

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”**  
**INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS**  
**BIOLÓGICAS - ZOOLOGIA**

AVIFAUNA DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL  
SEMIDECIDUAL: RELAÇÕES COM A VEGETAÇÃO, ÍNDICE DE VALOR DE  
IMPORTANCIA E SELEÇÃO DE ESPÉCIES PARA CONSERVAÇÃO

RENATA MARQUES VIANNA

BOTUCATU

2021

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”**  
**INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS**  
**BIOLÓGICAS - ZOOLOGIA**

AVIFAUNA DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL  
SEMIDECIDUAL: RELAÇÕES COM A VEGETAÇÃO, ÍNDICE DE VALOR DE  
IMPORTANCIA E SELEÇÃO DE ESPÉCIES PARA CONSERVAÇÃO

RENATA MARQUES VIANNA

Tese apresentada ao Instituto de Biociências de Botucatu da  
Universidade Estadual Paulista como parte dos requisitos para  
a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas, área de  
Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Reginaldo José Donatelli

BOTUCATU

2021

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.  
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP  
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSANGELA APARECIDA LOBO-CRB 8/7500

Vianna, Renata Marques.

Avifauna de um fragmento de floresta estacional semidecidual : relações com a vegetação, índice de valor de importância e seleção de espécies para conservação / Renata Marques Vianna. - Botucatu, 2022

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Reginaldo José Donatelli  
Capes: 20400004

1. Aves. 2. Indicadores biológicos. 3. Nicho (Ecologia). 4. Ecossistemas. 5. Fragmentos florestais.

Palavras-chave: Aves; Bioindicadores; Floresta estacional semidecidual; Mata Atlântica; Microhábitat.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao apoio da CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa concedida, que permitiu a realização deste trabalho.

Agradeço também ao professor Reginaldo José Donatelli, pela orientação, por todos os ensinamentos, pelas viagens de campo, broncas e risadas. Acima de tudo pela amizade, por sempre acreditar no meu potencial e me acalmar nos momentos de desespero.

Aos meus pais e toda a minha família, os que estão e aos que já se foram, sou muito grata por todo o amor e apoio incondicional que sempre me proporcionaram.

A todos os meus amigos dentro e fora da universidade por todo o companheirismo, aos colegas e amigos do laboratório, pela ajuda e companhia durante as saídas de campo e as coletas realizadas. Vocês tiveram uma grande importância na realização deste trabalho, e sou grata por toda a disposição que tiveram em me ajudar independente das chuvas e do cansaço.

Ao Instituto Florestal por permitir a realização do estudo na Estação Ecológica de Caetetus e a todos os funcionários da estação pela hospitalidade e disposição em ajudar sempre que necessário.

*“The clearest way into the Universe is through a forest wilderness”*

- John Muir

## Lista de figuras

- Figura 1.** Localização da Estação Ecológica dos Caetetus - Olavo Amaral Ferraz no Estado de São Paulo e distribuição dos pontos amostrais na área de estudo. .... 17
- Figura 2.** Esquema representativo da trilha, medidas das parcelas e raio do ponto de contagem. .... 19
- Figura 3.** Curva de rarefação (linha contínua preta) e estimador de riqueza Jackknife 1 (linha contínua vermelha), da avifauna registrada na Estação Ecológica dos Caetetus por meio de pontos de contagem com raio limitado. .... 23
- Figura 4.** Diagrama de ordenação gerado através da análise de correspondência canônica. Em vermelho a abreviação dos nomes das espécies de aves (Baru - *Baryphthengus ruficapillus*, Tule - *Turdus leucomelas*, Code - *Corythopsis delalandi*, Raca - *Ramphocelus carbo*, Chca - *Chiroxiphia caudata*, Trme - *Trichothraupis melanops*, Plmy - *Platyrynchus mystaceus*, Vepa - *Veniliornis passerinus*, Thca - *Thamnophilus caerulescens*, Heru - *Herpsilochmus rufimarginatus*, Pyle - *Pyriglena leucoptera*, Cnfy - *Cnemotriccus fuscatus*, Myfl - *Myiothlypis flaveola*, Pica - *Piaya cayana*, Drfe - *Drymophila ferruginea*, Coli - *Conopophaga lineata*, Hygu - *Hypoedaleus guttatus*, Dyme - *Dysithamnus mentalis*, Hegu - *Hemithraupis guira*, Safu - *Saltator fuliginosus*, Sasi - *Saltator similis*, Sigr - *Sittasomus griseicapillus*, Depl - *Dendrocolaptes platyrostris*, Scsc - *Sclerurus scansor*) e em azul as variáveis da vegetação. (NAM – número de árvores mortas, AB – altura de bambu, AD – altura do dossel, PC – porcentagem de cipós, NP – número de palmeiras, AG – número de árvores grandes, SPZ – número de espécies zoocóricas, DCD – densidade de cobertura do dossel, AM – número de árvores médias, PB – porcentagem de bambu, ASB- altura do sub-bosque, DSB – densidade do sub-bosque). .... 25

## **Lista de tabelas**

<b>Tabela 1.</b> Respectivas variáveis vegetacionais e suas mensurações.....	19
<b>Tabela 2.</b> Parâmetros ecológicos das espécies de aves, utilizados para o cálculo do DSI (1 = baixa sensibilidade, 2= média sensibilidade e 3=alta sensibilidade).....	55
<b>Tabela 3.</b> Espécies de aves com os maiores valores de IVI (Índice de valor de importância). ..	58
<b>Tabela 4.</b> Espécies de aves e valores do índice de espécies guarda-chuva (UI) em ordem decrescente. ....	60

## Sumário

Lista de figuras .....	1
Lista de tabelas .....	2
Introdução geral.....	4
Referências .....	7
1º. Capítulo - Avifauna e suas relações com parâmetros da vegetação em uma área de Floresta Estacional Semidecidual.....	12
Resumo .....	12
1.1 Introdução.....	14
1.2 Material e Métodos.....	17
1.2.1 Área de Estudo .....	17
1.2.2 Avifauna .....	18
1.2.3 Parâmetros da vegetação .....	18
1.2.4 Análise dos dados .....	21
1.3 Resultados.....	23
1.4 Discussão.....	27
Referências .....	35
2º Capitulo. Uso do Índice de valor de importância (IVI) aplicado as aves como ferramenta para avaliação ambiental. ....	48
Resumo .....	48
2.1 Introdução.....	49
2.2 Material e métodos .....	52
2.2.1 Área de estudo .....	52
2.2.2 Levantamento das espécies de aves.....	52
2.2.3 Análises .....	53
2.3 Resultados e Discussão.....	57
3.0 Conclusão .....	64
Referencias .....	65
Apêndice 1 .....	73
Apêndice 2.....	74



## **Introdução geral**

A Mata Atlântica é considerada um dos hotspots mundiais de biodiversidade, segundo Myers (1998), apresentando grande riqueza e altas taxas de espécies endêmicas assim como de desmatamento (Myers, 2000) o que a torna uma das áreas consideradas prioritárias para a conservação da biodiversidade (Mittermeier, 2005). Atualmente o bioma da Mata Atlântica apresenta 1.989 espécies ameaçadas de extinção (IBGE, 2020), e estima-se que restam cerca de 11 a 16% de sua cobertura original composta em grande parte por fragmentos menores que 50 hectares (Ribeiro et al, 2009) e sendo apenas 9% protegidos como Unidades de Conservação (Rezende et al. 2009).

O desmatamento e a fragmentação florestal são consideradas algumas das principais ameaças a biodiversidade (Primack & Rodrigues 2001; Tabarelli & Gascon 2005). Pois estes reduzem áreas de florestas contínuas a fragmentos menores expondo os ambientes e comunidades presentes à diferentes pressões como o isolamento, efeito de borda, alterações em condições abióticas entre outros (Strouffer & Bierregaard, 1997; Pires *et al.* 2006), tais fatores estão relacionados ao declínio de algumas espécies e à extinção destas (Davies *et al.* 2000).

A fragmentação e consequentemente a perda de habitats não apenas em área, mas também de componentes florestais e de estruturas-chave (Tews, 2004), podem afetar diretamente a biodiversidade de dado local e tornando o inabitável para espécies mais sensíveis (Bender et al. 1998; Cerqueira et al. 2003; Tews, 2004; Lee & Marsden, 2008). Podendo isso ocorrer a curto prazo devido a própria redução de área, ou a longo prazo devido a perda de microhabitats específicos (Pires *et al.* 2006).

O Brasil conta atualmente com 1.971 espécies de aves (Pacheco *et al.* 2021), das quais 832 pertencem ao bioma da Mata Atlântica (Hasui *et al.* 2018), sendo 223

consideradas endêmicas (Vale et al. 2018) e que naturalmente possuem alto nível de sensibilidade à perda de habitats (Uezu *et al.* 2005; Martensen *et al.* 2008; Martensen *et al.* 2012). As aves por pertencerem a um grupo atualmente bem estudado, por seus hábitos conspícuos e a facilidade de amostragem, podem ser utilizadas como bioindicadoras para se avaliar a qualidade de um habitat (Aleixo & Vielliard 1995; Stotz *et al.* 1996; Gimenes & Anjos 2003; Piratelli *et al.* 2008). Pois devido a características biológicas e ecológicas, cada espécie irá responder de uma maneira diferente aos efeitos da fragmentação (Gimenes & Anjos, 2003).

A partir destes fatores, nas últimas décadas diversos estudos e levantamentos foram realizados em fragmentos de Mata Atlântica relacionados às espécies de aves e suas respostas as alterações sofridas pelos fragmentos nos quais estão presentes. Tais estudos apresentaram importantes resultados, como o aumento de espécies generalistas e redução de espécies consideradas especialistas, que necessitam de habitats específicos, como por exemplo aves insetívoras e frugívoras (Willis 1979, Vielliard & Silva 1990, Aleixo & Vielliard, 1995; Laurance & Bierregaard, 1997; Anjos, 1998, 2001, 2006; Donatelli *et al.* 2004, 2007; Vianna *et al.* 2017).

A necessidade de algumas espécies de aves quanto à habitats específicos e a utilização de microhabitats (Stotz *et al.* 1996), além das altas taxas de desmatamento e extinção (Tabarelli *et al.* 2005), tornam importante a identificação dessas relações entre aves e seus habitats, para favorecer o manejo e a preservação das espécies em escalas locais (Wiens, 2002) assim como a inclusão destes tipos de informação em planos de conservação e ações para a preservação das populações (Caughley, 1994; Vickery & Herkert, 2001).

Desta forma, o presente estudo buscou relações entre espécies de aves e parâmetros da vegetação que podem ser importantes para a persistência destas assim como o conhecimento destas relações poderem ser utilizados para o manejo e a conservação da avifauna em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. Aqui, também propomos a utilização de um índice de importância das espécies como uma ferramenta para a avaliação da qualidade ambiental em áreas fragmentadas, além da utilização de um índice de espécies guarda-chuva para a análise de espécies potencialmente importantes para a conservação geral da avifauna local.

O primeiro capítulo desta tese aborda as relações das espécies de aves com diferentes parâmetros da vegetação.

O segundo capítulo consiste na aplicação e análise dos resultados obtidos através do índice de valor de importância e do índice de espécies guarda-chuva e suas aplicabilidades como ferramentas de avaliação ambiental e o potencial de espécies importantes para conservação.

## Referências

- Aleixo, A. & Vielliard, J.M.E. (1995). Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12(3): 493-511.
- Anjos, L. (1998). Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. *IPEF* 12(32): 87-94.
- Anjos, L. (2001). Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 12: 11-27.
- Anjos, L. (2004). Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 76(2): 429-434.
- Anjos, L. (2006). Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. *Biotropica*, 38(2): 229-234.
- Bender, D. J., Contreras, T. A. & Fahrig, L. (1998). Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*. 79: 517–533.
- Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of animal ecology*. 63:215-244.
- Cerqueira, R., Brant, A., Nascimento, M.T. & Pardini, R. (2003). Fragmentação: alguns conceitos. *In: Fragmentação de ecossistemas: causas e efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas* (Rambalsi, D.M. & Oliveira, D.A.S. eds). MMA/SBF, Brasília.
- Cunningham M.A. & Johnson D.H. (2006). Proximate and landscape factors influence grassland bird distributions. *Ecological Applications*, 16(3):1062–1075.

Davies, K. F., Margules, C. R., & Lawrence, J. F. (2000). Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments?. *Ecology*, 81(5): 1450-1461.

Donatelli, R.J., Costa, T.V.V. & Ferreira, C.D. (2004). Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(1): 97-114.

Donatelli, R.J., Ferreira, C.D., Dalbeto, A.C. & Posso, S.R. (2007). Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(2): 362-375.

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

Hasui, E. et al. (2018). ATLANTIC BIRDS: a data set of bird species from the Brazilian Atlantic Forest. 99(2): 497p.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2020) Contas de ecossistemas: espécies ameaçadas de extinção no Brasil: 2014. Rio de Janeiro. n. 75. 132p.

Laurance, W. F., Bierregaard Jr, R.O. (1997). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. Chicago: University of Chicago Press, 504p.

Lee, D. C., & Marsden, S. J. (2008). Increasing the value of bird-habitat studies in tropical forests: choice of approach and habitat measures. *Bird Conservation International*, 18(S1): S109-S124.

Martensen, A.C., Pimentel, R.G., Metzger, J.P. (2008). Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for

conservation. Biol. Conserv. 141: 2184–2192,  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>.

Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Banks-Leite, C., Prado, P.I., Metzger, J.P. (2012). Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conserv. Biol.* 26:1100–1111,  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x>.

Mittermeier, R.A. Gil, P.R. Hoffman, M. Pilgrim, J. Brooks, T. Mittermeier, C.G.

Lamourex, J. & Da Fonseca, G.A.B. (2005). *Hotspot Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Chicago: University of Chicago Press.

Myers, N. (1988). Threatened biotas: "hot spots" in tropical forests. *Environmentalist*, 8(3): 187-208.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853-858.

Pacheco, J. F., Silveira, L. F., Aleixo, A., Agne, C. E., Bencke, G. A., Bravo, G. A., Brito, G. R. R., Cohn-Haft, M., Mauricio, G. N., Naka, L. N., Olmos, F., Posso, S. R., Lees, A. C., Figueiredo, L. F. A., Carrano, E., Guedes, R. C., Cesari, E., Franz, I., Schunck, F., & de Q. Piacentini, V. (2021). Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee-second edition. *Ornithology Research*, 29(2), 94-105.  
<https://doi.org/10.1007/s43388-021-00058-x>

Piratelli, A., Sousa, S. D., Corrêa, J. S., Andrade, V. A., Ribeiro, R. Y., Avelar, L. H., & Oliveira, E. F. (2008). Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68: 259-268.

- Pires, A.S., Fernandez, F.A.S., Barros, C.S. (2006). Vivendo em um mundo em pedaços: Efeitos da fragmentação sobre as comunidades e populações animais: *In*: Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Sluys, M.V., Alves, M.A.S. *Biologia da Conservação: Essencias*. São Carlos: RiMa. Pp.231-260.
- Primack, R. B. & Rodrigues, E. 2001. *Biologia de Conservação*. Londrina, Editora Planta.
- Rezende, C.L., Scarano, F.R., Assad, E.D., Joly, C.A., Metzger, J.P., Strassburg, B.B.N., Tabarelli, M., Fonseca, G.A., Mittermeier, R.A. (2018). From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspect. Ecol. Conserv.* 16: 208–214. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142(6): 1141-1153.
- Stotz *et al.*, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., & Moskovits, D. K. (1996). *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press.
- Stouffer, P.C. & Bierregaard, R.O., Jr. (1995). Use of Amazonian forest fragment by understory insectivorous birds. *Ecology*. 76(8): 2429-2445.
- Tabarelli M, Pinto LP, Silva JMC, Hirota M, Bede L (2005) Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Conserv Biol* 19:695–700.
- Tabarelli, M. & Gascon, C. (2005). Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*. 19(3): 734–739.

Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielborger, K.; Wichmann, M.C.; Schwager, M.; Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by hábitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.

Uezu, A., Metzger, J.P., Vielliard, J.M.E. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol. Conserv.* 123: 507–519.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.001>.

Vale, M.M., Tourinho, L., Lorini, M.L., Rajão, H., Figueiredo, M.S.L., 2018b. Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. *J. Field Ornithol.* 89: 193–206, <http://dx.doi.org/10.1111/jfo.12256>.

Vianna, R. M., Donatelli, R. J., Whitacker, R., Martins, R. M., & Sementili-Cardoso, G. (2017). Dynamics of the bird communities in two fragments of Atlantic Forest in São Paulo, Brazil. *Biologia*, 72(8): 913-926.

Vickery P.D. & Herkert J.R. (2001). Recent advances in grassland bird research: where do we go from here? *The Auk*, 118(1):11-15.

Vielliard, J.E.M. & Silva, W.R. (1990). Nova metodologia de levantamento quantitativo de avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. Em: MENDES, S. (ed.) *Anais do IV Encontro Nacional de Anilhadores de Aves*. Recife: Editora da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Wiens, J. A. (2002). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater biology*, 47(4): 501-515.

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



## **1º. Capítulo - Avifauna e suas relações com parâmetros da vegetação em uma área de Floresta Estacional Semidecidual**

### **Resumo**

Os objetivos principais deste estudo foram verificar a existência de relações entre as espécies de aves presentes em um fragmento de Mata Estacional Semidecidual e os diferentes parâmetros da vegetação e microhabitats existentes neste fragmento. A avifauna foi amostrada mensalmente por 24 meses por meio de 24 pontos de contagem com raio limitado a 20m; a amostragem das variáveis da vegetação utilizou parcelas retangulares e a análise das relações foi feita a partir de uma análise de correspondência canônica, seguida de uma análise de permutação. Registramos um total de 86 espécies de aves: 44 estiveram presentes em no mínimo 25% das amostras e foram utilizadas para a análise de correspondência canônica. Destas, 24 espécies apresentam correlação significativa com as variáveis da vegetação amostradas: *B.ruficapillus*, *T.leucomelas*, *C.delalandi*, *C.caudata*, *T.melanops*, *P.mystaceus* e *R.carbo* se relacionaram com densidade de cobertura de dossel e árvores médias; *V.passerinus*, *P.leucoptera*, *H.rufimarginatus* e *T.caerulescens* com densidade do sub-bosque e número de árvores mortas, *C.lineata*, *P.cayana*, *D.ferruginea*, *M.flaveola*, *H.guttatus* e *C.fuscatus* com a altura de emaranhados de bambu e número de árvores mortas; *D.mentalis*, *H.guira*, *S.fuliginosus* e *S.similis* com altura do dossel e porcentagem de emaranhados de cipós e; *S.griseicapillus*, *D.platyrostris* e *S.scansor* com número de palmeiras. Todas as espécies que demonstraram relação com a altura dos emaranhados de bambu e número de arvores mortas são insetívoras. Para as espécies insetívoras típicas de sub-bosque o parâmetro densidade do sub-bosque demonstrou ser mais relevante. Estas correlações entre a heterogeneidade de habitats e preferências das espécies concordam em grande parte com dados da literatura e as exceções podem estar relacionadas com aspectos e exigências ambientais locais.

**Palavras-chave:** Aves, habitat, microhábitat, insetívoras, Mata Atlântica.

## 1.1 Introdução

A estruturação da comunidade de aves dentro e entre os habitats florestais é intimamente dependente da estrutura física da vegetação, os tipos e a distribuição de substratos de forrageio e a disponibilidade e abundância de insetos, que são influenciados pela composição da comunidade vegetal (Holmes *et al.* 1979). Tal heterogeneidade natural presente nos habitats pode prover diferentes nichos para uma grande diversidade de espécies (Magurran, 1988).

Variações na estrutura do habitat permitem a formação de diferentes mosaicos de microhabitats (Karr, 1990; Belsky & Canham, 1994). Microhabitats podem ser definidos como uma área ocupada que apresenta condições ambientais específicas que coincidem com as necessidades fisiológicas e biológicas de determinadas espécies (Karr, 1990; Stotz 1996).

Estudos revelam que as aves não estão distribuídas de maneira aleatória no sub-bosque (Levey, 1988; Schemske & Brokaw, 1981) e que grande proporção de aves, particularmente as insetívoras, possuem microhabitats específicos (Levey, 1988; Wiens, 1989; Schemske & Brokaw, 1981; Stotz, 1996; Kratter, 1997) e dependem de determinados elementos presentes nesse microhabitat como por exemplo; árvores mortas, emaranhados de bambu e de cipós (Stotz *et al.* 1996; Kratter, 1997; Lee & Marsden, 2008; Sekerçioğlu, 2002; Areta & Cockler, 2012; Rother & Pizo, 2013). Segundo Wiens (2002) a identificação de grupos de espécies que compartilham respostas similares às variáveis estruturais da paisagem beneficia o manejo e a conservação das espécies em uma escala local. Estes fatores têm grande importância na conservação das espécies, permitindo-se muitas vezes prever e justificar a presença de espécies em determinadas áreas (Lee & Marsden, 2008).

Na literatura, grande parte das informações sobre as espécies de aves, seus microhábitats e elementos da vegetação com os quais elas se relacionam são baseados em dados qualitativos provenientes de observações de campo, contando com poucos estudos quantitativos dessas relações espécie-específicas entre aves da Mata Atlântica e os seus microhábitats e os parâmetros da vegetação com as quais se relacionam (Polleto *et al.* 2004; Fávaro & Anjos, 2005; Lopes *et al.* 2006; Volpato *et al.* 2006; Hansbauer *et al.* 2010; Santana & Anjos, 2010). Logo, é de grande importância analisar e conhecer as relações das espécies de aves com os diferentes parâmetros e elementos da vegetação que podem compor seus microhábitats pois sabe-se que a perda de desses hábitats específicos leva ao declínio da população de espécies associadas (Lee & Marsden, 2008; Stratford & Stouffer, 2013).

#### **Objetivos gerais:**

Dessa maneira, o atual estudo objetivou verificar as relações entre as espécies de aves com os diferentes parâmetros da vegetação e microhábitats de um fragmento de Mata Atlântica.

#### **Objetivos específicos:**

- Verificar a existência de relações entre as espécies de aves registradas e os diferentes parâmetros de vegetação amostrados (nº de árvores mortas, altura de bambu, altura do dossel, porcentagem de cipós, nº de palmeiras, nº de árvores grandes, nº de árvores médias, densidade de cobertura de dossel, porcentagem de bambu, altura do sub-bosque e densidade do sub-bosque)
- Identificar com quais parâmetros as diferentes espécies de aves se relacionam.

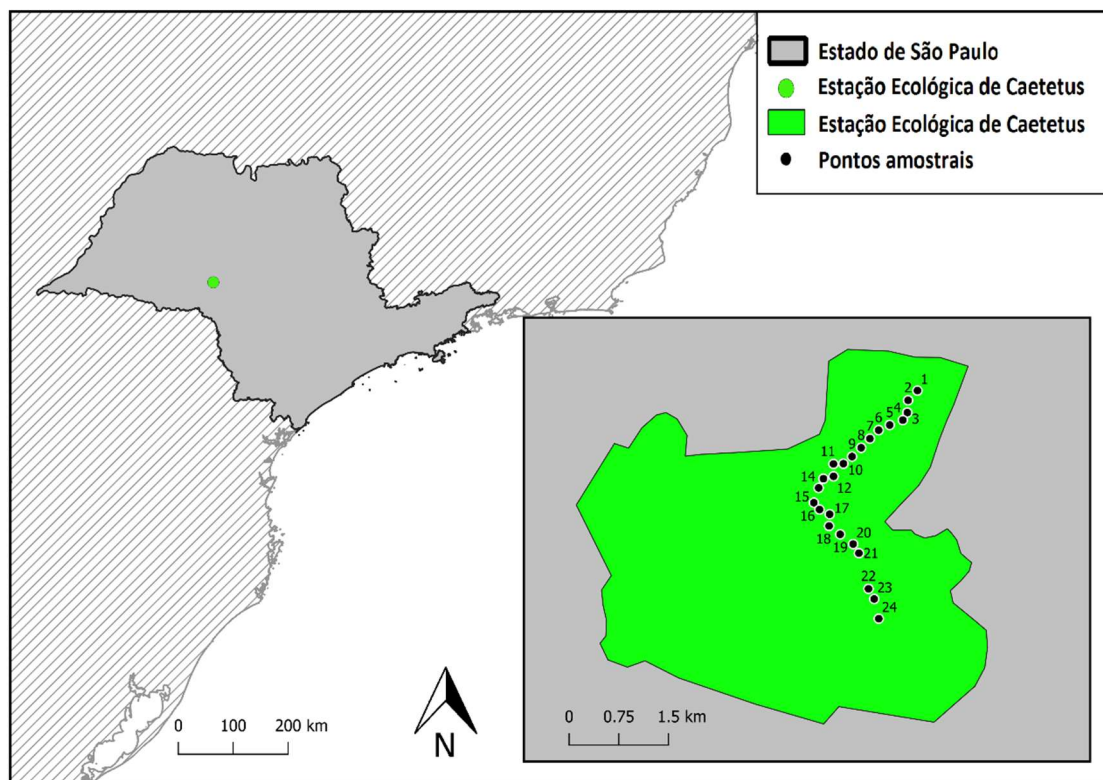
- Comparar as diferenças e semelhanças entre os resultados obtidos e os dados presentes na literatura quanto as relações com determinados parâmetros, microhábitats e hábitos de forrageio das espécies.

## 1.2 Material e Métodos

### 1.2.1 Área de Estudo

O atual estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica Olavo Amaral Ferraz, popularmente conhecida como Estação Ecológica dos Caetetus (EECa, daqui em diante).

A EECa está localizada entre os municípios de Gália e Alvinlândia (22°26'S e 49°44'W) no centro-oeste paulista (Figura 1) e consiste em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual de 2.178 ha (Tabanez *et al.* 2005). Seu clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa (quente com inverno seco) (Alvares *et al.* 2013).



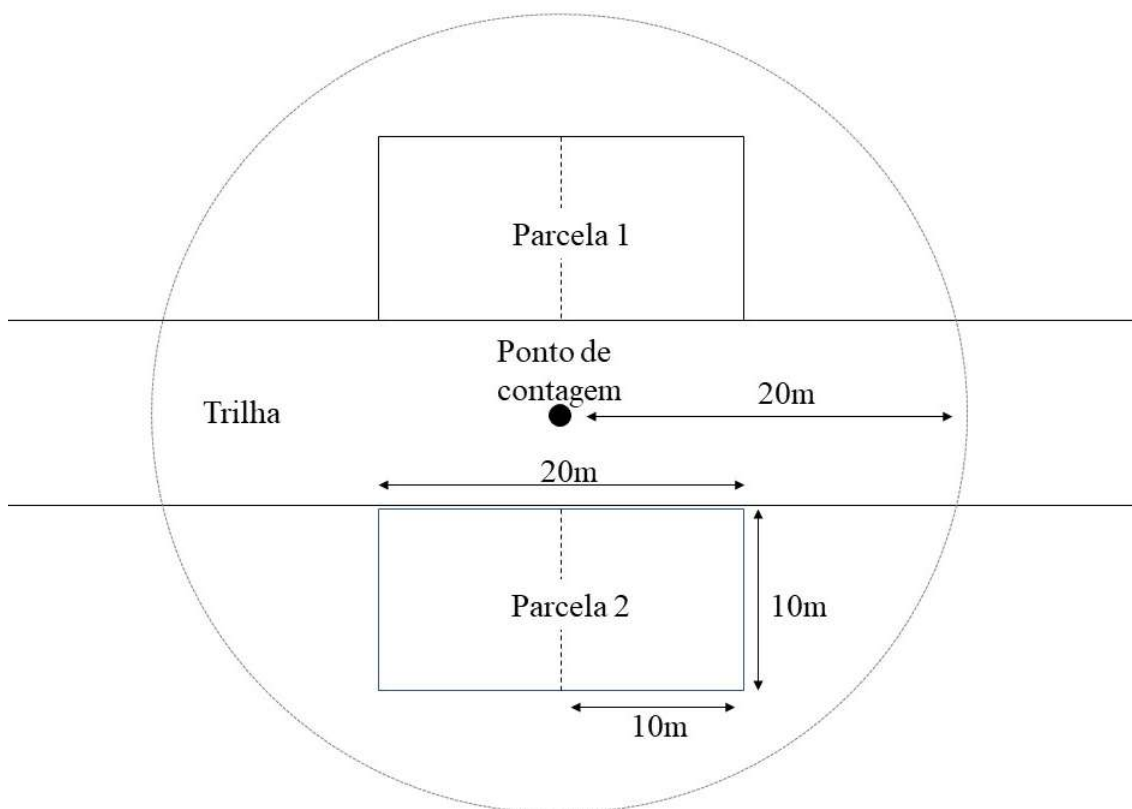
**Figura 1.** Localização da Estação Ecológica dos Caetetus - Olavo Amaral Ferraz no Estado de São Paulo e distribuição dos pontos amostrais na área de estudo.

### **1.2.2 Avifauna**

A amostragem de aves foi realizada por um período de 24 meses utilizando-se a metodologia de pontos de contagem com raio fixo de 20m para registro das espécies presentes nas parcelas, adaptado de Santana & Anjos (2010). Foram demarcados ao longo da trilha do jipe (8km), 24 pontos de contagem equidistantes no mínimo 200m (Figura 1) e distantes da borda da mata em aproximadamente 1km. Todos os pontos foram amostrados mensalmente nos períodos matutino (nas primeiras horas do dia) e vespertino (final da tarde) entre janeiro de 2018 e dezembro de 2019 totalizando 96 horas de amostragem. Cada ponto de contagem teve a duração de cinco minutos de acordo com Gerotti (2017); foram anotados em uma planilha de campo todos os contatos visuais e/ou auditivos realizados dentro do raio determinado. Os registros visuais foram realizados com o auxílio de um binóculo Nikon prostaff 7S, e os registros sonoros com um gravador Tascam D-05 acoplado a um microfone unidirecional Yoga HT81. Os nomes científicos e a ordenação taxonômica seguiram o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Pacheco *et al.* 2021). Os hábitos alimentares e estratos de forrageio foram obtidos de Stotz *et al. et al.* (1996), Sick (1997) e Willman *et al.* (2014) e o endemismo, baseado em Bencke *et al.* (2006). A partir dos dados obtidos, foi estimada a suficiência amostral por meio de uma curva de rarefação de espécies, utilizando o estimador não paramétrico Jackknife 1 e 1.000 aleatorizações. Para a obtenção do gráfico com a curva, considerou-se cada mês amostrado como uma amostra distinta. As análises foram realizadas no software EstimateS 9.1 (COLWELL, 2009).

### **1.2.3 Parâmetros da vegetação**

Para a amostragem das variáveis de vegetação foi utilizada a metodologia de parcelas retangulares (Durigan, 2004). Em cada um dos 24 pontos utilizados para o levantamento das espécies de aves foram demarcadas duas parcelas de 10x20m, uma de cada lado da trilha totalizando-se 48 parcelas (Figura 2).



**Figura 2.** Esquema representativo da trilha, medidas das parcelas e raio do ponto de contagem.

As variáveis utilizadas foram as seguintes (Tabela.1), de acordo com Favaro & Anjos, (2005), Lopes *et al.* (2006) e Polleto *et al.* (2004), com algumas modificações.

**Tabela 1.** Respectivas variáveis vegetacionais e suas mensurações.

Variável de vegetação	Mensuração
1.Árvores Médias (AM)	Número de árvores com DAP entre 5 e 10 cm
2.Árvores Grandes (AG)	Número de árvores com DAP maior que 10 cm
3.Altura do sub-bosque (ASB)	Até 1m (1); de 1m a 1,5m (2); de 1,5 a 2m (3) e de 2m a 2,5m (4) de altura.
4.Grau de densidade do sub-bosque* (DSB)	Valores atribuídos: 1 (0-25%), 2 (25-50%), 3 (50-75%), 4 (75-100%).



5.Densidade de cobertura do dossel (DCD)	Valor de porcentagem da cobertura obtido através de um densiômetro.
6.Altura do emaranhado de Bambu (AB)	Até 1m (1); de 1m a 1,5m (2); de 1,5 a 2m (3) e de 2m a 2,5m (4) de altura.
7.Porcentagem de bambu* (PB)	Estimativa da densidade de bambu representativa na parcela.  Valores atribuídos: 0 (0%), 1 (1-25%), 2 (25-50%), 3 (50-75%), 4 (75-100%).
8.Porcentagem de cipós* (PC)	Estimativa da densidade de cipós representativa na parcela.  Valores atribuídos: 0 (0%), 1 (1-25%), 2 (25-50%), 3 (50-75%), 4 (75-100%).
9. Palmeiras (NP)	Número de palmeiras maiores que 2m na parcela.
10.Altura do dossel (AD)	Altura do dossel em cada parcela.
11.Árvores mortas (NAM)	Número de arvores mortas.

---

\*estimativa de densidade representada por medidas visuais

Para as variáveis árvores médias e árvores grandes (AM e AG) os indivíduos presentes na parcela foram medidos à altura do peito com uma fita métrica e contabilizados para cada uma das categorias. As estimativas da altura do sub-bosque e dos emaranhados de bambus (ASB e AB) foram obtidas com uma vara de 2,5m de comprimento, graduada a cada 50cm com uma coloração diferente (adaptada de Nudds, 1977). A densidade de cobertura do dossel (DCD) em cada parcela foi obtida utilizando-se um densiômetro (Lemmon, 1957). Cada quadrante do densiômetro é dividido em quatro e são contados quantos quartos refletem o céu. O total de quadrantes é somado e multiplicado por 1,04 e

subtraído de 100, obtendo-se assim a porcentagem de cobertura do dossel e cada ponto (Lemmon, 1957). Variáveis como: grau densidade do sub-bosque (DSB), porcentagem do emaranhado de bambu (PB) e porcentagem de cipós (PC) foram obtidas a partir de estimativas visuais da porcentagem de ocupação destas variáveis nas parcelas. A medida da altura do dossel (AD) foi obtida utilizando-se uma bússola CSR – S80 com clinômetro e uma trena para obtenção das medidas. O processo consiste em se apontar o clinômetro para a parte mais alta da árvore, obtendo assim um ângulo e a tangente (tan) deste ângulo; a distância do observador em relação a árvore (d) e a altura do observador (a) na linha dos olhos. A partir destes valores multiplica-se o valor da tangente (tan) pela distância do observador em relação à árvore (d) e soma-se a altura do observador (a) e assim é obtida a altura da árvore (h) (Figueiredo, 1988). Em cada parcela foi estimada a altura média do dossel a partir da altura máxima das árvores presentes em dois pontos, um em cada parcela. No caso das variáveis número de palmeiras (NP) e número de árvores mortas (NAM) foram contabilizados o número de indivíduos em cada parcela.

#### **1.2.4 Análise dos dados**

##### *Índice pontual de abundancia (IPA)*

Este índice indica a abundância de cada espécie de ave em função do seu coeficiente de conspicuidade, por meio do número de contatos visuais e/ou auditivos e o número total de amostras (Blondel *et al.* 1970). É calculado dividindo-se o número de contatos obtidos para cada espécie pelo número total de amostras. Para tal, foram usados os dados de ponto de contagem com raio limitado. O IPA foi utilizado como uma medida de abundância relativa das espécies para o cálculo da CCA.

### Análise de correspondência canônica (CCA)

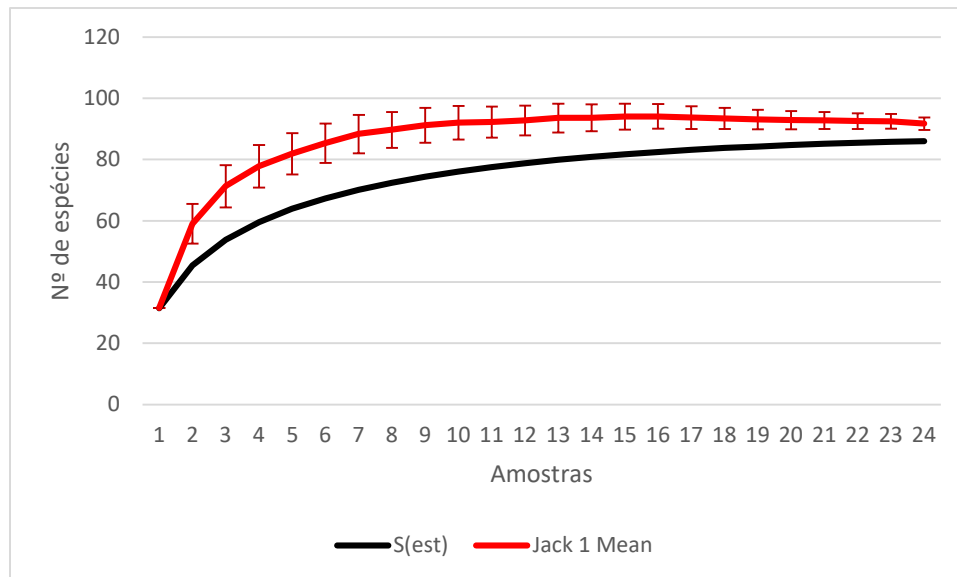
Utilizada para se relacionar quais dos pontos amostrais estão mais relacionados com as variáveis vegetacionais e as abundâncias das espécies. A análise de correspondência canônica (Ter Braak, 1986) utiliza duas matrizes, sendo uma destas considerada a matriz resposta (contendo a abundância das espécies) em um ponto amostral e uma matriz explanatória (contendo as variáveis vegetacionais) no mesmo ponto amostral. Ao serem relacionadas, tais matrizes irão gerar um diagrama no qual é possível avaliar-se quais amostras e espécies estão mais relacionadas a quais variáveis vegetacionais de acordo com o tamanho e o sentido dos vetores obtidos (Ter Braak, 1986; Melo & Hepp, 2008; Legendre & Legendre, 2012). A partir do resultado da CCA foi realizada uma análise de permutação (ANOVA) (Legendre *et al.* 2011; Legendre & Legendre, 2012) para testar a significância do modelo obtido através da CCA relacionando as variáveis de vegetação e as espécies de aves.

As análises foram realizadas utilizando-se o programa R (R Development Core Team, 2011) e o pacote Vegan (Oksanen et al, 2017). Foram utilizados os valores de IPA das espécies de aves que ocorreram em 25% das amostras (no mínimo 6 dos 24 pontos).

### 1.3 Resultados

Por meio da amostragem por pontos de contagem com raio limitado, foi registrado um total de 86 espécies de aves pertencentes a 11 ordens e 28 famílias, sendo 17 famílias Passeriformes e 11 não-Passeriformes (Apêndice 2.). Do total de espécies registradas, 44 estiveram presentes em no mínimo em 25% das amostras e foram utilizadas para a análise de correspondência canônica. As medidas brutas dos parâmetros de vegetação amostrados nas parcelas são apresentadas no Apêndice 1.

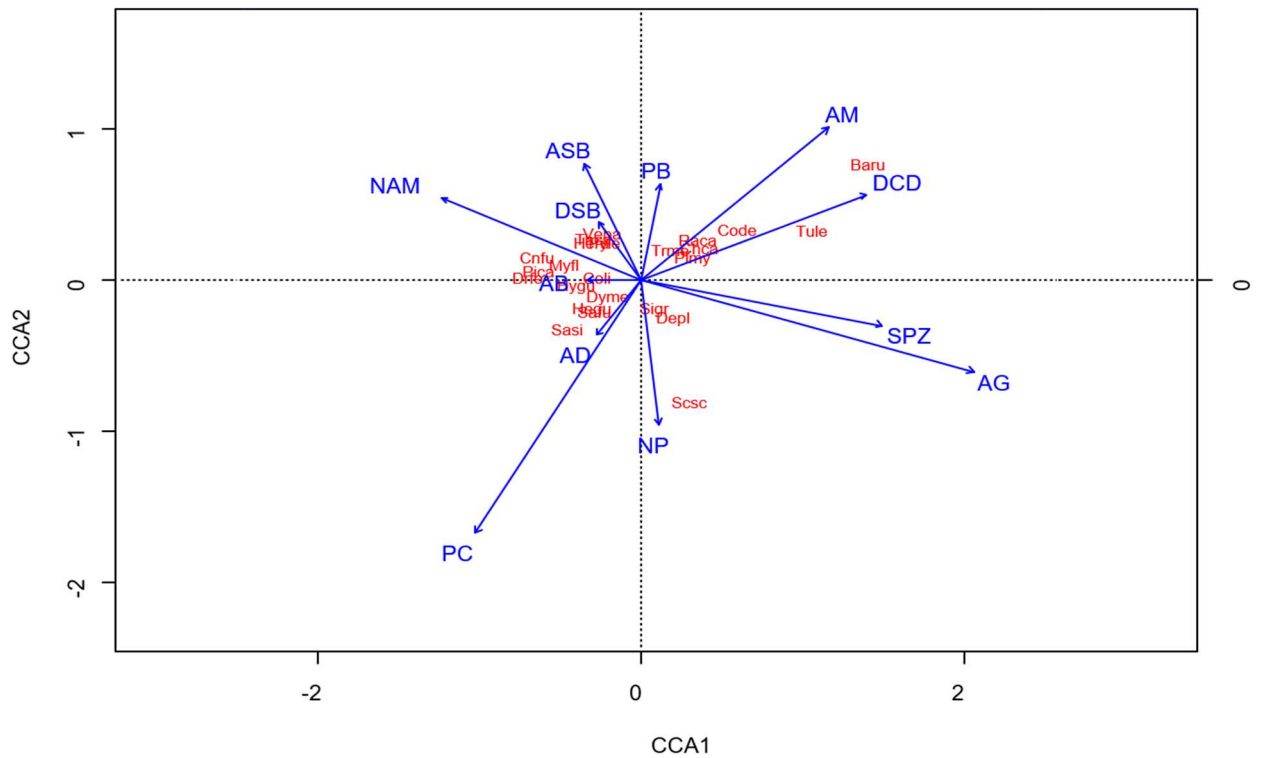
A curva de acumulação de espécies não atingiu o platô assintótico (Figura 3.), indicando que, possivelmente não foram amostradas todas as espécies presentes na área. O estimador Jackknife 1 demonstra que deveriam ter sido registradas cerca de 92 espécies (91,75). Dessa forma o número de espécies que foram registradas corresponde a cerca de 93,4% da riqueza estimada.



**Figura 3.** Curva de rarefação (linha contínua preta) e estimador de riqueza Jackknife 1 (linha contínua vermelha), da avifauna registrada na Estação Ecológica dos Caetetus por meio de pontos de contagem com raio limitado.

Os resultados da análise de correspondência canônica demonstraram que 55,74% da inércia total (1,024) são explicadas pelos dois eixos da análise, ou seja, aproximadamente 55% da variação nos dados relativos à avifauna podem ser explicados por esse conjunto de variáveis da vegetação presentes nas parcelas. A ANOVA utilizada para testar a significância do modelo obtido através da análise de correspondência canônica apresentou um valor significativo ( $F=1,257$ ;  $p= 0,042$ ).

Dentre as espécies registradas, 24 demonstraram algum nível de correlação com as variáveis da vegetação amostradas e são as espécies apresentadas no diagrama (Figura 3). Entre estas, oito espécies são consideradas endêmicas da Mata Atlântica (*Baryphthengus ruficapillus*, *Chiroxiphia caudata*, *Pyriglena leucoptera*, *Drymophila ferruginea*, *Conopophaga lineata*, *Hypoedaleus guttatus*, *Saltator fuliginosus* e *Sclerurus scansor*), quanto aos hábitos alimentares, quatro espécies possuem hábito onívoro e 20 são insetívoras (Apêndice 2.).



**Figura 4.** Diagrama de ordenação gerado através da análise de correspondência canônica. Em vermelho a abreviação dos nomes das espécies de aves (Baru - *Baryphthengus ruficapillus*, Tule - *Turdus leucomelas*, Code - *Corythopis delalandi*, Raca - *Ramphocelus carbo*, Chca - *Chiroxiphia caudata*, Trme - *Trichothraupis melanops*, Plmy - *Platyrinchus mystaceus*, Vepa - *Veniliornis passerinus*, Thca - *Thamnophilus caerulescens*, Heru - *Herpsilochmus rufimarginatus*, Pyle - *Pyriglena leucoptera*, Cnfy - *Cnemotriccus fuscatus*, Myfl - *Myiothlypis flaveola*, Pica - *Piaya cayana*, Drfe - *Drymophila ferruginea*, Coli - *Conopophaga lineata*, Hygu - *Hypoedaleus guttatus*, Dyme - *Dysithamnus mentalis*, Hegu - *Hemithraupis guira*, Safu - *Saltator fuliginosus*, Sasi - *Saltator similis*, Sigr - *Sittasomus griseicapillus*, Depl - *Dendrocolaptes platyrostris*, Ssc - *Sclerurus scansor*) e em azul as variáveis da vegetação.(NAM – número de árvores mortas, AB – altura de bambu, AD – altura do dossel, PC – porcentagem de cipós, NP – número de palmeiras, AG – número de árvores grandes, SPZ – número de espécies zoocóricas, DCD – densidade de cobertura do dossel, AM – número de árvores médias, PB – porcentagem de bambu, ASB- altura do sub-bosque, DSB – densidade do sub-bosque).

Quanto as correlações obtidas para as espécies e as variáveis da vegetação, o número de árvores grandes não apresentou relação com nenhuma espécie de ave assim como a porcentagem de bambu. Para a densidade de cobertura de dossel e árvores médias foram obtidas relações positivas para sete espécies; *Baryphthengus ruficapillus*, *Turdus leucomelas*, *Corythopsis delalandi*, *Chiroxiphia caudata*, *Trichothraupis melanops*, *Platyrinchus mystaceus* e *Ramphocelus carbo*.

Quatro espécies *Veniliornis passerinus*, *Pyriglena leucoptera*, *Herpsilochmus rufimarginatus* e *Thamnophilus caerulescens*, se relacionaram positivamente com densidade do sub-bosque e com o número de árvores mortas.

As seis espécies que demonstraram relações positivas com a altura de emaranhados de bambu e número de árvores mortas foram; *Conopophaga lineata*, *Piaya cayana*, *Drymophila ferruginea*, *Myiothlypis flaveola*, *Hypoedaleus guttatus* e *Cnemotriccus fuscatus*.

*Dysithamnus mentalis*, *Hemithraupis guira*, *Saltator fuliginosus* e *Saltator similis*, se mostraram relacionadas positivamente com altura do dossel e porcentagem de emaranhados de cipós.

E por fim, *Sittasomus griseicapillus*, *Dendrocolaptes platyrostris* e *Sclerurus scansor* demonstraram relação positiva com número de palmeiras e negativa com altura do sub-bosque, densidade do sub-bosque, e porcentagem de bambus.

## 1.4 Discussão

A riqueza registrada (86 espécies) pode ser considerada baixa quando comparada com outros estudos realizados na mesma área, que registraram: 184 espécies (Willis & Oniki, 1981), 203 espécies (Vianna, 2001), 196 espécies (Tabanez *et al.* 2005) e 226 espécies (Cavarzere *et al.* 2009). Esse baixo valor de riqueza registrado no atual estudo é explicado por diferentes fatores. A princípio, pela amostragem ter sido realizada utilizando-se pontos de contagem com raio limitado o que restringiu o registro das espécies apenas à indivíduos que estavam presentes dentro das parcelas, não sendo anotados os contatos de espécies que estavam fora desse raio.

Quando comparada com estudos anteriores realizados na EECa, a baixa riqueza tem relação com a área e os habitats que foram amostrados dentro do fragmento, que no atual estudo se restringiu apenas a trilha do jipe, diferentemente dos outros trabalhos que amostraram todas as áreas e habitats presentes na EECa, assim como o entorno do fragmento (Willis & Oniki, 1981; Vianna, 2001; Tabanez *et al.* 2005; Cavarzere *et al.* 2009).

A variação explicada pela análise, e o valor significativo obtido através da ANOVA para o modelo gerado através da CCA demonstraram que existem correlações entre as espécies de aves e os parâmetros da vegetação que foram amostrados.

Algumas das relações obtidas entre as espécies de aves e os parâmetros da vegetação condizem com as informações presentes na literatura sobre os hábitos e habitats das espécies. A maior quantidade de espécies insetívoras que apresentaram correlação com as variáveis, pode estar relacionada à maior especificidade desta guilda quanto à alimentação e aos nichos que ocupam (Bierregaard & Stouffer 1997, Bierregaard 1997, Sekercioglu *et al.* 2002). Além de serem as guildas mais abundantes em fragmentos bem



preservados (Willis 1979, Stouffer & Bierregaard 1997; Carrara *et al.* 2015) assim como a EECa.

Todas as espécies que demonstraram relação com a altura dos emaranhados de bambu e número de árvores mortas são insetívoras, hábito favorecido pelos emaranhados de bambu por estes oferecerem diversos ambientes de forrageio para estas aves (Stotz *et al.*, 1996; Kratter, 1997; Armesto & Wilson, 2004; Areta & Cockler, 2012) e a madeira morta ser um recurso importante para diversos grupos de artrópodes (Hanula *et al.* 2006), bem como um importante microhábitat para aves insetívoras (Sekerçioğlu, 2002). Ainda sobre parâmetros de bambu, no atual estudo nenhuma espécie apresentou relação direta com a porcentagem de bambu presente o que indica que, nesse caso, a altura dos emaranhados se mostra mais importante para as aves do que a quantidade de bambu presente nas parcelas.

Quanto aos parâmetros de sub-bosque, para a densidade (quão emaranhado o sub-bosque se apresenta) nós obtivemos mais espécies relacionadas diretamente a este do que a em relação à altura desse estrato e as aves relacionadas à essa variável (exceto *V. passerinus*) são insetívoras típicas desse estrato e apresentam naturalmente preferência por áreas mais densas e com muitas folhagens (Sick, 1997; Zimmer & Isler, 2020a,b; del Hoyo *et al.* 2020a) pois estas áreas apresentam uma grande riqueza de microhábitats, o que aumenta o número de insetos (Tubelis & Cavalcanti, 2000; Ramirez-Alborez, 2006; Posso *et al.* 2014).

Assim, *Baryphthengus ruficapillus* mostrou afinidade com maior densidade de cobertura do dossel e tal fato está provavelmente relacionado à preferência desta espécie por áreas mais sombrias (Sick, 1997). Assim como *Corythopsis delalandi*, que habita mata mais escura e costuma forragear no solo (Fitzpatrick, 2020) e *Platyrrinchus mystaceus* que forrageia a pouca altura em mata escura (Sigrist, 2009), características ambientais que

podem se proporcionar por uma maior cobertura de dossel. Para *Turdus leucomelas* a relação positiva com a maior cobertura de dossel também pode estar relacionada aos hábitos da família Turdidae, que costumam forragear no solo escuro da floresta, apesar de ser uma das espécies mais comuns e estar adaptada tanto a áreas florestais quanto áreas antropizadas, ocupando um grande espectro de habitats (Winkler, 2020).

Para *Chiroxiphia caudata* obtivemos resultados diferentes dos citados por (Ridgely & Tudor, 1994) que citam seu habitat como áreas de floresta geralmente mais abertas e bordas de fragmentos. Já, comparando nossos resultados com o estudo de Hansbauer *et al.* (2009), estes, corroboram a atual relação positiva com maior densidade de cobertura do dossel, pois estes autores registraram que esta espécie seleciona áreas com maiores coberturas de dossel. E quanto a relação negativa com maiores alturas de dossel, pode estar relacionada com a ocorrência de *C. caudata* nos estratos baixo e médio de florestas úmidas segundo Sigrist (2009) e talvez revele uma relação desta espécie com áreas dentro do fragmento, que apresentam um dossel mais baixo.

Em relação a *Trichothraupis melanops* e *Ramphocelus carbo*, a relação positiva com a densidade do dossel pode estar relacionada aos hábitos destas espécies que se movimentam e comumente forrageiam na folhagem densa do dossel em busca de insetos (Hilty, 2020a; Hilty, 2020b). Porém, no caso de *T. melanops* esta é considerada uma espécie generalista de nicho segundo Favaro & Anjos (2005) que apresenta relações com diversos parâmetros de vegetação e forrageia em diversos estratos diferentes da floresta (Willman *et al.* 2014) não apresentando preferência um microhabitat específico.

No caso de *Veniliornis passerinus*, esta é considerada uma espécie versátil que habita uma grande variedade de habitats entre áreas florestais, borda de mata, clareiras e ambientes antropizados apresentando preferência por bordas de fragmentos e clareiras (Winkler & Christie, 2020), e forrageia em vários estratos diferentes em florestas

(Willman *et al.* 2014). Tais hábitos não nos permitem inferir relações específicas com algum microhabitat levando-se em conta os resultados obtidos aqui quanto à relação positiva com densidade e altura do sub-bosque, por esta apresentar hábitos mais generalistas quanto a ocupação de microhabitats.

*Pyriglena leucoptera* habita meia altura na mata densa (Sick, 1997) sendo comumente encontrada no sub-bosque, onde frequenta e forrageia em densos emaranhados e áreas com bambu (Zimmer & Isler, 2020a) o que explica as relações positivas desta espécie com altura e densidade do sub-bosque.

*Herpsilochmus rufimarginatus* habita emaranhados no sub-bosque e forrageia em áreas mais altas do sub-bosque com grande concentração de folhagens, além da periferia de árvores com sobreposição de galhos com muitas folhas (del Hoyo *et al.* 2020a); tais fatos explicam as relações obtidas para tal espécie com a altura e a densidade do sub-bosque no atual estudo. Já *Thamnophilus caerulescens* habita e forrageia em emaranhados densos de vegetação no sub-bosque (Zimmer & Isler, 2020b) corroborando também a sua relação com altura e densidade do sub-bosque.

Porém, opostamente aos resultados obtidos no atual estudo, Lopes *et al.* (2006) obtiveram para *Herpsilochmus rufimarginatus* e *Thamnophilus caerulescens* a preferência pela ausência de arbustos e de estrato inferior denso em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e reflorestamentos no Estado do Paraná.

*Conopophaga lineata* apresenta preferência por áreas com vegetação densa e emaranhados de bambu no sudeste do Brasil; a associação desta espécie com bambu, assim como no atual estudo, também foi constatada nos trabalhos realizados por Santana & Anjos (2010) e Whitney *et al.* (2020).

*Cnemotriccus fuscatus* espécie que não é considerada estritamente relacionada a bambu (Farnsworth & Lebbin, 2020), apresentou nesse estudo relação positiva com a altura de bambus e número de árvores mortas; tal resultado pode ser explicado pelo hábito alimentar insetívoro (Wilman *et al.* 2014) e pela abundância de presas relacionadas à bambus e arvores mortas (Stotz *et al. et al.* 1996, Hanula *et al.* 2006).

*Myiothlypis flaveola* forrageia no solo e em ramos baixos no sub-bosque, indo ao solo quando há correição de formigas e quando acompanham bando mistos (del Hoyo *et al.* 2014; Sick, 1997), utilizando comumente os estratos mais baixos do sub-bosque (Marini e Cavalcanti, 1993). Sua relação com altura dos emaranhados de bambu pode estar relacionada à disponibilidade e abundância de insetos presentes tanto em bambuzais (Stotz *et al.* 1996, Areta & Cockle, 2012) quanto em árvores mortas (Hanula *et al.* 2006). A relação negativa com densidade de cobertura de dossel pode ser explicada pela ocorrência desta espécie em clareiras e áreas abertas no meio das florestas (del Hoyo *et al.* 2014).

*Piaya cayana* costuma habitar áreas abertas, podendo utilizar ambientes florestais e áreas de mata mais esparsas (Fitzgerald *et al.* 2020) o que poderia explicar a relação negativa com a densidade de cobertura de dossel. Já a relação positiva com a altura de bambu, apesar de não haver registros de preferência desta espécie por este parâmetro, pode ter relação com o hábito alimentar insetívoro e ao fato de *P. cayana* se unir a bandos mistos e forragear a baixas alturas no sub-bosque seguindo outras espécies (Machado, 1999; Maldonado-Coelho & Marini, 2003).

*Drymophila ferruginea* é considerada especialista quase obrigatória de bambus (Rohter, 2013; Zimmer & Isler, 2020d), cujo principal microhabitat consiste em bambuzais (Sigrist, 2009). Forrageia em emaranhados de bambu no sub-bosque ou em bordas de florestas (Zimmer & Isler, 2020d). Preferência que pôde ser confirmada através

da relação positiva que foi obtida para esta espécie e a altura de bambu presente nas parcelas amostradas.

*Hypoedaleus guttatus* forrageia no estrato médio e superior (Sick, 1997) em áreas de florestas com vegetação densa (Zimmer & Isler, 2020c). Lopes *et al.* (2006) registraram uma relação desta espécie com o estrato médio denso, características que no atual estudo poderiam ser propiciadas pelos bambuzais, corroborando a relação positiva desta espécie com altura dos emaranhados bambu.

Em *Dysithamnus mentalis*, a relação positiva com altura do dossel e porcentagem de cipós pode ser justificada pelos hábitos desta espécie que forrageia no sub-bosque e no estrato médio em alturas que podem ser superiores a cinco metros e frequentemente subir em cipós e lianas para capturar insetos (Zimmer & Isler, 2020e), hábitos que podem afirmar a relação obtida para esta espécie quanto a estes parâmetros.

*Hemithraupis guira*, é considerada uma espécie de copa (Wilman, 2014) a qual forrageia no nível superior e no dossel seguindo bandos mistos (Johnstone & Burns, 2020; Sigrist, 2009). Houve correlação positiva dessa espécie com maiores alturas de dossel. A proximidade desta espécie com ~~*Saltator similis*~~, *Saltator fuliginosus* e *D. mentalis* apresentada no diagrama pode ter relação com a formação de bandos mistos, pois segundo Tubelis (2004) *H. guira* é considerada uma importante espécie nuclear e *S. similis* e *S. fuliginosus* costumam se juntar a bandos mistos de forrageio (Sigrist, 2009).

A relação de ~~*Saltator similis*~~ e *Saltator fuliginosus* com altura do dossel talvez possa ser explicada pelos hábitos desta espécie que é generalista tanto quanto aos hábitos alimentares quanto aos estratos de forrageio, pois utiliza desde o sub-bosque até o dossel (Willman *et al.* 2014) e possivelmente maiores altura de dossel proporcionariam uma maior variedade de substratos para o forrageio desta espécie.

*Sittasomus griseicapillus* é considerada uma espécie mais generalista e de alta plasticidade ecológica (Polleto *et al.* 2004; Patten, 2020) o que a leva a utilizar uma grande variedade de substratos de forrageio. Segundo resultados obtidos por Soares e Anjos (1999), tal espécie demonstra preferência por forragear em árvores e raramente visita arvores mortas (Patten, 2020). Tais fatos podem explicar a relação negativa com número de árvores mortas, porém não esclarece a relação positiva obtida com o número de palmeiras vivas ou mortas.

*Dendrocolaptes platyrostris* é considerada generalista por Polleto *et al.* (2004) e especialista por Soares & Anjos (1999). Forrageia a partir do estrato médio até o dossel predando insetos no tronco e ápice de palmeiras (Polleto *et al.* 2004) o que explica a relação positiva obtida no atual estudo com o número de palmeiras.

*Sclerurus scansor* forrageia sobre o solo revirando folhas a procura de insetos (del Hoyo *et al.* 2020b). Os resultados obtidos por Hansbauer *et al.* (2009) quanto a seleção de microhabitats dessa espécie revelaram a preferência por áreas de florestas com solo mais limpo e com pouco sub-bosque (del Hoyo *et al.* 2020b). Isso explica a relação negativa apresentada por esta espécie em relação a densidade e a altura do sub-bosque.

Quanto a comparação com dados qualitativos e quantitativos presentes na literatura, algumas relações obtidas condizem com as informações existentes, porém para outras, aqui obtivemos resultados diferentes. Essa variação revela uma lacuna a ser preenchida para se esclarecer se estes resultados possivelmente têm relação com a disponibilidade e ocorrência local dos microhabitats e substratos de forrageio presentes no fragmento da EECa que talvez façam com que as aves utilizem substratos diferentes dos citados na literatura, de acordo com o que encontram disponível no fragmento em que estão presentes.

Os resultados obtidos no atual estudo revelam a existência de correlações entre espécies de aves e a presença de determinados parâmetros da vegetação que proporcionam microhábitats e substratos de forrageio. A maior parte das espécies que apresentam relação com parâmetros específicos possuem hábito alimentar insetívoro. O que pode ter relação com a seleção de espécies para a análise, que consistiu na utilização de espécies mais abundantes e que estavam presentes em no mínimo 25% das amostras.

Entre estas, mesmo algumas consideradas generalistas quanto ao uso do habitat, apresentaram relações com determinados parâmetros específicos de microhábitat, o que pode demonstrar que esses determinados parâmetros oferecem recursos para diferentes espécies. Em relação as espécies insetívoras típicas de sub-bosque os parâmetros que se apresentaram mais relevantes foram a densidade do sub-bosque e a altura dos emaranhados de bambu.

As relações obtidas no atual estudo se mostram importantes pois revelam parâmetros da vegetação (densidade de sub-bosque e altura de emaranhados de bambu) que são importantes e são compartilhados por diversas espécies o que nos permite inferir e prever a presença das espécies na área da EECa e possivelmente em outros fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual.

## Referências

- Aleixo, A. (1999). Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. *Condor*, 537-548.
- Aleixo, A. & Vielliard, J.M.E. (1995). Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12(3): 493-511.
- Alvares, C.A., J.L. Stape, P.C. Sentelhas, J.L.M. Gonçalves & G. Sparovek (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711-728.
- Armesto, J. J., & Willson, M. F. (2004). Importance of Native Bamboo for Understory Birds in Chilean Temperate Forests. *The Auk*, 121(2), 515–525. doi:10.2307/4090415
- Areta, J. I., and Cockle, K. L. (2012). A theoretical framework for understanding the ecology and conservation of bamboo-specialist birds. *Journal of Ornithology* 153,163–170. doi:10.1007/s10336-012-0861-z
- Clarke, R. K. (1993). Non-Parametric Multivariate Analyses Of Changes In Community Structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1): 117-143.
- Bencke, G. A., Maurício, G. N., Develey, P. F., & Goerck, J. M. (2006). Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil, Parte I—Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil.
- Bierregaard, W.F.L.R.O. (1997). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press.



- Bierregaard, R.O. & Stouffer, P.S. (1997). Birds in forest fragments. In: W.F. Laurance & R.O. Bierregaard (eds). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago. 616p.
- Blake, J. G., & Loiselle, B. A. (2000). Diversity of birds along an elevational gradient in the Cordillera Central, Costa Rica. *The Auk*, 117(3), 663-686.
- Block, W. M., Brennan, L. A. (1993). The habitat concept in ornithology. In: Current ornithology. Springer, Boston, MA, p. 35-91.
- Blondel, J., Ferry, C. & Frochot, B. (1970). La method des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38: 55-71.
- Brewer, D. (2020a). Green-winged Saltator (*Saltator similis*), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.grwsal1.01>
- Brewer, D. (2020b). Black-throated Grosbeak (*Saltator fuliginosus*), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.blgtgro2.01>
- Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J. H., Schondube, J. E., de Freitas, S. M., & Fahrig, L. (2015). Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, 184: 117-126.
- Chase, J. M., Biro, E. G., Ryberg, W. A., & Smith, K. G. (2009). Predators temper the relative importance of stochastic processes in the assembly of prey metacommunities. *Ecology letters*, 12(11): 1210-1218.

Cintra, R., & Cancelli, J. (2008). Effects of forest heterogeneity on occurrence and abundance of the scale-backed antbird, *Hylophylax poecilinotus* (Aves: *Thamnophilidae*), in the Amazon forest. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25: 630-639.

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. n.18. p.117-143.

Curson, J. and A. Bonan (2020). Flavescent Warbler (*Myiothlypis flaveola*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.flawar1.01>

del Hoyo, J., J. Tello, G. M. Kirwan, and N. Collar (2020). White-throated Spadebill (*Platyrinchus mystaceus*), version 1.0. In *Birds of the World* (S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, and T. S. Schulenberg, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.whtspa1.01>

del Hoyo, J., J. V. Remsen, Jr., G. M. Kirwan, and N. Collar (2020b). Rufous-breasted Leaf-tosser (*Sclerurus scansor*), version 1.0. In *Birds of the World* (S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, and T. S. Schulenberg, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.rublea1.01>

del Hoyo, J., K. Zimmer, N. Collar, M.L. Isler, and G. M. Kirwan (2020a). Rufous-winged Antwren (*Herpsilochmus rufimarginatus*), version 1.0. In *Birds of the World* (S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, and T. S. Schulenberg, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.ruwant1.01>

Donatelli, R.J., Costa, T.V.V. & Ferreira, C.D. (2004). Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(1): 97-114.

Donatelli, R.J., Ferreira, C.D., Dalbeto, A.C. & Posso, S.R. (2007). Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(2): 362-375.

Durigan, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. (2004). In: Cullen Jr., Rudram, R., Valladares-Padua, C. Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Editora da UFPR. P.455-479.

Ellingsen, K. E., Anderson, M. J., Shackell, N. L., Tveraa, T., Yoccoz, N. G., & Frank, K. T. (2015). The role of a dominant predator in shaping biodiversity over space and time in a marine ecosystem. *Journal of Animal Ecology*, 84(5), 1242-1252.

Farnsworth, A. and D. J. Lebbin (2020). Fuscous Flycatcher (*Cnemotriccus fuscatus*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.fusfly1.01>

Fávaro, F. D. L., & Anjos, L. D. (2005). Microhábitat of *Habia rubica* (Vieillot) and *Trichothraupis melanops* (Vieillot)(Aves, Emberizidae, Thraupinae) in an Atlantic Forest, Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(1): 213-217.

Figueiredo, L.F.A. (1988). Um clinômetro de fabricação doméstica para medida de altura de pontos inacessíveis. *Boletim CEO* 5: 16-18.

Fitzgerald, J., T. S. Schulenberg, and G. F. Seeholzer (2020). Squirrel Cuckoo (*Piaya cayana*), version 1.0. In *Birds of the World* (T. S. Schulenberg, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.squcuc1.01>

Fitzpatrick, J. W. (2020). Southern Antpipit (*Corythopsis delalandi*), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.souant1.01>

Gause, G. F. (1934). Experimental analysis of Vito Volterra's mathematical theory of the struggle for existence. *Science*, 79(2036): 16-17.

Gerotti, R. W. (2017). Análise das variáveis tempo e distância no método “pontos de contagem” no estudo da assembleia de aves na estação ecológica de Caetetus (EECa), São Paulo. Dissertação de mestrado. Universidade estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Botucatu. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/151361>>.

Grinnell, J. (1917). The niche-relationships of the California Thrasher. *The Auk*, 34(4): 427-433.

Hanula, J. L., Horn, S., & Wade, D. D. (2006). The role of dead wood in maintaining arthropod diversity on the forest floor. Gen. Tech. Rep. SRS-93. Asheville, NC: US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. pp. 57-66.

Hansbauer, M. M., Végvári, Z., Storch, I., Borntraeger, R., Hettich, U., Pimentel, R. G., & Metzger, J. P. (2010). Microhabitat selection of three forest understory birds in the Brazilian Atlantic rainforest. *Biotropica*, 42(3): 355-362.

Hilty, S. (2020a). Black-goggled Tanager (*Trichothraupis melanops*), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.blgtan1.01>

Hilty, S. (2020b). Silver-beaked Tanager (*Ramphocelus carbo*), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.sibtan2.01>

Holmes, R. T., Schultz, J. C., & Nothnagle, P. (1979). Bird predation on forest insects: an enclosure experiment. *Science*, 206(4417): 462-463.

James, F. C., & Wamer, N. O. (1982). Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology*, 63(1): 159-171.

Janzen, Dh. And Schoener, Tw., 1968. Differences in insect abundance and diversity between wetter and drier sites during a tropical season. *Ecology*, vol. 49, no. 1, p. 96-110.

Jari Oksanen, F. Guillaume Blanchet, Michael Friendly, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Dan McGlinn, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens, Eduard Szoecs and Helene Wagner (2017). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-5. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Johnstone, A. and K. J. Burns (2020). Guira Tanager (*Hemithraupis guira*), version 1.0. In Birds of the World (T. S. Schulenberg, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.guitan1.01>

Karr, J. R., & Freemark, K. E. (1983). Hábitat selection and environmental gradients: dynamics in the "stable" tropics. *Ecology*, 64(6): 1481-1494.

Karr, J. R., & Freemark, K. E. (1983). Hábitat selection and environmental gradients: dynamics in the "stable" tropics. *Ecology*, 64(6):1481-1494.

Kratter, A. W. (1997). Bamboo specialization by Amazonian birds. *Biotropica*, 29(1): 100-110.

Lee, D. C., & Marsden, S. J. (2008). Increasing the value of bird-habitat studies in tropical forests: choice of approach and habitat measures. *Bird Conservation International*, 18(S1), S109-S124.

Legendre, P. and Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology*. 3rd English ed. Elsevier.

Legendre, P., Oksanen, J. and ter Braak, C.J.F. (2011). Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. *Methods in Ecology and Evolution*, 2, 269-277.

Lemmon, P.E. (1957). A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry* 55: 667-669.

Levey, D. J. (1988). Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. *Ecology*, 69(4): 1076-1089.

Lopes, E. V., Volpato, G. H., Mendonça, L. B., Fávoro, F. D. L., & dos Anjos, L. (2006). Abundância, microhábitat e repartição ecológica de papa-formigas (Passeriformes, Thamnophilidae) na bacia hidrográfica do rio Tibagi, Paraná, Brasil Abundance, microhábitat and ecological partitioning of typical antbirds (Passeriformes, Thamnophilidae) in the Tibagi hydrographic basin, Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(2): 395-403.

MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42(3): 594-598.

MacArthur, R.H. (1965). Patterns of species diversity. *Biological Reviews*, 40: 510-533.

MacNally, R. C. (1990). The roles of floristics and physiognomy in avian community composition. *Austral Ecology*, 15(3): 321-327.

Machado, C. G. (1999). A composição dos bandos mistos de aves na Mata Atlântica da Serra de Paranapiacaba, no Sudeste Brasileiro. *Revista Brasileira de Biologia*, 59, 75-85.

Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press.

Maldonado-Coelho, M., & Marini, M. A. (2003). Composição de bandos mistos de aves em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 43(3), 31-54.

Marantz, C. A., A. Aleixo, L. R. Bevier, and M. A. Patten (2020). Planalto Woodcreeper (*Dendrocolaptes platyrostris*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.plawoo1.01>

Melo, A.S; Hepp, L.U. (2008). Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3): 463-486.

Nudds, T.D. (1977). Quantifying the vegetative structure of wildlife cover. *Wildl. Soc. Bull.* 5: 113-117.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., ... & Oksanen, M. J. (2013). Package 'vegan'. *Community ecology package*, version, 2(9): 1-295.

Orians, G. H. (2020). *Some Adaptations of Marsh-Nesting Blackbirds*.(MPB-14), Volume 14. Princeton University Press.

Pacheco, J. F., Silveira, L. F., Aleixo, A., Agne, C. E., Bencke, G. A., Bravo, G. A., Brito, G. R. R., Cohn-Haft, M., Mauricio, G. N., Naka, L. N., Olmos, F., Posso, S. R., Lees, A.

C., Figueiredo, L. F. A., Carrano, E., Guedes, R. C., Cesari, E., Franz, I., Schunck, F., & de Q. Piacentini, V. (2021). Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee-second edition. *Ornithology Research*, 29(2), 94-105. <https://doi.org/10.1007/s43388-021-00058-x>

Palmer, G. C., & Bennett, A. F. (2006). Riparian zones provide for distinct bird assemblages in forest mosaics of south-east Australia. *Biological Conservation*, 130(3): 447-457.

Patten, M. A. (2020). Olivaceous Woodcreeper (*Sittasomus griseicapillus*), version 1.0. In *Birds of the World* (T. S. Schulenberg, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.oliwoo1.01>

Pires, A. S., Fernandez, F. A., & Barros, C. S. (2006). Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. *Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos, São Paulo, Brazil, 231-260.

Poletto, F., Anjos, L. D., Lopes, E. V., Volpato, G. H., Serafini, P. P., & Favaro, F. L. (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(2): 89-96.

R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Ridgely, R. S. and G. Tudor. 1994. *The birds of South America, Vol. 2: the suboscine passerines*. Austin: Univ. of Texas Press.

Rother, D. C., Alves, K. J. F., & Pizo, M. A. (2013). Avian assemblages in bamboo and non-bamboo habitats in a tropical rainforest. *Emu-Austral Ornithology*, 113(1): 52-61.



Santana, C. R., & dos Anjos, L. (2010). Associação de aves a agrupamentos de bambu na porção Sul da Mata Atlântica, Londrina, Estado do Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 10(2).

Şekerciöglu, Ç. H., Ehrlich, P. R., Daily, G. C., Aygen, D., Goehring, D., & Sandí, R. F. (2002). Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(1): 263-267.

Schemske, D. W., & Brokaw, N. (1981). Treefalls and the distribution of understory birds in a tropical forest. *Ecology*, 62(4): 938-945.

Snow, D. and G. M. Kirwan (2020). Rufous-capped Motmot (*Baryphthengus ruficapillus*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.rucmot2.01>

Sick, H. (1997). *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.

Sigrist, T. (2009). *Guia de campo Avis Brasilis-Avifauna Brasileira: Descrição das espécies*. Vinhedo, Editora Avis Brasilis, 600p.

Stotz *et al.*, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., & Moskovits, D. K. (1996). *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press.

Stratford, J. A., & Stouffer, P. C. (2013). Microhabitat associations of terrestrial insectivorous birds in Amazonian rainforest and second-growth forests. *Journal of Field Ornithology*, 84(1), 1-12.

Tabanez, M. F., Durigan, G., Keuroghlian, A., Barbosa, A. F., Freitas, C. A., Silva, C. E. F., ... & CONTIERI, W. A. (2005). Plano de manejo da Estação Ecológica dos Caetetus. *Instituto Florestal Série Registros*, 29: 1-104.

Ter Braak, C.J.F. (1986). Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology*, 67 (5): 1167-1179.

Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielborger, K.; Wichmann, M.C.; Schwager, M.; Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.

Tubelis, D.P. (2004). Species composition and seasonal occurrence of mixed-species flocks of forest birds in savannas in central Cerrado, Brazil. *Ararajuba*. 12(2):105-111.

Uezu, A., & Metzger, J. P. (2011). Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity and Conservation*, 20(14): 3627-3643.

Vielliard, J.E.M. & Silva, W.R. (1990). Nova metodologia de levantamento quantitativo de avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. In: Mendes, S. (ed.) *Anais do IV Encontro Nacional de Anilhadores de Aves*. Recife: Editora da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Vianna, R. M., Donatelli, R. J., Whitacker, R., Martins, R. M., & Sementili-Cardoso, G. (2017). Dynamics of the bird communities in two fragments of Atlantic Forest in São Paulo, Brazil. *Biologia*, 72(8): 913-926.

Volpato, G. H., Anjos, L., Poletto, F., Serafini, P. P., Lopes, E. V., & Fávaro, F. L. (2006). Terrestrial passerines in an Atlantic forest remnant of Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2A): 473-478.

Whitney, B., E. de Juana, and G. M. Kirwan (2020). Rufous Gnateater (*Conopophaga lineata*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A.

Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.  
<https://doi.org/10.2173/bow.rufgna3.01>

Wiens, J. A. (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional ecology*, 3(4): 385-397.

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

Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals: *Ecological Archives* E095-178. *Ecology*, 95(7):2027-2027.

Winkler, D. W., S. M. Billerman, and I.J. Lovette (2020). Thrushes and Allies (Turdidae), version 1.0. In *Birds of the World* (S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, and T. S. Schulenberg, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.  
<https://doi.org/10.2173/bow.turdid1.01>

Zimmer, K. and M.L. Isler (2020a). White-shouldered Fire-eye (*Pyriglena leucoptera*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.  
<https://doi.org/10.2173/bow.wsfeye1.01>

Zimmer, K. and M.L. Isler (2020b). Variable Antshrike (*Thamnophilus caerulescens*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.  
<https://doi.org/10.2173/bow.varant1.01>

Zimmer, K. and M.L. Isler (2020c). Spot-backed Antshrike (*Hypodaleus guttatus*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and

E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.  
<https://doi.org/10.2173/bow.spbant3.01>

Zimmer, K. and M.L. Isler (2020d). Ferruginous Antbird (*Drymophila ferruginea*), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.  
<https://doi.org/10.2173/bow.ferant1.01>

Zimmer, K. and M.L. Isler (2020e). Plain Antvireo (*Dysithamnus mentalis*), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.  
<https://doi.org/10.2173/bow.plaant1.01>

## **2º Capítulo. Uso do Índice de valor de importância (IVI) aplicado as aves como ferramenta para avaliação ambiental.**

### **Resumo**

O presente estudo visou analisar a possibilidade da utilização do índice de valor de importância (IVI) como uma ferramenta para a avaliação da qualidade ambiental em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual a partir de espécies guarda-chuva e o conceito de espécies guarda-chuva e focais, propor espécies de aves potencialmente importantes para a conservação da avifauna florestal presente na área do fragmento. A partir dos resultados obtidos, o cálculo do IVI, 17 espécies representaram 50,5% do IVI total podendo ser consideradas as espécies com a maior contribuição para a comunidade local, entre estas 10 espécies endêmicas da Mata Atlântica, 14 são insetívoras, duas onívoras e uma frugívora, quanto aos estratos de forrageio são 12 espécies de sub-bosque e cinco de copa. As espécies com maiores valores de IVI possuem características de espécies indicadoras e refletem um bom nível de conservação do fragmento. Quanto ao uso do índice de espécies guarda-chuva, foi possível considerar algumas espécies (*O. capueira* e *D. turdina*) como importantes para a conservação da comunidade de aves florestais na área, devido às suas necessidades de grandes áreas de floresta para a sua persistência assim como os hábitos especialistas que também possuem potencial na conservação de microhábitats. Dessa maneira a utilização do IVI e do UI representam boas ferramentas que podem favorecer o manejo e conservação em uma escala local assim como, possivelmente embasar projetos futuros voltados ao monitoramento das espécies de aves no fragmento da EECa.

**Palavras-chave:** aves, espécies focais, bioindicadores, Mata Atlântica, Floresta Estacional Semidecidual.

## 2.1 Introdução

A fragmentação florestal está diretamente ligada ao desmatamento, que reduz áreas de floresta primária à fragmentos descontínuos (Bierregaard & Stouffer, 1997); e tal diminuição da área de florestas está associada a perda de habitats. Juntamente esses fatores levam a modificação dos ambientes naturais e são consideradas as principais causas do declínio da biodiversidade e extinção de espécies (Fahrig, 1997; Fahrig, 2003; Lindenmayer & Fischer 2006), bem como da alteração nas distribuições e abundância das espécies (Turner *et al*, 2001; Lindenmayer & Fischer 2006).

Nesse sentido, muitas espécies de aves vêm sendo utilizadas como bioindicadores da qualidade ambiental, por serem um grupo cuja taxonomia e sistemática já são bem conhecidas (Bierregaard & Stouffer, 1997) além de proporcionarem uma maneira rápida e acurada de se acessar as características ecológicas e o status de conservação de ambientes terrestres (Stotz *et al.* et al, 1997).

Características deste grupo como o comportamento conspicuo, facilidade de amostragem e a sua diversidade e níveis de especialização ecológica as tornam bons indicadores biológicos. Estudos relacionando as aves e os efeitos da fragmentação florestal sobre esse grupo vem sido realizados a décadas (Willis 1979, Vielliard & Silva 1990, Aleixo & Vielliard 1995, Anjos & Boçon 1999, Anjos 2001a, 2006, Donatelli *et al.* 2004, 2007) e apresentaram importantes resultados (Bierregaard & Lovejoy 1986, 1989; Bierregaard & Stouffer, 1997).

A partir destes resultados os pesquisadores identificaram certos padrões de respostas das comunidades de aves em relação à fragmentação florestal como: a redução de guildas especialistas como insetívoros e frugívoros (Willis, 1979; Laurance Bierregard, 1997; Anjos, 1998; Sekercioglu,2001) e o aumento de espécies generalistas (onívoras) em fragmentos perturbados (Gimenes & Anjos, 2003; Aleixo e Viellard, 1995;

Vianna et al, 2017). Assim como a identificação de guildas com maior sensibilidade a fragmentação e distúrbios antrópicos, tais como insetívoros de sub-bosque/solo e frugívoros de copa (Willis, 1979; Stouffer & Bierregaard, 1995; Sekercioglu, 2001) e a maior sensibilidade de espécies endêmicas em relação a espécies de distribuição mais ampla (Christiansen & Pitter, 1997; Anjos, 2001; Marsden et al, 2005, Willis & Oniki, 2002; Ribon et al 2003). A partir desses estudos os levantamentos das comunidades de aves em fragmentos florestais se mostram importantes para se monitorar as populações e a integridade desses ambientes.

Considerando-se as altas taxas de desmatamento e conseqüentemente de extinção, constata-se meios e modos para conservação de espécies. Nesse caso, existem os conceitos de espécies focais, espécies-bandeira e espécies guarda-chuva. No caso de espécies focais, o conceito desenvolvido por Lambeck (1997) consiste na seleção de espécies susceptíveis à algum nível de ameaça e cujos requerimentos para sua persistência em determinada região, coincidem com as necessidades de outras espécies que ocorrem na mesma área.

Espécies-bandeira geralmente são espécies usadas para atrair a atenção pública para a conservação dos ecossistemas nos quais elas estão presentes; a seleção destas espécies geralmente ocorre apenas pelo carisma e o apelo estético que essas trazem às pessoas (Caro & O'Doherty, 1999).

O conceito geral de espécies guarda-chuva consiste na seleção de uma espécie cuja conservação confere um efeito protetor (guarda-chuva) para outras inúmeras espécies de diferentes táxons e que ocorrem conjuntamente na mesma área (Lambeck, 1997). Os critérios usados a princípio para a seleção da espécie consistiam geralmente na seleção de espécies de grande tamanho corporal e que conseqüentemente necessitariam

de grandes áreas de vida o que faria com que essas co-ocorressem com diversas outras (Tucker et al, 2014).

Porém, nesse tipo de seleção, muitos pesquisadores questionam a aplicabilidade do método baseado apenas nestes critérios (Lindenmayer & Westgate, 2020). A partir desses questionamentos Fleishman *et al* (2000) propõem um novo método para a seleção destas espécies baseado em um índice que considera diferentes critérios como: raridade, porcentagem de espécies co-ocorrentes e nível de sensibilidade a distúrbios.

### **Objetivos gerais**

Analisar a viabilidade do IVI da avifauna e espécies guarda-chuvas como ferramentas para a avaliação da qualidade ambiental em um fragmento de Mata Atlântica.

### **Objetivos específicos**

- Calcular o índice de valor de importância para as aves registradas e avaliar o seu potencial como uma ferramenta de análise de qualidade ambiental.
- Analisar a biologia das espécies com maiores valores do índice quanto as características que as tornam bioindicadoras de um ambiente como: hábitos alimentares, estratos de forrageio e endemismo.
- Calcular o índice de espécies guarda-chuva e estimar a capacidade das espécies selecionadas em favorecer a conservação de toda a avifauna florestal da área com base em suas características e preferências ecológicas.



## **2.2 Material e métodos**

### **2.2.1 Área de estudo**

O atual estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica Olavo Amaral Ferraz, popularmente conhecida como Estação Ecológica dos Caetetus (EECa, daqui em diante).

A EECa está localizada entre os municípios de Gália e Alvinlândia (22°26'S e 49°44'W) no centro-oeste paulista (Figura 1) e consiste em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual de 2.178 ha (Tabanez *et al.* 2005). Seu clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa (quente com INSeco) (Alvares *et al.* 2013).

### **2.2.2 Levantamento das espécies de aves**

A amostragem de aves foi realizada por um período de 24 meses utilizando-se a metodologia de pontos de contagem com raio fixo de 20m para registro das espécies presentes nas parcelas, adaptado de Santana & Anjos (2010). Foram demarcados ao longo da trilha do jipe (8km), 24 pontos de contagem equidistantes no mínimo 200m (Figura 1.) e distantes da borda da mata em aproximadamente 1km. Todos os pontos foram amostrados mensalmente nos períodos matutino (nas primeiras horas do dia) e vespertino (final da tarde) entre janeiro de 2018 e dezembro de 2019 totalizando 96 horas de amostragem. Cada ponto de contagem teve a duração de cinco minutos de acordo com Gerotti (2017); foram anotados em uma planilha de campo todos os contatos visuais e/ou auditivos realizados dentro do raio determinado. Os registros visuais foram realizados com o auxílio de um binóculo Nikon Prostaff 7S, e os registros sonoros com um gravador Tascam D-05 acoplado a um microfone unidirecional Yoga HT81. Os nomes científicos e a ordenação taxonômica seguiram o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Pacheco *et al.* 2021).

### 2.2.3 Análises

#### Índice de valor de importância (IVI)

Este índice reflete a importância ecológica de cada espécie na comunidade (Curtis & McIntosh, 1950) e é calculado a partir da soma de três parâmetros: densidade relativa (nº de indivíduos de determinada espécie dividido pelo número total de indivíduos, e multiplicado por 100), frequência relativa (frequência total da espécie *i*, dividida pelo somatório das frequências totais de todas as espécies amostradas e multiplicado por 100) e a dominância relativa (biomassa de uma espécie dividida por unidade de área). Para o cálculo foi utilizado o programa Fitopac 2.1 (Shepherd, 2010) que a partir dos dados de abundância das espécies nas parcelas, tamanho da parcela amostrada e as medidas de DAP (diâmetro a altura do peito) e altura do indivíduo, calcula automaticamente todos os parâmetros.

A adaptação deste índice para ser utilizado com a avifauna consistiu na substituição das medidas que geralmente são amostradas para o cálculo dos parâmetros e posteriormente do IVI. Estas medidas são o diâmetro a altura do peito (DAP) e a altura dos indivíduos no caso dos levantamentos fitossociológicos, aqui substituímos as medidas de DAP (diâmetro a altura do peito) de cada indivíduo pelo tamanho médio de cada espécie de ave e a altura, sendo substituída pelo valor do peso médio das espécies de aves. Estas medidas foram obtidas a partir de Dunning (2007) e Rodrigues *et al.* (2009).

A partir dos valores obtidos para o IVI, analisamos as espécies quanto características que as tornam bioindicadoras; aos hábitos alimentares, estratos de forrageio e endemismo segundo Stotz *et al.* (1996), Willman *et al.* (2014) e Bencke *et al.* (2006).

## Índice de espécies guarda-chuva (UI)

O cálculo do índice para a seleção de espécies de aves com potencial de servirem como espécies guarda-chuva para outras aves foi baseado em Fleishman *et al.* (2000). Nessa metodologia são utilizados dados qualitativos (presença/ausência) das espécies registradas nos pontos amostrados dentro do fragmento. A partir destes dados, as espécies foram ranqueadas de acordo com três critérios: raridade, sensibilidade a distúrbios antrópicos e porcentagem de espécies co-ocorrentes.

Para a obtenção da raridade da espécie ( $Q_j$ ) primeiramente calculamos a ocorrência proporcional ( $P_j$ ) da mesma somando-se a quantidade de pontos nos quais a espécie foi registrada e dividindo-se pelo número total de pontos amostrais. O valor de  $Q_j$  é calculado a partir da fórmula  $1 - P_j$ , a partir disso obtemos um valor de raridade que varia de 0 a 1, quanto mais próximo de 1, maior a raridade da espécie.

A sensibilidade a distúrbios antrópicos (DSI) foi baseada em oito parâmetros ecológicos das espécies, baseados em Fleishman *et al.* (2001) com algumas modificações. (Tabela 2.). As informações relativas a cada um dos parâmetros foram obtidas de Stotz *et al.* (1996), Sick (1997), Sigrist (2009), Somenzari *et al.* (2018), Willman *et al.* (2014) e Bencke *et al.* (2006).

O valor do DSI é calculado somando-se os valores de sensibilidade dos oito parâmetros para cada espécie e dividido pela soma do valor máximo possível considerando todos os parâmetros.

**Tabela 2.** Parâmetros ecológicos das espécies de aves, utilizados para o cálculo do DSI (1 = baixa sensibilidade, 2= média sensibilidade e 3=alta sensibilidade).

Parâmetro	Escala de sensibilidade		
	1	2	3
<b>1.Sensibilidade segundo literatura</b>	L	M	H
<b>2.Esforço reprodutivo (ovos/ano)</b>	> 6	3 a 6	0 a 2
<b>3.Especialização alimentar</b>	generalista	...	especialista
<b>4.Tipo de ninho</b>	cavidade/buraco	globo/pendente	aberto/taça
<b>5.Habitat</b>	generalista	...	florestal
<b>6.Status migratório</b>	residente	parcial	total
<b>7.Uso da borda</b>	sim	...	não
<b>8.Endemismo</b>	não	...	sim

A porcentagem de espécies co-ocorrentes (PCS) também compreende uma escala entre 0 (tende a ocorrer com poucas espécies) a 1 (tende a ocorrer com muitas outras espécies):

$$PCS = \sum_{i=1}^l [(S_i - 1/S_{max})]/N_j$$

Onde:  $l$  é o número de amostras,  $S_i$  é o número de espécies presentes em cada amostra  $i$ ,  $S_{max}$  é o número total de espécies em todas as amostras e  $N_j$  é o número de amostras nas quais a espécie  $j$  ocorre.

E por fim o índice de espécie guarda-chuva (UI) é calculado somando-se estes três critérios:  $UI = Q_j + DSI + PCS$  para cada uma das espécies. A definição de espécies

potencialmente guarda-chuva, consiste em espécies cujo valor de UI é maior que a média de UI de todas as espécies somado à um desvio padrão.

### 2.3 Resultados e Discussão

Por meio da amostragem por pontos de contagem com raio limitado, foi registrado um total de 86 espécies de aves pertencentes a 11 ordens e 28 famílias, sendo 17 famílias Passeriformes e 11 não-Passeriformes (Apêndice 2.). A riqueza registrada pode ser considerada baixa quando comparada com outros estudos realizados na mesma área, que registraram: 184 espécies (Willis & Oniki, 1981), 203 espécies (Vianna, 2001), 196 espécies (Tabanez *et al.* 2005) e 226 espécies (Cavarzere *et al.* 2009).

A curva de acumulação de espécies não atingiu o platô assintótico (Figura 3.), indicando que, possivelmente não foram amostradas todas as espécies presentes na área. O estimador Jackknife 1 demonstra que deveriam ter sido registradas cerca de 92 espécies (91,75). Dessa forma o número de espécies que foram registradas corresponde a cerca de 93,4% da riqueza estimada.

Esse baixo valor registrado no atual estudo é explicado por diferentes fatores. A princípio, pela amostragem ter sido realizada utilizando-se pontos de contagem com raio limitado o que restringiu o registro das espécies apenas à indivíduos que estavam presentes dentro das parcelas, não sendo anotados os contatos de espécies que estavam fora desse raio.

Quando comparada com estudos anteriores realizados na EECa, a baixa riqueza tem relação com a área e os habitats que foram amostrados dentro do fragmento, que no atual estudo se restringiu apenas a trilha do jipe, diferentemente dos outros trabalhos que amostraram todas as áreas e habitats presentes na EECa, assim como o entorno do fragmento (Willis & Oniki, 1981; Vianna, 2001; Tabanez *et al.* 2005; Cavarzere *et al.* 2009).

### Índice de valor de importância (IVI)

O resultado obtido para os valores de IVI para as aves variou entre 15,43 e 0,22 (Apêndice 3.). As espécies com os maiores valores são apresentadas na Tabela 3; essas 17 espécies representaram 50,5% do IVI total podendo ser consideradas as espécies com a maior contribuição para a comunidade local. Dentre estas, 10 espécies são endêmicas da Mata Atlântica e quanto aos hábitos alimentares; 14 são insetívoras, duas onívoras e uma frugívora. Em relação aos estratos de forrageio são 12 espécies de sub-bosque e cinco de copa (Apêndice 2.).

**Tabela 3.** Espécies de aves com os maiores valores de IVI (Índice de valor de importância).

<b>Espécies</b>	<b>IVI</b>
<i>Basileuterus culicivorus</i>	15,43
<i>Chiroxiphia caudata</i>	14,63
<i>Conopophaga lineata</i>	12,99
<i>Pyriglena leucoptera</i>	10,55
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	9,24
<i>Habia rubica</i>	8,90
<i>Schiffornis virescens</i>	8,42
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	8,00
<i>Ramphastos toco</i>	7,87
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	7,55
<i>Myiothlypis flaveola</i>	7,39
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	7,09
<i>Saltator fuliginosus</i>	7,01
<i>Piaya cayana</i>	6,79
<i>Automolus leucophthalmus</i>	6,70
<i>Trogon surrucura</i>	6,62
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	6,56

A predominância de espécies insetívoras de sub-bosque com os maiores valores de IVI corrobora com a ideia de um bom nível de conservação do fragmento por serem indicadores positivos de integridade biótica (Hutto, 1998; Carignan & Villard, 2002,

Alexandrino *et al.* 2016) pois estas possuem características de espécies indicadoras como: a capacidade limitada de dispersão entre fragmentos e o uso de recursos específicos tanto alimentares quanto relativos ao habitat (Lambeck, 1997; Noss, 1987; Stotz, 1996). Desta maneira espécies insetívoras são mais sensíveis aos distúrbios causados pela fragmentação e mais propensos à declínios populacionais (Willis, 1979; Sekercioglu *et al.* 2002; Bierregaard & Stouffer, 1997; Korfanta *et al.* 2012).

Mais da metade das espécies com maiores IVI são endêmicas da Mata Atlântica o que também corrobora com a hipótese de boa preservação pois estas tendem a ser mais suscetíveis aos distúrbios antrópicos que espécies não endêmicas (Stotz *et al.* 1996; Ribon *et al.* 2003).

Em relação a características individuais das espécies, podemos ressaltar *B. culicivorus* e *H. rubica* que são espécies nucleares, responsáveis pela formação e coesão de bandos mistos de forrageio (Machado, 1999; Maldonado-Coelho & Marini, 2000). No caso de *H. rubica* a existência de bandos mistos em algumas áreas foi relacionada a sua presença (Ribon *et al.* 2003). Além dessas características, *H. rubica* assim como *S. virescens* e *C. caudata* são consideradas bons bioindicadores de qualidade ambiental (Piratelli *et al.* 2008) além de, no caso das duas últimas, apesar de serem onívoras, são espécies endêmicas da Mata Atlântica.

A presença de arapaçus (*S. griseicapillus* e *X. fuscus*) entre essas espécies também se revela importante pois os Dendrocolaptidae devido as suas preferencias por ambientes florestais são vulneráveis à fragmentação florestal podendo ser extintos localmente (Willis, 1979; Anjos, 1994; Christiansen & Pitter 1997; Marantz *et al.* 2003).

*Trogon surrucura*, apesar de ter apresentado um IVI mais baixo quando comparado com as outras espécies, é considerada uma espécie altamente sensível a perda



de habitats e intimamente dependente de recursos locais sendo restrito a fragmentos onde já estão presentes devido à sua baixa capacidade de colonização (Uezu *et al.* 2005).

#### *Índice de espécies guarda-chuva*

Os valores obtidos para cada um dos três critérios utilizados para cada uma das espécies constam no apêndice 4. Os resultados obtidos para o critério raridade (Qj) variaram de 0,0 a 0,96, para a sensibilidade a distúrbios antrópicos (DSI) o valor mínimo obtido foi 0,42 e o máximo 0,89 e as porcentagens de espécies co-ocorrentes (PCS) variaram de 0,23 a 0,42. Na tabela 4 constam as 11 espécies cujos valores de UI foram maiores que a média (1,63) somados a um desvio padrão (0,29).

**Tabela 4.** Espécies de aves e valores do índice de espécies guarda-chuva (UI) em ordem decrescente.

<b>Espécie</b>	<b>UI</b>
<i>Odontophorus capueira</i>	2,13
<i>Trogon chrysochloros</i>	2,08
<i>Xenops rutilans</i>	2,01
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	2,01
<i>Anabacerthia lichtensteini</i>	2,00
<i>Dendrocincla turdina</i>	1,99
<i>Dacnis cayana</i>	1,98
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	1,96
<i>Nyctidromus albicollis</i>	1,94
<i>Ramphastos toco</i>	1,93
<i>Patagioenas cayennensis</i>	1,93

Entre as espécies selecionadas de acordo com a metodologia proposta por Fleishman *et al.* (2000), quatro delas (*D. cayana*, *N. albicollis*, *R. toco* e *P. cayennensis*)

não são estritamente relacionadas com ambientes florestais sendo comuns em áreas abertas e mais perturbadas (Sigrist, 2009). Levando-se em conta apenas espécies florestais segundo BirdLife International (2021) cinco espécies vêm apresentando declínios populacionais; *O. capueira*, *T. rufus*, *M. leucoblephara*, *A. lichtensteini* e *D. tudina*.

A espécie com o maior valor de UI foi *O. capueira*, uma espécie endêmica e raramente encontrada fora de áreas de Mata Atlântica que não são protegidas (Carrol, 1994) e cujas populações em áreas não protegidas tem declinado, por ser susceptível a caça (Parker *et al.* 1996), e atualmente é considerada quase ameaçada no Estado de São Paulo (São Paulo, 2018). *Trogon chrysochloros* foi a segunda espécie com maior UI registrado, esta é uma espécie considerada sensível a alterações na estrutura da vegetação (Hasui *et al.* 2007) e foi considerada extinta em fragmentos pequenos (até 384ha) segundo Ribon *et al.*(2003).

*Xenops rutilans* é considerada uma espécie de ampla distribuição em ambientes florestais e costuma evitar áreas abertas (Sigrist, 2009). *M. leucoblephara* e *A. lichtensteini* são espécies insetívoras típicas de fisionomias florestais (Sick, 1997; Sigrist, 2009; Willman *et al.* 2014) e endêmicas da Mata Atlântica (Bencke *et al.* 2006).

Entre os dois Dendrocolaptidae que também foram selecionados obtivemos *D. platyrostris*, espécie considerada mais generalista quanto aos seus substratos de forrageio além de possuir uma alta plasticidade ecológica e é intimamente relacionada ao interior de florestas (Ridgely e Tudor, 1994; Marantz *et al.* 2003; Poletto *et al.* 2004; Lindsey *et al.* 2019); e *D. turdina*, sendo essa uma espécie endêmica e altamente sensível à fragmentação florestal, persistindo geralmente em fragmentos maiores que 1.000ha (Willis, 1979; Aleixo e Vielliard, 1995; Aleixo, 2001; Poletto *et al.* 2004). Ambas

espécies apresentam o hábito de seguir bandos mistos e formigas de correição (Marantz *et al.* 2003; Sigrist, 2009).

De acordo com os resultados obtidos e levando-se em conta que as espécies com maiores valores de IVI são consideradas mais importantes e teoricamente tem uma maior contribuição na comunidade, podemos concluir que no caso da EECa, esta área apresenta uma comunidade com espécies de maior IVI cujos hábitos refletem a preservação (espécies insetívoras de sub-bosque, endêmicas e bioindicadoras).

A partir dessas análises constatamos que o cálculo do IVI para avifauna em um determinado fragmento, seguido da análise dos hábitos das espécies e suas características ecológicas, pode ser considerada uma boa ferramenta a ser utilizada para a avaliação da qualidade dos habitats.

Em relação ao cálculo do UI e avaliando os aspectos ecológicos das espécies selecionadas, restringindo-se apenas às espécies de hábitos florestais, seria possível considerar algumas destas espécies como por exemplo *O. capueira* e *D. turdina*, com potencial para a conservação da comunidade de aves florestais na área da EECa devido às suas necessidades em relação a grandes áreas de floresta para a sua persistência, o que de maneira geral favoreceria a preservação de toda a assembleia de aves florestais presentes no fragmento, assim como os hábitos especialistas que também podem se revelar importante na conservação de microhabitats que compreendem habitats de outras espécies florestais.

Dessa maneira a utilização do UI e o estabelecimento de espécies com potencial para a conservação da avifauna também representa uma boa ferramenta que pode favorecer o manejo e conservação em uma escala local assim como, possivelmente embasar projetos futuros voltados ao monitoramento das populações dessas espécies no

fragmento da EECa já que este é um fragmento de grande importância, sendo o maior remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do centro-oeste paulista.

### **3.0 Conclusão**

No presente estudo foi possível identificar relações entre espécies de aves e parâmetros da vegetação. As aves insetívoras foram as que mais apresentaram relação com os parâmetros amostrados, possivelmente por serem as mais abundantes em fragmentos preservados e possuírem maior especificidade quanto a alimentação e ocupação de microhabitats. Para as aves insetívoras, parâmetros como: altura de emaranhados de bambu, arvores mortas e densidade do sub-bosque foram mais relevantes, por proverem abundância de insetos e por grande parte das espécies serem típicas desse estrato florestal. Constatamos que as relações de algumas espécies e parâmetros, diferiram dos dados da literatura o que pode demonstrar uma variação local da utilização dos microhabitats. A utilização dos diferentes índices que foram calculados, se mostraram boas ferramentas para avaliação ambiental. O IVI apresentou espécies consideradas mais importantes na comunidade, cujos hábitos refletem a preservação da área estudada. E, a utilização do UI, revelou espécies de grande relevância conservacionista e susceptíveis a caça, que podem ser utilizadas para criação de projetos visando o monitoramento de suas populações no fragmento da Estação Ecológica de Caetetus.

## Referencias

- Aleixo, A. & Vielliard, J.M.E. (1995). Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12(3): 493-511.
- Alexandrino, E. R., Buechley, E. R., Piratelli, A. J., de Barros, K. M. P. M., de Andrade Moral, R., Şekercioglu, Ç. H., ... & do Couto, H. T. Z. (2016). Bird sensitivity to disturbance as an indicator of forest patch conditions: An issue in environmental assessments. *Ecological Indicators*, 66: 369-381.
- Anjos, L. & Boçon, R. (1999). Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bulletin* 111(3): 397-414.
- Anjos, L. (1998). Conseqüências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. *IPEF* 12(32): 87-94.
- Anjos, L. (2001). Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 12: 11-27.
- Anjos, L. dos. (1994) Richness, abundance, and habitat expansion in natural patches of Araucaria forest. *J. Field Ornithol.* 135:201.
- Bencke, G. A., Maurício, G. N., Develey, P. F., & Goerck, J. M. (2006). Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil, Parte I—Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil.
- Bierregaard, R.O. & Lovejoy, T.E. (1986). Birds of Amazonian forest fragments: effects of insularization. *Proc. XIX Intern. Ornithol. Cong.* 19: 1564-1579.
- Bierregaard, R.O. & Lovejoy, T.E. (1989). Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19: 215-241.

Bierregaard, R.O. & Stouffer, P.S. (1997). Birds in forest fragments. In: W.F. Laurance & R.O. Bierregaard (eds). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago. 616p.

Bierregaard, W. F. L. R. O. (1997). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press.

BirdLife International (2021) IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 4/01/2021.

Carignan, V., & Villard, M. A. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental monitoring and assessment*, 78(1): 45-61.

Caro, T. M., & O'Doherty, G. (1999). On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation biology*, 13(4): 805-814.

Carroll, J. P. 1994. Odontophoridae. In J. del Hoyo, A. Elliot, and J. Sargatal (eds.). *Handbook of the Birds of the World. Vol. 2. New World Vultures to Guinea-fowl*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.

Christiansen, M. B. e E. Pitter (1997) Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biol. Conservation* 80:23-32.

Curtis, J. T., & McIntosh, R. P. (1950). The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology*, 31(3): 434-455.

Donatelli, R.J., Costa, T.V.V. & Ferreira, C.D. (2004). Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(1): 97-114.

Donatelli, R.J., Ferreira, C.D., Dalbeto, A.C. & Posso, S.R. (2007). Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(2): 362-375.

Dunning Jr, J. B. (2007). *CRC handbook of avian body masses*. CRC press.

Fahrig L. (1997) Relative effects of habitat loss and fragmentation on species extinction. *Journal of Wildlife Management*.61: 603–610. doi: 10.2307/3802168

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1): 487-515.

Fleishman, E., Blair, R. B., & Murphy, D. D. (2001). Empirical validation of a method for umbrella species selection. *Ecological Applications*, 11(5): 1489-1501.

Fleishman, E., Murphy, D. D., & Brussard, P. F. (2000). A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecological applications*, 10(2): 569-579.

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

Hasui, É., Gomes, V. S. da M., & Silva, W. R. (2007). Effects of Vegetation Traits on Habitat Preferences of Frugivorous Birds in Atlantic Rain Forest. *Biotropica*, 39(4), 502–509. doi:10.1111/j.1744-7429.2007.00299.x

Hutto, R. L. (1998). 'Using Landbirds as an Indicator Species Group', In: J. M. Marzluff, and R. Sallabanks (eds), *Avian Conservation: Research and Management*. Island Press, Washington (D.C.).



Korfanta, N. M., Newmark, W. D. & Kauffman, M. J. (2012). Long-term demographic consequences of habitat fragmentation to a tropical understory bird community. *Ecology*, 93(12): 2548–2559.

Lambeck, R. J. (1997). ‘Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation’, *Conserv. Biol.* 11: 849–856.

Lindenmayer, D. B., & Fischer, J. (2013). *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Island Press.

Lindenmayer, David B.; Westgate, Martin J. (2020). Are Flagship, Umbrella and Keystone Species Useful Surrogates to Understand the Consequences of Landscape Change?. *Current Landscape Ecology Reports*, 5(3): 76-84 doi:10.1007/s40823-020-00052-x

Lindsey, B. R. A., Bochio, G. M., & Anjos, L. dos. (2019). Bird species that occupy river edge in continuous forest tend to be less sensitive to forest fragmentation. *Ornithology Research*, 27(3): 172–186. doi:10.1007/bf03544468

Machado, C. G. (1999). Mixed flocks of birds in Atlantic Rain Forest in Serra de Paranapiacaba, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(1): 75-85.

Maldonado-Coelho, M., & Marini, M. Â. (2000). Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. *The Condor*, 102(3): 585-594.

Marantz, C., A. Aleixo, L. R. Bevier e M. A Patten (2003) Family Dendrocolaptidae (Woodcreepers), p. 358-447. Em: J. del Hoyo, A. Elliott e D. Christie (eds). *Handbook of the Birds of the World, Volume 8, Broadbills to Tapaculos*. Barcelona, Espanha, Lynx Edicions.

Marsden, S. J., Whiffin, M., Galetti, M., & Fielding, A. H. (2005). How well will Brazil's system of Atlantic forest reserves maintain viable bird populations?. *Biodiversity & Conservation*, 14(12): 2835-2853.

Noss, R. F. (1987) From plant communities to landscapes in conservation INSentories: A look at the Nature Conservancy (U.S.A.), *Biol. Conserv*, 41: 11–37.

Pacheco, J. F., Silveira, L. F., Aleixo, A., Agne, C. E., Bencke, G. A., Bravo, G. A., Brito, G. R. R., Cohn-Haft, M., Mauricio, G. N., Naka, L. N., Olmos, F., Posso, S. R., Lees, A. C., Figueiredo, L. F. A., Carrano, E., Guedes, R. C., Cesari, E., Franz, I., Schunck, F., & de Q. Piacentini, V. (2021). Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee-second edition. *Ornithology Research*, 29(2), 94-105. <https://doi.org/10.1007/s43388-021-00058-x>

Parker III, T. A., D. F. Stotz *et al.*, and J. W. Fitzpatrick. 1996. Ecological and distributional databases. Pp. 113 - 436 in D. F. Stotz *et al.*, J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, and D. K. Moskovits (eds.). *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. Chicago University Press, Chicago, IL.

Piratelli, A., Sousa, S. D., Corrêa, J. S., Andrade, V. A., Ribeiro, R. Y., Avelar, L. H., & Oliveira, E. F. (2008). Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68: 259-268.

Poletto, F., Anjos, L. D., Lopes, E. V., Volpato, G. H., Serafini, P. P., & Favaro, F. L. (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(2): 89-96.

Poletto, F., Anjos, L. D., Lopes, E. V., Volpato, G. H., Serafini, P. P., & Favaro, F. L. (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(2): 89-96.

Ribon, R., Simon, J. E., & Theodoro De Mattos, G. (2003). Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation biology*, 17(6), 1827-1839.

Ribon, R., Simon, Je. And Mattos, Gt. (2003). Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. *Conserv. Biol*, 17(6): 1827-1839.

Ridgely, R. S. e G. Tudor (1994) *The birds of South America. The Suboscine Passerines*. Austin, University of Texas Press.

Roberge J-M, Angelstam P. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conserv Biol*. 2004(18): 76–85.

Rodrigues, R. C., Hasui, É., Assis, J. C., Pena, J. C. C., Muylaert, R. L., Tonetti, V. R., ... & Althoff, S. L. (2019). ATLANTIC BIRD TRAITS: a data set of bird morphological traits from the Atlantic forests of South America.

São Paulo (2018) Decreto No 63.853, de 27 de novembro de 2018. Declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação, e dá providências correlatas. Disponível em: <https://bitly.com/a78eZ>. Acesso em: 28 de janeiro de 2021.

Şekercioğlu, Ç. H., Ehrlich, P. R., Daily, G. C., Aygen, D., Goehring, D., & Sandí, R. F. (2002). Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(1): 263-267.

Shepherd, G.J. (2010). FITOPAC. Versão 2.1. Campinas, SP: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP.

Sick, H. 1997. Ornitologia brasileira. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.

Sigrist, T. 2009. Guia de campo Avis Brasilis-Avifauna Brasileira: Descrição das espécies. Vinhedo, Editora Avis Brasilis, 600p.

Silveira, L. F., Beisiegel, B. D. M., Curcio, F. F., Valdujo, P. H., Dixo, M., Verdade, V. K., ... & Cunningham, P. T. M. (2010). What use do fauna INSentories serve. Estudos avançados, 24(68): 173-207.

Somenzari, M., Amaral, P. P. D., Cueto, V. R., Guaraldo, A. D. C., Jahn, A. E., Lima, D. M., ... & Whitney, B. M. (2018). An overview of migratory birds in Brazil. Papéis Avulsos de Zoologia, 58.

Stotz *et al.*, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., & Moskovits, D. K. (1996). Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press.

Tucker, M. A., Ord, T. J., & Rogers, T. L. (2014). Evolutionary predictors of mammalian home range size: body mass, diet and the environment. Global Ecology and Biogeography, 23(10), 1105-1114.

Turner, M. G., Gardner, R. H., O'Neill, R. V., & O'Neill, R. V. (2001). Landscape ecology in theory and practice (Vol. 401). Springer New York.

Uezu, A., Metzger, J. P., & Vielliard, J. M. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. Biological conservation, 123(4): 507-519.

Vianna, R. M., Donatelli, R. J., Whitacker, R., Martins, R. M., & Sementili-Cardoso, G. (2017). Dynamics of the bird communities in two fragments of Atlantic Forest in São Paulo, Brazil. *Biologia*, 72(8): 913-926.

Westgate, M. J., Barton, P. S., Lane, P. W., & Lindenmayer, D. B. (2014). Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. *Nature Communications*, 5(1). doi:10.1038/ncomms4899

Willis, E.O. & Oniki, Y. (2002). Birds of a central São Paulo woodlot: Census 1982-2000. *Brazilian Journal of Biology* 62: 197-210.

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

Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals: *Ecological Archives* E095-178. *Ecology*, 95(7):2027-2027.

**Apêndice 1.** Valores obtidos para os diferentes parâmetros da vegetação obtidos nas parcelas amostradas (P). (AM- número de árvores médias; AG- número de árvores grandes; ASB- altura do sub-bosque; DSB- densidade do sub-bosque; AB- altura dos emaranhados de bambu; PB- porcentagem de bambu; PC- porcentagem de cipós; NP- número de palmeiras; AD- altura do dossel; NAM- número de árvores mortas).

	<b>AM</b>	<b>AG</b>	<b>ASB</b>	<b>DSB</b>	<b>AB</b>	<b>PB</b>	<b>PC</b>	<b>NP</b>	<b>AD</b>	<b>NAM</b>
<b>P1</b>	28	12	3	4	2	1	1	0	25,7	5
<b>P2</b>	8	11	3	4	0	0	1	1	21,6	10
<b>P3</b>	13	10	3	2	0	0	1	8	27,3	5
<b>P4</b>	17	11	3	1	1	1	1	1	11,6	5
<b>P5</b>	16	9	3	2	0	0	3	2	26,2	2
<b>P6</b>	10	9	4	4	0	0	2	0	28,1	5
<b>P7</b>	12	11	2	2	2	4	1	0	20,6	6
<b>P8</b>	10	13	4	4	0	0	3	1	18,7	3
<b>P9</b>	19	6	4	4	0	0	4	0	20,1	10
<b>P10</b>	14	9	4	4	0	0	2	1	12,8	8
<b>P11</b>	15	6	4	2	0	0	2	1	23	6
<b>P12</b>	13	12	4	4	4	1	4	2	17	3
<b>P13</b>	14	8	4	4	4	1	1	1	12,8	5
<b>P14</b>	10	9	4	4	0	0	2	1	14,6	6
<b>P15</b>	8	4	4	4	4	1	2	5	20,1	9
<b>P16</b>	3	6	4	4	0	0	2	2	20,6	9
<b>P17</b>	6	7	3	4	0	0	2	1	18,6	7
<b>P18</b>	4	5	2	2	4	2	4	0	44,4	4
<b>P19</b>	9	12	2	3	0	0	4	4	27,6	11
<b>P20</b>	11	11	1	2	0	0	3	6	31	7
<b>P21</b>	8	6	3	1	3	2	4	3	46,5	5
<b>P22</b>	11	11	3	1	0	0	4	1	20,6	4
<b>P23</b>	10	9	3	2	0	0	3	0	18,8	3
<b>P24</b>	10	8	3	1	0	0	2	0	16,6	5

**Apêndice 2.** Ordens, famílias, espécies de aves registradas, os hábitos alimentares (HA), números de contatos (CT) e espécies endêmicas da Mata Atlântica (<sup>MA</sup>). INS-insetívoro, ONI-onívoro, FRU-frugívoro, NEC-nectarívoro, GRA-granívoro.

<b>Táxon</b>	<b>Nome em Português</b>	<b>HA</b>	<b>CT</b>
<b>Tinamiformes Huxley, 1872</b>			
<b>Tinamidae Gray, 1840</b>			
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	inhambuguaçu	ONI	7
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	inhambu-chintã	ONI	1
<b>Galliformes Linnaeus, 1758</b>			
<b>Odontophoridae Gould, 1844</b>			
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825) <sup>MA</sup>	uru	FRU	6
<b>Columbiformes Latham, 1790</b>			
<b>Columbidae Leach, 1820</b>			
<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)	pararu-azul	GRA	14
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pomba-asa-branca	GRA	15
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	pomba-galega	FRU	3
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu	GRA	3
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)	pariri	ONI	8
<b>Cuculiformes Wagler, 1830</b>			
<b>Cuculidae Leach, 1820</b>			
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	INS	12

<b>Táxon</b>	<b>Nome em Português</b>	<b>HA</b>	<b>CT</b>
<b>Caprimulgiformes Ridgway, 1881</b>			
<b>Caprimulgidae Vigors, 1825</b>			
<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)	bacurau	INS	2
<b>Apodiformes Peters, 1940</b>			
<b>Trochilidae Vigors, 1825</b>			
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	rabo-branco-acanelado	NEC	3
<i>Phaethornis eurynome</i> (Lesson, 1832) <sup>MA</sup>	rabo-branco-de-garganta-rajada	NEC	2
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788) <sup>MA</sup>	beija-flor-de-fronte-violeta	NEC	9
<i>Hylocharis chrysura</i> (Shaw, 1812)	beija-flor-dourado	NEC	1
<b>Trogoniformes A. O. U., 1886</b>			
<b>Trogonidae Lesson, 1828</b>			
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817 <sup>MA</sup>	surucuá-variado	INS	24
<i>Trogon chrysochloros</i> Pelzeln, 1856	surucuá-dourado	INS	2
<b>Coraciiformes Forbes, 1844</b>			
<b>Momotidae Gray, 1840</b>			
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818) <sup>MA</sup>	juruva	ONI	11
<b>Piciformes Meyer &amp; Wolf, 1810</b>			
<b>Ramphastidae Vigors, 1825</b>			
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	tucanuçu	FRU	9



<b>Táxon</b>	<b>Nome em Português</b>	<b>HA</b>	<b>CT</b>
<b>Picidae Leach, 1820</b>			
<i>Picumnus albosquamatus</i> d'Orbigny, 1840	picapauzinho-escamoso	INS	34
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	pica-pau-pequeno	INS	22
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-verde-barrado	INS	1
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-de-cabeça-amarela	INS	5
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	pica-pau-de-banda-branca	INS	3
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818) <sup>MA</sup>	pica-pau-rei	INS	9
<b>Psittaciformes Wagler, 1830</b>			
<b>Psittacidae Rafinesque, 1815</b>			
<i>Primolius maracana</i> (Vieillot, 1816)	maracanã	GRA	1
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	tuim	ONI	1
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	maitaca-verde	GRA	8
<b>Passeriformes Linnaeus, 1758</b>			
<b>Thamnophilidae Swainson, 1824</b>			
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa	INS	31
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822)	chorozinho-de-asa-vermelha	INS	39
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata	INS	33
<i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816) <sup>MA</sup>	chocão-carijó	INS	20
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818) <sup>MA</sup>	papa-taoca-do-sul	INS	71

<b>Táxon</b>	<b>Nome em Português</b>	<b>HA</b>	<b>CT</b>
<i>Drymophila ferruginea</i> (Temminck, 1822) <sup>MA</sup>	dituí	INS	49
<i>Drymophila ochropyga</i> (Hellmayr, 1906)	choquinha-de-dorso-vermelho	INS	7
<b>Conopophagidae Sclater &amp; Salvin, 1873</b>			
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831) <sup>MA</sup>	chupa-dente	INS	119
<b>Formicariidae Gray, 1840</b>			
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	tovaca-campainha	INS	6
<b>Scleruridae Swainson, 1827</b>			
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétriès, 1835) <sup>MA</sup>	vira-folha	INS	33
<b>Dendrocolaptidae Gray, 1840</b>			
<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)	arapaçu-liso	INS	6
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-verde	INS	57
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-rajado	INS	43
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	arapaçu-grande	INS	6
<b>Xenopidae Bonaparte, 1854</b>			
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	bico-virado-carijó	INS	2
<b>Furnariidae Gray, 1840</b>			
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	barraqueiro-de-olho-branco	INS	38
<i>Anabacerthia lichtensteini</i> (Cabanis & Heine, 1859)	limpa-folha-ocráceo	INS	2
<i>Dendroma rufa</i> (Vieillot, 1818)	limpa-folha-de-testa-baia	INS	7

<b>Táxon</b>	<b>Nome em Português</b>	<b>HA</b>	<b>CT</b>
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	pichororé	INS	25
<b>Pipridae Rafinesque, 1815</b>			
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793) <sup>MA</sup>	tangará	ONI	129
<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)	soldadinho	FRU	5
<b>Tityridae Gray, 1840</b>			
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838) <sup>MA</sup>	flautim	ONI	58
<b>Platyrinchidae Bonaparte, 1854</b>			
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho	INS	98
<b>Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907</b>			
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	cabeçudo	INS	22
<i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1830)	estalador	INS	14
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	INS	9
<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831) <sup>MA</sup>	teque-teque	INS	70
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	tororó	INS	3
<i>Hemitriccus orbitatus</i> (Wied, 1831) <sup>MA</sup>	tiririzinho-do-mato	INS	51
<b>Tyrannidae Vigors, 1825</b>			
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	INS	2
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	guaracava-de-crista-alaranjada	INS	12
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	maria-cavaleira	ONI	4

<b>Táxon</b>	<b>Nome em Português</b>	<b>HA</b>	<b>CT</b>
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)	gritador	ONI	2
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei	INS	3
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	guaracavuçu	INS	23
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado	INS	32
<b>Vireonidae Swainson, 1837</b>			
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	INS	18
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	juruviara	INS	27
<b>Corvidae Leach, 1820</b>			
<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	gralha-piçaca	INS	7
<b>Turdidae Rafinesque, 1815</b>			
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-barranco	INS	21
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira	ONI	5
<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887) <sup>MA</sup>	sabiá-ferreiro	FRU	2
<b>Passerellidae Cabanis &amp; Heine, 1850</b>			
<i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838	tico-tico-de-bico-amarelo	ONI	42
<b>Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne &amp; Zimmer 1947</b>			
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	INS	147
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	canário-do-mato	INS	58

<b>Táxon</b>	<b>Nome em Português</b>	<b>HA</b>	<b>CT</b>
<i>Myiothlypis leucoblephara</i> (Vieillot, 1817) <sup>MA</sup>	pula-pula-assobiador	INS	1
<b>Thraupidae Cabanis, 1847</b>			
<i>Thraupis sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaço-cinzento	ONI	15
<i>Stilpnia cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-amarela	FRU	2
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	figuinha-de-rabo-castanho	INS	5
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-de-papo-preto	INS	32
<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)	tiê-de-topete	INS	14
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822) <sup>MA</sup>	tiê-preto	INS	7
<i>Ramphocelus carbo</i> (Pallas, 1764)	pipira-vermelha	ONI	17
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	ONI	9
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica	NEC	27
<i>Asemospiza fuliginosa</i> (Wied, 1830)	cigarra-preta	GRA	5
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	trinca-ferro	INS	5
<i>Saltator fuliginosus</i> (Daudin, 1800) <sup>MA</sup>	bico-de-pimenta	INS	37
<b>Cardinalidae Ridgway, 1901</b>			
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)	tiê-de-bando	INS	57

**Apêndice 3.** Espécies de aves e os respectivos valores obtidos para cada parâmetro (NInd – número de indivíduos, RelDe – densidade relativa, RelFr- frequência relativa, RelDo – dominância relativa, IVI – índice de valor de importância).

<b>Espécies</b>	<b>NInd</b>	<b>RelDe</b>	<b>RelFr</b>	<b>RelDo</b>	<b>IVI</b>
<i>Basileuterus culicivorus</i>	147	7,93	3,20	4,29	15,43
<i>Chiroxiphia caudata</i>	124	6,69	2,93	5,01	14,63
<i>Conopophaga lineata</i>	118	6,37	3,07	3,55	12,99
<i>Pyriglena leucoptera</i>	71	3,83	2,80	3,92	10,55
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	88	4,75	3,20	1,30	9,24
<i>Habia rubica</i>	57	3,08	2,13	3,69	8,90
<i>Schiffornis virescens</i>	58	3,13	2,67	2,62	8,42
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	57	3,08	2,53	2,39	8,00
<i>Ramphastos toco</i>	11	0,59	0,53	6,74	7,87
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	61	3,29	3,07	1,19	7,55
<i>Myiothlypis flaveola</i>	57	3,08	2,13	2,18	7,39
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	43	2,32	2,40	2,37	7,09
<i>Saltator fuliginosus</i>	34	1,83	2,27	2,90	7,01
<i>Piaya cayana</i>	12	0,65	1,33	4,80	6,79
<i>Automolus leucophthalmus</i>	38	2,05	2,27	2,38	6,70
<i>Trogon surrucura</i>	24	1,30	1,87	3,46	6,62
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	51	2,75	2,53	1,27	6,56
<i>Drymophila ferruginea</i>	48	2,59	2,13	1,56	6,28
<i>Arremon flavirostris</i>	42	2,27	2,13	1,81	6,21
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	33	1,78	2,27	1,31	5,36
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	39	2,10	2,13	0,99	5,23
<i>Lathrotriccus euleri</i>	31	1,67	2,53	0,99	5,20
<i>Hemithraupis guira</i>	30	1,62	2,40	1,02	5,03
<i>Patagioenas picazuro</i>	15	0,81	1,20	2,80	4,81
<i>Sclerurus scansor</i>	31	1,67	1,33	1,75	4,75
<i>Picumnus albosquamatus</i>	34	1,83	2,27	0,59	4,69
<i>Dysithamnus mentalis</i>	31	1,67	2,27	0,75	4,69
<i>Vireo chivi</i>	27	1,46	1,87	1,27	4,59
<i>Turdus leucomelas</i>	21	1,13	1,33	1,92	4,39
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	20	1,08	1,60	1,53	4,21
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	10	0,54	0,67	2,79	4,00
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	23	1,24	1,87	0,88	3,99
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	24	1,30	1,47	1,17	3,93
<i>Veniliornis passerinus</i>	21	1,13	1,60	0,83	3,56
<i>Coereba flaveola</i>	27	1,46	1,47	0,61	3,53
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	22	1,19	1,60	0,71	3,50
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	18	0,97	1,60	0,91	3,48
<i>Campephilus robustus</i>	9	0,49	0,67	1,73	2,88
<i>Claravis pretiosa</i>	14	0,76	1,20	0,88	2,83
<i>Trichothraupis melanops</i>	14	0,76	1,33	0,72	2,81
<i>Ramphocelus carbo</i>	15	0,81	0,80	0,87	2,48
<i>Thraupis sayaca</i>	15	0,81	0,93	0,73	2,47

<b>Espécies</b>	<b>NInd</b>	<b>RelDe</b>	<b>RelFr</b>	<b>RelDo</b>	<b>IVI</b>
<i>Myiopagis viridicata</i>	12	0,65	1,20	0,41	2,25
<i>Corythopsis delalandi</i>	13	0,70	1,07	0,40	2,17
<i>Geotrygon montana</i>	8	0,43	0,93	0,73	2,10
<i>Cyanocorax chrysops</i>	7	0,38	0,27	1,41	2,05
<i>Crypturellus obsoletus</i>	7	0,38	0,53	1,09	2,00
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	9	0,49	1,07	0,31	1,86
<i>Pionus maximiliani</i>	8	0,43	0,27	1,15	1,84
<i>Dacnis cayana</i>	9	0,49	0,80	0,40	1,69
<i>Dryophila ochropyga</i>	8	0,43	0,93	0,25	1,62
<i>Tachyphonus coronatus</i>	7	0,38	0,80	0,38	1,56
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	5	0,27	0,67	0,59	1,53
<i>Philydor rufum</i>	7	0,38	0,67	0,45	1,50
<i>Celeus flavescens</i>	5	0,27	0,53	0,64	1,45
<i>Odontophorus capueira</i>	6	0,32	0,13	0,92	1,38
<i>Dendrocincla turdina</i>	5	0,27	0,67	0,40	1,33
<i>Turdus rufiventris</i>	5	0,27	0,53	0,51	1,32
<i>Saltator similis</i>	5	0,27	0,53	0,41	1,22
<i>Chamaeza campanisona</i>	5	0,27	0,53	0,36	1,16
<i>Tiaris fuliginosus</i>	5	0,27	0,67	0,18	1,12
<i>Dryocopus lineatus</i>	3	0,16	0,27	0,61	1,04
<i>Thalurania glaucopsis</i>	5	0,27	0,67	0,10	1,03
<i>Leptotila verreauxi</i>	3	0,16	0,40	0,37	0,93
<i>Patagioenas cayennensis</i>	3	0,16	0,27	0,50	0,93
<i>Conirostrum speciosum</i>	5	0,27	0,53	0,10	0,91
<i>Antilophia galeata</i>	5	0,27	0,40	0,20	0,87
<i>Myiarchus ferox</i>	4	0,22	0,27	0,25	0,73
<i>Myiodynastes maculatus</i>	3	0,16	0,27	0,22	0,65
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	3	0,16	0,40	0,05	0,62
<i>Primolius maracana</i>	1	0,05	0,13	0,33	0,52
<i>Sirystes sibilator</i>	2	0,11	0,27	0,12	0,50
<i>Trogon chrysochloros</i>	2	0,11	0,13	0,25	0,49
<i>Tangara cayana</i>	2	0,11	0,27	0,12	0,49
<i>Anabacerthia lichtensteini</i>	2	0,11	0,27	0,10	0,48
<i>Xenops rutilans</i>	2	0,11	0,27	0,08	0,45
<i>Camptostoma obsoletum</i>	2	0,11	0,27	0,04	0,42
<i>Turdus subalaris</i>	2	0,11	0,13	0,15	0,39
<i>Colaptes melanochloros</i>	1	0,05	0,13	0,13	0,31
<i>Crypturellus tataupa</i>	1	0,05	0,13	0,07	0,26
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	1	0,05	0,13	0,04	0,22

**Apêndice 4.** Espécies de aves e os valores dos respectivos critérios e valor do índice de espécie guarda-chuva. (PCS – porcentagem de espécies co-ocorrentes, Qj – raridade, DSI – sensibilidade a distúrbios antrópicos, UI – valor integral do índice de espécie guarda-chuva).

<b>Táxon</b>	<b>PCS</b>	<b>Qj</b>	<b>DSI</b>	<b>UI</b>
<i>Crypturellus obsoletus</i>	0,23	0,83	0,71	1,78
<i>Crypturellus tataupa</i>	0,32	0,96	0,54	1,82
<i>Odontophorus capueira</i>	0,42	0,96	0,75	2,13
<i>Claravis pretiosa</i>	0,38	0,63	0,50	1,51
<i>Patagioenas picazuro</i>	0,37	0,63	0,50	1,49
<i>Patagioenas cayennensis</i>	0,38	0,92	0,63	1,93
<i>Leptotila verreauxi</i>	0,35	0,88	0,50	1,73
<i>Geotrygon montana</i>	0,38	0,71	0,71	1,79
<i>Piaya cayana</i>	0,35	0,58	0,54	1,47
<i>Nyctidromus albicollis</i>	0,40	0,96	0,58	1,94
<i>Thalurania glaucopis</i>	0,37	0,79	0,54	1,71
<i>Trogon surrucura</i>	0,38	0,42	0,81	1,60
<i>Trogon rufus</i>	0,41	0,96	0,71	2,08
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	0,36	0,79	0,63	1,78
<i>Ramphastos toco</i>	0,34	0,83	0,76	1,93
<i>Picumnus albosquamatus</i>	0,37	0,29	0,67	1,33
<i>Veniliornis passerinus</i>	0,37	0,50	0,75	1,62
<i>Colaptes melanochloros</i>	0,41	0,96	0,38	1,74
<i>Celeus flavescens</i>	0,37	0,83	0,58	1,78
<i>Dryocopus lineatus</i>	0,40	0,92	0,46	1,77
<i>Campephilus robustus</i>	0,38	0,79	0,43	1,60
<i>Primolius maracana</i>	0,35	0,96	0,46	1,76
<i>Forpus xanthopterygius</i>	0,35	0,96	0,58	1,89
<i>Pionus maximiliani</i>	0,39	0,92	0,46	1,77
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0,37	0,29	0,75	1,41
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	0,38	0,33	0,58	1,30
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0,38	0,29	0,50	1,17
<i>Pyriglena leucoptera</i>	0,37	0,13	0,58	1,08
<i>Drymophila ochropyga</i>	0,41	0,75	0,71	1,86
<i>Conopophaga lineata</i>	0,37	0,04	0,72	1,13
<i>Chamaeza campanisona</i>	0,39	0,83	0,67	1,89
<i>Sclerurus scansor</i>	0,36	0,58	0,89	1,84
<i>Dendrocincla turdina</i>	0,39	0,79	0,81	1,99
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0,37	0,21	0,79	1,37
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0,37	0,25	0,72	1,35
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0,38	0,79	0,79	1,96
<i>Xenops rutilans</i>	0,38	0,92	0,71	2,01
<i>Automolus leucophthalmus</i>	0,37	0,29	0,71	1,38
<i>Anabacerthia lichtensteini</i>	0,38	0,92	0,71	2,00
<i>Philydor rufum</i>	0,41	0,79	0,63	1,82



<b>Táxon</b>	<b>PCS</b>	<b>Qj</b>	<b>DSI</b>	<b>UI</b>
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	0,37	0,54	0,83	1,74
<i>Chiroxiphia caudata</i>	0,37	0,04	0,67	1,08
<i>Antilophia galeata</i>	0,37	0,88	0,67	1,91
<i>Schiffornis virescens</i>	0,36	0,17	0,67	1,20
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0,37	0,00	0,78	1,15
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0,37	0,50	0,57	1,44
<i>Corythopsis delalandi</i>	0,36	0,67	0,75	1,78
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0,32	0,67	0,67	1,65
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	0,37	0,04	0,88	1,28
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	0,37	0,88	0,67	1,91
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	0,37	0,21	0,71	1,29
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,40	0,92	0,62	1,93
<i>Myiopagis viridicata</i>	0,36	0,63	0,67	1,65
<i>Myiarchus ferox</i>	0,35	0,92	0,63	1,89
<i>Sirystes sibilator</i>	0,40	0,92	0,50	1,81
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0,35	0,92	0,62	1,89
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	0,38	0,42	0,62	1,41
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0,37	0,21	0,48	1,05
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0,37	0,50	0,57	1,44
<i>Vireo chivi</i>	0,34	0,42	0,42	1,18
<i>Cyanocorax chrysops</i>	0,42	0,92	0,57	1,91
<i>Turdus leucomelas</i>	0,37	0,58	0,42	1,37
<i>Turdus rufiventris</i>	0,38	0,83	0,63	1,84
<i>Arremon flavirostris</i>	0,38	0,33	0,79	1,50
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0,37	0,00	0,52	0,89