5.4	71.8	59.0	18.0	10	0	90	0	0	0	0
<i>Tangara cyanocephala</i>	Frugívoro	12.4	4.8	4.7	66.8	54.6	18.0	0	0	100	0	0	0	0
<i>Tangara cyanoptera</i>	Frugívoro	15.8	8.4	8.5	96.1	69.8	43.3	0	0	100	0	0	0	0
<i>Tangara desmaresti</i>	Frugívoro	11.6	5.0	4.5	69.1	58.8	20.4	40	0	60	0	0	0	0

<i>Tangara peruviana</i>	Frugívoro	11.8	6.2	5.5	73.5	58.4	22.2	10	0	90	0	0	0	0
<i>Tangara preciosa</i>	Frugívoro	12.8	5.9	5.7	79.1	62.2	22.8	40	0	60	0	0	0	0
<i>Tangara sayaca</i>	Onívoro	15.4	6.8	7.0	89.1	66.9	32.5	10	0	50	0	40	0	0
<i>Tangara seledon</i>	Frugívoro	11.8	5.3	5.4	67.4	54.9	18.7	20	0	80	0	0	0	0
<i>Terenura maculata</i>	Insetívoro	16.4	2.7	2.5	42.0	40.4	6.5	100	0	0	0	0	0	0
<i>Tersina viridis</i>	Frugívoro	15.4	8.3	5.8	92.0	66.8	29.0	30	0	70	0	0	0	0
<i>Thalurania glaucopis</i>	Nectarívoros	21.8	2.1	1.7	56.9	49.6	4.8	10	0	0	90	0	0	0
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Insetívoro	20.6	4.8	5.4	66.3	64.1	21.1	80	0	10	0	10	0	0
<i>Thamnophilus doliatus</i>	Insetívoro	23.4	5.6	6.3	73.6	72.7	27.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	Insetívoro	19.0	4.9	5.3	64.3	71.7	20.4	90	0	10	0	0	0	0
<i>Tiaris fuliginosus</i>	Granívoro	9.4	5.6	7.3	57.7	48.7	13.3	0	0	0	0	90	10	0
<i>Tinamus solitarius</i>	Onívoro	47.0	6.8	6.8	259.4	129.8	1386.4	20	0	40	0	20	20	0
<i>Tityra cayana</i>	Frugívoro	29.2	12.6	11.2	119.9	82.1	68.1	20	0	80	0	0	0	0
<i>Tityra inquisitor</i>	Frugívoro	28.6	13.0	9.7	103.6	70.9	43.1	20	0	80	0	0	0	0
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	Insetívoro	16.2	4.6	3.1	40.9	36.9	7.0	100	0	0	0	0	0	0
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Insetívoro	19.4	6.7	4.2	67.0	62.8	14.3	90	0	10	0	0	0	0
<i>Triclaria malachitacea</i>	Frugívoro	19.0	13.1	22.0	159.0	134.0	90.0	10	0	30	0	30	30	0
<i>Troglodytes musculus</i>	Insetívoro	17.2	3.0	3.0	50.1	42.1	10.9	80	0	0	0	0	20	0
<i>Trogon rufus</i>	Insetívoro	22.2	10.3	10.1	120.1	163.0	53.8	60	0	40	0	0	0	0
<i>Trogon surrucura</i>	Insetívoro	24.4	10.5	10.4	132.9	160.4	73.3	80	0	20	0	0	0	0
<i>Trogon viridis</i>	Frugívoro	27.4	11.3	11.9	151.0	184.8	89.7	30	10	60	0	0	0	0
<i>Turdus flavipes</i>	Frugívoro	25.4	6.1	6.1	113.3	89.8	65.1	20	0	80	0	0	0	0
<i>Turdus albicollis</i>	Insetívoro	26.5	6.0	6.1	112.5	90.2	54.0	60	0	40	0	0	0	0
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Frugívoro	24.5	5.5	6.1	112.4	96.5	57.9	40	0	60	0	0	0	0

<i>Turdus leucomelas</i>	Insetívoro	26.0	6.0	6.2	121.0	102.3	69.1	70	0	30	0	0	0	0
<i>Turdus rufiventris</i>	Onívoro	26.3	6.0	6.6	118.7	102.3	69.4	50	0	50	0	0	0	0
<i>Turdus subalaris</i>	Frugívoro	32.1	7.3	7.7	126.8	123.4	49.5	40	0	60	0	0	0	0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Insetívoro	27.4	10.6	7.7	112.3	98.8	37.4	100	0	0	0	0	0	0
<i>Veniliornis spilogaster</i>	Insetívoro	26.7	6.1	5.7	96.6	63.4	40.3	80	0	20	0	0	0	0
<i>Vireo olivaceus</i>	Insetívoro	19.9	4.1	4.1	70.8	55.9	16.1	60	0	20	0	20	0	0
<i>Xenops minutus</i>	Insetívoro	13.0	3.4	4.4	53.7	49.3	10.6	100	0	0	0	0	0	0
<i>Xenops rutilans</i>	Insetívoro	16.6	3.7	4.9	64.3	56.3	11.2	100	0	0	0	0	0	0
<i>Xyphocolaptes albicollis</i>	Insetívoro	27.4	2.5	2.9	59.2	38.6	118.0	80	20	0	0	0	0	0
<i>Xyphorhynchus fuscus</i>	Insetívoro	31.0	4.7	4.9	73.6	75.5	21.8	100	0	0	0	0	0	0
<i>Zonotrichia capensis</i>	Onívoro	14.4	6.1	6.8	65.7	65.0	20.3	30	0	0	0	50	20	0

Continuação do Apêndice 1. Legenda: A14- solo; A15-estrato baixo; A16- estrato médio; A17-estrato alto; A18- estrato aéreo; A19-Ar; A20- galhos; A21-Lianas; A22- súber de árvores; A23- detritos; A24- Frutos/Flores; A25- Fungo/liquens; A26- epífitas; A27-bambu; A28- Folhas vivas; A29- Folhas mortas; A30- Estratégias de forrageio.

Espécies de Aves	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A23	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
<i>Aratinga auricapillus</i>	30	50	20	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Aburria jacutinga</i>	20	0	40	40	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Accipiter striatus</i>	0	25	25	25	25	1	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Accipiter superciliosus</i>	0	0	33	33	33	1	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1
<i>Amaurospiza moesta</i>	70	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Amazona aestiva</i>	0	30	40	30	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Amazona vinacea</i>	0	30	40	30	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Anabacerthia amaurotis</i>	20	60	20	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	2	5
<i>Anabacerthia lichtensteini</i>	0	0	50	50	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	2	3
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	0	10	30	40	20	1	0	2	0	0	2	0	0	0	2	0	2

<i>Aramides cajaneus</i>	50	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	1
<i>Aramides saracura</i>	70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Attila phoenicurus</i>	0	33	33	33	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	1
<i>Attila rufus</i>	25	25	25	25	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	2	3
<i>Automolus leucophthalmus</i>	0	80	20	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	2
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	50	20	30	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	1	1
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0	70	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
<i>Batara cinerea</i>	30	30	40	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	2	5
<i>Brotogeris tirica</i>	0	20	20	60	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1
<i>Cacicus chrysopterus</i>	0	0	80	20	0	0	2	2	2	0	2	0	2	0	0	1
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0	20	60	20	0	0	2	2	0	0	2	0	2	0	0	2
<i>Campephilus robustus</i>	0	30	40	30	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0	0	80	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	0	50	50	0	0	0	2	0	2	0	0	0	2	2	0	1
<i>Cantorchilus longirostris</i>	0	80	20	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	1
<i>Capsiempis flaveola</i>	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
<i>Carpornis cucullata</i>	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1
<i>Carpornis melanocephala</i>	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1
<i>Celeus flavescens</i>	20	30	50	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	3
<i>Chamaeza campanisona</i>	80	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chamaeza meruloides</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chamaeza ruficauda</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chiroxiphia caudata</i>	0	50	50	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	0	0	90	10	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2

<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	0	20	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	2
<i>Cissopis leverianus</i>	20	30	30	20	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3
<i>Claravis pretiosa</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	60	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Clytolaema rubricauda</i>	0	20	60	20	0	1	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	40	40	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2
<i>Coccyzus americanus</i>	0	0	40	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	50	30	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1
<i>Coereba flaveola</i>	0	80	20	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2
<i>Colaptes melanochloros</i>	0	50	50	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	1	2	0	0	4
<i>Colibri serrirostris</i>	0	70	30	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2
<i>Colonia colonus</i>	0	30	70	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Conirostrum speciosum</i>	60	20	20	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2
<i>Conopophaga lineata</i>	60	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Conopophaga melanops</i>	60	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Contopus cinereus</i>	0	30	70	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Corythops delalandi</i>	80	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0	0	70	30	0	0	2	0	2	0	0	2	2	0	0	0	0	1
<i>Cranioleuca pallida</i>	0	0	50	50	0	0	0	2	2	2	1	0	0	0	0	0	2	1
<i>Crypturellus noctivagus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Crypturellus obsoletus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Crypturellus parvirostris</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Crypturellus tataupa</i>	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	0	20	70	10	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	2

<i>Cyanocorax chrysops</i>	10	30	30	30	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	2	0	5
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0	40	40	20	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	3
<i>Dacnis cayana</i>	0	0	30	60	10	1	1	0	0	0	1	0	1	0	3	0	4
<i>Dendrocincla turdina</i>	0	40	60	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	50	50	0	0	0	0	0	2	2	0	0	2	2	0	2	0	4
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Dryophila ferruginea</i>	0	30	70	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	2	2	4
<i>Dryophila malura</i>	40	40	20	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	2	2	4
<i>Dryophila ochropyga</i>	40	40	20	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	2	2	4
<i>Dryophila rubricollis</i>	0	20	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	4
<i>Dryophila squamata</i>	40	40	20	0	0	0	2	2	2	0	0	0	2	1	2	2	6
<i>Dryocopus lineatus</i>	20	20	60	0	0	0	2	0	2	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0	40	40	20	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	3	1	4
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	0	30	70	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	2	0	0	3
<i>Elaenia flavogaster</i>	0	20	40	30	10	1	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	3
<i>Elaenia mesoleuca</i>	0	20	40	40	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Elaenia parvirostris</i>	0	33	33	33	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	3
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	60	40	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>empidonomus varius</i>	0	30	70	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2
<i>Euphonia chalybea</i>	0	50	50	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1
<i>Euphonia chlorotica</i>	0	0	10	90	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1
<i>Euphonia cyanocephala</i>	0	20	40	40	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	1
<i>Euphonia pectoralis</i>	0	0	30	70	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Euphonia violacea</i>	0	30	40	30	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	3

<i>Eupsittula aurea</i>	70	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Florisuga fusca</i>	0	30	60	0	10	1	0	0	0	0	3	0	1	0	1	0	2
<i>Formicarius colma</i>	80	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Forpus xanthopterygius</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Galbula ruficauda</i>	0	50	50	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Geotrygon montana</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	100	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Glaucidium brasilianum</i>	80	10	10	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Glaucidium minutissimum</i>	90	10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Grallaria varia</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Habia rubica</i>	0	40	60	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	2	4
<i>Haplospiza unicolor</i>	80	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Heliobletus contaminatus</i>	0	0	50	50	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	2	0	3
<i>Hemithraupis guira</i>	0	0	10	90	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	3
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	0	0	10	90	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	3
<i>Hemitriccus diops</i>	0	100	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	0	80	20	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Hemitriccus obsoletus</i>	0	80	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	0	40	60	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	33	33	33	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
<i>Hylocharis chrysura</i>	0	20	40	30	10	1	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	2
<i>Hylopezus nattereri</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hylophilus poicilotis</i>	0	20	60	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1

<i>Hypoedaelus guttatus</i>	0	0	100	0	0	0	1	1	0	0	0	0	3	0	1	0	2
<i>Icterus cayanensis</i>	0	20	40	40	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1
<i>Ictinia plumbea</i>	0	0	0	20	80	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Ilicura militaris</i>	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Lanio melanops</i>	30	30	20	10	10	1	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	2
<i>Lanio cuculatus</i>	0	60	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0	100	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Legatus leucophaeus</i>	0	0	20	80	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0	40	60	0	0	0	2	0	2	0	0	2	2	0	0	0	3
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	0	0	50	50	0	1	2	0	2	0	0	2	2	0	0	0	2
<i>Lepstatenura striolata</i>	0	33	33	33	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Lepstatenura setaria</i>	0	0	50	50	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Leptodon cayanensis</i>	0	50	50	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2
<i>Leptotila rufaxilla</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Leptotila verreauxi</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Leucochloris albicollis</i>	0	30	60	10	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	2
<i>Lipaugus lanioides</i>	0	50	50	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1
<i>Lochmias nematura</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Mackenziana leachii</i>	40	40	20	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	2	0	0	2
<i>Mackenziana severa</i>	30	40	30	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	1	2	0	1
<i>Manacus manacus</i>	0	80	20	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1
<i>Megarhynchus pitangua</i>	0	10	50	40	0	1	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	3
<i>Melanerpes flavifrons</i>	0	50	50	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	1

<i>Micrastur ruficollis</i>	40	30	30	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Micrastur semitorquatus</i>	50	30	20	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Mionectes rufiventris</i>	0	10	90	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2
<i>Muscipipra vetula</i>	100	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Myiarchus ferox</i>	0	80	20	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0	100	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	4
<i>Myiobius barbatus</i>	0	30	70	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Myiodinastes maculatus</i>	0	0	100	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3
<i>Myiopagis caniceps</i>	0	0	0	100	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Myiopagis viridicata</i>	0	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2
<i>Myiophobus fasciatus</i>	0	100	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Myiornis auricularis</i>	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1
<i>Myiothlypis flaveola</i>	60	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Myiothlypis rivularis</i>	80	20	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Myiozetetes similis</i>	20	20	40	20	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	3
<i>Myrmeciza squamosa</i>	80	20	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5
<i>Myrmotherula gularis</i>	40	40	20	0	0	0	2	2	2	2	0	2	0	0	2	2	5
<i>Myrmotherula unicolor</i>	0	20	80	0	0	0	2	2	1	0	0	0	0	0	2	1	4
<i>Nemosia pileata</i>	0	30	70	0	0	0	2	0	2	0	1	0	0	0	2	0	2
<i>Nonnula rubecula</i>	50	50	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Notharchus swainsoni</i>	33	33	33	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Odontophorus capueira</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Orchesticus abeillei</i>	0	0	20	80	0	0	2	0	0	0	0	2	2	0	2	2	4

<i>Oxyruncus cristatus</i>	0	0	60	40	0	0	2	0	0	0	0	2	2	0	2	0	2
<i>Pachyramphus castaneus</i>	0	0	100	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2
<i>Pachyramphus validus</i>	0	50	50	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Pachyramphus viridis</i>	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2
<i>Patagioenas cayennensis</i>	20	0	40	40	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Patagioenas picazuro</i>	30	30	30	10	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Patagioenas plumbea</i>	0	0	30	70	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Patagioenas speciosa</i>	30	20	30	20	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	1
<i>Penelope obscura</i>	30	30	30	10	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	1
<i>Penelope superciliaris</i>	33	0	33	33	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	1
<i>Phaethornis eurynome</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Phaethornis pretrei</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Phaethornis squalidus</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Philydor rufum</i>	0	0	40	60	0	0	0	0	2	2	0	2	0	0	2	2	1
<i>Phylidor atricapillus</i>	0	33	33	33	0	0	0	2	2	2	0	0	2	0	2	2	2
<i>Phyllomyias burmeisteri</i>	0	0	100	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	4
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	2
<i>Phyllomyias griseicapilla</i>	0	70	30	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	2
<i>Phylloscartes paulista</i>	0	50	50	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Phylloscartes ventralis</i>	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2
<i>Piaya cayana</i>	0	0	20	80	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3
<i>Piculus aurulentus</i>	0	0	100	0	0	0	0	0	3	0	1	1	0	0	0	0	2
<i>Picumnus nebulosus</i>	0	50	50	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1

<i>Picumnus temmincki</i>	0	80	20	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Pionopsitta pileata</i>	0	0	60	40	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	
<i>Pionus maximiliani</i>	0	30	50	20	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	
<i>Pipra fasciata</i>	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	2	
<i>Pipraeidea melanonota</i>	0	10	20	60	10	1	2	0	0	0	0	0	2	0	2	0	4	
<i>Piranga flava</i>	0	10	30	60	0	1	2	0	2	0	0	0	0	0	2	0	1	
<i>Pitangus sulphuratus</i>	50	40	10	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	4	
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0	80	20	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1
<i>Pogonotriccus eximius</i>	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1
<i>Poospiza lateralis</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Poospiza nigrorufa</i>	80	20	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Procnias nudicollis</i>	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	20	20	40	20	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pteroglossus bailloni</i>	0	0	60	40	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pteroglossus castanotis</i>	0	20	60	20	0	0	2	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	20	30	30	20	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pyriglena leucoptera</i>	40	40	20	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3
<i>Pyroderus scutatus</i>	0	50	50	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	0	80	20	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1
<i>Pyrrhura frontalis</i>	0	30	50	20	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ramphastos toco</i>	20	10	10	60	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ramphastos vitellinus</i>	10	10	50	30	0	0	2	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	1
<i>Ramphastus dicolorus</i>	0	0	20	80	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1

<i>Ramphocaenus melanurus</i>	0	0	100	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Ramphocelus bresilius</i>	0	70	30	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1
<i>Ramphodon naevius</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	1
<i>Ramphotricon megacephalum</i>	0	50	50	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3
<i>Rupornis magnirostris</i>	33	33	33	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Saltator fuliginosus</i>	0	0	60	40	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Saltator similis</i>	0	70	30	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	1
<i>Schiffornis virescens</i>	0	100	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Schistochlamys ruficapilla</i>	0	70	30	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Sclerurus scansor</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Scytalopus speluncae</i>	60	40	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Selenidera maculirostris</i>	0	20	40	40	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1
<i>Serpophaga subcristata</i>	0	33	33	33	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
<i>Setophaga pitaiayumi</i>	0	0	0	100	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Sirystes sibilator</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	2
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	0	50	50	0	1	1	0	3	0	0	0	0	0	0	1	3
<i>Spizaetus melanoleucus</i>	30	10	10	30	20	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Spizaetus tyrannus</i>	20	20	30	20	10	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Sporagra magellanica</i>	33	33	33	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Stephanophorus diadematus</i>	0	30	70	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1
<i>Stephanoxis lalandi</i>	0	60	20	10	10	1	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	2
<i>Strix hylophila</i>	20	10	10	60	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Synallaxis cinerascens</i>	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Synallaxis frontalis</i>	20	80	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1

<i>Synallaxis ruficapilla</i>	20	60	20	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Synallaxis spixii</i>	20	80	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	20	30	50	0	0	0	2	0	0	2	0	0	2	0	0	2	2
<i>Tachyphonus coronatus</i>	0	20	40	40	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1
<i>Tachyphonus cristatus</i>	0	10	20	70	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	4
<i>Tangara cayana</i>	0	30	40	30	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1
<i>Tangara cyanocephala</i>	0	20	20	60	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1
<i>Tangara cyanoptera</i>	10	0	20	70	0	1	0	0	0	0	2	2	0	0	2	0	3
<i>Tangara desmaresti</i>	0	0	20	60	20	1	2	0	0	0	0	2	0	0	2	0	5
<i>Tangara peruviana</i>	0	30	40	30	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1
<i>Tangara preciosa</i>	0	30	40	30	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1
<i>Tangara sayaca</i>	10	0	20	70	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	3
<i>Tangara seledon</i>	0	0	40	60	0	0	2	0	2	0	2	2	2	0	2	0	4
<i>Terenura maculata</i>	0	0	70	30	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	2	1	4
<i>Tersina viridis</i>	0	10	60	30	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Thalurania glaucopis</i>	0	60	40	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	2
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0	60	40	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	2	0	5
<i>Thamnophilus doliatus</i>	30	30	40	0	0	0	2	2	2	0	0	0	2	0	2	0	4
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	0	20	80	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	2	0	4
<i>Tiaris fuliginosus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Tinamus solitarius</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tityra cayana</i>	0	50	50	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	1	0	2
<i>Tityra inquisitor</i>	0	0	100	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	1	0	3
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	0	40	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2

<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0	30	70	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	5
<i>Triclaria malachitacea</i>	0	30	50	20	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Troglodytes musculus</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Trogon rufus</i>	10	60	30	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1
<i>Trogon surrucura</i>	0	0	100	0	0	1	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	2
<i>Trogon viridis</i>	10	0	30	60	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1
<i>Turdus flavipes</i>	10	30	30	30	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Turdus albicollis</i>	80	0	20	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Turdus amaurochalinus</i>	20	20	30	30	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	2
<i>Turdus leucomelas</i>	60	20	20	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Turdus rufiventris</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Turdus subalaris</i>	20	40	40	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0	0	50	50	0	1	0	2	0	0	2	0	2	0	2	0	5
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0	50	50	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	2
<i>Vireo olivaceus</i>	0	0	20	80	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Xenops minutus</i>	0	50	50	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	4
<i>Xenops rutilans</i>	0	20	80	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Xyphocolaptes albicollis</i>	0	0	100	0	0	0	2	0	2	0	0	0	2	0	0	0	3
<i>Xyphorhynchus fuscus</i>	0	50	50	0	0	0	1	0	3	0	0	1	1	0	0	1	3
<i>Zonotrichia capensis</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Continuação Apêndice 1: Atributos de dieta, local de forrageio e substrato de forrageio quando foram transformados em dados quantitativos para estabelecer níveis de especialização utilizados nas análises das médias dos atributos ( CWM)

<b>Espécies de Aves</b>	<b>Dieta</b>	<b>Local de forrageio</b>	<b>Substrato de forrageio</b>
<i>Aratinga auricapillus</i>	2	3	2

<i>Aburria jacutinga</i>	4	3	2
<i>Accipiter striatus</i>	1	4	3
<i>Accipiter superciliosus</i>	1	3	3
<i>Amaurospiza moesta</i>	3	2	2
<i>Amazona aestiva</i>	2	3	1
<i>Amazona vinacea</i>	3	3	1
<i>Anabacerthia amaurotis</i>	1	3	4
<i>Anabacerthia lichtensteini</i>	1	2	3
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	2	4	4
<i>Aramides cajaneus</i>	5	2	3
<i>Aramides saracura</i>	3	2	1
<i>Attila phoenicurus</i>	3	3	2
<i>Attila rufus</i>	3	4	4
<i>Automolus leucophthalmus</i>	1	2	4
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	3	3	4
<i>Basileuterus culicivorus</i>	2	2	1
<i>Batara cinerea</i>	2	3	4
<i>Brotogeris tirica</i>	4	3	1
<i>Cacicus chrysopterus</i>	2	2	4
<i>Cacicus haemorrhous</i>	3	3	4
<i>Campephilus robustus</i>	1	3	2
<i>Camptostoma obsoletum</i>	2	2	1
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	1	2	4
<i>Cantorchilus longirostris</i>	1	2	2

<i>Capsiempis flaveola</i>	2	1	1
<i>Carpornis cucullata</i>	2	2	1
<i>Carpornis melanocephala</i>	2	2	1
<i>Celeus flavescens</i>	2	3	3
<i>Chamaeza campanisona</i>	2	2	1
<i>Chamaeza meruloides</i>	1	1	1
<i>Chamaeza ruficauda</i>	1	1	1
<i>Chiroxiphia caudata</i>	2	2	2
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	2	2	2
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	1	2	2
<i>Cissopis leverianus</i>	2	4	2
<i>Claravis pretiosa</i>	2	1	1
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	1	2	1
<i>Clytolaema rubricauda</i>	2	3	3
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	1	3	2
<i>Coccyzus americanus</i>	3	2	1
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	1	3	2
<i>Coereba flaveola</i>	2	2	1
<i>Colaptes melanochloros</i>	3	2	4
<i>Colibri serrirostris</i>	2	2	2
<i>Colonia colonus</i>	1	2	1
<i>Conirostrum speciosum</i>	4	3	2
<i>Conopophaga lineata</i>	1	2	2
<i>Conopophaga melanops</i>	1	2	2

<i>Contopus cinereus</i>	1	2	1
<i>Corythops delalandi</i>	2	2	2
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	1	2	4
<i>Cranioleuca pallida</i>	1	2	5
<i>Crypturellus noctivagus</i>	3	1	1
<i>Crypturellus obsoletus</i>	2	1	1
<i>Crypturellus parvirostris</i>	2	1	1
<i>Crypturellus tataupa</i>	3	2	2
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	4	3	2
<i>Cyanocorax chrysops</i>	2	4	4
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	1	3	2
<i>Dacnis cayana</i>	3	3	5
<i>Dendrocincla turdina</i>	1	2	3
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	2	2	6
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	1	2	2
<i>Dryophila ferruginea</i>	1	2	4
<i>Dryophila malura</i>	1	3	5
<i>Dryophila ochropyga</i>	1	3	5
<i>Dryophila rubricollis</i>	1	2	1
<i>Dryophila squamata</i>	1	3	8
<i>Dryocopus lineatus</i>	3	3	4
<i>Dysithamnus mentalis</i>	2	3	4
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	2	2	3
<i>Elaenia flavogaster</i>	2	4	3

<i>Elaenia mesoleuca</i>	2	3	2
<i>Elaenia parvirostris</i>	2	3	3
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	1	2	2
<i>empidonomus varius</i>	2	2	2
<i>Euphonia chalybea</i>	2	2	2
<i>Euphonia chlorotica</i>	1	2	2
<i>Euphonia cyanocephala</i>	1	3	2
<i>Euphonia pectoralis</i>	3	2	2
<i>Euphonia violacea</i>	1	3	2
<i>Eupsittula aurea</i>	4	2	2
<i>Florisuga fusca</i>	2	3	4
<i>Formicarius colma</i>	1	2	2
<i>Forpus xanthopterygius</i>	2	1	1
<i>Galbula ruficauda</i>	1	2	1
<i>Geotrygon montana</i>	3	1	1
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	2	1	2
<i>Glaucidium brasilianum</i>	2	3	3
<i>Glaucidium minutissimum</i>	2	2	2
<i>Grallaria varia</i>	1	1	1
<i>Habia rubica</i>	2	2	3
<i>Haplospiza unicolor</i>	1	2	2
<i>Heliobletus contaminatus</i>	1	2	3
<i>Hemithraupis guira</i>	3	2	3
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	2	2	3

<i>Hemitriccus diops</i>	1	1	2
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	1	2	2
<i>Hemitriccus obsoletus</i>	1	2	1
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	1	2	2
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	1	3	2
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	2	1	1
<i>Hylocharis chrysur</i>	2	4	3
<i>Hylopezus nattereri</i>	1	1	1
<i>Hylophilus poicilotis</i>	2	3	1
<i>Hypoedaelus guttatus</i>	2	1	4
<i>Icterus cayanensis</i>	2	3	2
<i>Ictinia plumbea</i>	2	2	2
<i>Ilicura militaris</i>	2	2	1
<i>Lanio melanops</i>	3	5	5
<i>Lanio cuculatus</i>	2	2	1
<i>Lathrotriccus eulerei</i>	1	1	2
<i>Legatus leucophaeus</i>	2	2	2
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	1	2	4
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	1	2	5
<i>Lepstatenura striolata</i>	1	3	2
<i>Lepstatenura setaria</i>	1	2	1
<i>Leptodon cayanensis</i>	2	2	1
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	2	2	1
<i>Leptotila rufaxilla</i>	3	1	1

<i>Leptotila verreauxi</i>	2	1	1
<i>Leucochloris albicollis</i>	2	3	2
<i>Lipaugus lanioides</i>	2	2	3
<i>Lochmias nematura</i>	1	1	1
<i>Mackenziana leachii</i>	2	3	4
<i>Mackenziana severa</i>	2	3	5
<i>Manacus manacus</i>	2	2	2
<i>Megarhynchus pitangua</i>	4	3	4
<i>Melanerpes flavifrons</i>	3	2	2
<i>Micrastur ruficollis</i>	1	3	2
<i>Micrastur semitorquatus</i>	1	3	2
<i>Mionectes rufiventris</i>	2	2	2
<i>Muscipipra vetula</i>	1	1	2
<i>Myiarchus ferox</i>	2	2	2
<i>Myiarchus swainsoni</i>	3	1	3
<i>Myiobius barbatus</i>	1	2	2
<i>Myiodinastes maculatus</i>	3	1	3
<i>Myiopagis caniceps</i>	2	1	2
<i>Myiopagis viridicata</i>	3	2	1
<i>Myiophobus fasciatus</i>	2	1	2
<i>Myiornis auricularis</i>	1	2	1
<i>Myiothlypis flaveola</i>	1	2	2
<i>Myiothlypis rivularis</i>	1	2	2
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	1	2	2

<i>Myiozetetes similis</i>	4	4	4
<i>Myrmeciza squamosa</i>	1	2	3
<i>Myrmotherula gularis</i>	1	3	8
<i>Myrmotherula unicolor</i>	1	2	5
<i>Nemosia pileata</i>	1	2	4
<i>Nonnula rubecula</i>	1	2	2
<i>Notharchus swainsoni</i>	3	3	2
<i>Odontophorus capueira</i>	2	1	1
<i>Orchesticus abeillei</i>	1	2	5
<i>Oxyruncus cristatus</i>	2	2	4
<i>Pachyramphus castaneus</i>	2	1	2
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	2	1	1
<i>Pachyramphus validus</i>	1	2	2
<i>Pachyramphus viridis</i>	1	2	1
<i>Patagioenas cayennensis</i>	2	3	2
<i>Patagioenas picazuro</i>	4	4	2
<i>Patagioenas plumbea</i>	2	2	1
<i>Patagioenas speciosa</i>	1	4	3
<i>Penelope obscura</i>	2	4	3
<i>Penelope superciliaris</i>	2	3	3
<i>Phaethornis eurynome</i>	2	1	1
<i>Phaethornis pretrei</i>	2	1	1
<i>Phaethornis squalidus</i>	2	1	1
<i>Philydor rufum</i>	1	2	5

<i>Phylidor atricapillus</i>	1	3	6
<i>Phyllomyias burmeisteri</i>	2	1	2
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	2	1	2
<i>Phyllomyias griseocapilla</i>	2	2	2
<i>Phylloscartes paulista</i>	1	2	2
<i>Phylloscartes ventralis</i>	1	1	1
<i>Piaya cayana</i>	1	2	3
<i>Piculus aurulentus</i>	1	1	3
<i>Picumnus nebulosus</i>	1	2	2
<i>Picumnus temmincki</i>	1	2	1
<i>Pionopsitta pileata</i>	3	2	1
<i>Pionus maximiliani</i>	3	3	1
<i>Pipra fascicauda</i>	2	2	2
<i>Pipraeidea melanonota</i>	3	4	4
<i>Piranga flava</i>	2	3	4
<i>Pitangus sulphuratus</i>	3	3	4
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	1	2	2
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	1	1	1
<i>Pogonotriccus eximius</i>	1	1	1
<i>Pospiza lateralis</i>	4	1	1
<i>Pospiza nigrorufa</i>	4	2	2
<i>Procnias nudicollis</i>	1	2	1
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	4	4	2
<i>Pteroglossus bailloni</i>	2	2	1

<i>Pteroglossus castanotis</i>	5	3	3
<i>Pulsatrix koenigswaldiana</i>	2	4	2
<i>Pyriglena leucoptera</i>	2	3	4
<i>Pyroderus scutatus</i>	2	2	2
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	1	2	2
<i>Pyrrhura frontalis</i>	4	3	1
<i>Ramphastos toco</i>	3	4	3
<i>Ramphastos vitellinus</i>	3	4	4
<i>Ramphastus dicolorus</i>	5	2	2
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	1	1	2
<i>Ramphocelus bresilius</i>	2	2	3
<i>Ramphodon naevius</i>	2	1	2
<i>Ramphotricon megacephalum</i>	1	2	2
<i>Rupornis magnirostris</i>	2	3	2
<i>Saltator fuliginosus</i>	3	2	1
<i>Saltator similis</i>	3	2	2
<i>Schiffornis virescens</i>	2	1	2
<i>Schistochlamys ruficapilla</i>	2	2	2
<i>Sclerurus scansor</i>	1	1	1
<i>Scytalopus spelunca</i>	1	2	2
<i>Selenidera maculirostris</i>	2	3	2
<i>Serpophaga subcristata</i>	1	3	2
<i>Setophaga pitaiayumi</i>	3	1	2
<i>Sirystes sibilator</i>	2	1	2

<i>Sittasomus griseicapillus</i>	2	2	4
<i>Spizaetus melanoleucus</i>	1	5	3
<i>Spizaetus tyrannus</i>	1	5	3
<i>Sporagra magellanica</i>	3	3	2
<i>Stephanophorus diadematus</i>	3	2	2
<i>Stephanoxis lalandi</i>	2	4	3
<i>Strix hylophila</i>	2	4	2
<i>Synallaxis cinerascens</i>	1	2	2
<i>Synallaxis frontalis</i>	1	2	3
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	1	3	3
<i>Synallaxis spixii</i>	1	2	3
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	1	3	5
<i>Tachyphonus coronatus</i>	3	3	2
<i>Tachyphonus cristatus</i>	4	3	3
<i>Tangara cayana</i>	2	3	2
<i>Tangara cyanocephala</i>	1	3	2
<i>Tangara cyanoptera</i>	1	3	5
<i>Tangara desmaresti</i>	2	3	4
<i>Tangara peruviana</i>	2	3	2
<i>Tangara preciosa</i>	2	3	2
<i>Tangara sayaca</i>	3	3	4
<i>Tangara seledon</i>	2	2	6
<i>Terenura maculata</i>	1	2	4
<i>Tersina viridis</i>	2	3	2

<i>Thalurania glaucopis</i>	2	2	2
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	3	2	3
<i>Thamnophilus doliatus</i>	1	3	6
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	2	2	3
<i>Tiaris fuliginosus</i>	2	1	3
<i>Tinamus solitarius</i>	4	1	1
<i>Tityra cayana</i>	2	2	3
<i>Tityra inquisitor</i>	2	1	3
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	1	2	1
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	2	2	2
<i>Triclaria malachitacea</i>	4	3	1
<i>Troglodytes musculus</i>	2	1	2
<i>Trogon rufus</i>	2	3	4
<i>Trogon surrucura</i>	2	1	4
<i>Trogon viridis</i>	3	3	4
<i>Turdus flavipes</i>	2	4	2
<i>Turdus albicollis</i>	2	2	2
<i>Turdus amaurochalinus</i>	2	4	4
<i>Turdus leucomelas</i>	2	3	3
<i>Turdus rufiventris</i>	2	1	1
<i>Turdus subalaris</i>	2	3	3
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1	2	5
<i>Veniliornis spilogaster</i>	2	2	2
<i>Vireo olivaceus</i>	3	2	1

<i>Xenops minutus</i>	1	2	2
<i>Xenops rutilans</i>	1	2	2
<i>Xyphocolaptes albicollis</i>	2	1	3
<i>Xyphorhynchus fuscus</i>	1	2	5
<i>Zonotrichia capensis</i>	3	1	1

**Apêndice 2:** Lista das espécies de aves e suas abundâncias relativas. A nomenclatura seguiu o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO) e as espécies estão apresentadas em ordem alfabética.

Espécies de Aves	SF1	SF2	SF3	SF4	SF5	MF1	MF2	MF3	MF4	MF5	MF6	DF1	DF2	DF3	DF4
<i>Aburria jacutinga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.06	0.03	0	0
<i>Accipiter striatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0
<i>Accipiter superciliosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0
<i>Amaurospiza moesta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0
<i>Amazona aestiva</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amazona vinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0.15	0.04	0.01	0	0	0	0
<i>Anabacerthia amaurotis</i>	0	0	0	0	0	0.13	0.05	0.01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anabacerthia lichtensteini</i>	0.08	0.04	0.02	0	0	0.03	0.02	0	0	0	0	0.06	0	0	0
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aramides cajaneus</i>	0	0.01	0.02	0	0	0	0	0	0.02	0.05	0.16	0	0	0	0
<i>Aramides saracura</i>	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02	0	0	0	0.03	0.02	0	0	0	0	0
<i>Aratinga auricapillus</i>	0.67	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Attila phoenicurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.07	0.09	0	0
<i>Attila rufus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0.04	0.31	0.36	0.15	0.33
<i>Automolus leucophthalmus</i>	0.15	0.04	0.13	0.18	0.26	0.02	0	0	0	0	0	0.17	0.27	0.11	0
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	0.42	0.2	0.26	1.4	1.48	0.14	0.08	0.17	0	0	0	0.1	0.26	0	0
<i>Basileuterus culicivorus</i>	1.18	1.09	1.55	0.93	0.93	1.18	1.13	0.73	0.25	0.51	0.7	0.53	0.66	0.69	0.62
<i>Batara cinerea</i>	0	0	0	0	0.01	0.21	0.13	0.24	0.01	0	0.01	0	0.02	0.02	0.07
<i>Brotogeris tirica</i>	0.23	0.2	0	0	0	0.1	0.05	0	0	0	0	0.36	0.31	0.2	0



<i>Corythops delalandi</i>	0.05	0.38	0.02	0.07	0.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0.02	0.03	0.04	0	0	0.09	0.13	0.06	0.4	0.02	0.13	0	0	0	0.4
<i>Cranioleuca pallida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0.04	0.11	0	0
<i>Crypturellus noctivagus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.39	0.57	0.06	0
<i>Crypturellus obsoletus</i>	0.32	0.04	0	0.29	0.39	0.38	0.3	0.09	0.48	0.81	0.33	0.1	0.04	0.04	0.43
<i>Crypturellus parvirostris</i>	0.01	0.13	0.04	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crypturellus tataupa</i>	0.22	0.67	0.36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	0	0	0	0.01	0	0	0	0.04	0.15	0.41	0.5	0.03	0.07	0.15	0.02
<i>Cyanocorax chrysops</i>	0.03	0.23	0.05	0.03	0.27	0.01	0.15	0.29	0.02	0.02	0	0	0	0	0
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0.5	1.56	0.71	0	0	0.9	0.6	0.36	1.23	1.2	0.87	0.04	0	0	0.87
<i>Dacnis cayana</i>	0.01	0.06	0.01	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0.03	0.02	0
<i>Dendrocincla turdina</i>	0.11	0	0	0.22	0.14	0	0	0	0	0	0	0.3	0.13	0.07	0.05
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0.78	0.67	0.74	0.13	0.23	0.78	0.79	0.57	0.4	0.28	0.24	0.1	0.1	0.06	0.18
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0.01	0	0
<i>Dryophila ferruginea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0.6	0.24	0.22
<i>Dryophila malura</i>	0	0	0	0	0.01	0.02	0.01	0	0.51	0.02	0.33	0	0.01	0	0.2
<i>Dryophila ochropyga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03	0	0
<i>Dryophila rubricollis</i>	0	0	0	0	0	0.14	0.24	0.01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dryophila squamata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.06	0.29	0	0
<i>Dryocopus lineatus</i>	0.14	0.11	0.11	0.03	0	0.03	0.09	0.13	0.04	0	0	0	0.03	0.33	0
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0.63	0.75	0.36	0.9	0.69	0.7	0.65	0.92	0	0	0	0.34	0.28	0	0.1
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03	0	0.56	0
<i>Elaenia flavogaster</i>	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05
<i>Elaenia mesoleuca</i>	0	0	0	0	0	0.03	0.02	0	1.55	1.56	1.04	0	0	0	0
<i>Elaenia parvirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03	0.01	0.02	0	0	0	0
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	0	0.02	0	0	0.08	0.04	0.05	0.01	0.11	0.08	0.07	0.09	0.07	0.07	0.1
<i>Empidonomus varius</i>	0	0.08	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0
<i>Euphonia chalybea</i>	0	0	0	0	0	0.05	0.22	0.07	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphonia chlorotica</i>	0.03	0.05	0.1	0.14	0.09	0	0.02	0.02	0	0	0	0.04	0.02	0	0
<i>Euphonia cyanocephala</i>	0.13	0.04	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0.04	0.02	0.02
<i>Euphonia pectoralis</i>	0	0	0	0.53	0.39	0	0	0.01	0	0	0	0.34	0.37	0	0.1





<i>Myiothlypis rivularis</i>	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0.01	0.04	0
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	0.03	0.03	0.26	0.02	0.69	1.72	2.01	1.6	1.39	1.34	1.3	0	0	0.13	0.75
<i>Myiozetetes similis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0.07	0
<i>Myrmeciza squamosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.29	0.18	0.11	0.03
<i>Myrmotherula gularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.14	0.13	0.22	0
<i>Myrmotherula unicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nemosia pileata</i>	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0.04	0	0	0
<i>Nonnula rubecula</i>	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notharchus swainsoni</i>	0	0	0	0	0.01	0.08	0	0	0.1	0.02	0	0.02	0.01	0.04	0.07
<i>Odontophorus capueira</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0	0
<i>Orchesticus abeillei</i>	0	0	0	0.01	0.02	0	0	0	0	0	0	0.11	0	0	0
<i>Oxyruncus cristatus</i>	0.01	0.19	0.05	0.01	0	0.29	0.17	0.04	0	0.01	0	0.01	0	0.06	0.02
<i>Pachyramphus castaneus</i>	0	0.24	0.08	0	0	0.11	0.14	0.07	0.1	0.04	0.11	0.01	0.03	0.02	0.05
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0	0.06	0.04	0	0	0.01	0.02	0.01	0	0	0	0	0.01	0.02	0
<i>Pachyramphus validus</i>	0	0.07	0	0	0	0.05	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pachyramphus viridis</i>	0	0.13	0.2	0.32	0.11	0.64	0.72	0.48	0.69	0.77	0.74	0	0	0	0.02
<i>Patagioenas cayennensis</i>	0.06	0.21	0.01	0.01	0.08	0.02	0.01	0	0.02	0	0	0.07	0.26	0.02	0.03
<i>Patagioenas picazuro</i>	1.83	2.4	1.57	0.02	0.18	0.32	0.07	0.26	0.07	0.02	0.02	0	0.08	0	0.1
<i>Patagioenas plumbea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.26	0.02	0.12	0.46	0.3	0.22	0.73
<i>Patagioenas speciosa</i>	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0.02	0.03	0	0
<i>Penelope obscura</i>	0.03	0.16	0.04	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Penelope superciliaris</i>	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0.24	0.07	0
<i>Phaethornis eurynome</i>	0.08	0.03	0.05	0.01	0.04	0.01	0.05	0.03	0	0	0	0.27	0.36	0.41	0.03
<i>Phaethornis pretrei</i>	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0.25
<i>Phaethornis squalidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0	0
<i>Philydor rufum</i>	0.05	0.04	0.01	0.08	0.05	0.17	0.03	0.13	0	0	0.02	0	0.03	0.02	0.02
<i>Phylidor atricapillus</i>	0	0	0	0.18	0.2	0	0	0	0	0	0	0.33	0.24	0.19	0.02
<i>Phyllomyias burmeisteri</i>	0.01	0	0	0.01	0	0.05	0	0	0.03	0.03	0.01	0.06	0.02	0.09	0.17
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	0	0	0	0	0.02	0.05	0	0.03	0.44	0.08	0.11	0	0	0	0
<i>Phyllomyias griseocapilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0
<i>Phylloscartes paulista</i>	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0.31	0.61	0.63	0.09	0.06	0.06	0.13

<i>Phylloscartes ventralis</i>	0	0.04	0.04	0.09	0	0.23	0.24	0.45	0.31	0.34	0.68	0	0	0	0.48
<i>Piaya cayana</i>	0.35	0.32	0.18	0.15	0.15	0.11	0.04	0	0.02	0.04	0.01	0	0.01	0	0
<i>Piculus aurulentus</i>	0	0	0	0	0	0.16	0.06	0.22	0.34	0.18	0.17	0	0.03	0	0.13
<i>Picumnus nebulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0.05	0.02	0	0	0	0
<i>Picumnus temmincki</i>	0.01	0.04	0.01	0.11	0.19	0	0	0	0	0	0	0.03	0.13	0.2	0.05
<i>Pionopsitta pileata</i>	0.14	0.03	0	0.01	0.25	0.07	0.15	0	0.14	0.03	0.01	0.06	0.1	0.19	0.22
<i>Pionus maximiliani</i>	0.75	0.48	0.3	0.22	0.53	0.17	0.16	0.11	0.1	0.01	0.01	0.19	0.2	0.2	0
<i>Pipra fasciicauda</i>	0	0	0	0.01	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pipraeidea melanonota</i>	0.01	0.04	0.01	0.01	0.01	0	0.03	0	0.19	0.1	0.18	0.05	0	0	0.03
<i>Piranga flava</i>	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.02	0.04	0.36	0	0.02	0	0.02	0	0.06	0.03	0	0.02	0	0.02	0
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0.01	0	0	0.02	0.08	0.57	0.27	0.45	0	0	0	0.04	0.01	0.02	0.07
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.35	0.01	0.03	0	0.02	0	0.03
<i>Pogonotriccus eximius</i>	0	0	0	0	0	0.08	0	0.06	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poospiza lateralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0	0.11	0	0	0	0.02
<i>Poospiza nigrorufa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0.29	0.32	0	0	0	0
<i>Procnias nudicollis</i>	0	0	0	0	0	0.26	0.22	0.44	0.32	0	0	0.05	0.14	0.07	0.08
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	0.38	0.17	0.02	0.26	0.18	0	0.16	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pteroglossus bailloni</i>	0	0.01	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Pteroglossus castanotis</i>	0	0	0	0.21	0.15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0
<i>Pyriglena leucoptera</i>	0.65	0.49	0.61	0.24	0.42	0.16	0.47	0	0	0	0	0.16	0.43	0.44	0.02
<i>Pyroderus scutatus</i>	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrrhura frontalis</i>	0.44	0.31	0.18	0.09	0.29	0.56	0.64	0.46	0.66	0.24	0.27	0.01	0.04	0	0.47
<i>Ramphastos toco</i>	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ramphastos vitellinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.26	0.43	0.07	0
<i>Ramphastus dicolorus</i>	0.15	0.01	0	0.07	0.23	0.15	0.02	0.03	0.06	0.03	0.02	0.02	0.03	0	0.12
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.07	0.11	0.04	0
<i>Ramphocelus bresilius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.13	0
<i>Ramphodon naevius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.64	0.8	0.78	0



<i>Tangara preciosa</i>	0	0	0	0.01	0.01	0.01	0.02	0	0.15	0.15	0.07	0	0.03	0.02	0.15
<i>Tangara sayaca</i>	0.04	0.24	0.35	0	0.03	0.01	0.04	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.02	0.02
<i>Tangara seledon</i>	0	0	0	0.01	0.06	0	0	0	0	0	0	0.31	0.22	0.26	0
<i>Terenura maculata</i>	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tersina viridis</i>	0.01	0.02	0	0.01	0.01	0	0	0	0	0	0	0.01	0.02	0	0
<i>Thalurania glaucopsis</i>	0.05	0.07	0.01	0.03	0	0.02	0.05	0.01	0.01	0.03	0.02	0	0.02	0.04	0.18
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0.06	0.79	0.17	0	0.03	0.35	0.38	0.34	1.02	0.67	0.63	0.01	0.07	0	0.18
<i>Thamnophilus doliatus</i>	0	0.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0.02	0.04	0	0	0	0
<i>Tiaris fuliginosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03
<i>Tinamus solitarius</i>	0.16	0	0	0.04	0.09	0	0	0	0	0	0	0.25	0.09	0	0
<i>Tityra cayana</i>	0.19	0.09	0.02	0	0.01	0.03	0.08	0.02	0.04	0	0	0.11	0.02	0	0
<i>Tityra inquisitor</i>	0.02	0.07	0.04	0	0	0.01	0.02	0.03	0	0	0	0	0.01	0	0
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0.16	0.19	0
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0.07	0.5	0.14	0.08	0.08	0.21	0.1	0.09	0	0.01	0	0.15	0.06	0.11	0.03
<i>Triclaria malachitacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0.04	0.02	0
<i>Troglodytes musculus</i>	0	0.48	0.13	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03	0.04	0	0
<i>Trogon rufus</i>	0.1	0.03	0.03	0.38	0.36	0	0.07	0.26	0	0	0	0.04	0.13	0.09	0.08
<i>Trogon surrucura</i>	1.13	0.8	0.34	0.43	0.49	0.57	0.71	0.52	0.36	0.19	0.17	0.02	0.13	0	0.18
<i>Trogon viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.11	0.87	0.41	0.02
<i>Turdus flavipes</i>	0	0	0	0.01	0.01	0	0	0	0.33	0.3	0.27	0.42	0.11	0.07	0.28
<i>Turdus albicollis</i>	0.02	0.02	0.04	0.13	0.19	0.36	0.28	0.32	0.06	0.06	0.01	1.53	0.96	1.09	0.52
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0.01	0.14	0.15	0.05	0.04	0.06	0.13	0.06	0.13	0.24	0.09	0.17	0.02	0	0
<i>Turdus leucomelas</i>	0.33	0.45	0.6	0.95	0.14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Turdus rufiventris</i>	0	0.03	0	0	0	0.01	0	0	0.11	0.61	0.01	0	0	0	0
<i>Turdus subalaris</i>	0.23	0.34	0.29	0.07	0.02	0.53	1.05	0.47	1	0.91	0.59	0.06	0.08	0.17	0.02
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0.19	0.31	0.36	0	0.07	0.4	0.36	0.33	0.21	0.16	0.14	0.03	0.02	0.13	0.27
<i>Vireo olivaceus</i>	0.01	0.05	0	0	0	0.57	0.03	0.11	0.84	0.93	0.74	0.14	0.08	0.13	0.38
<i>Xenops minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0.02	0
<i>Xenops rutilans</i>	0.04	0	0	0.06	0.03	0.02	0	0	0	0	0	0.11	0.1	0.04	0

<i>Xyphocolaptes albicollis</i>	0.35	0.08	0.17	0.11	0.08	0.29	0.24	0.35	0.27	0.22	0.1	0.04	0.22	0.06	0.08
<i>Xyphorhynchus fuscus</i>	0.23	0	0	0.26	0.26	0.64	0.23	0.41	0.03	0.04	0	0.43	0.46	0.57	0.17
<i>Zonotrichia capensis</i>	0	0	0.01	0	0	0	0.01	0.02	0.14	0.02	0.02	0.01	0	0	0

## Apêndices referentes ao Capítulo 2

Apêndice 1: Valores dos atributos das espécies de aves e a classificação das espécies no grupo funcional. Legenda: A1 -Comprimento do bico (mm); A2- Largura do bico (mm); A3-Altura do bico (mm); A4-comprimento da asa (mm); A5- comprimento da cauda (mm); A6- massa corporal (gramas); A7-Invertebrados; A8- Vertebrados; A9- Frutos; A10- Néctar; A11- Sementes; A12- Plantas; A13-Solo; A14-Estrato baixo; A15-estrato médio; A16-estrato alto; A17-estrato aéreo; A18-Folhagem viva; A19-Folhagem morta; A20-Súber de tronco/galho; A21-Ar.

Grupo Funcional		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	A13	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21
<i>Accipiter poliogaster</i>	Carnívoro	25.2	10.2	15.3	259.5	245.8	1369.4	0	100	0	0	0	0	0	0	33	33	33	3	0	0	1
<i>Accipiter striatus</i>	Carnívoro	16.2	8.8	10.3	188.0	179.6	130.6	0	100	0	0	0	0	0	25	25	25	25	3	0	0	1
<i>Amazilia versicolor</i>	Nectarívoros	25.0	2.5	2.1	56.6	38.7	4.1	10	0	0	90	0	0	0	30	40	30	0	3	0	0	1
<i>Amazona aestiva</i>	Frutos	31.0	18.3	29.8	213.2	154.4	451.0	0	0	50	0	50	0	0	30	40	30	0	3	0	0	0
<i>Anabacerthia liechtensteini</i>	Invertebrados	20.7	4.7	5.4	79.2	76.7	21.0	100	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	3	0	0
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	Nectarívoros	27.7	1.9	2.9	64.0	41.8	7.0	10	0	0	90	0	0	0	10	30	40	20	3	0	0	1
<i>Aramides cajaneus</i>	Onívoro	52.7	6.0	11.8	186.6	84.2	397.0	50	20	10	0	10	10	100	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aramides saracura</i>	Onívoro	60.7	6.0	11.1	186.0	82.6	540.0	70	20	10	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aratinga auricapilla</i>	Frutos	20.2	13.3	24.5	166.0	150.2	130.0	0	0	50	0	50	0	30	50	20	0	0	3	0	0	0
<i>Arremon flavirostris</i>	Onívoro	14.1	5.7	7.1	65.2	64.4	26.1	30	0	40	0	30	0	80	20	0	0	0	1	0	0	0
<i>Automolus leucophthalmus</i>	Invertebrados	28.1	5.7	6.5	84.1	86.6	34.5	100	0	0	0	0	0	0	80	20	0	0	0	3	0	0
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	Invertebrados	43.5	12.1	12.9	147.4	231.2	141.7	60	20	20	0	0	0	50	20	30	0	0	2	0	0	2
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Invertebrados	14.7	4.5	3.9	55.5	58.4	10.5	80	0	20	0	0	0	0	70	30	0	0	3	0	0	1
<i>Batara cinerea</i>	Invertebrados	38.1	9.0	13.5	124.8	179.4	131.0	70	30	0	0	0	0	30	30	40	0	0	2	0	2	0

<i>Brotogeris tirica</i>	Frutos	17.2	9.2	15.2	120.0	130.0	63.0	10	0	30	0	30	30	0	20	20	60	0	3	0	0	0
<i>Cacicus crysopterus</i>	Onívoro	23.9	7.7	8.9	99.7	95.6	36.2	50	0	50	0	0	0	0	0	80	20	0	2	0	2	0
<i>Cacicus haemorrhous</i>	Invertebrados	31.5	8.0	10.2	154.1	108.3	83.7	60	0	20	20	0	0	0	20	60	20	0	3	0	0	0
<i>Campephilus robustus</i>	Invertebrados	49.5	13.0	13.9	191.8	138.2	200.0	100	0	0	0	0	0	0	30	40	30	0	1	0	3	0
<i>Camppylorhamphus falcularius</i>	Invertebrados	77.4	4.3	6.0	94.9	105.8	42.6	100	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	0	3	0
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Invertebrados	12.5	3.4	3.0	50.6	44.6	8.1	70	0	30	0	0	0	0	0	80	20	0	3	0	0	0
<i>Capsiempis flaveola</i>	Invertebrados	13.2	4.3	3.7	48.0	49.9	7.7	90	0	10	0	0	0	0	0	100	0	0	3	0	0	0
<i>Celeus flavescens</i>	Invertebrados	34.5	10.8	10.4	152.9	109.2	139.0	70	0	30	0	0	0	20	30	50	0	0	1	0	3	0
<i>Chamaeza campanisona</i>	Invertebrados	28.5	6.6	6.6	95.0	67.6	90.6	70	0	30	0	0	0	80	20	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chamaeza ruficauda</i>	Invertebrados	25.3	6.0	5.9	84.4	79.2	71.2	100	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Frutos	13.5	5.7	5.3	77.4	65.0	25.6	50	0	50	0	0	0	0	50	50	0	0	3	0	0	0
<i>Chlorophonia cyanea</i>	Frutos	10.4	6.0	5.6	62.7	42.2	14.0	10	0	90	0	0	0	0	0	20	80	0	3	0	0	0
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	Nectarívoros	21.1	1.7	1.9	49.2	33.2	3.5	10	0	0	90	0	0	0	0	90	10	0	3	0	0	1
<i>Chrysolampis mosquitus</i>	Nectarívoros	28.0	1.9	2.9	63.3	41.8	3.9	10	0	0	90	0	0	0	50	30	20	0	3	0	0	1
<i>Cissops leveriana</i>	Frutos	18.5	8.8	10.1	113.5	168.8	76.0	30	0	70	0	0	0	20	30	30	20	0	3	0	0	0
<i>Claravis pretiosa</i>	Granívoro	17.2	2.4	3.6	111.8	85.4	68.2	20	0	0	0	80	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Invertebrados	18.6	5.7	4.6	67.3	66.4	13.6	100	0	0	0	0	0	40	40	20	0	0	3	0	0	0
<i>Coccyzus americanus</i>	Invertebrados	29.5	8.2	8.6	140.0	158.5	64.0	60	30	10	0	0	0	0	0	40	60	0	3	0	0	0
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Invertebrados	25.3	6.7	7.8	113.6	145.8	49.7	100	0	0	0	0	0	50	30	20	0	0	3	0	0	0
<i>Coereba flaveola</i>	Nectarívoros	12.4	3.8	4.0	56.4	39.1	10.0	30	0	0	70	0	0	0	80	20	0	0	3	0	0	0
<i>Colaptes melanochloros</i>	Invertebrados	31.2	8.5	8.0	144.1	123.8	127.3	80	0	10	10	0	0	0	50	50	0	0	1	0	3	0
<i>Colonia colonus</i>	Invertebrados	12.5	5.4	4.1	80.5	162.0	18.3	100	0	0	0	0	0	0	30	70	0	0	2	0	0	2
<i>Conirostrum speciosum</i>	Invertebrados	10.5	3.5	3.2	57.9	46.3	8.8	70	0	10	0	10	10	60	20	20	0	0	3	0	0	0
<i>Conopophaga lineata</i>	Invertebrados	21.1	5.4	4.8	67.3	52.5	25.2	100	0	0	0	0	0	60	40	0	0	0	2	0	0	0
<i>Corythopsis delalandi</i>	Invertebrados	17.9	3.9	3.3	62.0	52.1	15.0	90	10	0	0	0	0	80	20	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	Invertebrados	16.5	3.1	3.3	57.2	63.9	13.4	100	0	0	0	0	0	0	0	70	30	0	2	2	2	0

<i>Crypturellus obsoletus</i>	Onívoro	34.3	5.7	5.4	165.6	72.6	443.4	50	0	0	0	50	0	100	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crypturellus parvirostris</i>	Onívoro	27.1	5.1	5.1	121.4	48.9	199.0	40	0	0	0	60	0	100	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crypturellus tataupa</i>	Onívoro	30.0	5.4	5.9	124.8	54.6	218.8	50	0	0	0	30	20	50	50	0	0	0	0	0	0
<i>Crypturellus undullatus</i>	Frutos	39.2	6.3	5.7	173.7	79.0	564.4	0	0	100	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyanocorax chrysops</i>	Onívoro	36.6	11.1	12.6	152.7	175.2	166.0	80	0	20	0	0	0	10	30	30	30	0	2	2	0
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Invertebrados	19.0	5.4	8.0	69.2	59.1	28.8	100	0	0	0	0	0	0	40	40	20	0	3	0	0
<i>Dacnis cayana</i>	Onívoro	14.0	4.2	4.2	65.0	49.5	13.0	50	0	40	0	0	10	0	0	30	60	10	3	0	0
<i>Dendrocincla turdina</i>	Invertebrados	30.8	8.1	7.1	103.2	91.2	39.0	100	0	0	0	0	0	0	40	60	0	0	2	0	2
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	Invertebrados	46.8	9.5	8.5	117.9	120.2	61.7	80	10	0	0	0	10	50	50	0	0	0	2	0	2
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	Invertebrados	24.9	5.4	5.2	124.8	157.4	46.4	100	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	2	0	0
<i>Dryophila malura</i>	Invertebrados	17.0	3.5	3.3	53.6	73.7	13.0	100	0	0	0	0	0	40	40	20	0	0	2	2	0
<i>Dryophila rubricollis</i>	Invertebrados	17.6	4.1	3.7	51.7	63.8	10.0	100	0	0	0	0	0	0	20	80	0	0	3	0	0
<i>Dryocopus lineatus</i>	Invertebrados	47.2	11.8	10.1	192.8	135.4	183.2	80	0	10	0	10	0	20	20	60	0	0	1	0	3
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Invertebrados	17.0	4.1	4.0	56.0	44.0	14.9	90	0	10	0	0	0	0	40	40	20	0	3	1	0
<i>Elaenia mesoleuca</i>	Invertebrados	15.4	4.9	3.7	76.4	68.6	17.6	50	0	50	0	0	0	0	20	40	40	0	3	0	0
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	Invertebrados	15.8	3.9	3.7	46.7	39.6	16.2	100	0	0	0	0	0	60	40	0	0	0	3	0	0
<i>Empidonomus varius</i>	Invertebrados	17.9	7.1	5.7	97.0	89.1	27.1	60	0	40	0	0	0	0	30	70	0	0	3	0	0
<i>Euphonia chlorotica</i>	Frutos	8.6	5.4	4.8	56.5	38.9	11.0	0	0	100	0	0	0	0	0	10	90	0	3	0	0
<i>Euphonia pectoralis</i>	Frutos	11.8	5.3	5.0	62.7	41.7	14.4	20	0	70	10	0	0	0	0	30	70	0	3	0	1
<i>Euphonia violacea</i>	Frutos	10.6	5.8	5.6	60.1	39.5	15.0	0	0	100	0	0	0	0	30	40	30	0	3	0	0
<i>Forpus xanthopterygius</i>	Frutos	12.3	8.2	12.0	81.5	47.2	31.0	0	0	50	0	50	0	100	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geotrigon violacea</i>	Granívoro	21.0	3.7	5.6	137.7	79.9	95.2	10	0	50	0	50	0	100	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geotrygon montana</i>	Granívoro	20.7	3.7	5.2	138.2	108.2	133.9	20	0	30	0	50	0	100	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glacidiuam brasilianum</i>	Invertebrados	15.7	9.1	12.4	94.6	69.7	75.1	60	40	0	0	0	0	80	10	10	0	0	2	0	0
<i>Grallaria varia</i>	Invertebrados	31.7	9.3	10.6	123.0	56.3	119.0	100	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0
<i>Habia rubica</i>	Invertebrados	17.7	8.3	8.9	89.7	89.0	32.5	80	0	20	0	0	0	0	40	60	0	0	3	1	0

<i>Harpagus diodon</i>	Invertebrados	21.0	10.6	13.4	223.0	168.0	200.0	80	20	0	0	0	0	0	0	70	0	30	3	0	0	0
<i>Heliobletus contaminatus</i>	Invertebrados	18.1	4.1	3.9	67.4	61.7	14.0	100	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	3	0	0	0
<i>Hemithraupis guira</i>	Invertebrados	12.7	4.7	4.3	64.7	53.5	12.0	80	0	10	0	10	0	0	0	10	90	0	3	0	0	0
<i>Hemitriccus diops</i>	Invertebrados	15.7	4.6	3.6	48.8	47.2	10.0	100	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	3	0	0	0
<i>Hemitriccus obsoletus</i>	Invertebrados	17.4	5.5	4.0	52.7	50.5	11.6	100	0	0	0	0	0	0	80	20	0	0	3	0	0	0
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	Invertebrados	17.9	4.7	3.3	49.8	46.3	9.7	100	0	0	0	0	0	0	40	60	0	0	3	0	0	0
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Carnívoro	27.6	13.6	20.4	281.8	239.6	623.6	0	100	0	0	0	0	33	33	33	0	0	3	0	0	0
<i>Herspilochmus rufimarginatus</i>	Invertebrados	18.1	4.2	3.8	46.3	47.2	10.6	90	0	10	0	0	0	0	0	100	0	0	3	0	0	0
<i>Hylocharis chrysura</i>	Nectarívoros	22.2	2.1	2.4	51.9	34.2	4.5	10	0	0	90	0	0	0	20	40	30	10	3	0	0	1
<i>Hylopezus nattereri</i>	Invertebrados	22.3	5.3	5.4	75.2	36.8	32.0	100	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hylophilus poicilotis</i>	Invertebrados	14.0	3.6	4.0	54.4	56.1	10.4	70	0	30	0	0	0	0	20	60	20	0	3	0	0	1
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	Invertebrados	26.6	8.7	9.5	78.4	99.8	38.8	90	10	0	0	0	0	0	0	100	0	0	3	0	1	0
<i>Ictinia plumbea</i>	Invertebrados	21.3	9.7	10.1	321.2	171.2	249.9	90	10	0	0	0	0	0	0	0	20	80	1	0	0	3
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Invertebrados	16.4	6.2	4.1	62.1	61.7	11.3	100	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	3	0	0	0
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Invertebrados	36.5	4.6	5.0	96.1	83.6	29.6	100	0	0	0	0	0	0	40	60	0	0	1	0	3	0
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	Invertebrados	33.6	4.8	5.3	91.9	87.6	27.9	100	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	2	0	2	0
<i>Lepidocolaptes fuscus</i>	Invertebrados	31.0	4.7	4.9	73.6	75.5	21.8	100	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	1	0	3	0
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Invertebrados	17.1	4.3	4.6	62.6	57.3	11.7	80	0	20	0	0	0	0	50	50	0	0	3	0	0	0
<i>Leptotila rufaxilla</i>	Granívoro	22.7	3.9	4.7	153.8	111.0	157.0	10	0	10	0	80	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptotila verreauxi</i>	Granívoro	21.5	3.4	4.4	149.6	120.6	146.9	20	0	20	0	60	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucochloris albicollis</i>	Nectarívoros	27.4	2.5	2.9	59.2	38.6	6.3	10	0	0	90	0	0	0	30	60	10	0	3	0	0	1
<i>Lochmias nematura</i>	Invertebrados	22.2	3.4	3.8	62.4	55.9	22.0	100	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mackenziaena leachii</i>	Invertebrados	28.1	6.3	9.0	87.7	139.0	70.2	60	40	0	0	0	0	40	40	20	0	0	2	0	2	0
<i>Mackenziaena severa</i>	Invertebrados	27.4	6.9	8.3	95.0	121.2	51.8	60	40	0	0	0	0	30	40	30	0	0	2	0	2	0
<i>Manacus manacus</i>	Frutos	13.7	5.0	4.1	47.7	38.8	16.7	10	0	90	0	0	0	0	80	20	0	0	3	0	0	0
<i>Megarynchus pitangua</i>	Onívoro	35.0	15.2	11.2	115.1	93.9	69.9	70	10	10	0	10	0	0	10	50	40	0	3	0	0	0

<i>Melanerpes flavifrons</i>	Invertebrados	29.9	6.6	6.1	111.2	68.8	57.8	30	0	40	0	30	0	0	50	50	0	0	2	0	2	0
<i>Micrastur ruficollis</i>	Carnívoro	19.7	8.5	12.2	165.8	198.6	177.6	0	100	0	0	0	0	40	30	30	0	0	2	0	0	0
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Carnívoro	30.7	12.0	18.3	265.0	293.0	621.7	0	100	0	0	0	0	50	30	20	0	0	2	0	0	0
<i>Mionectes rufiventris</i>	Invertebrados	17.4	5.0	3.9	66.1	58.3	13.3	50	0	50	0	0	0	0	10	90	0	0	3	0	0	1
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Invertebrados	21.4	8.2	5.7	87.5	87.3	25.1	70	0	20	0	10	0	0	100	0	0	0	3	0	0	1
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Onívoro	27.4	11.6	8.5	108.0	99.7	43.2	40	30	30	0	0	0	0	0	100	0	0	3	0	0	1
<i>Myiopagis caniceps</i>	Invertebrados	12.5	5.7	4.4	62.8	65.4	10.5	80	0	20	0	0	0	0	0	0	100	0	3	0	0	0
<i>Myiopagis viridigata</i>	Invertebrados	12.4	4.9	3.8	60.3	58.8	11.5	60	0	20	0	20	0	0	0	50	50	0	3	0	0	0
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Invertebrados	13.6	6.7	3.7	57.0	54.8	9.9	80	0	20	0	0	0	0	100	0	0	0	2	0	0	2
<i>Myiornis auricularis</i>	Invertebrados	13.1	3.4	2.5	36.9	29.6	5.3	100	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	3	0	0	0
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	Invertebrados	16.6	4.8	3.8	63.3	66.2	15.1	100	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	2	0	0	0
<i>Myiozetetes similis</i>	Onívoro	16.4	7.4	5.2	86.2	81.4	28.0	40	10	40	0	10	0	20	20	40	20	0	2	0	0	2
<i>Nonnula rubecula</i>	Invertebrados	23.2	6.6	6.6	61.2	64.1	18.4	100	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	1	0	0	3
<i>Notharchus swainsoni</i>	Invertebrados	39.5	14.5	13.8	107.7	89.9	60.7	80	10	0	0	0	10	33	33	33	0	0	3	0	0	0
<i>Odontophorus capueira</i>	Frutos	19.3	9.8	12.2	144.9	85.5	425.4	0	0	80	0	20	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Otus choliba</i>	Invertebrados	16.7	8.5	11.5	158.0	92.5	132.0	90	10	0	0	0	0	40	50	0	0	10	3	0	0	0
<i>Oxyruncus cristatus</i>	Frutos	20.7	6.9	5.6	93.6	67.4	42.0	20	0	80	0	0	0	0	0	60	40	0	3	0	0	0
<i>Pachyramphus castaneus</i>	Invertebrados	16.8	7.0	5.5	75.3	74.9	19.5	90	0	10	0	0	0	0	0	100	0	0	3	0	0	0
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Onívoro	17.2	7.5	6.2	73.6	70.8	20.8	50	0	50	0	0	0	0	0	100	0	0	3	0	0	0
<i>Pachyramphus validus</i>	Invertebrados	22.8	10.3	8.5	99.7	80.5	43.0	100	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	3	0	0	0
<i>Pachyramphus viridis</i>	Invertebrados	17.9	8.0	6.3	69.3	68.1	21.0	100	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	3	0	0	0
<i>Patagioenas cayennensis</i>	Frutos	23.9	4.4	5.0	183.0	112.8	229.0	0	0	70	0	30	0	20	0	40	40	0	3	0	0	0
<i>Patagioenas picazuro</i>	Frutos	26.8	4.6	6.1	213.2	126.2	279.0	10	0	30	0	30	30	30	30	30	10	0	3	0	0	0
<i>Patagioenas speciosa</i>	Frutos	23.5	4.3	5.2	178.8	108.8	258.5	0	0	100	0	0	0	30	20	30	20	0	3	0	0	0
<i>Penelope obscura</i>	Frutos	41.5	12.2	12.2	306.0	342.6	1770.0	0	0	80	0	0	20	30	30	30	10	0	3	0	0	0
<i>Penelope supercilialis</i>	Frutos	36.6	11.3	10.7	250.6	310.2	895.0	10	0	90	0	0	0	33	0	33	33	0	3	0	0	0

<i>Phaetornis eurynome</i>	Nectarívoros	34.9	2.9	2.7	55.1	61.5	5.3	10	0	0	90	0	0	0	100	0	0	0	3	0	0	1
<i>Phaetornis pretrei</i>	Nectarívoros	37.6	2.8	2.8	57.7	77.1	5.6	10	0	0	90	0	0	0	100	0	0	0	3	0	0	1
<i>Philydor atricapillus</i>	Invertebrados	20.1	4.5	5.4	78.4	80.9	22.2	100	0	0	0	0	0	0	33	33	33	0	2	2	2	0
<i>Philydor rufum</i>	Invertebrados	22.6	5.2	5.6	83.2	90.9	25.0	100	0	0	0	0	0	0	0	40	60	0	3	1	1	0
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	Invertebrados	9.8	4.9	3.3	60.0	53.1	10.3	80	0	20	0	0	0	0	0	0	100	0	3	0	0	0
<i>Phyllomyias griseocapilla</i>	Invertebrados	8.1	3.7	3.0	54.3	53.4	8.0	60	0	40	0	0	0	0	70	30	0	0	3	0	0	0
<i>Phylloscartes paulista</i>	Invertebrados	13.9	2.9	3.1	45.0	44.1	7.5	100	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	3	0	0	0
<i>Phylloscartes ventralis</i>	Invertebrados	15.5	3.4	3.6	49.4	51.2	8.3	100	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	3	0	0	0
<i>Piaya cayana</i>	Invertebrados	32.2	9.3	10.8	168.6	344.8	102.0	100	0	0	0	0	0	0	0	20	80	0	3	0	0	1
<i>Piculus aurulentus</i>	Invertebrados	26.4	7.2	6.5	117.5	85.4	75.0	100	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	1	0	3	0
<i>Picumnus temminckii</i>	Invertebrados	15.2	3.7	4.5	52.5	37.8	11.5	100	0	0	0	0	0	0	80	20	0	0	3	1	0	0
<i>Pionopsitta pileata</i>	Frutos	18.0	12.3	17.7	144.2	88.8	119.0	0	0	40	0	30	30	0	0	60	40	0	3	0	0	0
<i>Pionus maximiliani</i>	Frutos	24.7	18.7	23.9	184.8	106.4	293.0	0	0	10	0	70	20	0	30	50	20	0	3	0	0	0
<i>Pipra fascicauda</i>	Frutos	13.6	5.0	4.3	63.0	37.1	15.9	10	0	90	0	0	0	0	50	50	0	0	3	0	0	0
<i>Pipraeidea melanonota</i>	Frutos	12.3	5.0	5.1	79.5	54.8	21.0	30	0	50	0	20	0	0	10	20	60	10	3	0	1	1
<i>Piprites chloris</i>	Invertebrados	16.6	7.0	5.4	63.3	49.5	16.0	90	0	10	0	0	0	0	0	20	80	0	3	0	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Onívoro	31.3	9.8	7.3	112.8	92.8	62.9	40	30	30	0	0	0	50	40	10	0	0	3	0	0	1
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	Invertebrados	15.3	8.4	3.5	53.3	33.4	9.7	100	0	0	0	0	0	0	80	20	0	0	3	0	0	0
<i>Pogonotriccus eximius</i>	Invertebrados	14.3	3.6	3.1	52.4	51.4	7.5	100	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	3	0	0	0
<i>Primolius maracana</i>	Frutos	23.1	14.4	24.3	177.4	149.2	256.0	0	0	0	0	100	0	20	20	30	30	0	3	0	0	0
<i>Psiloramphus guttatus</i>	Invertebrados	15.2	4.0	3.8	52.3	41.9	11.6	100	0	0	0	0	0	10	60	30	0	0	3	0	0	0
<i>Psittacara leucophthalma</i>	Frutos	21.9	16.4	27.7	171.6	160.4	158.0	10	0	30	0	30	30	20	20	40	20	0	3	0	0	0
<i>Pteroglossus aracari</i>	Frutos	109.0	28.5	32.6	154.3	180.6	250.2	20	0	80	0	0	0	0	0	30	70	0	3	0	0	0
<i>Pteroglossus bailloni</i>	Frutos	68.0	22.2	25.6	115.7	157.7	146.0	0	10	90	0	0	0	0	0	60	40	0	3	0	0	0
<i>Pteroglossus castanostis</i>	Frutos	94.5	26.9	31.4	147.4	168.8	258.1	10	10	60	0	10	10	0	20	60	20	0	3	0	0	0
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	Carnívoro	28.0	11.8	20.5	333.4	218.2	481.0	30	70	0	0	0	0	20	30	30	20	0	3	0	0	0

<i>Pyriglena leucoptera</i>	Invertebrados	20.8	4.8	5.0	78.4	82.9	28.8	90	10	0	0	0	0	0	40	40	20	0	0	3	0	0	0
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Invertebrados	16.2	6.2	4.1	62.1	61.0	14.4	100	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	3	0	0	0
<i>Pyroderus scutatus</i>	Frutos	49.8	15.9	16.5	242.4	178.6	357.0	40	0	60	0	0	0	50	50	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	Invertebrados	13.0	5.8	5.7	62.5	61.5	15.6	100	0	0	0	0	0	0	80	20	0	0	0	3	0	0	0
<i>Pyrrhura frontalis</i>	Frutos	16.8	10.8	16.7	130.8	138.2	72.0	10	0	30	0	30	30	0	30	50	20	0	0	3	0	0	0
<i>Ramphastos dicolorus</i>	Frutos	86.7	27.9	35.1	188.0	185.8	659.6	10	20	50	10	0	10	0	0	20	80	0	0	3	0	0	0
<i>Ramphastos toco</i>	Frutos	152.5	31.5	62.0	243.8	169.0	618.0	20	10	70	0	0	0	20	10	10	60	0	0	3	0	0	0
<i>Ramphastos vitellinus</i>	Frutos	121.2	25.8	45.0	203.0	194.0	360.4	20	20	60	0	0	0	10	10	50	30	0	0	3	0	0	1
<i>Rupornis magnirostris</i>	Carnivoro	28.5	11.1	13.5	245.8	187.4	269.0	40	60	0	0	0	0	33	33	33	0	0	0	2	0	0	2
<i>Saltator fuliginosus</i>	Invertebrados	22.9	11.0	14.6	102.8	109.4	50.5	60	0	30	10	0	0	0	0	60	40	0	0	3	0	0	0
<i>Saltator similis</i>	Invertebrados	21.0	9.6	11.0	96.4	95.1	42.3	60	0	30	10	0	0	0	70	30	0	0	0	3	0	0	0
<i>Schiffornis virescens</i>	Invertebrados	19.2	4.7	4.9	78.2	69.0	25.6	50	0	50	0	0	0	0	100	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Scytalopus speluncae</i>	Invertebrados	14.6	4.1	3.8	57.9	44.1	13.0	100	0	0	0	0	0	60	40	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Selenidera maculirostris</i>	Frutos	58.9	19.8	23.2	121.5	126.9	164.0	20	0	80	0	0	0	0	20	40	40	0	0	3	0	0	0
<i>Setophaga pitayumi</i>	Invertebrados	13.6	3.9	3.3	51.7	42.9	6.8	70	0	20	0	0	10	0	0	0	100	0	0	3	0	0	0
<i>Sirystes sibilator</i>	Invertebrados	23.8	8.9	6.9	91.9	87.4	32.3	80	0	20	0	0	0	0	0	0	100	0	0	3	0	0	0
<i>Sitasomus griseicapillus</i>	Invertebrados	17.5	4.2	3.5	71.2	79.2	13.1	90	0	0	0	0	10	0	0	50	50	0	0	0	1	1	3
<i>Synallaxis cinerascens</i>	Invertebrados	15.7	4.2	3.4	53.7	73.7	13.1	100	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Synallaxis frontalis</i>	Invertebrados	16.7	3.6	3.7	56.0	86.1	14.0	100	0	0	0	0	0	20	80	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	Invertebrados	18.3	4.2	3.9	54.1	81.2	13.8	100	0	0	0	0	0	20	60	20	0	0	0	3	0	0	0
<i>Synallaxis spixi</i>	Invertebrados	16.3	4.1	4.1	52.3	90.3	12.6	100	0	0	0	0	0	20	80	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Syndactila rufosuperciliata</i>	Invertebrados	21.3	5.1	6.2	71.2	81.8	25.6	100	0	0	0	0	0	20	30	50	0	0	0	2	2	2	0
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Invertebrados	15.8	6.8	7.6	84.9	80.9	29.3	60	0	20	0	20	0	0	20	40	40	0	0	3	0	0	0
<i>Tangara bonariensis</i>	Frutos	15.6	7.6	7.8	92.6	68.4	36.0	0	0	80	0	10	10	0	30	30	40	0	0	3	0	0	0
<i>Tangara seledon</i>	Frutos	11.8	5.3	5.4	67.4	54.9	18.7	20	0	80	0	0	0	0	0	40	60	0	0	2	0	2	0
<i>Terenura maculata</i>	Invertebrados	16.4	2.7	2.5	42.0	40.4	6.5	100	0	0	0	0	0	0	0	70	30	0	0	3	1	0	0

<i>Tersina viridis</i>	Frutos	15.4	8.3	5.8	92.0	66.8	29.0	30	0	70	0	0	0	0	10	60	30	0	3	0	0	0
<i>Thalurania glaucopis</i>	Nectarívoros	21.8	2.1	1.7	56.9	49.6	4.8	10	0	0	90	0	0	0	60	40	0	0	3	0	0	1
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Invertebrados	20.6	4.8	5.4	66.3	64.1	21.1	80	0	10	0	10	0	0	60	40	0	0	2	0	2	0
<i>Thamnophilus doliatus</i>	Invertebrados	23.4	5.6	6.3	73.6	72.7	27.0	100	0	0	0	0	0	30	30	40	0	0	3	0	1	0
<i>Thraupis sayaca</i>	Onívoro	15.4	6.8	7.0	89.1	66.9	32.5	10	0	50	0	40	0	10	0	20	70	0	3	0	0	1
<i>Tinamus solitarius</i>	Onívoro	47.0	6.8	6.8	259.4	129.8	1386.4	20	0	40	0	20	20	100	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tityra cayana</i>	Frutos	29.2	12.6	11.2	119.9	82.1	68.1	20	0	80	0	0	0	0	50	50	0	0	3	0	0	0
<i>Tityra inquisitor</i>	Frutos	28.6	13.0	9.7	103.6	70.9	43.1	20	0	80	0	0	0	0	0	100	0	0	3	0	0	0
<i>Todirostrum cinereum</i>	Invertebrados	18.2	5.1	3.6	43.6	37.5	6.3	90	0	10	0	0	0	0	33	33	33	0	3	0	0	0
<i>Todirostrum plumbeiceps</i>	Invertebrados	13.3	3.9	2.8	42.8	39.2	5.7	100	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	3	0	0	1
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Invertebrados	19.4	6.7	4.2	67.0	62.8	14.3	90	0	10	0	0	0	0	30	70	0	0	3	0	0	1
<i>Trichothraupis melanops</i>	Invertebrados	14.5	6.2	6.3	78.7	79.4	22.6	70	0	20	0	10	0	30	30	20	10	10	3	0	0	1
<i>Triclaria malachitacea</i>	Frutos	19.0	13.1	22.0	159.0	134.0	90.0	10	0	30	0	30	30	0	30	50	20	0	3	0	0	0
<i>Troglodytes aedon</i>	Invertebrados	17.2	3.0	3.0	50.1	42.1	12.0	100	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	2	0	2	0
<i>Trogon rufus</i>	Invertebrados	22.2	10.3	10.1	120.1	163.0	53.8	60	0	40	0	0	0	10	60	30	0	0	3	0	0	0
<i>Trogon surrucura</i>	Invertebrados	24.4	10.5	10.4	132.9	160.4	73.3	80	0	20	0	0	0	0	0	100	0	0	2	0	0	2
<i>Tudus rufiventris</i>	Onívoro	26.3	6.0	6.6	118.7	102.3	69.4	50	0	50	0	0	0	100	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Turdus albicollis</i>	Invertebrados	26.5	6.0	6.1	112.5	90.2	54.0	60	0	40	0	0	0	80	0	20	0	0	1	0	0	0
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Frutos	24.5	5.5	6.1	112.4	96.5	57.9	40	0	60	0	0	0	20	20	30	30	0	3	0	0	0
<i>Turdus leucomelas</i>	Invertebrados	26.0	6.0	6.2	121.0	102.3	69.1	70	0	30	0	0	0	60	20	20	0	0	1	0	0	0
<i>Turdus nigriceps</i>	Frutos	32.1	7.3	7.7	126.8	123.4	49.5	40	0	60	0	0	0	20	40	40	0	0	3	0	0	0
<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	Invertebrados	14.0	3.7	3.8	61.3	50.6	11.1	50	0	50	0	0	0	0	0	100	0	0	3	0	0	0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Invertebrados	27.4	10.6	7.7	112.3	98.8	37.4	100	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	2	0	0	2
<i>Veniliornis spilogaster</i>	Invertebrados	26.7	6.1	5.7	96.6	63.4	40.3	80	0	20	0	0	0	0	50	50	0	0	1	0	3	0
<i>Vireo olivaceus</i>	Invertebrados	19.9	4.1	4.1	70.8	55.9	16.1	60	0	20	0	20	0	0	0	20	80	0	3	0	0	0
<i>Xenops rutilans</i>	Invertebrados	16.6	3.7	4.9	64.3	56.3	11.2	100	0	0	0	0	0	0	20	80	0	0	0	1	3	0

*Xiphocolaptes albicollis* Invertebrados 27.4 2.5 2.9 59.2 38.6 118.0 80 20 0 0 0 0 0 0 100 0 0 0 0 3 0

Apêndice 2: Lista das espécies de aves e suas abundâncias relativas. A nomenclatura seguiu o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO) e as espécies estão apresentadas em ordem alfabética.

Espécies de Aves	PI1	PI2	PI3	PI4	PI5	PI6	PI7	PI8	PI9	PG	FG	FJ	FM	FE	FI	FN	FD	FO	FH	HI
<i>Accipiter poliogaster</i>	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Accipiter striatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.15	0
<i>Amazilia versicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amazona aestiva</i>	0	0	0.1	0	0.15	0	0	0	0	0.1	0.05	0.05	0.05	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anabacerthia liechtensteini</i>	0.9	0.9	0.45	0.65	0.55	0	0	0	0	0.45	0.25	0.2	0.4	0.45	0.85	0.2	0.45	0	0	0
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.15
<i>Aramides cajaneus</i>	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aramides saracura</i>	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.15	0	0.25	0.2	0.1	0.05	0.05	0.1	0.1
<i>Aratinga auricapilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.75	0	0.05	0	0	0.1	0.05	0	0	0	0
<i>Arremon flavirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0.1
<i>Automolus leucophthalmus</i>	0.45	0.2	0.2	0.05	0.25	0.25	0.1	0.3	0.3	0	0.1	0.1	0.2	0	0.5	0.15	0.15	0	0	0.1
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	0.45	0.4	0.45	0.6	0.4	1.75	1.95	1.7	1.2	0.55	0.5	0.15	0.45	0.7	0.45	0.45	0.75	0.05	0.05	0
<i>Basileuterus culicivorus</i>	2	1.45	1.6	1.45	0.8	0.85	0.85	1.15	0.75	0.75	1.3	0.85	0.75	1.8	1.65	1.15	2.1	1.5	1.4	1.65
<i>Batara cinerea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brotogeris tirica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0.05	0	0	0	0	0.05	0
<i>Cacicus crysopterus</i>	0.05	0	0.05	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0.25	0.3	0.25	0.2	0.15	0.2	0.2	0.3	0.4	0.2	0	0	0	0.1	0.15	0.05	0.1	0	0	0.05
<i>Campephilus robustus</i>	0.25	0.15	0.05	0	0.05	0	0	0	0.1	0.05	0.05	0	0.2	0	0.05	0	0	0	0	0
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0.05	0.05	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0

<i>Camptostoma obsoletum</i>	0	0	0	0.05	0	0.05	0.05	0.05	0.1	0.2	0	0	0.1	0	0.05	0.05	0	0.1	0.05	0.2
<i>Capsiempis flaveola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.1	0.2	0.3	0.6	0.4	0	0.6	0.15	0.3	0.15	0.35	0
<i>Celeus flavescens</i>	0.1	0.15	0.15	0.3	0.05	0.1	0	0.05	0.05	0.05	0	0	0	0.1	0.2	0.15	0.15	0.05	0.1	0.15
<i>Chamaeza campanisona</i>	0.3	0.3	0.4	0.05	0	0.6	0.35	0.65	0.5	0.4	0.35	0.7	0	0	0.15	0	0	0	0	0
<i>Chamaeza ruficauda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chiroxiphia caudata</i>	0.4	0	0.45	0.05	0	0	0	0.25	0.1	0.4	0.15	0	0.05	0	0.2	0	0.1	0	0	0
<i>Chlorophonia cyanea</i>	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	0	0	0.05	0	0.1	0	0	0	0	0.05	0	0.05	0	0	0.05	0	0	0	0	0
<i>Chrysolampis mosquitos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0
<i>Cissops leveriana</i>	0	0	0	0	0.05	0.1	0.25	0	0.15	0.05	0.05	0.05	0.1	0.05	0.1	0.05	0.3	0	0.1	0.1
<i>Claravis pretiosa</i>	0.15	0	0	0.05	0.05	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0.35	0	0.05	0.05	0
<i>Coccyzus americanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.15	0.25	0.15	0	0.1	0.05	0	0	0.05	0
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0
<i>Coereba flaveola</i>	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Colaptes melanochloros</i>	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0.05	0.45	0.25	0.05	0	0.15	0.25	0.15	0.2	0.15	0.2	0.25
<i>Colonia colonus</i>	0.05	0	0	0	0	0.05	0	0.05	0.05	0.05	0.05	0	0	0.05	0.1	0	0	0	0	0
<i>Conirostrum speciosum</i>	0.35	0.05	0.25	0	0	0	0	0	0	0.35	0.25	0.05	0.15	0.25	0.2	0.45	0.25	0.25	0.05	0.5
<i>Conopophaga lineata</i>	0.25	0	0	0.15	0	0.15	0.15	0	0.3	0.05	1.1	0.65	0	0.15	0.35	0.2	0.15	0.15	0.85	0.15
<i>Corythopis delalandi</i>	0.65	0	0.8	0	0.2	0	0.05	0.15	0.05	0	0	0	0.05	0	0	0.15	0	1.35	0	0.65
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0.85	0	0	0.2	0.3	0	0	0	0	0
<i>Crypturellus obsoletus</i>	0.35	0.4	0.25	0.15	0.4	0.35	0.45	0.4	0.5	0.45	0.45	0.15	0.7	0.15	0.45	0.2	0.3	0.3	0.45	0.05
<i>Crypturellus parvirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0.05	0	0	0	0.3	0.85	0.6
<i>Crypturellus tataupa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.15	0.25	0.3	0.7	0	0.15	0.15	0.95	0.7	0.8
<i>Crypturellus undullatus</i>	0.05	0.05	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.1	0	0	0	0	0
<i>Cyanocorax chrysops</i>	0.2	0.3	0.2	0.3	0.25	0.15	0.35	0.25	0.3	0.2	0.25	0.05	0.25	0.05	0.1	0.2	0.05	0	0	0

<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0.45	1.4	1.05	1.4	1.4	1.35	1.35	1.5	1.25	2.25	1.6
<i>Dacnis cayana</i>	0.25	0.1	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.05	0.1	0	0.1	0.15	0.1	0.05	0.05	0
<i>Dendrocincla turdina</i>	0.4	0.3	0.55	0.25	0.85	0.15	0.15	0.05	0.2	0.25	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0.15	0.05	0.35	0.3	0.15	0.25	0.55	0.1	0.15	0.7	0.4	0.2	0.15	0.8	0.55	0.6	1.2	0	0.7	0.2
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	0	0.15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0
<i>Dryophila malura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.1	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dryophila rubricollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.35	0.55	0	0	0.05	0	0	0	0	0
<i>Dryocopus lineatus</i>	0.05	0.05	0.05	0	0.1	0	0	0	0	0.2	0.15	0.15	0.2	0.1	0.1	0.15	0	0	0	0
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0.8	1.15	0.55	0.75	0.55	0.55	0.75	0.9	0.5	0.7	1.2	0.5	0.9	0.95	0.75	0.6	0.6	0	0.45	0.2
<i>Elaenia mesoleuca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0.05	0	0
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	0	0	0	0	0	0.15	0.2	0	0	0.05	0.7	0.15	0.05	0	0.3	0	0.05	0	0	0
<i>Empidonomus varius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.1	0.05	0.1	0.1	0	0.05	0.1	0	0
<i>Euphonia chlorotica</i>	0.1	0	0.15	0.15	0.2	0.05	0.05	0.15	0.15	0.05	0.1	0.05	0.25	0	0	0	0	0	0	0.25
<i>Euphonia pectoralis</i>	0.25	0.5	0.15	0.6	0.25	0.5	0.5	0.25	0.4	0.05	0	0	0.05	0	0.1	0	0.05	0	0	0
<i>Euphonia violacea</i>	0	0.05	0	0	0	0.05	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0.15	0	0.05	0	0	0
<i>Forpus xanthopterygius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0	0	0	0.2	0.05	0.1	0.1	0.05	0.05
<i>Geotrigon violacea</i>	0	0.1	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geotrygon montana</i>	0.15	0	0.05	0	0.05	0.1	0.05	0	0	0.2	0.25	0	0.5	0	0.05	0.05	0.1	0.05	0.15	0.5
<i>Glacidiuam brasilianum</i>	0.4	0.2	0.3	0.4	0.35	0.3	0.1	0	0.05	0.1	0.05	0.05	0	0.1	0.1	0	0	0.05	0	0
<i>Grallaria varia</i>	0	0.05	0	0	0	0.4	0.55	0.05	0.05	0.9	0	0.4	0.15	0	0.7	0.05	0	0	0	0
<i>Habia rubica</i>	0.75	0.9	0.45	0.45	0.65	0.3	0.25	0.35	0.05	0.15	0.25	0.15	0.4	0.7	0.6	0.6	0.5	0.6	0	0.05
<i>Harpagus diodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heliobletus contaminatus</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0.1	0.05	0	0.2	0.1	0	0	0.25	0.1	0	0.25	0.1	0.05
<i>Hemithraupis guira</i>	0.35	0.25	0.3	0.15	0	0	0	0	0.05	0.7	0.55	0.25	0.55	0.55	0.8	0.5	0.8	0.35	0.15	0.55
<i>Hemitriccus diops</i>	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0.6	0	0	0	0.05	0	0	0	0.15	0
<i>Hemitriccus obsoletus</i>	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0.05	0.05	0	0	0.05	0

<i>Hemitriccus orbitatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0.35	0	0	0.2	0	0.1	0	0.05	0.1	0.1	0
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	0.9	1.35	1.1	1.35	1.25	0.8	0.65	0.65	0.4	0.1	0.1	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0.15
<i>Hylocharis chrysura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0.05	0	0	0	0
<i>Hylopezus nattereri</i>	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0.1	0.45	0	0	0.2	0	0	0	0.05	0
<i>Hylophilus poicilotis</i>	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	0	0	0	0	0	0.9	0.6	0.1	0.35	0.8	0.95	0.85	1.55	1.25	1	1.2	1.25	1	1.1	0.75
<i>Ictinia plumbea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0.15	0.05	0.05	0.05	0.1	0	0.15	0.05	0.05	0
<i>Lathrotriccus eulerei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.25	0	0.4	0.45	0.4	0.4	0.2	0.45	0	0.8	0.3	0.95
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	0	0.05	0.05	0.15	0.05	0.1	0.3	0	0.1	0
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	0.15	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepidocolaptes fuscus</i>	0.4	0.15	0.35	0.5	0.25	0.35	0.2	0.1	0.45	0.35	0.05	0	0	0.05	0.25	0.8	0	0	0.1	0.05
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0.55	0.15	0.55	0.3	0.55	0.5	0.55	0.15	0.15	0.8	0.5	0.15	0.1	0.85	0.65	0.5	1	1.2	0.5	0.6
<i>Leptotila rufaxilla</i>	0	0	0.15	0	0	0.55	0.1	0.1	0	0.05	0.1	0.1	0.1	0	0.05	0	0.1	0	0.2	0.7
<i>Leptotila verreauxi</i>	0.05	0.1	0.1	0.15	0	0	0.05	0	0	0.95	0.75	1.55	0.9	1.45	1.15	1.8	1.65	1.15	1.1	1.2
<i>Leucochloris albicollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0.05	0
<i>Lochmias nematura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mackenziaena leachii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0	0
<i>Mackenziaena severa</i>	0	0	0	0	0	0.55	0.55	0.25	0.5	0.4	0.4	0.75	0.4	0.5	0.6	0.25	0.65	0.25	0.35	0.2
<i>Manacus manacus</i>	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megarynchus pitangua</i>	0	0	0	0	0.05	0.05	0	0	0	0.35	0.6	0.4	0.85	0.5	0.45	0.6	0.6	0.75	0.85	0.3
<i>Melanerpes flavifrons</i>	0.05	0.15	0.2	0.05	0.1	0.2	0	0.05	0.05	0.6	0.3	0.1	0.25	0	0.25	0.2	0.25	0	0	0.05
<i>Micrastur ruficollis</i>	0	0.05	0.1	0.15	0.1	0.1	0.25	0.1	0.05	0	0.1	0	0.05	0.05	0	0	0	0	0.05	0
<i>Micrastur semitorquatus</i>	0.05	0	0.05	0.05	0.05	0.15	0.15	0.05	0.05	0.1	0	0	0.05	0	0.05	0	0	0	0	0
<i>Mionectes rufiventris</i>	0.05	0.05	0	0	0	0	0	0.1	0.05	0.55	0.05	0.05	0.2	0	0	0.3	0.05	0	0	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.35	0.4	0.5	0.1	0.25	0.5	0.55	0.25	0.2	0.1



<i>Phyllomyias griseicapilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phylloscartes paulista</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phylloscartes ventralis</i>	0	0.1	0	0	0.15	0	0	0	0	0.3	0	0.1	0.05	0.2	0.2	0.15	0.1	0.15	0	0.2
<i>Piaya cayana</i>	0.05	0.4	0.2	0.2	0.15	0.2	0.25	0.1	0	0.6	0.65	0.45	0.45	0.2	0.35	0.4	0.7	0.4	0.75	0.5
<i>Piculus aurulentus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.15
<i>Picumnus temminckii</i>	0	0.1	0.05	0	0	0.25	0.15	0.1	0.2	0.35	0.05	0.6	0.4	0.1	0.8	0.4	0.4	0.5	0.35	0.55
<i>Pionopsitta pileata</i>	0.15	0	0	0.1	0	0.1	0.2	0.25	0.25	0.15	0.05	0.05	0.15	0	0.1	0	0	0.05	0	0
<i>Pionus maximiliani</i>	0.55	0.65	0.25	0.4	0.55	0.5	0.7	0.45	0.45	0.75	0.65	0.4	0.6	0.3	0.8	0.25	0.55	0.35	0.15	0
<i>Pipra fasciata</i>	0.1	0	0	0.05	0.05	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pipraeidea melanonota</i>	0.05	0	0.05	0	0	0.05	0	0	0	0.1	0	0.1	0	0.15	0.05	0.05	0.05	0	0.05	0
<i>Piprites chloris</i>	0.05	0.05	0.25	0.05	0.05	0	0	0	0	0.3	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0.15
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.05	0	0	0	0	0.05	0	0.05	0	0	0.05	0.4	0.05	0.1	0.2	0.4	0.3	0.7	0.4	0.15
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0.05	0	0.15	0	0.05	0.1	0.1	0.1	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pogonotriccus eximius</i>	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Primolius maracana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0.05	0	0.15	0	0	0	0	0	0.05	0
<i>Psiloramphus guttatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.5	0.8	0	0	0.95	0	1.05	0	0.55	0
<i>Psittacara leucophthalma</i>	0.1	0.25	0.4	0.45	0.45	0.4	0.2	0.15	0	0.2	0.15	0.05	0	0	0.1	0.05	0	0	0	0
<i>Pteroglossus aracari</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pteroglossus bailloni</i>	0	0.05	0.05	0.15	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.05	0	0	0	0	0
<i>Pteroglossus castanostis</i>	0	0.05	0.1	0.1	0.2	0.1	0.15	0.2	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pulsatrix koenigswaldiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyriglena leucoptera</i>	0	0	0.2	0.15	0.05	0.45	0.5	0.45	0.4	0.75	1.15	1.1	0.75	1.15	1.25	0.55	1.1	0.25	0.9	0
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyroderus scutatus</i>	0.1	0.05	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0.3	0.05	0	0.55	0.05	0.05	0	0.55	0
<i>Pyrrhura frontalis</i>	0.1	0.15	0	0.25	0.05	0.25	0.5	0.3	0.35	0.45	0.35	0.1	0.25	0.4	0.25	0.2	0.6	0.05	0.3	0

<i>Ramphastos dicolorus</i>	0	0.05	0.05	0	0	0.15	0.1	0.25	0.2	0.35	0	0.1	0	0	0	0	0.15	0	0.5	0
<i>Ramphastos toco</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0.15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ramphastos vitellinus</i>	0.05	0.05	0.15	0.05	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rupornis magnirostris</i>	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.05	0.05	0	0.05
<i>Saltator fuliginosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0.15	0.15	0.25	0.15	0.7	0	0.1	0.05	0	0
<i>Saltator similis</i>	0.05	0	0.2	0	0	0.3	0.1	0	0.2	0	1.4	0.5	0.5	0.1	1	0.45	0.5	0.35	0.25	0.8
<i>Schiffornis virescens</i>	0.15	0	0	0.05	0.1	0.5	0.2	0.3	0.2	0	0	0.2	0	0	0.2	0	0.1	0	0	0
<i>Scytalopus speluncae</i>	0	0	0	0	0	0.1	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Selenidera maculirostris</i>	0.15	0.2	0.3	0.4	0.3	0.3	0.55	0.15	0.4	0.9	0.15	0.15	0.25	0.6	0.55	0.6	0.75	0.1	0.15	0
<i>Setophaga pitaiayumi</i>	0.75	0.25	0.6	0.1	0.15	0.2	0	0.05	0.3	0.3	0.55	0	0.05	0.15	0.15	0.25	0.2	0	0	0.15
<i>Sirystes sibilator</i>	0.4	0.15	0.25	0.1	0.05	0.25	0.15	0	0.3	0.6	0.35	0.05	0.25	0.05	0.3	0.15	0.3	0	0	0.05
<i>Sitasomus griseicapillus</i>	1.1	1	1.15	1.2	1.15	0.65	0.8	0.65	0.75	1.2	0.75	0.05	0.05	0.7	0.1	0	0.45	0	0.5	0.05
<i>Synallaxis cinerascens</i>	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0.05	0.05	0.15	0	0	0	0	0.1	0	0.05	0	0
<i>Synallaxis frontalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	0	0.05	0	0	0	0.15	0.15	0	0.05	0.15	1.3	0.95	0.6	0.85	1.6	0.15	1.05	0.2	1.75	0.05
<i>Synallaxis spixi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0	0.45	0	0	0.05	0	0.05	0	0.25	0
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0	0.15	0.1	0	0	0	0.05	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tachyphonus coronatus</i>	0.05	0	0	0	0	0.05	0.05	0	0.05	0.15	0.6	0.85	0.45	0.05	0.8	0.2	0.6	1	0.15	0
<i>Tangara bonariensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0
<i>Tangara seledon</i>	0	0	0	0	0	0.05	0.1	0.05	0.15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Terenura maculata</i>	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0.1	0	0	0.05	0	0
<i>Tersina viridis</i>	0.05	0	0	0	0.1	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.042
<i>Thalurania glaucopis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0.05	0.05	0.05	0	0	0	0	0
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0	0	0.05	0.05	0	0.1	0.05	0	0	0.1	1.25	1.15	0.75	1	1.15	0.2	0.95	0.8	1.4	0.7
<i>Thamnophilus doliatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.1	0.15	0.05	0.85	0	0.8
<i>Thraupis sayaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.05	0.2	0.35	0.25	0.45	0.2	0.1	0.45	0.3	0.15	0.35	0.5

<i>Tinamus solitarius</i>	0.05	0	0	0	0	0.05	0.3	0.15	0.1	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tityra cayana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0.25	0.35	0.05	0.3	0.25	0.25	0.2	0.5	0	0.05	0
<i>Tityra inquisitor</i>	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.15	0	0	0	0.05	0.05	0	0
<i>Todirostrum cinereum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.5	0.2	0	0
<i>Todirostrum plumbeiceps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.85	0.3	0	0	0.7	0	0	0	0.3	0
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0	0.05	0.1	0	0.1	0.1	0.05	0	0.15	0.15	0.55	0.1	0.3	0	0.25	0.2	0.3	0.75	0	0.2
<i>Trichothraupis melanops</i>	0.4	0.5	0.35	0.4	0.4	0.45	0.15	0.4	0.25	0.25	0.7	0.4	0.65	0.7	0.55	0.85	0.55	0.2	0.4	0.05
<i>Triclaria malachitacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0	0	0.05	0	0	0.05	0	0	0	0
<i>Troglodytes aedon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0.55	0	0	0.05	0
<i>Trogon rufus</i>	0.25	0.1	0.2	0.05	0.3	0.35	0.15	0.25	0.25	0.15	0.2	0.05	0.05	0.1	0.15	0	0.05	0	0	0
<i>Trogon surrucura</i>	0.6	0.9	0.75	0.6	0.45	0.55	0.75	0.5	0.55	0.9	1	0.9	1.05	0.6	1	0	0.85	0.05	0.5	0
<i>Tudus rufiventris</i>	0	0	0.1	0.05	0	0	0	0.05	0	0	0.5	0.35	0.3	0.9	0.65	0.2	0.8	0.45	0.25	0.4
<i>Turdus albicollis</i>	0.1	0.2	0.15	0.15	0.1	0.1	0.15	0.4	0.15	0	0	0.1	0.3	0.2	0.2	0.3	0.1	0.05	0.05	0.1
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0	0	0.05	0	0	0	0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.05	0.25	0.05	0.05	0.05	0.2	0.1	0.15
<i>Turdus leucomelas</i>	1.7	1.15	1.5	1.5	0.9	0.05	0.3	0.3	0.05	0.1	0.1	0.5	0.25	0.5	0.25	0.3	0.2	0.65	0.45	0.7
<i>Turdus nigricaps</i>	0.05	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.05	0.1	0	0.1	0.15	0	0.1	0	0
<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.05	0	0.1	0	0.1	0.05	0	0	0.1
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0	0	0.05	0	0	0.15	0	0.15	0	0.65	0.4	0.15	0.45	0.25	0.35	0	0.05	0	0.15	0.15
<i>Vireo olivaceus</i>	0.3	0.4	0.75	0	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0.2	0	0.05	0	0	0	0	0
<i>Xenops rutilans</i>	0.05	0	0.05	0	0	0	0.05	0	0.05	0.3	0.05	0	0.1	0	0.1	0.2	0.2	0	0.1	0.4
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	0.05	0.15	0.3	0.2	0.3	0	0.25	0.05	0.15	0.45	0.25	0.05	0	0.3	0.3	0.05	0	0	0	0