

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CONSERVAÇÃO DA FAUNA

MARCOS ANTÔNIO MELO

**ALTERAÇÕES NA COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE AVES EM
UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL
SUBMETIDA À RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

São Carlos
2017

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CONSERVAÇÃO DA FAUNA

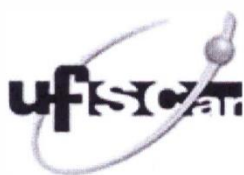
MARCOS ANTÔNIO MELO

**ALTERAÇÕES NA COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE AVES EM
UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL
SUBMETIDA À RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Conservação da Fauna, para obtenção do título de Mestre Profissional em Conservação da Fauna.

Orientação: Prof. Dr. Augusto João Piratelli

São Carlos
2017

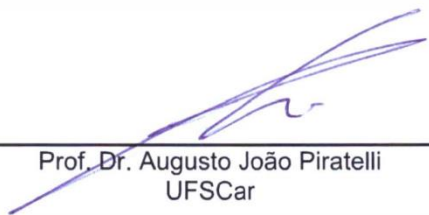


UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Conservação da Fauna

Folha de Aprovação

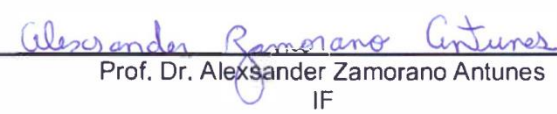
Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Marcos Antônio Melo, realizada em 27/01/2017:



Prof. Dr. Augusto João Piratelli
UFSCar



Prof. Dr. Eduardo Roberto Alexandrino
ESALQ-USP



Prof. Dr. Alexander Zamorano Antunes
IF

AGRADECIMENTOS

Ao grande orientador Prof. Dr. Augusto João Piratelli pela oportunidade que me deu em desenvolver este trabalho, pela confiança e incentivo diante de alguns obstáculos. Todo o aprendizado adquirido neste período foi fundamental para meu aperfeiçoamento profissional.

Ao Prof. Dr. Maurício Cetra pela sua pronta disponibilidade em me auxiliar com sugestões na análise dados.

Aos ensinamentos dados em sala de aula pelos Profs. Drs. Mercival, Vlamir, Galletti, Luiz e Nivert.

À Prof. Dra. Fátima Piña-Rodriguez pelo auxílio e empréstimo de equipamento.

À Fundação SOS Mata Atlântica por autorizar o estudo na área e dando todo o apoio financeiro e logístico para a realização do mesmo, em especial à Aretha Medina, Ana Paula, Kelly, Rafael Fernandes, Robertão, Cícero e Wilson... até mesmo ao grande “Tufão” e “cãopanhia”.

Ao Marco A. G. Silva por ter fielmente auxiliado em todas as coletas de dados a campo, pela amizade e pelos bons momentos de “Vitórias!” compartilhados.

Ao Zoológico de Guarulhos e aos colegas de trabalho pela experiência diária compartilhada e pela possibilidade de desenvolver o mestrado juntamente à atividade profissional. À Chefia do Zoológico de Guarulhos, Biol. Cristiane Bolochio e Med. Vet. Gilberto Penido pelo incentivo e flexibilidade na jornada de trabalho, incentivando a concretização do mesmo.

Às amigas Biólogas: Anelisa F. de A. Magalhães, Maria Amélia S. de Carvalho, Ana M. Brischi, Brigida G. Fries, Linda L. da Silva, Maria Marcina P. Vincentim e Med. Vet. Vilma Galdi e Adriana M. J. da Silva por ajudar-me a trilhar minha vida profissional e por me incentivarem a ingressar na pós. Neste contexto, também agradeço o amigo Fabio Schunck por ter dado conselhos e auxílios em minha carreira ornitológica.

Aos amigos da pós, Pietra, Olivadi, Mariano, Fernanda, Cybele, Claudia, Tati, Karen, Livia, Luisa, Lais, Monica e André pelos bons momentos que passamos juntos, e pelo constante bom humor (mais Vitórias!).

Aos amigos do LECO, Dani, Maristela, Clarissa, Raíssa, Lucas, Bianca e Paulo pela parceria e discussões científicas realizadas nas saídas de campo e reuniões.

Ao amigo Biol. Daniel Perrella “Salsa Parrilla” por ter me apresentado ao Piratelli, que sem este contato prévio, nada teria sido possível.

À família Melo. Ao meu pai Geraldo das G. Melo, minha grande referência. À minha linda mãe, guerreira, Maria A. R. de Melo (*in memoriam*), que sempre nutriu os meus sonhos, e nunca, nem sequer duvidou da capacidade de seu menino arteiro. Ahhh, como eu te amo! Saudades... Às minhas irmãs Tati, Regina e Adriana e sobrinhos pela compreensão de minha ausência neste período, torcida e maravilhosos momentos compartilhados.

A meu beija-florzinho louro, meu amorão, Thais C. S. Melo (“chompinha”), por sempre estar ao meu lado, por todo o auxílio, companheirismo, carinho e dedicação. Por sempre me fazer acreditar que sou capaz de algo além daquilo que imagino ser, e que o horizonte é infindável quando nós mesmos não nos limitamos. Amo-te muito meu amor!

À família Sanches pelo frequente incentivo dado e momentos compartilhados. À Patrícia e ao Leo pelas contribuições sorocabanas ao desenvolvimento deste trabalho. Ao Carlos e à Ceci, bem como a Vó Santina e Vô Mário por todo apoio e momentos alegres.

Aos amigos da república, Magrão, Roco, João, Léo, Nardo, André “Crév”, por sempre me receberem de portas abertas em minhas viagens a São Carlos *city*.

Muito obrigado a todos que participaram direta ou indiretamente deste trabalho. Só vitórias!!!

*Ave com suas asas macias
Plana em seus voos rasantes
De forma plena e esguia*

*Em diversos tamanhos
Em diferentes sintonias
Pássaro é querido com seu timbre
Pássaro é querido com sua melodia*

*Se cria nos ares
Se perde em brisas
Se impõe no tempo
Das nuvens macias*

*Com aspecto perfeito
Em seus pousos flutuantes
Maravilha criada pela natureza
Colorida nos mais diversos instantes...*

Lewis

RESUMO

A Mata Atlântica vem sofrendo grande perda de habitats e de biodiversidade devido às atividades humanas. Atualmente, a maioria dos remanescentes florestais encontra-se reduzida e isolada em paisagens antropizadas. Nesta situação dramática, a restauração ecológica tem sido uma ferramenta viável à reconstrução dos habitats a fim de resgatar parte de sua biodiversidade, juntamente com suas complexas interações ecológicas e prestação de serviços ecossistêmicos. Devido às suas características biológicas, as aves tem sido um bom modelo de estudo para avaliar a efetividade de áreas restauradas em prover habitats adequados à fauna. Nesta temática, diversos estudos foram conduzidos na América do Norte e Europa, mas há poucas evidências de como áreas restauradas influenciam as comunidades de aves da América Latina, especialmente no Brasil. O presente estudo caracterizou a avifauna em uma área de restauração ecológica e testou como idade e complexidade estrutural da vegetação influenciam na estruturação de grupos funcionais de aves, comparando com áreas não restauradas. Para isso, dados da avifauna foram coletados durante o período de 12 meses (de janeiro a dezembro de 2015), em 39 pontos fixos amostrados com raio de detecção de 60 m. As espécies foram classificadas quanto aos grupos tróficos, ecologia de nidificação, níveis de sensibilidade e de dependência de florestas. No total, registraram-se 208 espécies de aves, sendo 172 delas detectadas nos pontos fixos. Os resultados demonstram que áreas restauradas são capazes de alterar a estrutura e composição das assembleias de aves em função da idade e complexidade estrutural vegetal dos plantios. Restauração mais antiga (RO, 6-7 anos) forneceram habitats estruturalmente mais complexos do que pastos (PA) e restauração mais recente (RN, 4-5 anos), reduzindo assim a abundância de grupos de espécies independentes de florestas, comuns em estágios iniciais de sucessão, como as espécies granívoras e insetívoras de área aberta e insetívoras aéreas. Isto ocorreu devido à gradativa substituição da alta porcentagem de gramíneas pelo incremento da riqueza de morfoespécies arbórea e cobertura de dossel. Desse modo, os dados corroboram com a teoria da heterogeneidade ambiental, onde RO e fragmentos florestais (FR), categorias estruturalmente mais complexas, forneceram mais sítios de forrageio e de nidificação específicos, evidenciado por abrigarem maior abundância de grupos especialistas, como insetívoras (de tronco, de copa e de folhagens), nectarívoras e pequenas frugívoras, bem como aves que utilizam ninhos fechados e dependem de recursos específicos para a construção de ninhos. Em alguns casos, houve tendência de RO assemelhar-se a FR. Invariavelmente, porcentagem de gramíneas exóticas,

distância de recursos hídricos, riqueza de morfoespécies arbóreas e cobertura de dossel foram importantes preditoras à estruturação de guildas analisadas em área de restauração ecológica. Portanto, considerando o cenário atual de degradação da Mata Atlântica, áreas de restauração ecológica podem auxiliar no resgate de parte da diversidade da avifauna, bem como na reestruturação de grupos funcionais essenciais ao funcionamento do ecossistema, mesmo em áreas restauradas com menos de 10 anos. Este estudo poderá contribuir com futuros programas de restauração ecológica, que visam aumentar a disponibilidade de habitat para a avifauna de áreas altamente fragmentadas.

Palavras-chave: Avifauna. Dependência de florestas. Ecologia de restauração. Guildas tróficas. Sensibilidade ambiental. Variáveis ambientais.

ABSTRACT

The Atlantic Forest has experienced great loss of habitats and biodiversity as a consequence of human activities. Currently, most forest remnants are reduced and isolated in human-made landscapes. In this dramatic situation, ecological restoration has been a viable tool for rebuilding habitats to rescue part of their biodiversity, along with their complex ecological interactions and ecosystem services. Due to their biological characteristics, birds have been a good study model to evaluate the effectiveness of restored areas in providing suitable habitats for the fauna. Several studies have been conducted focusing this subject in North America and Europe, but there is little evidence of how restored areas affect bird communities in Latin America, mainly in Brazil. Here we characterized the avifauna in an ecological restoration area and tested how the age and structural complexity of the vegetation of these plantations influence the structuring of functional groups of birds compared to unrestored areas. For this, we collected data from avifauna for 12 months (from January to December 2015), by 39 fixed-point counts, sampled with a detection radius of 60 m. Sampled species were classified according to trophic and nesting groups, sensitivity levels and forest dependence. We recorded 208 species of birds, of which 172 were detected by point counts. Our results evidence that restored areas are capable of shifting the structure and composition of bird assemblages according to the age and vegetation structural complexity. Older restorations (6-7 years old) provided structurally more complex habitats than pastures and more recent restoration (4-5 years), thus reducing the abundance of forest-independent species, more common in early stages of succession, such as aerial insectivorous and granivores and insectivores of open habitats. This occurred due to the gradual substitution of the high percentage of grasses by the increase in the richness of arboreal morphospecies and canopy cover. Thus, our data corroborate with the theory of environmental heterogeneity; more complex environmental categories (RO and FR) provided more specific foraging and nesting sites, evidenced by the greater abundance of specialist groups, including insectivorous (trunk, canopy and foliage), nectarivores and small frugivores, as well as birds that use closed nests and rely on specific resources to build nests. In some cases, we found a trend of RO to resemble forest fragments of reference. Invariably, percentage of exotic grasses, distance of water resources, richness of arboreal species and canopy cover were important predictors for the structuring of guilds. Therefore, considering the current scenario of degradation of the Atlantic Forest, areas of ecological restoration can assist in the rescue of part of bird diversity, as well as in the restructuring of functional groups essential to the functioning of the ecosystem, even in restored areas less than 10 years old. Our results may be useful for future ecological restoration programs as a strategy to increase habitat for birds in highly fragmented areas.

Key words: Avifauna. Restoration ecology. Foraging guilds. Environmental sensibility. Forest dependence. Environmental variables.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVO GERAL	15
3 MATERIAIS E MÉTODOS	16
4 ARTIGOS PRODUZIDOS	17
REFERÊNCIAS	18
<u>CAPÍTULO 1</u> - A idade de áreas restauradas como promotora de alterações na composição da comunidade de aves na Mata Atlântica no sudeste do Brasil	23
<u>CAPÍTULO 2</u> -Variáveis ambientais como preditoras do processo de reestruturação inicial de assembleias de aves em uma área de restauração ecológica da Mata Atlântica, no sudeste do Brasil.....	49
5 CONCLUSÕES GERAIS	79
APÊNDICES	80

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um bioma composto por um conjunto de formações florestais (Floresta Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, Estacional Semidecidual, Estacional Decidual e Ombrófila Aberta) e ecossistemas associados (restingas, manguezais e campos de altitude), que se estendia originalmente por uma área equivalente a 1.315.460 km² ao longo de 17 Estados brasileiros (BRASIL, 2016). Atualmente restam 8,5% de remanescentes florestais acima de 100 hectares, somando-se todos os fragmentos de floresta nativa acima de três hectares, tem-se 12,5% (RIBEIRO et al., 2009) e 83,4% dos fragmentos de remanescentes florestais são menores do que 50 hectares (RIBEIRO et al., 2009). Aproximadamente 72% da população brasileira vive no território da Mata Atlântica (IBGE, 2014). Mesmo reduzida e muito fragmentada é considerada um dos maiores *hotspots* mundial, ou seja, uma das áreas com maiores índices de biodiversidade, endemismo e uma das mais ameaçadas do planeta (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013; MYERS et al., 2000). Foi decretada Reserva da Biosfera pela UNESCO e Patrimônio Nacional (BRASIL, 1988).

Apesar da sua importância biológica, continuam sofrendo com a ação antrópica, levando muitos desses ecossistemas a níveis alarmantes de ameaças (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013; RIBEIRO et al., 2009; VITOUSEK et al., 1997). Em regiões tropicais, o desmatamento e a fragmentação florestal são considerados as principais ameaças à biodiversidade (MACHADO; DRUMMOND; PAGLIA, 2008; MELO et al., 2013). Apenas a proteção de poucos fragmentos florestais remanescentes em paisagens fragmentadas e degradadas pode não ser suficiente para a devida conservação da biodiversidade em médio e longo prazo (BECKER et al., 2009; BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013; CHAZDON et al., 2009; LAMB; ERSKINN; PARROTA, 2005).

Nesse contexto, a restauração ecológica surge como uma alternativa viável para resgatar parte dessa biodiversidade, das interações ecológicas e dos serviços ambientais perdidos com a degradação, contribuindo com a reconstituição do ecossistema (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013; CHAZDON, 2008; HOBBS; HIGGS; HARRIS, 2009; REY-BENAYAS et al., 2009). Atualmente, o maior consenso é de que a restauração ecológica seja um processo e prática de auxiliar a recuperação de um ecossistema natural que foi degradado, danificado ou destruído (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011; BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013; CLEWELL; AROSON, 2013; MC DONALD et al., 2016; SER, 2004). Não deve ser confundida com

várias outras atividades que visam a melhoria ambiental como restauração florestal, reflorestamento, revegetação, entre outras (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011). Com intuito de se evitar ou diminuir problemas de entendimento e interpretação, facilitando o diálogo entre cientistas, estudantes, profissionais, agentes públicos e público em geral, Aronson, Durigan e Brancalion (2011) definiram: i) restauração florestal - restauração ecológica aplicada a ecossistemas florestais; ii) reflorestamento - plantio de árvores, nativas ou não, em povoamentos puros ou não, para formação de uma estrutura florestal em área que foi desmatada há menos de 50 anos; e iii) revegetação - restabelecimento de cobertura vegetal de qualquer natureza (independente de origem, forma de vida ou número de espécies) em terreno exposto.

A restauração ecológica ainda necessita de muitos avanços para que atinja a efetividade necessária, especialmente em florestas tropicais biodiversas inseridas em paisagens antrópicas que já ultrapassaram o nível crítico da resiliência (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013).

Assim, o objetivo geral da restauração ecológica deve ser o de restabelecer as comunidades ricas em espécies vegetais nativas e com potencial de autoperpetuação a médio e longo prazos, baseando-se em ecossistemas de referência presentes na paisagem regional, para definir níveis mínimos de diversidade vegetal (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013; (RODRIGUES et al., 2009; SER, 2004; TABARELLI et al., 2010). Isto é fundamental para que a restauração ecológica cumpra com seu papel nos esforços de conservação e resgate da biodiversidade em ecossistemas florestais tropicais, principalmente naqueles inseridos em paisagens antrópicas (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013).

A ecologia da restauração focou-se principalmente nas características vegetais dos locais restaurados (YOUNG, 2000), porém na última década, o papel da fauna em áreas de restauração ecológica começou a receber maior atenção (MAJER, 2009). Essa tendência representa um avanço nas pesquisas, pois a fauna desempenha funções importantes nas relações ecológicas cruciais à manutenção dos ecossistemas (*e.g.*, polinização, dispersão de sementes, herbivoria, controle de pragas, remoção de carcaças, dentre outras) (GABBE; ROBINSON; BROWN, 2002; SHIELS; WALKER, 2003) e a incorporação do componente faunístico pode implementar estratégias inovadoras para enfrentar desafios comuns e novos (LINDELL, 2008).

As aves têm sido predominantemente utilizadas como espécies focais nos estudos de restauração ecológica do que outros táxons devido a alguns fatores como o baixo custo de pesquisas mesmo em grandes áreas, acesso a parâmetros demográficos e informações

referentes aos habitats distintos e múltiplas exigências ecológicas das diversas espécies (GARDALI et al., 2006; MAJER, 2009). Além disso, a pesquisa da avifauna pode determinar a eficácia das atividades de restauração, servir como um guia de restauração e manejo, e envolver o público em atividades de ciência cidadã (BURNETT; GARDALI; GEUPEL, 2005).

Até Junho de 2012, Ortega-Alvárez e Lindig-Cisneros (2012) compilaram 109 trabalhos científicos, incluindo artigos, resumos e boletins técnicos envolvendo o estudo da avifauna em áreas restauradas. A maioria dos estudos concentrou-se nos Estados Unidos da América (67%), Europa (17,4%) e Austrália (4,6%). Enquanto somente 3,7% ocorreram na América Latina/Caribe, 3,7% na África, 2,8% na Ásia e 0,8% no Canadá. Dessa forma, nota-se uma grande escassez de informações referentes ao papel da avifauna em áreas restauradas de regiões tropicais (ORTEGA-ALVÁREZ; LINDIG-CISNEROS, 2012). No Brasil, poucos estudos avaliaram as alterações na composição da comunidade de aves sob influência do processo de sucessão ecológica em áreas restauradas (ATHIÊ; DIAS 2012; BECKER; PAISE; PIZO, 2013, VOLPATO et al., 2013; SANTOS-JUNIOR et al., 2016). Ainda, tais estudos apresentam uma tendência em comparar a avifauna de áreas restauradas/revegetadas apenas com as dos fragmentos florestais de referência.

Alguns padrões têm emergido a partir de estudos que avaliaram os efeitos das atividades de restauração ecológica sobre as aves (ORTEGA-ALVÁREZ & LINDIG-CISNEROS, 2012). Áreas de restauração ecológica aumentam a heterogeneidade ambiental (AERTS et al., 2008; SEIGEL; HATFIELD; HARTMAN, 2005), conseqüentemente incrementam diversidade nas comunidades de aves (MALCOM; RADKE, 2008; WOOD et al., 2004), bem como promovem equitabilidade (MACGREGOR-FORS; BLANCO-GARCIA; LINDIG-CISNEROS, 2010; SEIGEL; HATFIELD; HARTMAN, 2005) e auxiliam no sucesso reprodutivo (HOOVER, 2009; TWEDT et al., 2010). Além disso, elas podem encorajar a recolonização de espécies localmente extirpadas (GACHE, 2008) e amenizar os efeitos de sumidouro de populações em paisagens fragmentadas (BRAWN, 2006). Para mensurar o sucesso de áreas restauradas, Ruiz-Jaen e Aide (2005) recomendam realizar comparações com mais de um sítio de referência, estando sob as mesmas condições ambientais e localização geográfica. Sabe-se que alguns grupos de aves respondem rapidamente às alterações ambientais, sendo excelentes bioindicadores ambientais (BENCKE et al., 2006; PIRATELLI et al., 2008; WILLIS, 1979). Gould e Mackey (2015) observaram que as espécies de aves podem responder melhor aos atributos locais da área de estudo que os da paisagem.

Dessa forma, a restauração ecológica pode ser considerada uma estratégia útil para promover ações para a conservação da avifauna (ORTEGA-ALVÁREZ; LINDIG-CISNEROS, 2012), especialmente na Mata Atlântica, a qual alberga alto número de espécies e subespécies de aves ameaçadas de extinção em território nacional (BRASIL, 2014).

2 OBJETIVO GERAL

Estudar as assembleias de aves em uma área de restauração ecológica em diferentes idades de plantio e estágios sucessionais de regeneração, na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil, avaliando seu papel na estruturação dos grupos funcionais.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar e comparar as assembleias de aves em quatro categorias ambientais em distintos estágios sucessionais em uma área de restauração ecológica sob os domínios da Floresta Estacional Semidecídua do Planalto Paulista;
- Avaliar a influência da idade dos plantios na estruturação das assembleias de aves e seus grupos funcionais (categoria trófica, sensibilidade ambiental e dependência de florestas), comparando com áreas não restauradas (fragmentos florestais e pasto);
- Avaliar a complexidade estrutural da vegetação em quatro categorias ambientais em áreas restauradas e não restauradas, bem como quais variáveis ambientais influenciam na abundância e composição das espécies de aves e de seus grupos funcionais (guilda trófica e guilda de nidificação).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo, delineamento amostral, coleta e análise de dados encontram-se descritos nos dois capítulos/artigos produzidos a partir desse estudo, sendo apresentados na sequência.

4 ARTIGOS PRODUZIDOS

O presente estudo gerou dois artigos científicos, o primeiro intitulado “Alterações na composição da comunidade de aves em uma área de restauração ecológica da Mata Atlântica, no sudeste do Brasil” será submetido à revista *Tropical Ecology*, com a finalidade de caracterizar a composição e estrutura das assembleias de aves em uma área de restauração ecológica. O segundo intitulado “Variáveis ambientais como preditoras do processo de reestruturação de assembleias de aves em uma área de restauração ecológica da Mata Atlântica, no sudeste do Brasil” será submetido à revista *Restoration Ecology* e pretende avaliar comparativamente como o gradiente de complexidade estrutural da vegetação de uma área recém-restaurada influencia na estruturação da composição de espécies de aves e abundâncias de grupos funcionais. Ambos estão formatados segundo as normas das revistas às quais serão submetidos, entretanto serão traduzidos para língua inglesa.

REFERÊNCIAS

AERTS, R. et al. Land rehabilitation and the conservation of birds in a degraded Afromontane landscape in northern Ethiopia. **Biodiversity Conservation**, v. 17, p. 53–69, 2008.

ARONSON, J. ; DURIGAN, G., BRANCALION, P. H. S. **Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica**. São Paulo: Instituto Florestal (IF), série registros, n. 44, p. 1-38, 2011.

ATHIÊ, S.; DIAS, M. M. Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional Semidecidual e reflorestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000100010>>. Acesso em dez. 2016.

BECKER, C. G. et al. Habitat split and the global decline of amphibians. **Science**, v. 318, p. 1775-1777, 2009.

BECKER, R.G.; PAISE, G.; PIZO, M. A. The structure of bird communities in areas revegetated after mining in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 21, p. 221-234, 2013.

BENCKE, G. A. et al. **Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil, parte I** – Estados do Domínio da Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo. 2006.

BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. In: PERES, C. A. et al. (eds.) **Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil**. Curitiba: Editora da UFPR, 2013. p 565-58.

BRASIL. **Constituição: República Federativa do Brasil**. Brasília: Senado Federal, 1988. 292p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2014. Portarias nº 444 e nº 445, de 18 de dezembro de 2014. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, Seção 1, pp. 121-130.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Mata Atlântica**. Brasília, 2016. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica>>. Acesso em dez. 2016.

BRAWN, J. D. Effects of restoring oak savannas on bird communities and populations. **Conservation Biology**, v. 20, p. 460–469, 2006.

BURNETT, R.D.; GARDALI, T.; GEUPEL, G. R. **Using songbird monitoring to guide and evaluate riparian restoration in salmonid-focused stream rehabilitation projects**. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-191, 2005. Disponível em: <http://www.prbo.org/refs/files/11772_Burnett2003.pdf>. Acesso em dez. 2016.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, v. 320, p. 1458-1460, 2008.

CHAZDON, R. L. et al. Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, v. 41, p. 142-153, 2009.

CLEWELL, A. F.; AROSON, J. Relationship of restoration to related fields. In: _____. **Ecological restoration: principles, values and structure of na emergin profession**. Washington: Island Press, 2013. 2. ed. cap. 10, p. 130-140.

GABBE, A. P.; ROBINSON, S. K.; BRAWN J. D. Tree-species preferences of foraging insectivorous birds: implications for flood plain Forest restoration. **Conservation Biology**, v. 16, p. 462–470, 2002.

GACHE, C. Ecological restoration Project “Ciobarciu-Costuleni” (Iasi—Romania): Monitoring of the birds’fauna evolution. **Natura Montenegrina, Podgorica**, v. 7, p. 249–259, 2008.

GARDALI, T. et al. Abundance patterns of landbirds in restored and remnant riparian forests on the Sacramento River, California, U.S.A. **Restoration Ecology**, v. 14, p. 391–403, 2006.

GOULD, S.F.; MACKEY, BG. Site Vegetation Characteristics Are More Important than Landscape Context in Determining Bird Assemblages in Revegetation. **Restoration Ecology** v.23, p. 670–680, 2015.

HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends Ecology Evolution**, v. 24, n. 11, p. 599-605, 2009.

HOOVER, J. P. Effects of hydrologic restoration on birds breeding in forested wetlands. **Wetlands**, v. 29, p. 563–573, 2009.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, p. 1628-1632, 2005.

LINDELL, C. The value of animal behavior in evaluations of restoration success. **Restoration Ecology**, v. 16, p. 197–203, 2008.

MACGREGOR-FORS, I.; BLANCO-GARCÍA, A.; LINDIG-CISNEROS, R. Bird community shifts related to different forest restoration efforts: a case study from a managed habitat matrix in Mexico. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 1492–1496, 2010.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. MMA (Ministério do Meio Ambiente), Brasília, 2008. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/livro-vermelho/volumeI/vol_I_parte1.pdf>. Acesso em dez. 2016.

MAJER, J. D. Animals in the restoration process: progressing the trends. **Restoration Ecology**, v. 17, p. 315–319, 2009.

MALCOM, J. W.; RADKE, W. R. Effects of riparian and wetland restoration on an avian community in southeast Arizona, USA. **The Open Conservation Biology Journal**, v. 2, p. 30–36, 2008.

MCDONALD, T. et al. **International standards for the practice of ecological restoration** – including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington: SER, 2016. p. 48. Disponível em <http://c.ymcdn.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/docs/SER_International_Standards.pdf>. Acesso em dez. 2016.

MELO, F. P. L. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, p. 462–468. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.001>> Acesso em dez. 2016.

MYERS, N. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

ORTEGA-ÁLVAREZ, R.; LINDIG-CISNEROS, R. Feathering the scene: the effects of ecological restoration on birds and the role birds play in evaluating restoration outcomes. **Ecological Restoration**, v. 30, p. 116-127, 2012.

PIRATELLI, A. J., SOUSA, S. D., CORRÊA, J. S., ANDRADE, V. A., RIBEIRO, R. Y., AVELAR, L. H., OLIVEIRA, E. F. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal Biology**, n.68, p. 259–268, 2008.

REY-BENAYAS, J. M. et al. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, p. 1121–1124, 2009.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141–53, 2009.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, n.142, p.1242-1251, 2009.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: How is it being measured? **Restoration Ecology**, 13, 569–577, 2005.

SANTOS-JUNIOR, P. C. A. et al. The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 1-7, 2016.

SEIGEL, A.; HATFIELD, C.; HARTMAN, J. M. Avian response to restoration of urban tidal marshes in the Hackensack Meadowlands, New Jersey. **Urban Ecosystems**, v. 3, p. 87–116, 2005.

SER. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. **The SER International Primer on Ecological Restoration**, 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em dez. 2016.

SHIELS, A.; WALKER, L. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. **Restoration Ecology**, v. 11, p. 457–465, 2003.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, n. 143, p. 2328-2340, 2010.

TWEDT, D. et al. Landscape and vegetation effects on avian reproduction on bottomland forest restorations. **Journal of Wildlife Management**, v. 74, p. 423–436, 2010.

VITOUSEK, P. M. et al. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v. **277**, p. 494-499, 1997.

VOLPATO, G. H.; Martins, S. V. The bird community in naturally regenerating *Myracrodruon urundeuva* (Anacardiaceae) forest in southeastern Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 61, p. 1585-95, 2013.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis avulsos de zoologia**, v. 33, p.1-25, 1979.

WOOD, D.R., et al. Avian community response to pine-grassland restoration. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, p. 819–829, 2004.

YOUNG, T. P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, v. 92, p.73–83, 2000.

Capítulo 1

Research Paper

Áreas restauradas alteram a composição da comunidade de aves na Mata Atlântica no sudeste do Brasil?

Resumo: O presente estudo caracterizou a avifauna em uma área de restauração ecológica e testou como estes plantios influenciam na estruturação de grupos funcionais das aves presentes em áreas restauradas e não restauradas. Para isso, dados da avifauna foram coletados durante o período de 12 meses de estudo em 39 pontos fixos amostrados com raio de detecção de 60 m. As espécies foram classificadas em categorias tróficas, níveis de sensibilidade e dependência de florestas. Registraram-se 172 espécies. Áreas de restauração aumentaram a equitabilidade com fragmentos florestais (FR) e incrementaram diversidade das aves quando comparado a pasto (PA). Restaurações mais antigas (RO) reduziram a abundância de grupos funcionais comuns em estágios iniciais de sucessão (granívoras e independentes de florestas). Isto pode ser reflexo do declínio de gramíneas exóticas ocasionada pela sucessão ecológica, haja vista que restauração nova (RN) foi similar à PA quanto à elevada abundância de espécies granívoras e de baixa sensibilidade. RO também diminuiu a abundância de espécies de média e baixa sensibilidade, tornando-a similar a FR. Entretanto, guildas especialistas ainda não recolonizaram áreas restauradas. Portanto, nossos resultados demonstram que restaurações são capazes de alterar a estrutura e composição das assembleias de aves em função da complexidade estrutural vegetacional dos habitats, mesmo em restaurações com menos de 10 anos. Nossos resultados contribuem na compreensão de como áreas restauradas influenciam as assembleias de aves, sendo úteis a futuros programas de restauração ecológica que visam aumentar a diversidade de espécies de aves em áreas degradadas.

Palavras chave: Ecologia de restauração. Categorias tróficas. Sensibilidade ambiental. Dependência de florestas. Diversidade de aves. Abundância. Sucessão ecológica.

Introdução

A Mata Atlântica é um bioma composto por um conjunto de formações florestais e ecossistemas associados (restingas, manguezais e campos de altitude), que se estendia originalmente por uma área equivalente a 1.315.460 km² (Brasil 2016). Atualmente, restam somente 8,5% de remanescentes florestais acima de 100 hectares e 83,4% dos fragmentos são menores do que 50 hectares (Ribeiro *et al.* 2009). Mesmo reduzida e muito fragmentada ainda é considerada um dos maiores *hotspots* mundial, ou seja, uma das áreas com maiores índices de biodiversidade, endemismo e uma das mais ameaçadas do planeta (Brancalion *et al.* 2013; Myers *et al.* 2000).

Em regiões tropicais, o desmatamento e a fragmentação florestal, frutos da ação antrópica, são considerados as principais ameaças de degradação ambiental e perda de biodiversidade (Brancalion *et al.* 2013; Fahrig 2003; Foley *et al.* 2005; Machado *et al.* 2008; Melo *et al.* 2013; Ribeiro *et al.* 2009; Vitousek *et al.* 1997). Apenas a proteção de poucos fragmentos florestais em paisagens fragmentadas e degradadas pode não ser suficiente para a devida conservação da biodiversidade em médio e longo prazo (Becker *et al.* 2009; Brancalion *et al.* 2013; Chazdon *et al.* 2009; Lamb *et al.* 2005).

Nesse contexto, a restauração ecológica surge como uma alternativa viável para resgatar parte dessa biodiversidade, das interações ecológicas e dos serviços ambientais perdidos com a degradação, contribuindo com a reconstituição do ecossistema natural (Brancalion *et al.* 2013; Chazdon 2008; Hobbs *et al.* 2009; Rey-Benayas *et al.* 2009).

A ecologia da restauração focou-se principalmente nas características vegetais dos locais restaurados (Young 2000), porém na última década, o papel da fauna em áreas de restauração ecológica começou a receber maior atenção (Majer 2009). Essa tendência representa um avanço nas pesquisas, pois a fauna desempenha funções importantes nas relações ecológicas cruciais à manutenção dos ecossistemas naturais como polinização, dispersão de sementes, herbivoria, controle de pragas, remoção de carcaças, dentre outras (Gabbe *et al.* 2002; Shiels & Walker 2003). Além disso, a incorporação do componente faunístico pode implementar estratégias inovadoras para enfrentar usuais e novos desafios (Lindell 2008).

As aves têm sido predominantemente utilizadas como espécies focais nos estudos de restauração ecológica do que outros táxons devido a alguns fatores como o baixo custo de pesquisas mesmo em grandes áreas, acesso a parâmetros demográficos e informações referentes a habitats distintos e múltiplas exigências ecológicas das diversas espécies (Gardali

et al. 2006; Majer 2009). Além disso, a pesquisa da avifauna pode determinar a eficácia das atividades de restauração, servir como um guia de restauração e manejo, e envolver o público em atividades de ciência cidadã (Burnett *et al.* 2005).

Alguns padrões têm emergido a partir de estudos que avaliaram os efeitos das atividades de restauração ecológica sobre as aves (Ortega-Alvárez & Lindig-Cisneros 2012). Áreas de restauração ecológica aumentam a heterogeneidade ambiental (Aerts *et al.* 2008; Seigel *et al.* 2005), conseqüentemente incrementam diversidade nas comunidades de aves (Malcom & Radke 2008; Wood *et al.* 2004), bem como promovem equitabilidade (MacGregor-Fors *et al.* 2010; Seigel *et al.* 2005) e auxiliam no sucesso reprodutivo (Hoover 2009; Twedt *et al.* 2010). Além disso, elas podem encorajar a recolonização de espécies localmente extirpadas (Gache 2008) e amenizar os efeitos de sumidouro de populações em paisagens fragmentadas (Brawn 2006).

Dessa forma, a restauração ecológica pode ser considerada uma estratégia útil para promover ações para a conservação da avifauna (Ortega-Alvárez & Lindig-Cisneros 2012), especialmente na Mata Atlântica, a qual alberga a maioria das espécies ameaçadas de extinção em território nacional (Brasil 2014). No entanto, a maioria dos estudos envolvendo o papel da avifauna em áreas restauradas concentra-se na América do Norte e Europa, havendo grande escassez de informações em regiões tropicais (Ortega-Alvárez & Lindig-Cisneros 2012). No Brasil, poucos estudos avaliaram as alterações na composição da comunidade de aves sob influência do processo de sucessão ecológica em áreas restauradas (Athiê & Dias 2012; Becker *et al.* 2013, Santos-Junior *et al.* 2016; Vogel *et al.* 2015; Volpato *et al.* 2013).

Nesse estudo, nós objetivamos avaliar a influência da estrutura da vegetação dos habitats plantados na estruturação das assembleias de aves e abundância de seus grupos funcionais, comparando com áreas não restauradas (fragmentos florestais e pastagens), nos domínios da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. Com base nos resultados obtidos em estudos prévios realizados em outras paisagens menos fragmentadas (Becker *et al.* 2013; Casas *et al.* 2016; Santos-Junior *et al.* 2016; Vogel *et al.* 2015), algumas hipóteses e previsões são levantadas acerca da influencia que áreas restauradas exerçam sobre assembleias de aves em uma paisagem altamente fragmentada da Mata Atlântica: (i) restaurações mais antigas/estruturadas são responsáveis por abrigar maior diversidade de espécies de aves; (ii) a composição das espécies das assembleias de aves difere entre ambientes, sendo o plantio mais novo/menos estruturado similar a pasto; e iii) restauração mais antiga/estruturada reduz a abundância de guildas generalistas, tornando-a gradativamente mais similar a fragmentos florestais e distintas de restauração nova/menos estruturada e pastagens.

Materiais e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Centro de Experimentos Florestais (CEF), propriedade de 526 hectares (Figura 1), pertencente à Fundação SOS Mata Atlântica, em comodato com empresa Brasil Kirin, situada no município de Itu, São Paulo, sudeste brasileiro (23°14'15.18"S; 47°24'3.29"W; 580 m a.n.m). O clima é temperado úmido do tipo Cwa, de acordo com sistema de Koppen, sendo caracterizado por invernos secos e verão quente, com pluviosidade média de 56 mm e 160 mm, respectivamente (Alvares *et al.* 2013).

A região está sob os domínios da Floresta Estacional Semidecídua, perfazendo uma das fitofisionomias da Mata Atlântica (Veloso *et al.* 1991). O uso do solo no passado era destinado à pecuária intensiva e à cafeicultura, o que gerou severas perdas de qualidade do solo e biodiversidade, restando apenas pequenos fragmentos isolados em uma matriz de pasto, hortifruticulturas e plantações de cana-de-açúcar (Figura 1). Nesta paisagem, desde 2005, a Fundação SOS Mata Atlântica, junto à empresa Brasil Kirin, plantaram cerca de 720.000 mudas, pertencentes a 189 espécies de árvores nativas da Mata Atlântica (Gagetti *et al.* 2016). O plantio foi realizado aleatoriamente em linhas alternadas compostas por espécies pioneiras e secundárias tardia, com espaçamento de 2x3 m entre as linhas. Metade das espécies apresenta síndrome de dispersão zoocórica, e a outra metade, anemocórica (Gagetti *et al.* 2016). As espécies dominantes são *Schinus terebinthifolius* Raddi, *Cytharexylum myrianthum* Cham., *Guazuma ulmifolia* Lam., *Machaerium nyctitans* (Vell.) Benth, *Luehea divaricata* Mart. e *Cedrela fissilis* Vell (Gagetti *et al.* 2016).

A área restaurada possui 400 hectares, cuja idade dos plantios variando de 4 a 11 anos, podendo ser caracterizada como uma ilha de restauração em meio à paisagem altamente fragmentada da Mata Atlântica, circundada por pastagens dominadas por braquiária, *Urochloa* sp., destinados à pecuária, bem como áreas de hortifruticulturas e plantações de cana-de-açúcar. Áreas úmidas estão distribuídas ao longo da propriedade em forma de lagos e brejos (Figura 1).

Delineamento amostral e Coleta de dados

Para avaliar, em escala local, os efeitos temporais das áreas restauradas em relação à avifauna registrada, foram selecionadas quatro categorias ambientais na região de influência, onde foram demarcados 39 pontos de escuta, os quais foram amostrados 12 vezes (Figura 1; ver Tabela 2 do capítulo 2):

- i) Pasto (PA): pastagem composta predominantemente por gramínea exótica (braquiária, *Urochloa* sp.), destinadas à pecuária extensiva, com poucas árvores esparsas, nativas ou não, com a presença de alguns pequenos fragmentos e plantações de cana-de-açúcar (n = 9 pontos de escuta), área amostral de 52 ha.
- ii) Restauração nova (RN): área restaurada com quatro a cinco anos de idade pós-plantio, apresentando baixa riqueza de morfoespécies arbórea, cerca de 27% de cobertura de dossel, ausência de serapilheira e alta dominância de braquiária (*Urochloa* sp., 97,5%). Área de 112,5 ha (n = 13 pontos de escuta);
- iii) Restauração antiga (RN): área restaurada com seis a sete anos de idade pós-plantio com médio valor de riqueza de morfoespécies arbórea, aproximadamente 44% de cobertura de dossel, pouca serapilheira, mas ainda apresenta 66% do solo coberto por braquiária. Área de 60 ha (n = 12 pontos de escuta); e
- iv) Fragmentos florestais (FR): cinco fragmentos com um ponto amostral cada (n = 5 pontos), com alto valor de riqueza de morfoespécies arbóreas, alto valor de cobertura de dossel (84%), ausência de gramíneas exóticas, alta porcentagem de serapilheira e de herbáceas em seu subosque, com presença de lianas. Os tamanhos dos fragmentos variam de 0,9 a 23 ha, predominando o formato circular, com idade estimada >30 anos.

Estas categorias ambientais foram consideradas com objetivo de efetivar análises comparativas entre a composição de espécies de aves e abundância das mesmas. De acordo com Munro *et al.* (2011), os dados obtidos em áreas restauradas (RN e RO) foram comparados entre todas as categorias, sendo FR (meta referencial local) e PA (marco zero/nível máximo de degradação) (Apêndice C).

Devido à ausência de registros da idade de cada fragmento florestal, neste trabalho considerou-se um valor de (FR = >30 anos sem corte raso) (conforme Munro *et al.* 2011), e,

para PA, considerou-se idade zero, já que esta categoria representa o marco zero da maioria dos ambientes restaurados.

Para a amostragem da avifauna, realizou-se o levantamento de espécies durante o período de janeiro a dezembro de 2015. A estimativa de riqueza e abundância das aves foi feita por meio de 39 pontos fixos (Bibby *et al.* 2000), nas quatro categorias ambientais (Figura 1). Todos os 39 pontos fixos foram distribuídos em transectos pré-definidos e amostrados mensalmente, em campanhas de três dias consecutivos de estudo, totalizando 468 amostras. A distância mínima entre os pontos foi de 200 m para evitar hiperamostragens das aves (Vielliard *et al.* 2010). Em dezembro de 2015, foi realizado um estudo piloto com duração fracionada em 8, 10, 12 e 15 minutos de amostragem/ponto, onde 10 minutos/ponto demonstraram resultados satisfatórios para a região de estudo. Assim, foram realizadas amostragens de 10 minutos por ponto (de acordo com Becker *et al.* 2013; Alexandrino *et al.* 2016; Uezu & Metzger 2016), nos períodos de maior atividade das aves (5:30-9:30 hs e 16:30-18:30 hs). Contabilizaram-se todos os espécimes observados e ouvidos em m raio limitado de aproximadamente 60 m, incluindo os espécimes sobrevoantes. Para evitar viés metodológico, as observações foram realizadas pelos mesmos pesquisadores (MAM e MAGS) com auxílio de binóculos 8 x 42 mm, bem como evitou-se realizar amostragens em dias chuvosos e/ou com vento forte.

Além dos pontos fixos, foram feitos percursos na área de estudo, onde registros oportunistas de espécies adicionais foram considerados apenas para riqueza total de espécies (Apêndice A).

Determinação de grupos funcionais

A taxonomia seguiu a proposta pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini *et al.* 2015). O risco de extinção das aves foi avaliado de acordo com as listas de espécies ameaçadas de extinção nos níveis regional (São Paulo 2014) e internacional (IUCN 2016). A classificação das espécies endêmicas da Mata Atlântica e do Cerrado seguiram Bencke *et al.* 2006).

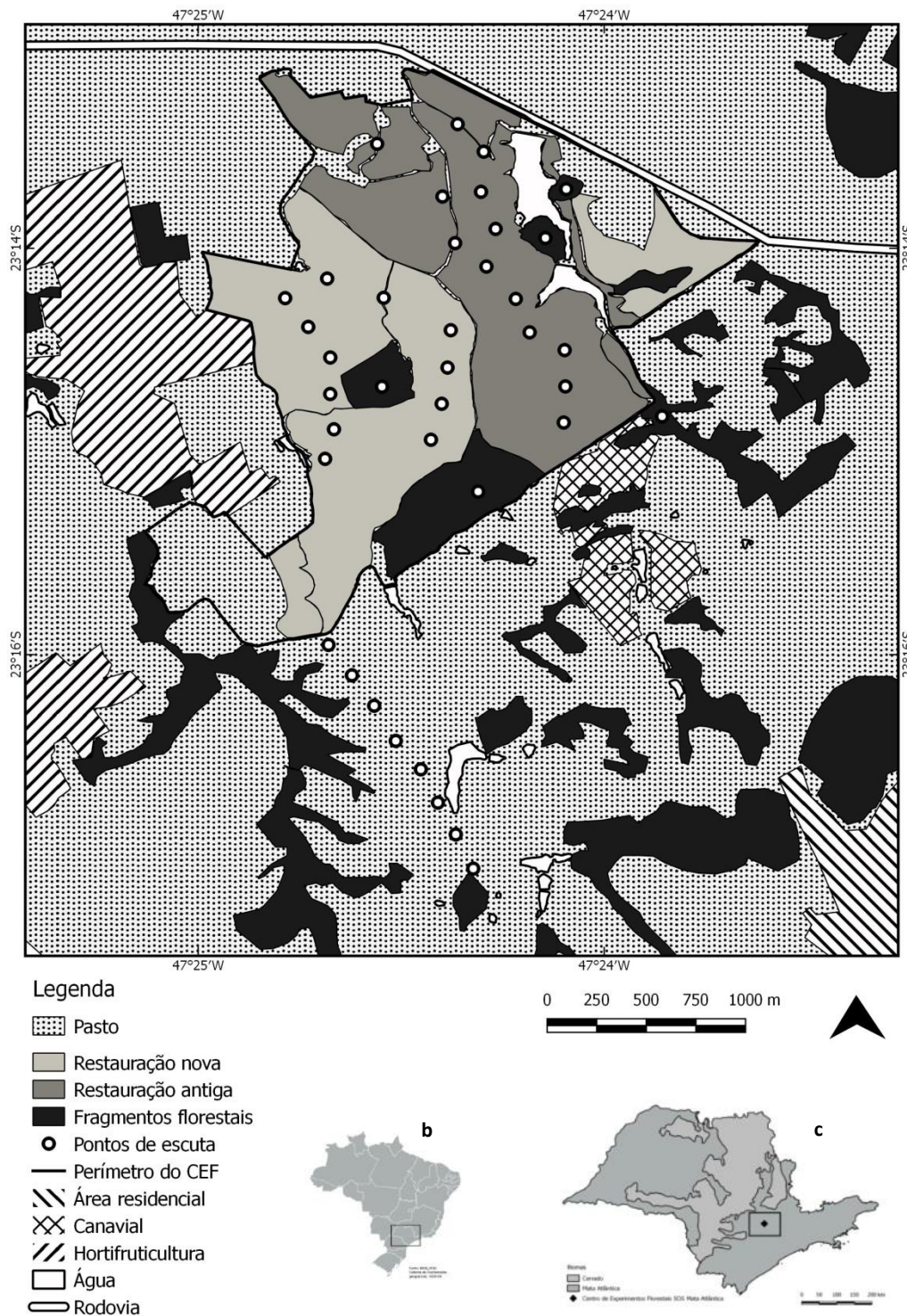


Figura 1 – Mapa ilustrando a área de estudo com as quatro categorias ambientais e seus respectivos pontos de escuta. b) localização da área de estudo no Brasil e c) no município de Itu, estado de São Paulo.

As espécies foram agrupadas em sete categorias tróficas de acordo com del Hoyo *et al.* (2016), Willis (1979) e Wilman *et al.* (2014) e, em alguns casos, levando-se em consideração

a experiência dos autores, estipulando-se carnívoras (C); detritívoras (D); frugívoras (F); granívoras (G); insetívoras (I); nectarívoras (N); onívoras (O) e piscívoras (P). Espécies piscívoras e detritívoras foram excluídas das análises devido à baixa representatividade amostral.

De acordo com Becker *et al.* (2013), Santos-Junior *et al.* (2016) e observações pessoais, as espécies foram categorizadas conforme o nível de dependência de florestas: independentes de florestas (I) – espécies encontradas principalmente em áreas abertas como pastos, campos e brejos; semi-dependentes de florestas (S) – espécies encontradas principalmente em bordas de florestas, mas também utilizam ambientes abertos, e dependentes de florestas (D) – espécies encontradas principalmente em habitats florestais.

Além disso, classificaram-se as espécies conforme sua sensibilidade à degradação ambiental, primariamente de origem antrópica, de acordo com Parker III *et al.* (1996) em baixa sensibilidade (B); média sensibilidade (M) e alta sensibilidade (A) a distúrbios ambientais. Espécies superabundantes como *Psittacara leucophthalmus* e *Patagioenas picazuro* foram consideradas *outliers* categóricos e excluídas das análises de frugívoros e média sensibilidade, respectivamente.

Análises de dados

Para as análises de dados consideraram-se apenas os resultados obtidos nos pontos fixos. A suficiência amostral foi avaliada por meio da curva acumulativa de espécies em função das amostras obtidas em cada categoria ambiental (Krebs 1999). A riqueza de espécies foi estimada com base em *Bootstrap*, *Chao1* e *Jackknife* (Cowell & Coddington 1994). Foram feitas comparações entre as curvas de rarefação (Gotelli & Colwell 2001), considerando a riqueza de espécies em função do número de indivíduos registrados em cada categoria ambiental, com 1000 permutações. A similaridade das espécies foi avaliada através de índice de Jaccard.

Para as análises comparativas entre as categorias foram consideradas as médias e desvios padrões das abundâncias das espécies obtidas por ponto em cada categoria, sendo cada ponto considerado como réplica. Para cada grupo funcional de espécies (trófico, dependência de floresta e sensibilidade), foi verificado se houve diferenças significativas entre as categorias. Para tal, utilizou-se de teste ANOVA *one-way* e, em caso de significância ($p < 0,05$), aplicou-se teste de Tukey *pos hoc* (Zar 1996). Do mesmo modo, foram feitas

comparações par a par do índice de diversidade de Shannon-Wiener, seguido do Teste t de diversidade para verificar se houve diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as categorias.

Todas as análises e gráficos foram realizadas no *software R* versão 3.2.3 (R Development Core Team 2015), utilizando-se os pacotes *vegan* (análises de diversidade e análise de redundância; Oksanen *et al.* 2016), *fossil* (análise de similaridade; Vravrek 2011) e *ggplot2* (construção de gráficos; Wickham 2009).

Resultados

Foram registradas 208 espécies de aves (23 ordens e 52 famílias). Destas, 172 foram detectadas nos pontos fixos, somando 9163 indivíduos contabilizados (Apêndices A e C).

De acordo com a lista de espécies ameaçadas de extinção do estado de São Paulo (São Paulo 2014), *Rhynchotus rufescens* e *Amazona amazonica* encontram-se ameaçadas de extinção, enquanto *Penelope superciliaris*, *Amazona aestiva*, *Mycteria americana*, *Cathartes burrovianus*, *Anumbius annumbi* e *Synallaxis albescens* figuram as espécies quase ameaçadas. Treze espécies são endêmicas da Mata Atlântica (Apêndice A), de acordo com (Bencke *et al.* 2006), além de uma exótica introduzida, *Estrilda astrild* (Sick 1997).

A curva de rarefação de espécies apresentou tendência à estabilização (Figura 2). A riqueza de espécies observada correspondeu a 94%, 92% e 89% da riqueza estimada (*Bootstrap* = 182,3; *Chao1* = 187,7 e *Jackknife1* = 192,9, respectivamente), sugerindo que o esforço amostral foi suficiente para registrar a maioria das espécies da área de estudo (Tabela 1).

As assembleias de aves variaram quanto à riqueza de espécies, abundância e diversidade (Tabela 1). A categoria com maior riqueza e abundância de espécies foi RN (131 espécies e 3150 contatos) e, a menor, FR (102 espécies e 1103 contatos) (Figura 2).

Contudo, o maior índice de diversidade ($H' = 4,09$) foi obtido em FR, e o menor ($H' = 3,55$), em PA (Tabela 1). Os índices de diversidade divergiram entre as categorias ambientais, e comparações par-a-par demonstraram diferenças altamente significativas entre áreas restauradas e FR e, entre áreas restauradas e PA. Não houve diferença significativa entre as áreas restauradas (Tabela 2). Os valores de equitabilidade das áreas restauradas foram maiores que PA, mas menores que FR.

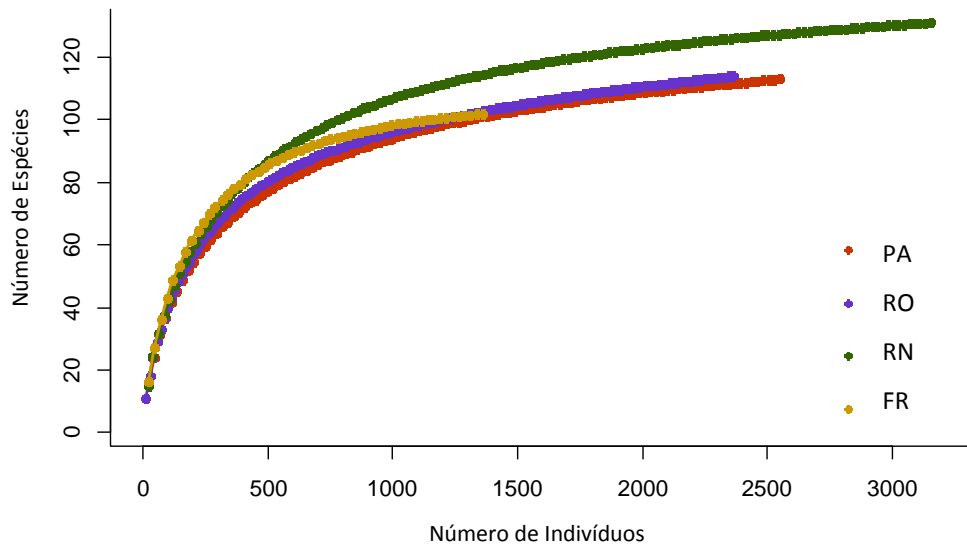


Figura 2. Curva de rarefação das espécies de aves em relação à abundância observada nas quatro categorias ambientais estudadas em área de restauração ecológica da Mata Atlântica no sudeste do Brasil. Legenda: PA, Pasto; RN, restauração nova; RO, restauração antiga e FR, fragmentos florestais.

Tabela 1. Índices ecológicos de assembleias de aves em diferentes categorias ambientais em áreas restauradas e não restauradas da Mata Atlântica no sudeste do Brasil.

	<i>PA</i>	<i>RN</i>	<i>RO</i>	<i>FR</i>
<i>n de espécies (S)</i>	113	131	114	102
<i>Abundância (N)</i>	2549	3150	2361	1103
<i>Shannon (H')</i>	3,55	3,79	3,72	4,09
<i>Equitabilidade (J)</i>	0,75	0,77	0,78	0,88
<i>Chao-1</i>	123,5	140,2	129,8	105,8

Legenda: PA, Pasto; RN, restauração nova; RO, restauração antiga e FR, fragmentos florestais.

O índice de similaridade de Jaccard foi maior entre as categorias de restaurações (0,66), compartilhando 66% das espécies, enquanto menor similaridade foi vista entre PA e FR (0,44 ou 44% das espécies). A categoria RO compartilha mais da metade das espécies registradas tanto em PA, quanto em FR, respectivamente 0,61 e 0,62 (Tabela 3).

Tabela 2. Comparação par-a-par de *teste t* de diversidade para cada categoria ambiental em área de restauração ecológica na Mata Atlântica no sudeste brasileiro.

	<i>RN</i>	<i>RO</i>	<i>FR</i>
<i>PA</i>	t= -2,94; p=<0,01	t= -4,00; p=<0,01	t= 4,96; p= <0,01
<i>RN</i>		t= 0,92; p=>0,05	t= 7,55; p= <0,01
<i>RO</i>			t= 8,60; p= <0,01

Legenda: PA, Pasto; RN, restauração nova; RO, restauração antiga e FR, fragmentos florestais. Nível de significância $p < 0,05$.

Os grupos tróficos mais abundantes foram insetívoros e granívoros ($n = 3454$ e 2631 indivíduos contabilizados, respectivamente), enquanto entre os mais ricos em espécies figuraram os insetívoros e onívoros ($n = 88$ e 30 espécies, respectivamente).

Tabela 3. Comparação do índice de Jaccard entre as assembléias de aves presente em área de restauração ecológica no sudeste do Brasil.

	<i>PA</i>	<i>RN</i>	<i>RO</i>
<i>RN</i>	0,63		
<i>RO</i>	0,61	0,66	
<i>FR</i>	0,44	0,54	0,62

Legenda: PA, Pasto; RN, restauração nova; RO, restauração antiga e FR, fragmentos florestais. Espécies exclusivas: PA ($n=13$); RN ($n=15$); RO ($n=4$) e FR ($n=12$).

A restauração alterou significativamente a abundância dos granívoros, havendo redução na abundância deste grupo de aves em plantios mais antigos RO, tornando similar à encontrada em FR, mas distintas a PA e RN (Figura 3; Tabela 4).

Frugívoros não demonstraram diferenças significativas entre as categorias ambientais (Figura 3; Tabela 4). Categorias tróficas abundantes como onívoros e insetívoros, e as pouco representadas, como nectarívoros e carnívoros, não apresentaram diferenças significativas entre as categorias ambientais (Figura 3; Tabela 4).

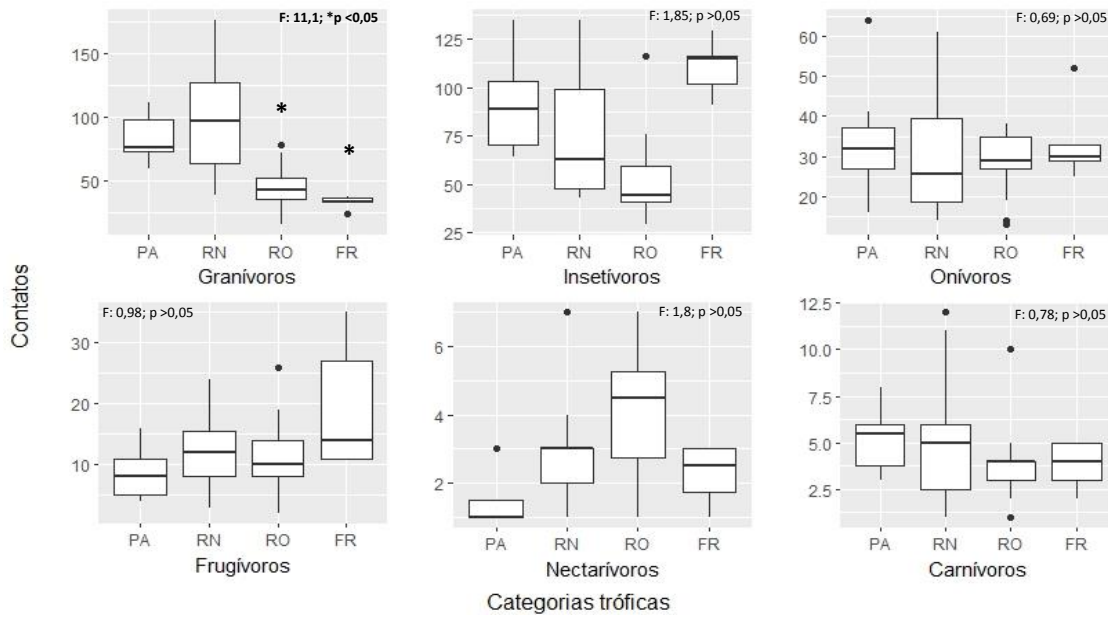


Figura 3 - Boxplots comparando dados de abundância das categorias tróficas registradas em cada categoria ambiental em área de restauração ecológica na Mata Atlântica do sudeste brasileiro. Legenda: PA, Pasto; RN, restauração nova; RO, restauração antiga e FR, fragmentos florestais. Nível de significância $*p < 0,05$

Considerando-se as espécies dependentes de florestas, apenas FR divergiu significativamente das outras categorias. Espécies semidependentes de florestas foram mais abundantes em FR e RN, divergindo significativamente de outras categorias (Figura 4; Tabela 4). Embora RO não tenha diferido de PA e RN quanto às espécies semidependentes, ela promoveu a redução da abundância de espécies independentes de florestas (áreas abertas/degradadas), tornando-a similar à FR e significativamente menor que as detectadas em RN e em PA (Figura 4; Tabela 4).

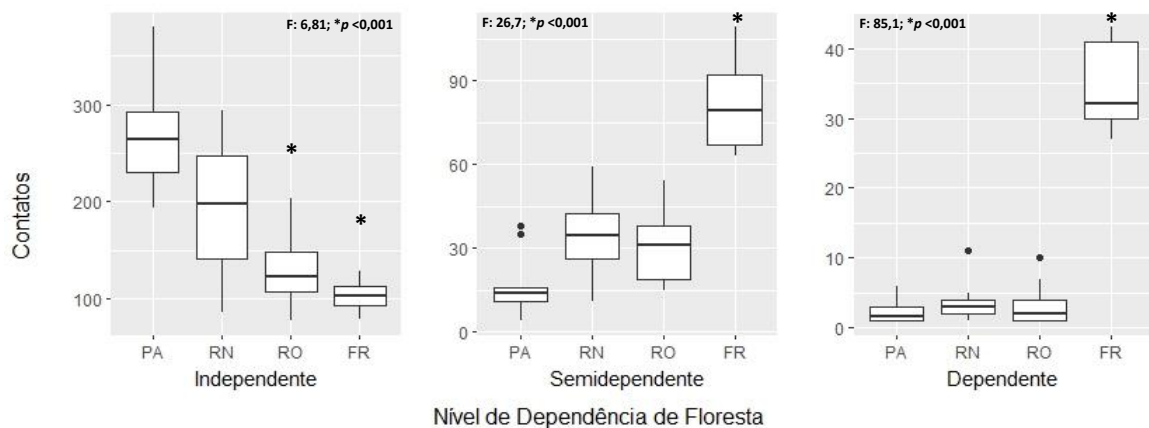


Figura 4 - Boxplots comparando dados de abundância das espécies classificadas em níveis de dependência de florestas registradas em cada categoria ambiental em área de restauração ecológica na Mata Atlântica do sudeste brasileiro. Legenda: PA, Pasto; RN, restauração nova; RO, restauração antiga e FR, fragmentos florestais. Nível de significância $p < 0,05$.

A avifauna é composta predominantemente por espécies de baixa (B) e média (M) sensibilidade a distúrbios ambientais. A categoria RO promoveu uma diminuição significativa na abundância de espécies de baixa sensibilidade, tornando similar à FR (Figura 5; Tabela 4). Do mesmo modo, espécies de média sensibilidade foram significativamente mais abundantes em FR que em PA e áreas restauradas (Figura 5; Tabela 4). Todavia, PA também apresentou valores significativamente mais altos que RN e RO (Figura 5; Tabela 4). *Dromococcyx pavoninus* e *Aramides cajanea* foram as únicas espécies a apresentar alta sensibilidade (A), registradas exclusivamente em áreas restauradas.

Tabela 4 - Média \pm desvio padrão da abundância de cada grupo funcional de espécies de aves obtidos nas categorias ambientais em área de restauração ecológica no sudeste do Brasil

Grupos Funcionais		PA	RN	RO	FR	F	p
<i>Categorias Tróficas</i>	Granívoros	81,3 \pm 17,2 ^a	96,6 \pm 42,6 ^a	44,3 \pm 17,7 ^b	32,6 \pm 5,1 ^b	11,1	< 0,001
	Insetívoros	92,1 \pm 27,2 ^a	101,3 \pm 99,2 ^a	65,8 \pm 45,3 ^a	110,6 \pm 14,5 ^a	1,85	>0,05
	Onívoros	34,1 \pm 13,3 ^a	29,5 \pm 14,4 ^a	28,1 \pm 8,3 ^a	33,8 \pm 10,5 ^a	0,59	>0,05
	Frugívoros	13,2 \pm 14,0 ^a	12,5 \pm 5,8 ^a	11,6 \pm 6,2 ^a	19,6 \pm 10,8 ^a	0,98	>0,05
	Nectarívoros	1,5 \pm 1,0 ^a	2,8 \pm 1,8 ^a	4,1 \pm 1,8 ^a	3,8 \pm 3,5 ^a	1,80	>0,05
	Carnívoros	5,1 \pm 1,7 ^a	5,2 \pm 3,5 ^a	3,9 \pm 2,1 ^a	3,8 \pm 1,3 ^a	0,78	>0,05
<i>Dependência de Florestas</i>	Dependente	1,2 \pm 0,4 ^a	1,2 \pm 0,5 ^a	1,2 \pm 0,7 ^a	1,2 \pm 0,4 ^b	85,18	< 0,001
	Semidependente	16,6 \pm 11,9 ^a	34,8 \pm 12,8 ^c	31,1 \pm 12,3 ^{ac}	82,0 \pm 18,8 ^b	26,77	< 0,001
	Independente	269,6 \pm 61,0 ^a	224,5 \pm 135,1 ^{ab}	135,5 \pm 40,5 ^b	104,0 \pm 18,5 ^b	6,81	< 0,001
<i>Sensibilidade</i>	Alta	-	-	-	-	-	-
	Média	2,2 \pm 3,1 ^a	1,5 \pm 0,9 ^c	1,4 \pm 0,6 ^c	1,3 \pm 0,5 ^b	21,89	< 0,001
	Baixa	2,4 \pm 8,0 ^a	2,1 \pm 5,8 ^{ab}	1,8 \pm 4,9 ^b	1,5 \pm 1,5 ^b	3,9	0,01

Letras sobrescritas distintas indicam diferenças significativas dos grupos de espécies entre as categorias ambientais (ANOVA e teste de Tukey *post hoc* $p < 0,05$). Legenda: PA, Pasto; RN, restauração nova; RO, restauração antiga e FR, fragmentos florestais.

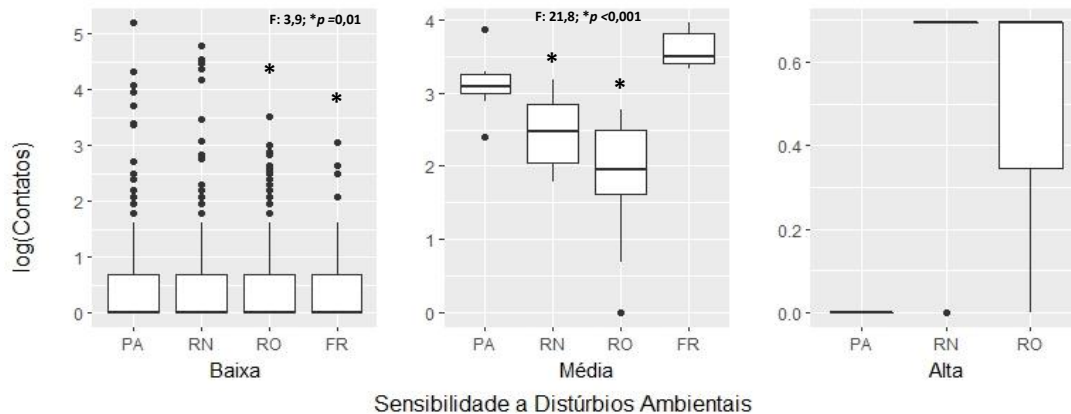


Figura 5 - Boxplots comparando dados de abundância das espécies classificadas segundo os níveis de sensibilidade a distúrbios ambientais, proposto por Parker III *et al.* (1996), em cada categoria ambiental em área de restauração ecológica na Mata Atlântica do sudeste brasileiro. Legenda: PA, Pasto; RN, restauração nova; RO, restauração antiga e FR, fragmentos florestais. Dados foram logaritimizados para sua melhor visualização. Nível de significância $p < 0,05$.

Discussão

Considerando que a maior parte do território da Mata Atlântica tenha atingido o limiar de perda de habitat há mais de 50 anos e com populações de aves florestais altamente depauperadas, a restauração dos habitats aparece como ferramenta fundamental à conservação de sua rica avifauna (Bencke *et al.* 2006; Uezu & Metzger 2016).

O presente estudo demonstrou que áreas restauradas com menos de 10 anos após plantio foram capazes de alterar significativamente a diversidade, abundância e estrutura das comunidades de aves, especialmente no plantio mais antigo RO. Isto corrobora com estudos que relataram alterações na abundância de aves conduzidas pela mudança estrutural da vegetação em função do tempo (Becker *et al.* 2013; Santos-Junior *et al.* 2016; Volpato *et al.* 2013). O avanço da idade dos plantios provém habitats diversificados (Vesk *et al.* 2008), maior oferta de alimento e substratos para forrageio (Gardali *et al.* 2006). Consequentemente, a composição de espécies de aves torna-se mais similar àquelas abrigadas em remanescentes florestais mais antigos como também demonstraram Catterall *et al.* (2012), Gardali *et al.* (2006) e Munro *et al.* (2011).

Geralmente, as alterações populacionais avaliadas neste tipo de estudo são reflexos do incremento na abundância das espécies (Gardali *et al.* 2006; Krueper *et al.* 2003; Kus 1998). No presente estudo, prevaleceu a redução da abundância de grupos funcionais categorizados

por Vogel *et al.* (2015) como generalistas típicos de estágios iniciais de sucessão. Notou-se que o plantio mais antigo RO apresentou declínio na abundância de espécies granívoras, tornando-o similar à registrada nos fragmentos florestais, mas significativamente menor que PA. Becker *et al.* (2013) também registraram diminuição na abundância de granívoros em plantios mais maduros, sugerindo ser uma resposta ao avanço da idade do plantio/sucessão ecológica.

Foi também no plantio mais antigo RO que houve redução significativa na abundância das espécies independentes de florestas (de áreas abertas) e de baixa sensibilidade ambiental, corroborando com estudos prévios (Munro *et al.* 2009, 2011; Volpato *et al.* 2013). Estes autores também correlacionaram tal efeito com o aumento de idade e complexidade estrutural da vegetação. Outro aspecto importante a considerar, é que restaurações podem atuar como sumidouro de populações de aves típicas de áreas abertas (Twedt *et al.* 2010); portanto, podendo atuar no declínio de algumas espécies de aves em estágios iniciais registrado neste estudo e por Vogel *et al.* (2015). Por outro lado, a maior abundância dos grupos de espécies supracitados em PA e RN também tem sido relatada por Becker *et al.* (2013), os quais aventam ser uma consequência de estágios iniciais de regeneração vegetacional. Estes grupos funcionais de espécies beneficiam-se da simplificada estrutura vegetacional de áreas restauradas (Becker *et al.* 2013; Santos-Junior *et al.* 2016; Vogel *et al.* 2015). Isto foi notório em RN e PA, as quais ainda apresentam persistência de gramíneas exóticas. Em adição, áreas restauradas com plantas de crescimento lento mantiveram características de campo por até 10 anos, as quais neste período atraíram predominantemente aves não florestais (Twedt 2002, 2004). No entanto, as populações destas aves declinam conforme avança o estágio sucessional de regeneração (Sanderson *et al.* 2013, Vogel *et al.* 2015), em conformidade com o observado em RO.

Considerando as espécies dependentes de florestas, apenas FR foi significativamente maior que outras categorias ambientais. A ausência ou baixa representatividade de espécies florestais em áreas restauradas e revegetadas tem sido previamente registrada (Becker *et al.* 2013; Rotenberg 2007; Volpato *et al.* 2013). Gardali *et al.* (2006) observaram que sítios com maior porcentagem de ervas daninhas/gramíneas influenciaram negativamente na presença de espécies de aves florestais. Embora áreas restauradas tenham atraído algumas espécies dependentes de florestas (*e.g.*, *Penelope obscura*, *Leptopogon amaurocephalus*, *Thamnophilus caerulescens*, *Turdus albicollis*, *Synallaxis ruficapilla*, entre outras), elas ainda não alteraram significativamente a abundância deste grupo de espécies. Estudos prévios têm relatado que as aves dependentes de florestas não foram capazes de colonizar áreas

reflorestadas e revegetadas com menos de 10 anos pós-plantio (Becker *et al.* 2013; Twedt *et al.* 2002), uma vez que os microhabitats adequados a estas espécies não se desenvolvem em curto prazo (Santos-Junior *et al.* 2016; Stanturf *et al.* 2014). Neste contexto, de acordo com Becker *et al.* (2013), esperava-se a ausência de alguns grupos funcionais em áreas restauradas, como insetívoros de troncos (*e.g.*, Dendrocolaptidae, exceto *Lepidocolaptes*) e de solo (*e.g.*, Formicariidae e Grallariidae, *etc.*) e frugívoros florestais (*e.g.*, Cotingidae, Ramphastidae, Pipridae), mas este “débito” também estendeu-se aos fragmentos florestais. Assim, mesmo que em futuro próximo as áreas restauradas forneçam habitats específicos e alimentos para estes grupos funcionais de aves (Becker *et al.* 2013), a falta de conectividade com áreas fontes dessas populações de aves pode ser uma forte barreira à sua colonização, especialmente ao grupo de espécies com menor capacidade de dispersão (Hansbauer *et al.* 2008).

Assim como Volpato *et al.* (2010), não foram encontradas diferenças significativas nas abundâncias das espécies onívoras e insetívoras (composta por espécies generalistas). Isto indica que espécies menos especializadas a recursos alimentares são boas colonizadoras de novos habitats em paisagens altamente fragmentadas (Volpato *et al.* 2010). Comumente, o alto número de espécies com dietas não especializadas é relacionado à degradação dos habitats (Franchin 2009; Motta Júnior 1990; Willis 1979). Contudo, considerando que grandes frugívoros estão ausentes ou ocorrem em baixas densidades em áreas restauradas (Becker *et al.* 2013; Vogel *et al.* 2015), a elevada abundância de aves onívoras é fundamental para resgatar quantitativamente a dispersão de sementes e catalisar o processo de restauração (Carlo & Morales 2016; Holl 1998; Pizo 2004).

Os carnívoros também não demonstraram diferenças entre as categorias ambientais. Isto pode ter ocorrido pelo fato que rapinantes ocupam grandes áreas de vida e são naturalmente raros (Godoi *et al.* 2015; Motta Júnior 1990; Sick 1997), bem como são mais responsivos às características da paisagem que as locais (Chace & Walsh 2006). Tais características contribuíram para a ocupação uniforme observada em todas as categorias ambientais.

Os nectarívoros foram pobremente representados em toda área de estudo, não havendo diferenças significativas entre as categorias ambientais. Becker *et al.* (2013), não registraram este grupo trófico em áreas revegetadas de 5 e 10 anos após plantio. Gagetti *et al.* (2016), que conduziram a pesquisa de preferência de cores de frutos por aves na mesma área do presente estudo, e relataram que embora o plantio fora conduzido por alta riqueza de espécies arbóreas, após três anos registrou-se dominância de poucas espécies. Estas espécies, segundo a classificação proposta por Yamamoto *et al.* (2007), apresentam síndrome de polinização não

ornitófila. A dominância de plantas com flores não ornitófilas em áreas revegetadas foram incapazes de atrair aves nectarívoras (Becker *et al.* 2013). Isto explica a baixa representatividade aqui observada.

Áreas antropizadas têm menor ocorrência de plantas zoocóricas que em áreas naturais (Lefevre *et al.* 2012). Assim, esperava-se que os frugívoros fossem fortemente associados à FR que em outras categorias. No entanto, análise de frugívoros não apresentou diferença significativa entre as categorias ambientais (Tabela 4), podendo ter sido reflexo da ecologia comportamental deste grupo. Para suprir suas necessidades metabólicas diárias, aves frugívoras são reconhecidas por sua habilidade em visitar, diariamente, diferentes habitats em busca de frutos, um recurso sazonal (Lees & Peres 2008; Menezes *et al.* 2016; Tellería *et al.* 2008), tornando a presença deste grupo homogênea no presente estudo.

Considerando espécies de média sensibilidade, FR foi significativamente maior que PA e áreas restauradas. Este resultado reflete a contribuição das espécies florestais de subosque (*e.g.*, *Conopophaga lineata*, *Synallaxis ruficapilla*, *Automolus leucophthalmus*, *Myiothlypis flaveolus*, *Malacoptila striata*) encontradas primariamente em FR. Mas PA também foi significativamente maior que áreas restauradas. Isto reflete o fato de que nem todas as espécies classificadas com média sensibilidade (segundo Parker III *et al.* 1996) apresentam hábitos florestais. No presente estudo, espécies típicas de áreas abertas e úmidas (*e.g.*, *Cariama cristata*, *Cyanocorax cristatellus*, *Gubernetes yetapa*, *Phacellodomus ferrugineigula*, *Certhiaxis cinammomeus*, dentre outras) que habitam áreas de pastos interferiram nas análises. Alexandrino *et al.* (2016), alertam sobre os riscos do uso deliberado das categorias de sensibilidade ambiental propostas por Parker III *et al.* (1996) como indicador ecológico do estado de conservação local. Para este fim, Alexandrino *et al.* (2016) encorajam o uso de indicadores ecológicos locais, os quais são mais fidedignos aos padrões observados.

Considerações finais

O presente estudo mostra que restaurações ecológicas com menos de 10 anos de idade pós-plantio podem incrementar diversidade e equitabilidade às avifaunas de áreas altamente fragmentadas da Mata Atlântica.

Áreas restauradas foram capazes de alterar a estrutura e composição das assembleias de aves em função da estrutura vegetacional dos plantios, com a avifauna da restauração antiga mais similar a de fragmentos florestais de referência, e restauração nova mais próxima à avifauna de pasto.

Assim, áreas mais antigas e com vegetação estruturalmente complexa reduzem a abundância de espécies comuns em estágios iniciais de sucessão, como as granívoras, independentes de florestas e de baixa sensibilidade a distúrbios ambientais, provavelmente em decorrência da exclusão de gramíneas exóticas e incremento da cobertura de dossel. No entanto, parte das análises de sensibilidade das espécies, classificação esta proposta por Parker III et al. (1996), não surtiram efeito fidedigno ao padrão observado nas assembleias de aves desta região do sudeste brasileiro.

Desse modo, áreas de restauração ecológica podem auxiliar no resgate de parte da diversidade da avifauna, bem como na reestruturação de grupos funcionais essenciais ao funcionamento do ecossistema.

Referências

Aerts, R., F. Lerouge, E. November, L. Lens, M. Hermy & B. Muys. 2008. Land rehabilitation and the conservation of birds in a degraded Afromontane landscape in northern Ethiopia. *Biodiversity Conservation* **17**: 53–69.

Alexandrino, E. R., E. R. Buechley, A. J. Piratelli, K. M. P. M. B. Ferraz, R. A. Moral, Ç. H. Sekercioglu, W. R. Silva & H. T. Z. Couto. 2016. Bird sensitivity to disturbance as an indicator of forest patch conditions: an issue in environmental assessments. *Ecological Indicators* **66**: 369–381.

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.

Athiê, S. & M. M. Dias. 2009. Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional Semidecidual e reflorestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **26** <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000100010>. (accessed on 21 December 2016).

Becker, C. G., C. R. Fonseca, C. F. B. Haddad, R. F. Batista & P. I. Prado. 2009. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* **318**: 1775-1777.

Becker, R.G., G. Paise & M. A. Pizo. 2013. The structure of bird communities in areas revegetated after mining in southern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* **21**: 221-234.

Bencke, G. A., G. N. Maurício, P. F. Develey & J. M. Goerck. 2006. *Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil, parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica* SAVE Brasil, São Paulo.

Bibby C. J., Burgess ND, Hill DA & Mustoe SH (2000) Bird Census Techniques, 2nd edition. Academic Press Limited, San Diego, 302 pp

Blanco, G., C. Bravo, E. C. Pacifico, D. Chamorro, K. L. Speziale, S. A. Lambertucci, F. Hiraldo & J. L. Tella. 2016. Internal seed dispersal by parrots: an overview of a neglected mutualismo. *PeerJ* **4**: e1688. <https://doi.org/10.7717/peerj.1688>. (accessed 3 September 2016).

Brancalion, P. H. S, L. R. Lima & R. R. Rodrigues. 2013. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. . p 565-587. In: Peres C.A., J. Barlow, T. A Gardner, I. C. G. Vieira (eds.) *Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil*. Editora da UFPR, Curitiba.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2016. *Mata Atlântica*. <http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica>. (accessed on 23 December 2016).

Brawn, J. D. 2006. Effects of restoring oak savannas on bird communities and populations. *Conservation Biology* **20**: 460–469.

Burnett, R. D., T. Gardali & G.R. Geupel. 2005. Using songbird monitoring to guide and evaluate riparian restoration in salmonid-focused stream rehabilitation projects. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-191. http://www.prbo.org/refs/files/11772_Burnett2003.pdf. (accessed on 21 December 2016).

Carlo, T. A. & J. M. Morales. 2016. Generalist birds promote tropical forest regeneration and increase plant diversity via rare-biased seed dispersal. *Ecology* **97**: 1819–1831.

Catterall, C. P., A. N. D. Freeman, J. Kanowski & K. Freebody. 2012. Can active restoration of tropical rainforests rescue biodiversity? A case with bird community indicators. *Biological Conservation* **146**: 53–61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.0033>. (accessed on 12 September 2015).

Chace, J. F. & J. J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape Urban Planning*. **74**: 46–69. <http://www.cfr.washington.edu/classes/esrm.150/readings/Chace%20and%20Walsh%202006.pdf>. (accessed on 10 July 2015).

Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* **320**: 1458–1460.

Chazdon, R. L., C. A. Harvey, O. Komar, D. M. Griffith, B. G. Ferguson, M. Martı́nez-Ramos, H. Morales, R. Nigh, L. Soto-Pinto, M. van Breugel & S. M. Philpott. 2009. Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica* **41**: 142–153.

Colwell, R. K. & J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **345**:101–118.

Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, & E. de Juana. 2016. *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. <http://www.hbw.com>. (accessed on 12 May 2016).

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**: 487–515.

Foley, J. A., R. De Fries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, III, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, & P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* **309**:570–574.

Franchin, A. G. 2009. *Avifauna em áreas urbanas brasileiras, com ênfase em cidades do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba*. Ph.D. Thesis. Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Brasil.

Gabbe, A.P., S.K. Robinson & J.D. Brawn. 2002. Tree-species preferences of foraging insectivorous birds: implications for flood plain Forest restoration. *Conservation Biology* **16**: 462–470.

Gache, C. 2008. Ecological restoration Project “Ciobarciu-Costuleni” (Iasi—Romania): Monitoring of the birds’ fauna evolution. *Natura Montenegrina, Podgorica* **7**: 249–259.

Gagetti, B. L., A. J. Piratelli & F. C. M. Piña-Rodrigues. 2016. Fruit color preference by birds and applications to ecological restoration. *Brazilian Journal Biology* [online]. <http://www.scielo.br/pdf/bjb/2016nahead/1519-6984-bjb-1519-698405115.pdf>. (accessed on 10 November 2016).

Gardali, T., A. L. Holmes, S. L. Small, N. Nur, G. R. Geupel & G. H. Golet. 2006. Abundance patterns of landbirds in restored and remnant riparian forests on the Sacramento River, California, U.S.A. *Restoration Ecology* **14**: 391–403.

Godoi, M. N., F. L. Souza, R. R. Laps & D. B. Ribeiro. 2015. Composition and structure of bird communities in vegetational gradients of Bodoquena Mountains, western Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciência* **88**: 211-225.

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

Hansbauer, M. M., I. Storch, S. Leu, J. P. Nieto-Holguin, R. G. Pimentel, F. Knauer & J. P. Metzger. 2008. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biological Conservation* **141**, 782-791.

Hobbs, R. J., E. Higgs & J. A. Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends Ecology Evolution* **24**(11): 599-605.

Holl, K. D. 1998. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology* **6**: 253–261.

Hoover, J. P. 2009. Effects of hydrologic restoration on birds breeding in forested wetlands. *Wetlands* **29**: 563–573.

IUCN. The Internacional Union for the Conservation of Nature and Natural Resources. 2016. *2016 Red list of threatened species*. <http://www.iucnredlist.org>. (accessed on 20 December 2016).

- Krebs, C. J. 1999. *Ecological methodology*, 2 nd edn. Harper and How, New York.
- Krueper, D., J. Bart, & T. D. Rich. 2003. Response of vegetation and breeding birds to the removal of cattle on the San Pedro River, Arizona (U.S.A.). *Conservation Biology* **17**: 607–615.
- Kus, B. E. 1998. Use of restored riparian habitat by the endangered Least Bell's Vireo (*Vireo belli pusillus*). *Restoration Ecology* **6**: 75–82.
- Lamb, D., P. D. Erskine & J. A. Parrota. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* **310**: 1628-1632.
- Lees, A.C. & C. A. Peres. 2008. Avian Life history determinants of local extinction risk in a fragmented Neotropical forest landscape. *Animal Conservation*, **11**: 128-137.
- Lefevre, K. L., S. Sharma & F. H. Rodd. 2012. Moderate human disturbance of rain forest alters composition of fruiting plant and bird communities. *Biotropica* **44**: 427–436.
- Lindell, C. 2008. The value of animal behavior in evaluations of restoration success. *Restoration Ecology* **16**: 197–203.
- MacGregor-Fors, I., A. Blanco-García & R. Lindig-Cisneros. 2010. Bird community shifts related to different forest restoration efforts: a case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecological Engineering* **36**: 1492–1496.
- Machado, A. B. M., G. M. Drummond & A. P. Paglia. 2008. *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. MMA (Ministério do Meio Ambiente), Brasília. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/livro-vermelho/volumeI/vol_I_parte1.pdf. (accessed on 23 December 2016).
- Majer, J. D. 2009. Animals in the restoration process: progressing the trends. *Restoration Ecology* **17**: 315–319.
- Malcom, J. W. & W. R. Radke. 2008. Effects of riparian and wetland restoration on an avian community in southeast Arizona, USA. *The Open Conservation Biology Journal* **2**: 30–36.
- Maximiano, M. F. A. 2013. *Caracterização da avifauna de dois remanescentes florestais no município de Itu, SP*. Undergraduate Thesis. Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, Brasil.
- Melo, F. P. L., V. Arroyo-Rodriguez, L. Fahrig, M. Martinez-Ramos & M. Tabarelli. 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* **28**: 462–468 <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.001>. (accessed on 21 December 2016).

Menezes, I., E. Cazetta, J. C. Morante-Filho & D. Faria. 2016. Forest cover and bird diversity: drivers of fruit consumption in forest interiors in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. *Tropical Conservation Science* **9**: 549-562. <http://www.tropicalconservationscience.org>. (accessed on 20 September 2016).

Motta Júnior, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. *Ararajuba* **1**: 65-71.

Munro, N. T., J. Fischer, J. Wood. & D. B. Lindenmayer. 2009. Revegetation in agricultural areas: the development of structural complexity and floristic diversity. *Ecological Application* **19**: 1197-1210.

Munro, N.T, Fischer, J., Barrett, G., Wood, J., Leavesley, A. & D. B., Lindenmayer. 2011. Bird's response to revegetation of different structure and floristics - are "restoration plantings" restoring bird communities? *Restoration Ecology* **19**: 223–235.

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

Nader, J. P. 2010. *Monitoramento da avifauna de passeriformes associada a um lago no centro de experimentos florestais da SOS Mata Atlântica - Grupo Schincariol, município de Itu, SP*. Undergraduate Thesis. Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, Brasil.

Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. Mc Glinn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs & H. Wagner. 2016. *Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-0*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. (accessed on 8 December 2016).

Ortega-Álvarez, R. & Lindig-Cisneros, R. 2012. Feathering the scene: the effects of ecological restoration on birds and the role birds play in evaluating restoration outcomes. *Ecological Restoration* **30**: 116-127.

Parker III, T. A., D. F. Stotz & J. W. Fitzpatrick, 1996. Ecological and distributional databases. *In*: Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker & D. K. Moskovits (eds.) *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 113–407.

Piacentini V. Q., A. Aleixo, C. E. Agne, G. N. Maurício, J. F. Pacheco, G. A. Bravo, G. R. R. Brito, L. N. Naka, F. Olmos, S. Posso, L. F. Silveira, G. S. Betini, E. Carrano, I. Franz, A. C. Lees, L. M. Lima, D. Pioli, F. Schunck, F. R. Amaral, G. A. Bencke, M. Cohn-Haft, L. F. A. Figueiredo, F. C. Straube & E. Cesari, E. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. *Revista Brasileira de Ornitologia* **23** (2) 91–298.

Pizo, M. A. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Ornitologia Neotropical* **15**: 117-126.

R Core Team. 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>. (accessed on 3 August 2016).

Remsen, J. V., Jr., J. I. Areta, C. D. Cadena, S. Claramunt, A. Jaramillo, J. F. Pacheco, J. Pérez-Emán, M. B. Robbins, F. G. Stiles, D. F. Stotz, & K. J. Zimmer. 2016. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>. (accessed on 23 December 2016).

Rey-Benayas, J. M., A. C. Newton, A. Diaz & J. M. Bullock. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* **325**: 1121–1124.

Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni & M. M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**: 1141–53.

Rotenberg, J. A. 2007. Ecological role of a tree (*Gmelina arborea*) plantation in Guatemala: an assessment of an alternative land use for tropical avian conservation. *The Auk* **124**: 316–330.

Sanderson, F. J., M. Kucharz, M. Jobda & P. F. Donald. 2013. Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **168**: 16-24.

Santos-Junior, P. C. A., F. C. Marques, M. R. Lima & L. Anjos. 2016. The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. *Natureza & Conservação* **14**: 1-7.

São Paulo. 2014. *Decreto Estadual 60.133 de 07 de fevereiro de 2014*. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as deficientes de dados para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. <http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2014/decreto-60133-07.02.2014.html>. (accessed on 30 April 2016).

Seigel, A., C. Hatfield, C. & J. M. Hartman. 2005. Avian response to restoration of urban tidal marshes in the Hackensack Meadowlands, New Jersey. *Urban Ecosystems* **3**: 87–116.

SER. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org. (accessed on 21 December 2016).

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

Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

Stanturf, J. A., B. J. Palik & K. Dumroese. 2014. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *Forest Ecology Management*. **331**: 292–323.

Tellería, J. L., A. Ramirez & J. Perez-Tris. 2008. Fruit tracking between sites and years by birds in Mediterranean wintering grounds. *Ecography*, **31**: 381–388.

Twedt, D. J. 2004. Tree and shrub colonization and development on reforested bottomlands. *Plant Ecology* **172**: 251-263.

Twedt, D. J., R. R. Wilson, J. L. Henne-Kerr & D. A. Grosshuesch. 2002. Avian response to bottomland hardwood reforestation: the first 10 years. *Restoration Ecology* **10**: 645–655.

Twedt, D. J., S. G. Somershoe, K. R. Hazler & R. J. Cooper. 2010. Landscape and vegetation effects on avian reproduction on bottomland forest restorations. *Journal of Wildlife Management* **74**: 423–436.

Uezu, A. & J. P. Metzger. 2016. Time-Lag in Responses of Birds to Atlantic Forest Fragmentation: Restoration Opportunity and Urgency. *PLOS ONE* **11**(1): e0147909. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0147909>. (accessed on 5 October 2016).

Veloso, H.P., A. L. R. Rangel Filho & J. C. A. LIMA. 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro.

Vesk, P. A., R. Nolan, J.R. Thomson, J.W. Dorrrough, & R. Mac Nally. 2008. Time lags in provision of habitat resources through revegetation. *Biological Conservation* **141**: 174-186.

Vielliard, J. M. E, M. E. C. Almeida, L. Anjos & W. R. Silva. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). . In: Von Matter, S., F. C. Straube, I. Accordi, V. Piacentini, J. F. Cândido Júnior (eds.) *Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. . Technical Books Editora, Rio de Janeiro.

Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco & J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **277**: 494-499.

Vogel, H. F., J. B. Campos & F. C. Bechara. 2015. Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. *Tropical Conservation Science* **8**: 912-939.

Volpato, G. H. & S. V. Martins. 2013. The bird community in naturally regenerating *Myracrodruon urundeuva* (Anacardiaceae) forest in southeastern Brazil. *Revista de Biologia Tropical* **61**:1585-95.

Volpato, G. H., V. M. Prado & L. Anjos. 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *Forest Ecology and Management* **260**: 1156-1163.

Vravrek, M. J. 2011. Fossil: palaeoecological and palaeogeographical analysis tools. *Palaeontologia Electronica*, 14:1-16. http://palaeo-electronica.org/2011_1/238/238.pdf. (accessed on 9 December 2016).

Wickham, H. 2009. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.

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

Wilman, H., J. Belmaker, J. Simpson, C. De La Rosa, M. M. Rivadeneira & W. Jetz. 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*. **95**: 2027–2027.

Wood, D. R., L. W. Burger, J. L. Bowman & C. L. Hardy. 2004. Avian community response to pine–grassland restoration. *Wildlife Society Bulletin* **32**: 819–829.

Yamamoto, L. F., L. S. Kinoshita & F. R. Martins. 2007. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. **21**: 553-573.

Young, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* **92**: 73–83.

Zar, J. H. 1996. *Biostatistic alanalysis*. Prentice Hall, New Jersey.

Capítulo 2

Research Article

Variáveis ambientais como preditoras do processo de reestruturação inicial de assembleias de aves em uma área de restauração ecológica da Mata Atlântica, no sudeste do Brasil

Resumo: No Brasil existem poucas evidências de como áreas restauradas e variáveis ambientais influenciam as comunidades de aves. A compreensão desses fatores é fundamental para avaliação de efetividade da restauração em prover habitats adicionais a este grupo de vertebrados. Neste estudo, nós testamos como níveis de complexidade estrutural vegetal influenciam na estruturação de grupos funcionais de aves de áreas restauradas e não restauradas, indicando as variáveis ambientais mais influentes. Amostramos a avifauna durante o período reprodutivo (de janeiro a março, e setembro a dezembro de 2015), em 39 pontos fixos com raio de detecção de 60 m. Classificamos as espécies em guildas tróficas e de nidificação. Avaliamos as variáveis ambientais em parcelas de 20 x 10 m de cada ponto amostral. No total, registramos 150 espécies de aves. Nossos dados corroboram com a teoria da heterogeneidade ambiental, onde restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR) forneceram mais sítios de forrageio e de nidificação específicos, abrigando maior abundância de guildas especialistas: insetívoras (de tronco, de copa e de folhagens), nectarívoras e pequenas frugívoras e guildas de ninhos dependentes de recursos específicos. Ainda, devido ao declínio das gramíneas exóticas, RO reduziu a abundância de guildas comuns em áreas degradadas: granívoras e insetívoras de área aberta e insetívoras aéreas. Invariavelmente, porcentagem de gramíneas exóticas, distância de recursos hídricos, riqueza de morfoespécies arbórea e cobertura de dossel foram importantes preditoras à estruturação de guildas analisadas. Portanto, mesmo áreas restauradas com menos de 10 anos podem auxiliar no resgate parcial da avifauna e na reestruturação de grupos funcionais essenciais ao funcionamento do ecossistema.

Palavras chave: avifauna, complexidade estrutural da vegetação, conservação, ecologia de restauração, guildas tróficas, guildas de nidificação.

Introdução

O desmatamento e a fragmentação florestal constituem as principais ameaças à biodiversidade presente em regiões tropicais (Machado et al. 2008; Melo et al. 2013). Neste contexto, a Mata Atlântica é um dos biomas mais biodiversos e ameaçados do mundo (Myers et al. 2000). Atualmente restam apenas 12,5% dos remanescentes florestais, sendo que a maioria deles não ultrapassa os 50 ha, encontra-se altamente isolado e em diferentes estágios de sucessão (Ribeiro et al. 2009). Mesmo nestas condições críticas, a Mata Atlântica é reconhecida mundialmente como área prioritária para a conservação (Myers et al. 2000; Brancalion et al. 2013).

Entretanto, as estratégias que visam apenas proteger remanescentes florestais em paisagens fragmentadas pode não ser suficientes para alcançar a devida conservação da biodiversidade em médio e longo prazo (Lamb et al. 2005; Becker et al. 2009; Chazdon et al. 2009). Assim, a restauração ecológica tem sido implementada para aumentar a disponibilidade de habitats e a conectividade entre os remanescentes, com o intuito de prevenir futuras extinções (Kuussaari et al. 2009; Uezu & Metzger 2016).

Diversas evidências demonstram que esforços destinados à restauração devam focar não apenas em características vegetacionais, mas também nas complexas interações ecológicas envolvendo a provisão de serviços ecossistêmicos, favorecendo a reconstrução e perpetuação do ecossistema (SER 2004; Rodrigues et al. 2009; Devoto et al. 2012). Isto é fundamental para que a restauração ecológica seja funcional para a conservação e resgate da biodiversidade em ecossistemas florestais tropicais, principalmente naqueles inseridos em paisagens antrópicas (Brancalion et al. 2013).

Alguns estudos apontam que áreas de restauração ecológica aumentam a heterogeneidade ambiental (Seigel et al. 2005; Aerts et al. 2008), consequentemente incrementam diversidade nas comunidades de aves (Wood et al. 2004; Malcom & Radke 2008), promovem equitabilidade (Seigel et al. 2005; Macgregor-Fors et al. 2010) e auxiliam no sucesso reprodutivo (Hoover 2009; Twedt et al. 2010).

Todavia, poucos estudos demonstraram que áreas restauradas podem de fato prover habitats adequados adicionais para espécies florestais (Donner et al. 2010; Reid et al. 2014), sendo fundamental a busca por dados científicos que suportem a aptidão de áreas restauradas em mitigar o débito de extinção das espécies (Santos-Junior et al. 2016; Uezu & Metzger et al. 2016). Contudo, a maioria dos estudos com aves em áreas de restauração ecológica foi realizada em plantios com menos de 20 anos de idade (Barrett et al. 2008; Cunningham et al.

2008; Becker et al. 2013; Vogel et al. 2016). Nestas circunstâncias, a ocorrência de espécies especialistas ainda é pouco provável, pois elas dependem de microhabitats gerados pela maturação da vegetação (Stanturf et al. 2014; Santos-Junior et al. 2016).

Por outro lado, espécies generalistas frequentemente ocupam estágios iniciais de sucessão em projetos de restauração ecológica e revegetação (Becker et al. 2013; Vogel *et al.* 2015), mas declinam suas abundâncias com o aumento da idade e complexidade estrutural dos plantios (Becker et al. 2013; Volpato et al. 2013). Estudos prévios em áreas restauradas têm demonstrado que o aumento da complexidade estrutural da vegetação em função do tempo implica no incremento de diversidade de aves (Twedt et al. 2004; Gardali et al. 2006; Munro et al. 2011; Catterall et al. 2012).

A alteração na estrutura do habitat pode limitar determinados recursos específicos à manutenção de espécies de aves especialistas (Aleixo 1999), alterando rapidamente padrões de composição das espécies e guildas tróficas (Loisele & Blaike 1994). A falta de estratos de forrageio e nidificação em áreas restauradas tem sido a causa determinante da ausência de guildas especialistas de aves (Twedt 2002; Gardali et al. 2006; Munro et al. 2011; Becker et al. 2013; Santos-Júnior et al. 2016).

Desse modo, a estrutura do habitat é um fator chave para a compreensão das variações de densidade e diversidade de espécies (MacArthur & MacArthur 1961, Karr & Roth 1971), em especial às guildas, cujas respostas funcionais às mudanças ambientais são mais evidentes (Croonquist & Brooks 1991; O' Connell et al. 2000). Apesar disso, poucos estudos em áreas restauradas investigaram quais variáveis ambientais são mais relevantes para o incremento de diversidade de espécies, abundância e ocupação de distintas guildas (Lindenmayer et al. 2010; Twedt et al. 2010; Munro et al. 2011; Becker et al. 2013; Gould & Mackey 2015).

Considerando esta lacuna, o objetivo deste trabalho foi testar se a teoria da heterogeneidade ambiental (MacArthur & MacArthur 1961) se aplica em gradientes ambientais criados em área de restauração ecológica, situada na Mata Atlântica brasileira. Assim, foram testadas as seguintes hipóteses: a) categorias ambientais com maior complexidade estrutural da vegetação abrigam maior número de guildas; b) a abundância de guildas generalistas diminuem conforme aumenta a complexidade estrutural dos habitats, com tendência à similaridade entre restauração mais antiga e fragmentos florestais; e c) espécies de aves que utilizam ninhos fechados e com materiais específicos ocupam habitats mais estruturados, enquanto aquelas de ninhos abertos ou no solo se beneficiam de habitats mais simplificados.

Materiais e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Centro de Experimentos Florestais (CEF), propriedade de 526 hectares (Figura 1), pertencente à Fundação SOS Mata Atlântica, em comodato com empresa Brasil Kirin, situada no município de Itu, São Paulo, sudeste brasileiro (23°14'15.18"S; 47°24'3.29"W; 580 m a.n.m). Mais detalhes da descrição da área de estudo, bem como o mapa ilustrativo (Figura 1, cap. 1, item “*Área de estudo*”), encontram-se nas páginas 26 a 29, do capítulo 1.

Delineamento amostral

Para verificar os efeitos da estrutura dos habitats de áreas restauradas e não restauradas (pasto e fragmentos florestais) em relação à suas respectivas assembleias de aves, foram selecionados 39 pontos de escuta e observação situados em quatro categorias ambientais. Mais detalhes estão disponíveis na página 27 do capítulo 1, item “*Delineamento Amostral e Coleta de Dados*”; ver Figura 1 e Apêndice C):

1. Pasto (PA): pastagem composta predominantemente por gramínea exótica (braquiária, *Urochloa* sp.), destinadas à pecuária extensiva, com poucas árvores esparsas, nativas ou não, com a presença de alguns pequenos fragmentos e plantações de cana-de-açúcar (n = 9 pontos de escuta), área amostral de 52 ha, com idade estimada em zero;
2. Restauração nova (RN): área restaurada com quatro a cinco anos de idade pós-plantio apresentando baixa riqueza de morfoespécies arbórea, cerca de 27% de cobertura de dossel, ausência de serapilheira e alta dominância de braquiária (*Urochloa* sp., 97,5%). Área de 112,5 ha (n = 13 pontos de escuta);
3. Restauração antiga (RN): área restaurada com seis a sete anos de idade pós-plantio com médio valor de riqueza de morfoespécies arbórea, aproximadamente 44% de cobertura de dossel, pouca serapilheira e ainda consta de 66% do solo coberto por braquiária. Área de 60 ha (n = 12 pontos de escuta); e
4. Fragmentos florestais (FR): cinco fragmentos com um ponto amostral cada (n = 5 pontos), com alto valor de riqueza de morfoespécies arbórea, alto valor de cobertura de dossel (84%), ausência de gramíneas exóticas, alta porcentagem de

serapilheira e de herbáceas em seu subosque, com presença de lianas. Os tamanhos dos fragmentos variaram de 0,9 a 23 ha, predominando o formato circular, com idade estimada >30 anos.

Estas categorias ambientais foram consideradas com objetivo de efetivar análises comparativas entre a composição de espécies de aves e abundância das espécies. De acordo com Munro *et al.* (2011), os dados obtidos em áreas restauradas (RN e RO) foram comparados entre todas as categorias, sendo FR (meta referencial local) e PA (marco zero/nível máximo de degradação) (Apêndice C).

Devido à ausência de registros da idade de cada fragmento florestal, neste trabalho considerou-se um valor de (FR = >30 anos sem corte raso) (Munro *et al.* (2011), e, para PA, considerou-se idade zero, já que esta categoria representa o marco zero da maioria dos ambientes restaurados.

Avifauna

Para a amostragem da avifauna, realizou-se o levantamento de espécies durante o período de janeiro a março, e setembro a dezembro de 2015. A estimativa de riqueza e abundância das aves foi feita por meio de 39 pontos fixos (Bibby *et al.* 2000), nas quatro categorias ambientais (ver Figura 1, capítulo 1, página 29).

Variáveis ambientais

As coletas de dados das variáveis ambientais preditoras foram realizadas no mês de dezembro de 2015 e janeiro de 2016. Todas as variáveis abaixo foram coletadas dentro de uma parcela de 20 m x 10 m, instalada em cada um dos 39 pontos amostrais da avifauna.

Riqueza de morfoespécies arbórea: os espécimes arbóreos foram contabilizados e classificados em nível morfoespecífico. *Altura da árvore*: altura da base à copa. *Diâmetro do caule*: foi registrado apenas para caules com diâmetro à altura do peito (DAP) maior que 10 cm. Para as plantas multicaulinares com pelo menos uma haste com DAP superior a 10 cm, todos os caules foram registrados. *Luminosidade*: foi estimada através da porcentagem de quadrículas do esferodensímetro ocupadas pela luz que passava pelas copas das árvores. Assim, quanto menor a luminosidade, maior a cobertura de dossel. O esferodensímetro foi posicionado à altura do peito (1,50 m), realizando-se quatro medidas a partir de 10 m do

centro do ponto de escuta, no sentido norte, sul, leste e oeste, processo este repetido quatro vezes/ponto. Para cada ponto de escuta obteve-se a média das leituras. *A altura e cobertura da serapilheira* foi medida com auxílio de um quadrado de (PVC) de 0,5 x 0,5m, subdividido por duas linhas centrais, formando quatro quadrados de 0,25 x 0,25m. Em cada unidade amostral, o quadrado de PVC foi depositado no solo três vezes, uma no centro, e duas nas extremidades, a 8m de distância do centro. Em cada um dos quadrados internos estimou-se a cobertura de serapilheira em classes de zero a 100% (0 - 25% - 50% - 75% - 100%). Para a altura de serapilheira, em cada um dos quadrados internos foi introduzida uma régua entre a serapilheira até tocar o solo, fazendo-se a leitura. A quantidade de epífitas formadoras de fitotelmos, árvores mortas em pé, e porcentagem de cobertura de solo por gramíneas exóticas e vegetação herbácea foram estimadas visualmente em um raio de 20 m. Foram coletadas as coordenadas geográficas dos recursos hídricos (*e.g.*, área úmida, lago, represa, brejo, riacho, *etc.*) disponíveis na área de estudo. Posteriormente, com auxílio da ferramenta régua do programa Google Earth, estimou-se para cada ponto amostral sua distância (m) de recursos hídricos.

Determinações de grupos funcionais

A taxonomia seguiu a proposta pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini et al. 2015). As espécies foram classificadas conforme suas guildas tróficas (Wilman et al. 2014, Del Hoyo et al. 2016, Santos-Junior et al. 2016): carnívoros (Ca); detritívoros (De); grandes frugívoros com massa corpórea maior que 80,1 g (Fg); pequenos frugívoros com massa corpórea menor que 80,1 g (Fp); granívoros de áreas abertas (Ga); granívoros de borda de florestas (Gb); insetívoros de áreas abertas (Ia); insetívoros de copa (Ic); insetívoros de folhagens (If); insetívoros de subosque (Is); insetívoros escaladores de tronco (It); insetívoros aéreos (Iv); nectarívoros-insetívoros (Ne); onívoros (On) e piscívoros (Pi). Além disso, separamos as guildas tróficas em especialistas ou generalistas. Foram consideradas *especialistas* as espécies pertencentes às guildas tróficas especializadas a algum tipo de recurso, estrato ou ambiente específico (*e.g.*, Fg, Fp, Gb, Ic, If, It), e *generalistas*, as espécies pertencentes às guildas tróficas oportunistas, as quais podem utilizar grande variedade de recursos, estratos ou ambientes (*e.g.*, Ga, Ia, Iv e On). Devido à baixa representatividade, algumas guildas tróficas (Ca, De e Pi) foram excluídas de algumas análises.

As espécies também foram agrupadas conforme o formato do ninho e material de construção predominante (Sick 1997; Simon & Pacheco 2005; Del Hoyo *et al.* 2016) da seguinte maneira: cavidades arbóreas (CA); cavidades em barrancos (CB); bolsa pêndula feita de folhas, gravetos, ramos e/ou raízes (BP); depressão no solo (DS); esférico de folhas secas, ramos e raízes (EC); esférico de musgo e raízes (EM); forno de barro (FO); ninho irregular de gravetos (IG); plataforma de gravetos (PG); cesto de folhas secas e raízes (TC); cesto de gravetos e/ou raízes (TG); pequeno cesto à base de material lanoso e líquens (TL) e cesto semi-pêndulo de folhas secas e raízes (TP).

Análise de dados

As assembleias de aves foram comparadas por meio da curva de rarefação de espécies em função do número de indivíduos registrados em cada categoria ambiental (Krebs 1999).

Utilizou-se o coeficiente de correlação de Pearson para verificar a independência entre as variáveis ambientais, sendo selecionadas para as análises subsequentes apenas as variáveis com valores menores que 0,7 (Tabela 1).

Verificou-se se haviam diferenças significativas em cada categoria ambiental por meio da ANOVA entre os valores de médias de parâmetro estrutural da vegetação e riqueza de espécies registradas. Quando as diferenças foram significativas, realizou-se teste de Tukey *pos hoc* (Zar 1996) (Tabela 2).

Foram ajustados modelos lineares generalizados (GLM), com distribuição *Poisson* com uma função de ligação logarítmica, para avaliar os dados de abundância das guildas tróficas em função das variáveis ambientais e categorias ambientais. As variáveis inicialmente consideradas nos modelos foram eleitas com base no seu potencial de impacto nas abundâncias das espécies, as quais podem contribuir com futuras estratégias de manejo florestal. Os modelos foram primeiramente desenvolvidos com a inclusão das quatro as categorias ambientais e riqueza de morfo espécies arbóreas (rq.veg), diâmetro à altura do peito (dap), árvore morta (arv.mor), distância de recursos hídricos (d.hid), altura de serrapilheira (h.ser) e luminosidade (lum). Assim, o melhor modelo foi selecionado com base no menor valor do critério de informação Akaike (do inglês, AIC) (Boccard *et al.* 2011).

Para as guildas de nidificação foram selecionadas as espécies que, durante o estudo, foi observado evidências de comportamento reprodutivo (*e.g.*, cópula, construção de ninhos,

ovos e filhotes). Por não representarem contagem de indivíduos reprodutores, os dados das guildas de nidificação foram considerados apenas para análises de redundância (RDA).

As relações entre as variáveis ambientais (variáveis preditoras) e os dados de abundância das espécies foram avaliadas por meio da análise de redundância. A RDA é uma regressão linear múltipla seguida por uma análise de componentes principais (PCA) da tabela de valores ajustados, onde a variável resposta é uma matriz (Y) de composição de espécies que é explicada por uma matriz (X) de variáveis preditoras (Boccard et al. 2011).

Como a RDA é um método linear, os dados de abundância das espécies foram submetidos à transformação de *Hellinger* e os dados das variáveis preditoras foram transformados por $\log(x+1)$ (Peres-Neto et al. 2006). A fim de evitar os erros do Tipo I e superestimativa das quantidades das variâncias explicadas nos dados de abundância das espécies, utilizou-se o duplo critério de seleção das variáveis explicativas (Blanchet et al. 2008). Primeiro, realizou-se uma análise de redundância global incluindo todas as variáveis explicativas e ajuste do $R^2(Y|X)$ de acordo com a correção de Ezekiel (Peres-Neto et al. 2006). Em adição ao valor de alpha 0,05, o $R^2(Y|X)_{adj}$ do teste global foi usado como um segundo critério para selecionar as variáveis explicativas para as próximas análises. O próximo passo consiste na seleção da variável explicativa disponível que maximiza a modelagem e cálculo de *F-ratio* para a análise. Esta seleção foi realizada pelo método *forward selection* com auxílio da função *forward.sel* do pacote *Packfor* para R (Dray et al. 2011). Neste método, selecionou-se a variável com maior R^2 e se a mesma foi significativa. O *p-value* foi gerado por Teste de Permutação de Monte Carlo (n=999 permutações) dos resíduos do modelo completo (Legendre & Legendre 1998), computando um $R^2(Y|X)_{adj}$ para o próximo teste, sempre que obtido um valor de $p < 0,05$. Se o $R^2(Y|X)_{adj}$ do teste global for inferior ao do teste global, uma nova variável é incluída na análise e o teste de permutação é repetido; caso contrário, o procedimento é interrompido. Este mesmo procedimento foi aplicado na avaliação de quais as variáveis explicativas influenciaram na abundância: i) de todas as espécies; ii) das guildas tróficas e iii) das guildas de nidificação.

Todas as análises e gráficos foram realizadas no *software R* versão 3.2.3 (R Development Core Team 2015), utilizando-se os pacotes *vegan* (análises de diversidade e análise de redundância; Oksanen et al. 2016), *fossil* (análise de similaridade; Vravrek 2011) e *ggplot2* (construção de gráficos; Wickham 2009).

Resultados

No total, registraram-se 150 espécies de aves (Apêndice B e C), com RN (121) e PA (101) suportando assembleias de aves com maiores números de espécies e abundância, seguidos de RO (99) e FR (96) (Tabela 2, Figura 1). No entanto, apenas RO apresentou riqueza de espécies distinta de outras categorias ($F=3,85$; $p < 0,05$) (Tabela 2). A curva de rarefação de espécies apresentou tendência à estabilização (Figura 1).

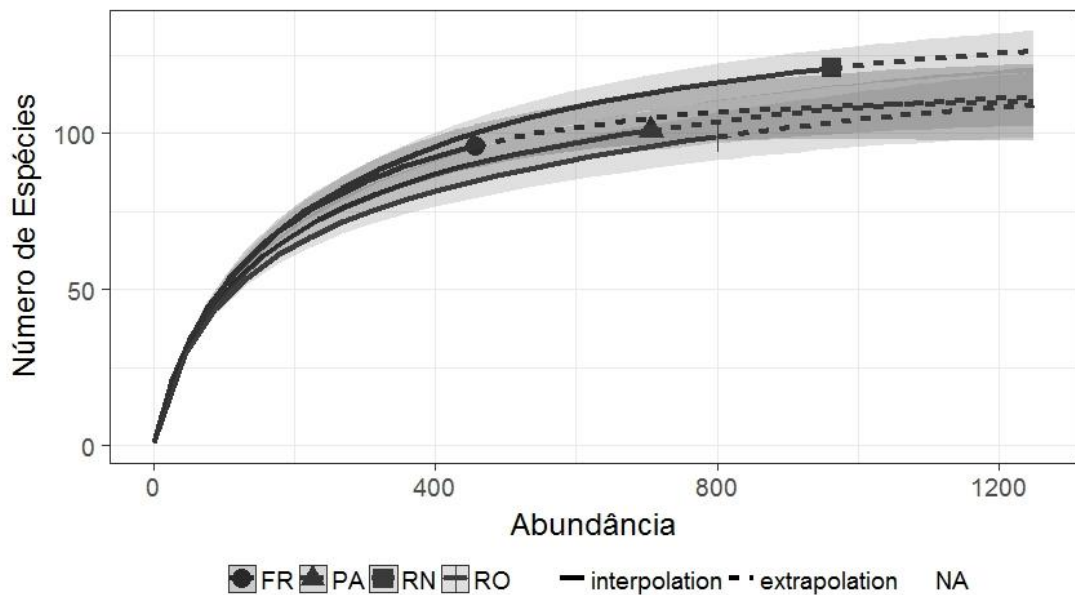


Figura 1 – Curva de rarefação das espécies de aves em relação à abundância observada nos quatro tratamentos em área de restauração ecológica da Mata Atlântica brasileira. Legenda: PA, Pasto; RN, restauração nova; RO, restauração antiga e FR, fragmentos florestais.

Quanto as variáveis ambientais observadas em cada categoria ambiental, nota-se que FR, seguido por RO, demonstraram serem significativamente maiores com relação a níveis de complexidade estrutural da vegetação, com maior riqueza de morfoespécies arbóreas e altura das árvores, bem como menor porcentagem de gramíneas exóticas e baixa luminosidade (maior cobertura de dossel). A quantidade de árvores mortas, altura de serrapilheira e porcentagem de herbáceas e de serrapilheira foi significativamente maior apenas em FR (Tabela 2). Por outro lado, PA e RN apresentaram baixa complexidade estrutural, sendo dominados por gramíneas exóticas e menor cobertura de dossel (Tabela 2). Assim criando um gradiente de estruturação vegetal de PA a FR, com PA mais simplificado, e FR mais

heterogêneo. No presente estudo, notou-se a ausência de bromeliáceas formadoras de fitotelmos.

Tabela 1. Matriz de correlação de Pearson das variáveis exploratórias consideradas nos modelos lineares generalizados

	<i>rq.veg</i>	<i>dap</i>	<i>altu.arv</i>	<i>arv.mor</i>	<i>d.hid</i>	<i>gram</i>	<i>serr</i>	<i>h.serr</i>
<i>dap</i>	0,311*							
<i>altu.arv</i>	0,566***	0,731***						
<i>arv.mor</i>	0,340*	0,056	0,372**					
<i>d.hid</i>	-0,155	-0,077	-0,130	-0,235				
<i>gram</i>	-0,585	-0,173	-0,604***	-0,432***	0,089			
<i>serr</i>	0,374**	0,158	0,552***	0,397**	-0,120	-0,905***		
<i>h.serr</i>	0,428***	0,127	0,506***	0,240	-0,167	-0,865***	0,936	
<i>lum</i>	-0,607***	-0,377**	-0,725***	-0,242	0,063	0,721***	-0,695***	-0,689***

Nível de Significância: $p < 0,05$. Legenda: *0,05; **0,01; *** <0,001. Riqueza de morfoespécies arbóreas (*rq.veg*), diâmetro à altura do peito (*dap*), altura da árvore (*altu.arv*), árvores mortas (*arv.mor*), distância de recursos hídricos (*d.hid*), % de gramíneas (*gram*), cobertura de serrapilheira (*serr*), altura da serrapilheira (*h.serr*) e luminosidade (*lum*).

Tabela 2. Média \pm desvio de parâmetros estruturais da vegetação registrados em parcelas de 10 x 20 m e dados das aves de áreas restauradas (RN e RO) e não-restauradas (PA e FR).

Variáveis	PA	RN	RO	FR	F	p
Pontos Amostrais	9	12	13	5		-
Riqueza morf. Arbórea	1,7 \pm 3,1 ^a	7,3 \pm 2,8 ^b	11,69 \pm 3,7 ^c	14,6 \pm 8,2 ^c	14,32	<0,001
Riqueza spp. de Aves (Σ)	47,8 \pm 4,1 ^a (101)	47,6 \pm 12,3 ^a (121)	42,5 \pm 7,1 ^b (99)	57,6 \pm 7,1 ^a (96)	3,85	<0,05
DAP (cm)	22,5 \pm 32,4 ^a	37,5 \pm 26,2 ^a	40,2 \pm 16,0 ^a	45,8 \pm 19,5 ^a	1,31	>0,05
Altura Árvores (m)	1,7 \pm 1,8 ^a	3,3 \pm 1,3 ^{ac}	4,2 \pm 1,1 ^{bc}	6,5 \pm 2,7 ^b	9,57	<0,001
Árvores mortas	0,22 \pm 0,4 ^a	0,66 \pm 0,9 ^a	0,69 \pm 0,8 ^a	2,20 \pm 1,4 ^b	5,14	<0,01
Dist. Rec. Hídricos (m)	193,8 \pm 125,4 ^a	171,2 \pm 181,1 ^a	164,3 \pm 83,2 ^a	85,4 \pm 114 ^a	0,74	>0,05
Gramíneas (%)	100,0 \pm 0,0 ^a	97,5 \pm 7,2 ^a	66,5 \pm 37,2 ^b	0,0 \pm 0 ^c	27,57	<0,001
Herbáceas (%)	0,0 \pm 0 ^a	2,66 \pm 3,9 ^a	0,0 \pm 0 ^a	80,0 \pm 44,7 ^b	38,99	<0,001
Serrapilheira (%)	0,0 \pm 0 ^a	0,0 \pm 0 ^a	17,2 \pm 33,8 ^a	90,3 \pm 16,9 ^b	25,75	<0,001
Alt. Serrapilheira (cm)	0,0 \pm 0 ^a	0,0 \pm 0 ^a	1,3 \pm 2,6 ^a	5,0 \pm 1,4 ^b	13,04	<0,001
Luminosidade (%)	100,0 \pm 0,0 ^a	73,6 \pm 21,1 ^a	54,6 \pm 39,3 ^b	16,2 \pm 9,9 ^c	12,26	<0,001

Letras sobrescritas distintas indicam diferenças significativas entre as categorias ambientais (ANOVA e teste de Tukey post hoc $p < 0,05$). Legenda: PA, Pasto; RN, restauração nova; RO, restauração antiga e FR, fragmentos florestais.

As guildas tróficas apresentaram diferenças estatísticas entre as categorias ambientais. As guildas especialistas a algum estrato e/ou recurso específico (e.g., pequenos frugívoros, insetívoros de copa, insetívoros de folhagem, insetívoros de tronco, insetívoros de subosque e granívoros de borda) foram significativamente mais abundantes em FR que em outras

categorias ambientais (Figura 2; Tabela 3), enquanto guildas generalistas (granívoros e insetívoros de área aberta/degradada) foram mais bem representadas em PA e RN (Figura 2; Tabela 3). Nectarívoros foi a única guilda a apresentar similaridades na ocupação de FR e RO, embora a RDA tenha demonstrado certa tendência à similaridade entre estas categorias (ver abaixo). A abundância dos onívoros aumentou significativamente em RN (Figura 2; Tabela 3). Granívoros de borda foram significativamente distintos em RN e FR, bem como nectarívoros em PA (Figura 2; Tabela 3). As ocorrências de insetívoros aéreos e carnívoros foram similares em todas as categorias ambientais ($p>0,05$). Grandes frugívoros, aqui representados principalmente por espécies generalistas (*Patagioenas picazuro* e *Psittacara leucophthalmus*) foram mais abundantes em PA.

Tabela 3. Resultados dos modelos generalizados lineares entre guildas tróficas registradas em áreas restauradas e não restauradas situadas na Mata Atlântica do sudeste do Brasil.

<i>Resposta</i>	<i>Variáveis do Modelo</i>	<i>Parâmetro Estimado</i>	<i>SE</i>	<i>t value</i>	<i>p-value</i>
<i>Grandes frugívoros- Fg</i>	Intercepto[FR]	3,908	0,313	12,484	<0,001
	[PA]	0,794	0,314	2,527	0,01
	[RN]	0,066	0,320	0,207	0,83
	[RO]	0,116	0,314	0,370	0,71
	DAP	-0,007	0,003	-2,093	0,04
<i>Pequenos frugívoros - Fp</i>	Intercepto[FR]	2,282	0,514	4,440	<0,001
	[PA]	-0,587	0,727	-0,809	0,42
	[RN]	-0,290	0,641	-0,452	0,65
	[RO]	-1,934	0,622	-0,311	0,75
<i>Granívoros de área aberta- Ga</i>	Intercepto [FR]	1,821	0,603	3,017	<0,01
	[PA]	0,828	0,739	1,121	0,27
	[RN]	1,415	0,679	2,084	0,04
	[RO]	0,415	0,689	0,602	0,55
	Luminosidade	0,012	0,004	2,569	0,01
<i>Granívoros de borda- Gb</i>	Intercepto [FR]	2,415	0,201	12,017	<0,001
	[PA]	-0,408	0,272	-1,499	0,14
	[RN]	0,223	0,232	0,961	0,34
	[RO]	-0,176	0,242	-0,728	0,47
<i>Nectarívoros- Ne</i>	Intercepto [FR]	0,133	0,301	4,429	<0,001
	[PA]	-1,740	0,615	-2,829	0,007
	[RN]	-0,561	0,396	-1,417	0,16
	[RO]	0,012	0,354	0,034	0,97

Legenda: PA, Pasto; RN, restauração nova; RO, restauração antiga e FR, fragmentos florestais.

Tabela 3 (cont.). Resultados dos modelos generalizados lineares entre guildas tróficas registradas em áreas restauradas e não restauradas situadas na Mata Atlântica do sudeste do Brasil.

<i>Resposta</i>	<i>Variáveis do Modelo</i>	<i>Parâmetro Estimado</i>	<i>SE</i>	<i>t value</i>	<i>p-value</i>
<i>Onívoros- Om</i>	Intercepto [FR]	4,013	0,107	37,439	<0,001
	[PA]	-0,257	0,143	-1,797	0,08
	[RN]	-0,335	0,134	-2,494	0,01
	[RO]	-0,217	0,130	-1,666	0,10
	Dist. Rec. Hidricos	-0,000	0,000	-2,423	0,02
<i>Insetívoros de área aberta- Ia</i>	Intercepto [FR]	-3,284	1,361	0,000	1,00
	[PA]	3,452	1,373	2,513	0,01
	[RN]	2,526	1,384	1,825	0,07
	[RO]	1,655	1,411	1,173	0,24
<i>Insetívoros de copa - Ic</i>	Intercepto[FR]	3,218	0,117	18,135	<0,001
	[PA]	-0,841	0,268	-3,133	<0,001
	[RN]	-1,040	0,262	-3,970	<0,001
	[RO]	-0,971	0,252	-3,855	<0,001
<i>Insetívoros de folhagem- If</i>	Intercepto [FR]	3,386	0,602	5,624	<0,001
	[PA]	-1,264	0,769	-1,643	0,11
	[RN]	-0,361	0,573	-0,630	0,53
	[RO]	-1,331	0,561	-2,370	0,02
	Riq.Morf. Vegetal	0,057	0,027	2,063	0,04
	Árvore Morta	-0,321	0,130	-2,457	0,01
	Dist. Rec. Hidrico	-0,003	0,001	-3,128	0,003
Luminosidade	0,015	0,006	2,377	0,02	
<i>Insetívoros de subosque- Is</i>	Intercepto [FR]	2,667	0,167	15,221	<0,001
	[PA]	-1,686	0,335	-5,033	<0,001
	[RN]	-0,770	0,230	-3,335	0,002
	[RO]	-1,667	0,292	-5,724	<0,001
<i>Insetívoros de tronco- It</i>	Intercepto [FR]	2,468	0,195	12,601	<0,001
	[PA]	-0,460	0,268	-1,715	0,09
	[RN]	-0,609	0,260	-2,340	0,02
	[RO]	-1,449	0,318	-4,556	<0,001
<i>Insetívoros aéreos- Iv</i>	Intercepto [FR]	-0,504	1,501	-0,336	0,739
	[PA]	-0,539	1,872	-0,288	0,775
	[RN]	-1,108	1,676	-0,661	0,513
	[RO]	-0,983	1,706	-0,576	0,568

Legenda: PA, Pasto; RN, restauração nova; RO, restauração antiga e FR, fragmentos florestais.

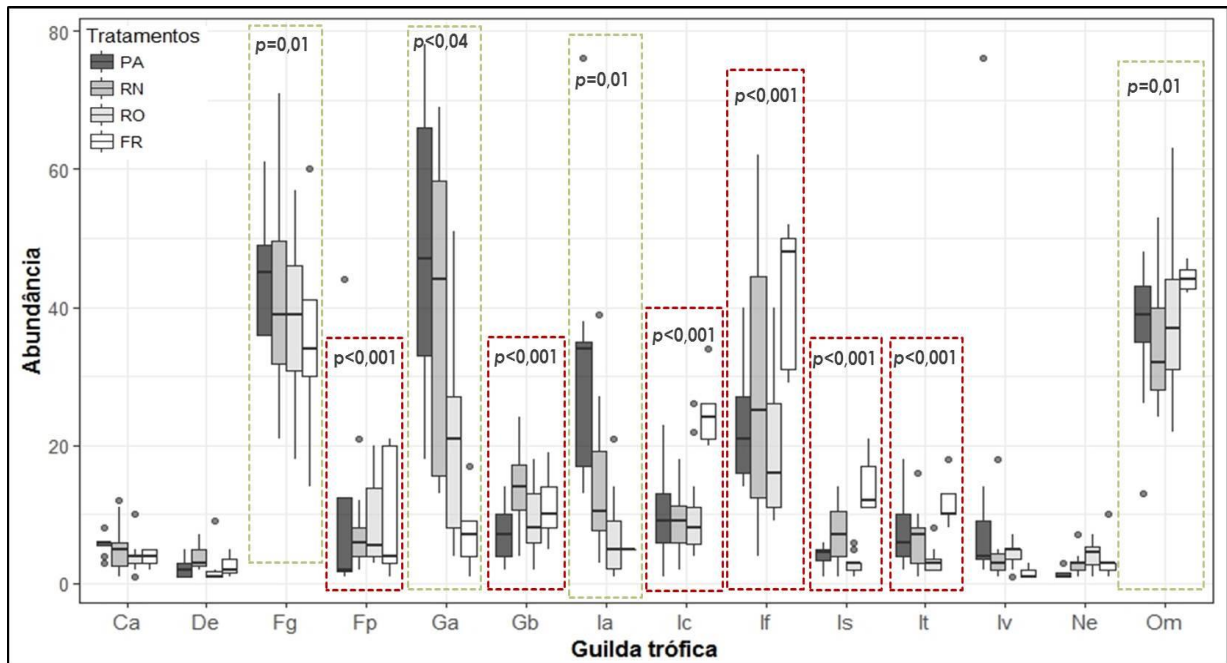


Figura 2 – *Boxplot* de guildas tróficas registradas em quatro tratamentos em áreas restauradas (RN e RO) e não restauradas (PA e FR) da Mata Atlântica. Legenda: Ca, carnívoros; De, detritívoros; Fg, grandes frugívoros; Fp, pequenos frugívoros; Ga, Granívoros de área aberta; Gb, granívoros de borda; Ia, insetívoros de área aberta; Ic, insetívoros de copa; If, insetívoros de folhagens; Is, insetívoros de subosque; It, insetívoros de tronco; Iv, insetívoros aéreos; Ne, nectarívoros e Om, onívoros. Linhas tracejadas ressaltam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre tratamentos, sendo guildas *generalistas* (verde claro) e *especialistas* (vermelha).

A influência das variáveis ambientais na composição das espécies

A RDA identificou três variáveis explicativas que influenciaram significativamente na composição das espécies: porcentagem de gramíneas, riqueza de morfoespécies arbóreas e distância de recursos hídricos. Estas variáveis explicam aproximadamente 21% (38% não ajustado; $F = 3,14$; $p = 0,001$) da variação na composição das espécies de aves. O primeiro eixo da RDA explica 46% da variância e foi influenciado pela porcentagem de gramíneas e riqueza de morfoespécies arbóreas. O segundo eixo da RDA explana 22% da variação dos dados e está associado à distância de recursos hídricos. Houve estruturação dos pontos de amostragens em relação ao gradiente ambiental. Os pontos de PA foram associados à maior distância de recursos hídricos, maior porcentagem de gramíneas exóticas e menor riqueza de morfoespécies arbóreas. Os pontos FR foram negativamente estruturados pela menor porcentagem de gramíneas e maior riqueza morfoespecífica arbórea. Já os pontos RN e RO apresentaram níveis intermediários de porcentagem de gramíneas e riqueza arbórea, com RO apresentaram níveis intermediários de porcentagem de gramíneas e riqueza arbórea, com RO

demonstrando valores mais próximos a FR, e RN mais próximo a PA. Isto remete ao gradiente ambiental de complexidade estrutural da vegetação, com PA menos complexo e FR mais complexo (Tabela 2; Figura 3a).

Deste modo, espécies de áreas abertas como *Volatinia jacarina* (Vjac), *Synallaxis albescens* (Salb) e *Emberizoides herbicola* (Eher) responderam positivamente à alta porcentagem de gramíneas, aumentando suas abundâncias em pontos de RN e RO. Todavia, à medida que reduz a porcentagem de gramíneas e aumenta a riqueza de morfoespécies arbóreas em RO e FR, *Basileuterus culicivorus* (Bcul), *Nemosia pileata* (Npil), *Conirostrum speciosum* (Cspe), *Piaya cayana* (Pcaya) e *Thamnophilus caerulescens* (Tcae) aumentaram suas abundâncias (Figura 3b).

Caracara plancus (Cpla), *Patagioenas picazuro* (Ppic), *Bulbucus ibis* (Bibi) e *Vanellus chilensis* (Vchi) foram influenciadas positivamente pela distância de recursos hídricos, associadas a PA. A proximidade de corpos d'água foi uma forte preditora para *Chrysomus ruficapillus* (Cruf), *Sporophila caerulescens* (Scae), *Myiarchus ferox* (Mfer), *Myiophobus fasciatus* (Mfas) e *Synallaxis spixi* (Sspi), com aumento de abundância em pontos amostrais de RO e RN. *Synallaxis frontalis* (Sfro), *Leptotila verreauxi* (Lver) e *Turdus amaurochalinus* (Tamr) demonstraram estar associadas à maior riqueza de morfoespécies arbóreas encontradas em RO e RN, enquanto *Ammodramus humeralis* (Ahum), *Sicalis luteola* (Slut) e *Zenaida auriculata* (Zaur) evitam áreas com maior riqueza arbórea (Figura 3b).

As variáveis preditoras supracitadas também influenciaram significativamente nas guildas tróficas, explicando 32% (46% não ajustado; $F = 5,51$ $p = 0,001$) da variação nos dados. O primeiro e segundo eixos da RDA explicam, respectivamente, 26,5% e 8,5% dos dados (Figura 4). Aves insetívoras de copa (Ic), insetívoras de subosque (Is), nectarívoras-insetívoras (Ne) apresentaram-se positivamente influenciadas pela maior riqueza de espécies arbóreas em RO e FR, enquanto relação inversa foi observada para as espécies granívoras de áreas abertas (Ga), insetívoras de áreas abertas (Ia) e insetívoras aéreas (Iv), as quais foram fortemente associadas a maior porcentagem de gramíneas, situadas em RN e PA (Figuras 4 A-B). Todavia, à medida que aumenta a riqueza arbórea e reduz a porcentagem de gramíneas (RO e FR), espécies onívoras, insetívoras de tronco, pequenas frugívoras e granívoras de borda são beneficiadas (Figuras 4 A-B). Grandes frugívoros (Fg), no caso, influenciados por *P. leucophthalmus* e *P. picazuro*, foram associados a maior distância de recursos hídricos em pontos de PA, enquanto que insetívoros de folhagens (representados por *C. ruficapillus* e *G. aequinoctialis*) foram fortemente associados à proximidade de áreas úmidas.

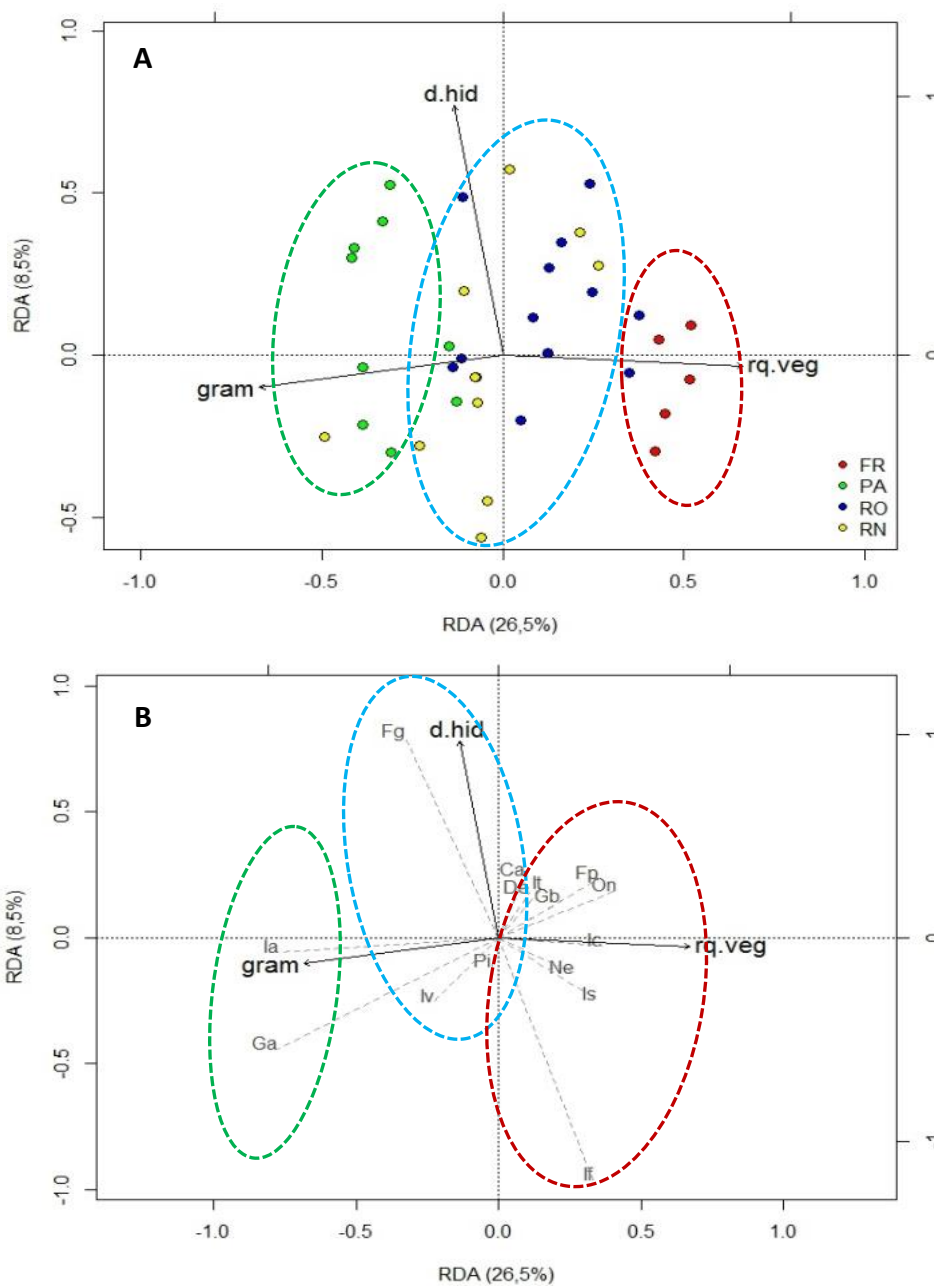


Figura 4- Análise de redundância (RDA) relacionando a influência das variáveis ambientais em função: A) dos pontos fixos e B) das guildas tróficas das aves registradas em diferentes tratamentos em área de restauração ecológica no sudeste do Brasil. Tratamentos: fragmentos florestais (FR); pasto (PA); área revegetada antiga (RO) e área revegetada nova (RN). Grupos tróficos: carnívoros (Ca); detritívoros (De); granívoros de áreas abertas (Ga) e granívoros de bordas (Gb); piscívoros (Pi); Frugívoros - grandes (Fg) e pequenos (Fp); Insetívoros - de áreas abertas (Ia), de copa (Ic), de folhagens (If), de subosque (Is), de troncos (It) e aéreos (Iv); nectarívoros-insetívoros (Ne) e onívoros (On). Variáveis ambientais: distância de recursos hídricos (d.hid), % de gramíneas exóticas (gram) e riqueza de morfoespécies arbórea (rq.veg). Linhas tracejadas indicam segregações espaciais dos dados, sendo pastagens (verde), áreas restauradas (azul) e fragmentos florestais (vermelho).

A riqueza de espécies arbóreas, distância de recursos hídricos e luminosidade também explicaram 17% (41% não ajustado; $F = 2,42$ $P = 0,002$) da variação nos dados de tipos de ninhos/material, com os dois eixos da RDA explicando 11% dos dados (Figura 5). No entanto, não houve estruturação das guildas em relação às categorias ambientais (Figuras 5 A-B). As espécies de aves que utilizam ninhos em cavidades arbóreas (CA), ninhos esféricos de folhas e raízes (EC) e esféricos de musgos (EM) foram associadas à maior riqueza arbórea e menor luminosidade (maior cobertura vegetal) (Figuras 5B). Contudo, aves que nidificam em depressão no solo (DS), cestos de folhas e raízes (TC), e fornos (FO) foram negativamente associadas à riqueza arbórea, mas diretamente influenciadas pela maior luminosidade (menor cobertura vegetal) (Figura 5B). As aves que nidificam em plataformas de galhos (PG) e cesto lanoso revestido de líquens (TL) foram correlacionadas à maior distância de recursos hídricos. Por outro lado, a proximidade de recursos hídricos foi uma forte preditora para as aves que nidificam em ninhos irregulares de gravetos (IG) (e.g., *Synallaxis* e *Phacellodomus*), cavidades em barrancos (CB) (e.g., fam. Alcedinidae e Hirundinidae, e *Automolus* e *Malacoptila*), bolsa pêndula (BP) (Icteridae e Tyrannidae) e cesto semi-pêndulo (TP) (Icteridae) (Figura 5B).

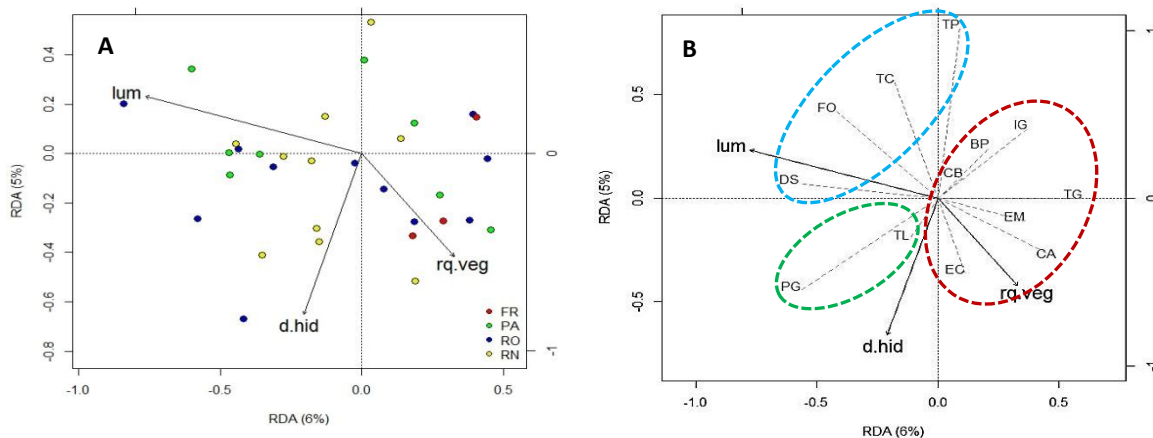


Figura 5- RDA relacionando a influência das variáveis ambientais em função: A) dos pontos fixos e B) das guildas de nidificação registradas em quatro categorias ambientais em área de restauração ecológica no sudeste brasileiro. Legendas: Categorias ambientais: fragmentos florestais (FR); pasto (PA); restauração antiga (RO) e restauração nova (RN). Guildas de nidificação: bolsa pêndula (BP); Cavidades –arbórea (CA) e em barrancos (CB); depressão no solo (DS); Esféricos de capins, folhas e raízes (EC) e de musgos (EM); fornos de barro (FO); irregular de gravetos (IG); plataforma de gravetos (PG); taças ou cestos- de capins, folhas e raízes (TC), de material lanoso e musgos (TL), de gravetos e raízes (TG) e semi-pêndulo de folhas secas e raízes (TP). Variáveis ambientais: distância de recursos hídricos (d.hid), luminosidade (lum) e riqueza de morfoespécies arbórea (rq.veg). Linhas tracejadas indicam segregações espaciais dos dados, sendo pastagens (verde), áreas restauradas (azul) e fragmentos florestais (vermelho).

Discussão

No presente estudo, análises de ordenamento da composição de espécies e guildas tróficas demonstraram que as características vegetacionais e distância de recursos hídricos promoveram estruturação entre as categorias ambientais, com grupos taxonômicos e funcionais segregados pelos eixos das RDAs (Figuras 3-4). Considerando que as variáveis ambientais predictoras distribuem-se desde pontos dominados por gramíneas exóticas (PA e RN) a pontos sem gramíneas e com alta riqueza de morfoespécies arbóreas (RO e FR), tais segregações podem ser interpretadas como respostas das espécies de aves em função do gradiente de complexidade estrutural vegetal criado de PA a FR.

Nossos dados corroboram com hipótese da heterogeneidade do habitat (MacArthur & MacArthur 1961; MacArthur & Wilson 1967; Bazzaz 1975), a qual assume que habitats mais complexos promovem mais microhabitats e formas de explorar os recursos ambientais, e assim, aumenta a diversidade de espécies (Bazzaz 1975). Categorias ambientais (RN e PA) com baixa complexidade estrutural da vegetação, dominadas por gramíneas exóticas, influenciaram positivamente na abundância de espécies generalistas de poucas guildas: granívoras de áreas abertas, insetívoras de áreas abertas e insetívoras aéreas (Figura 4 A-B). Estas guildas frequentemente ocupam estágios iniciais de sucessão em projetos de restauração ecológica e revegetação (Becker et al. 2013; Vogel et al. 2015). Nossos dados reforçam o fato de que ambientes degradados tomados por gramíneas podem ser diretamente responsáveis pelo aumento de populações de granívoros generalistas não florestais (Gray et al. 2007) e se beneficiam da homogeneização dos habitats (Báldi & Batari 2011).

Por outro lado, o aumento da riqueza de espécies arbóreas e redução da porcentagem de gramíneas aumentaram o nível de complexidade estrutural da vegetação dos pontos de RO (tornando-o mais similar a FR), suportando então maior número de guildas tróficas: pequenos frugívoros, nectarívoros, onívoros e insetívoros de copa, insetívoros de subosque e insetívoros de troncos (Picidae, mas não Dendrocolaptidae), as quais aumentaram suas abundâncias entre o gradiente formado de RO a FR (Figuras 4 A-B). Ressalta-se que este resultado indica o impacto positivo de que mesmo áreas restauradas com menos de 10 anos possam exercer sobre avifaunas depauperadas de paisagens altamente fragmentadas.

Similarmente a nossos resultados, em um mosaico de florestas secundárias de Mata Atlântica em diferentes estágios sucessionais, aves onívoras, nectarívoras e insetívoras de subosque foram relacionadas a estágios iniciais e médio de sucessão (Casas et al. 2016), bem como nectarívora-insetívoras, na Amazônia (Borges 2007). Ainda neste bioma, insetívoros de

subosque e onívoros tendem a evitar estágios iniciais de sucessão (Andrade & Rubio-Torgler 1994; Borges 2007). No presente estudo, embora alguns insetívoros de subosque estivessem presentes em RO e FR, eles evitaram os habitats simplificados de PA e RN. Evitações de habitats degradados por guildas sensíveis foram relatadas por Borges (2007) e Casas et al. (2016), mas poucos estudos descrevem evitações de habitats por espécies ecologicamente menos exigentes (e.g., *Conopophaga lineata*, *Lathrotriccus euleri*, *Automolus leucophthalmus*, *Synallaxis ruficapilla*, *Leptopogon amaurocephalus*, entre outras). Em matriz de florestas secundárias em diferentes estágios, estas mesmas espécies foram abundantes em estágios iniciais (Casas et al. 2016), mas pobremente representadas em nosso estudo. Isto indica que mesmo aves generalistas em uma determinada região podem sofrer declínios populacionais em outra região, decorrentes da excessiva fragmentação florestal. Por outro lado, elas também podem ser boas candidatas à recolonização de áreas restauradas. Insetívoros de troncos (exceto Picidae) e de solo foram ausentes na área de estudo.

No presente trabalho, o plantio de cerca de 100 espécies zoocóricas tem beneficiado, por enquanto, apenas pequenos frugívoros. Eles foram associados à riqueza arbórea e declínio de gramíneas em RO. O alto número de espécies zoocóricas em subosque de florestas secundárias da Mata Atlântica em estágios iniciais pode influenciar o padrão de ocorrência de frugívoros (Casas et al. 2016). Provavelmente a baixa representatividade de frugívoros florestais em áreas de restauração ecológica e pequenos fragmentos se deva à reduzida diversidade vegetal, pobre provimento de frutos ao longo do ano e ausência de estruturação vegetal necessária (Santos-Junior et al. 2016). Em florestas tropicais, frugívoros, insetívoros de subosque e de tronco tem sido relacionados a estágios médios a avançados de sucessão ecológica, associados à vegetação estruturalmente complexa, formação de dossel, diversidade de plantas, profundidade de serapilheira, umidade, densidade de troncos e epífitas (Raman et al. 1998; Blake & Loiselle 2001; Borges 2007; Gray et al. 2007; Moradi et al. 2009; Parrini & Raposo 2012).

Considerando que determinadas guildas são sensíveis às alterações dos habitats e algumas só ocorrem em florestas maduras (Woinarski 1979; Thiolay 1999; Gray et al. 2007; Loyn et al. 2007; Rotenberg 2007; Moradi et al. 2009; Munro et al. 2011; Casas et al. 2016), a ausência de grandes frugívoros e insetívoros especialistas era esperada, assim como observada em estudos prévios (Becker et al. 2013; Casas et al. 2016; Santos-Junior et al. 2016). Neste trabalho, grandes frugívoros florestais foram raros e assinalados apenas por *Penelope* spp. Não houve registros de frugívoros florestais (e.g., Cotingidae, Ramphastidae, Pipridae e Trogonidae), insetívoros de tronco (e.g., Dendrocolaptidae, exceto *Lepidocolaptes*) e

insetívoros de solo (*e.g.*, Formicariidae e Grallariidae). Isto deve refletir a alta especificidade a recursos específicos à manutenção destes grupos funcionais. Eles dependem de microhabitats (cavidades arbóreas, altura de serapilheira, estruturação vertical da vegetação, cascas de troncos, densidade de arbustos, lianas e bromélias) (Gray et al. 2007; Moradi et al. 2009; Parrini & Raposo 2012) que não se desenvolvem em curto prazo (Stanturf et al. 2014; Santos-Junior et al. 2016). No presente estudo, foi notória a ausência de bromélias formadoras de fitotelmos, um dos substratos mais utilizados no forrageio de *Xiphocolaptes albicollis* – Dendrocolaptidae (Parrini & Raposo 2012), bem como a reduzida disponibilidade de árvores mortas, implicando na baixa oferta de cavidades – sítio de nidificação. A indisponibilidade de estrato de forrageio e nidificação de determinadas guildas especialistas tem sido o fator chave para elucidar suas ausências em áreas restauradas (Twedt 2002; Gardali et al. 2006; Munro et al. 2011; Becker et al. 2013; Santos-Junior et al. 2016). Como estas características são dependentes da maturidade de áreas restauradas, a recolonização de espécies florestais com requerimentos ecológicos específicos tem sido registrada no intervalo de 10 a 30 anos pós-plantio (Powell et al. 2013). No entanto, na Austrália e no Brasil, há casos de guildas que não foram capazes de recolonizar reflorestamentos mesmo após 50 anos (Martin et al. 2004; Ribeiro-da-Silva et al. 2015).

Outra relação aqui observada foi a distância de recursos hídricos como importante preditora para dois grupos funcionais. Os insetívoros de folhagens foram intimamente relacionados à proximidade de corpos d'água (Figura 4B). Este comportamento era esperado para *G. aquinoctialis*, *C. ruficapillus* e *S. spixi*, as quais possuem áreas úmidas como habitat ou preferência (Sick 1997; Del Hoyo et al. 2016), mas espécies não diretamente associadas à áreas úmidas, como *Serpophaga subcristata* e *Elaenia flavogaster*, demonstraram forte associação indireta a este recursos. Uma explicação para isto é que insetos aquáticos têm forte influência na abundância de aves insetívoras (Power & Rainey 2000; Murakami & Nakano 2002; Iwata et al. 2003; Langcore et al. 2006), e seu fluxo afeta a distribuição espacial dessa guilda, com pico de abundância de aves e insetos observados em faixas de 0 a 5m de distância do rio (Iwata et al. 2003).

Em outro extremo, observou-se que quanto maior à distância de recursos hídricos, maior a abundância de grandes frugívoros generalistas, não florestais, como *P. leucophthalmus* e *P. picazuro* (Figura 4B). Como estas espécies foram mais abundantes em PA, cujas maiores distâncias de recursos hídricos foram encontradas, tal associação pode estar relacionada ao habitat antropogênico e não a esta variável ambiental, pois essas espécies se beneficiam da fragmentação dos habitats (Willis 1979). Outra explicação é que possíveis

variáveis respostas latentes no ambiente (incluindo a paisagem) não foram avaliadas assim como observado por Diniz Filho e Bini (2005).

De acordo com Melles et al. (2003), nossos dados reforçam as evidências de que proximidade de recursos hídricos e estrutura vegetacional podem influenciar positivamente determinadas guildas de nidificação (CB, TP, BP e IG) (Figura 5B). Todas as espécies destas guildas (exceto *Chloroceryle amazona*, piscívora) são insetívoras. Iwata et al. (2003) reportaram forte relação entre insetívoros e insetos aquáticos próximos de rios. Desse modo, locais de forrageios adequados são cruciais para a seleção de territórios reprodutivos (Braden 1999; Misenhelter & Rotenberry 2000).

Guildas de ninhos fechados (EM, EC e CA) foram influenciadas pela maior riqueza arbórea e menor luminosidade, mas não estiveram restritas a pontos mais estruturados de RO e FR (Figura 5A). Árvores mortas foram raras na área de estudo, mas não limitaram a presença de aves dependentes de cavidades, pois elas compreenderam aves generalistas. Assim, nossos resultados também sugerem que outros tipos de cavidades possam estar fornecendo locais de nidificação (Rhodes et al. 2009), pois diversas espécies generalistas são cavidades oportunistas (Simon & Pacheco 2005), podendo aproveitar até mesmo mourões de cerca e construções humanas (Lesinski 2000; Sacco et al. 2015). Todavia, a presença dessas espécies pode apenas estar relacionada ao uso da área para forrageio (Keuper et al. 2003; Gardali et al. 2006).

Em contrapartida, guildas de nidificação (DS) e (FO e TC) foram influenciadas pela alta luminosidade e baixa riqueza arbórea dos habitats menos heterogêneos de PA e RN (Figura 5B). Representadas por espécies generalistas, estas espécies de aves se beneficiam de áreas estágios iniciais de sucessão de áreas revegetadas (Becker et al. 2013; Vogel et al. 2015). Sacco et al. (2015) encontraram relação similar entre o tipo de nidificação com a estrutura do habitat das espécies. Tal relação habitat-guilda estendeu para TG, a qual foi influenciada pela distancia de recursos hídricos, em decorrência da abundância de *Patagioenas picazuro*, mais numerosa em PA.

Considerações finais

O presente estudo demonstra que áreas restauradas são capazes de alterar a estrutura e composição das assembleias de aves em função do aumento da complexidade estrutural da vegetação dos plantios, com a avifauna da restauração antiga sendo mais similar a de fragmentos florestais de referência, e restauração nova mais próxima à avifauna registrada na categoria pasto.

Áreas com vegetação estruturalmente complexa, como em RO e FR, primeiramente, atuam na redução da abundância de espécies comuns em estágios iniciais de sucessão, como granívoras e insetívoras de áreas abertas/degradadas e insetívoras aéreas, em resposta à substituição de gramíneas exóticas pelo incremento da riqueza de morfoespécies arbórea e cobertura de dossel. Neste contexto, porcentagem de gramíneas exóticas, distância de recursos hídricos, riqueza de morfoespécies arbórea e cobertura de dossel foram importantes preditoras à reestruturação de guildas analisadas em área de restauração ecológica. Estas foram importantes fatores chave para aumentar a disponibilidade de locais de forrageio e de nidificação, suportando maior abundância de guildas especialistas, como insetívoras (de tronco, de copa e de folhagens), nectarívoras e pequenas frugívoras, bem como aves que utilizam ninhos fechados e dependem de recursos específicos para a construção de ninhos. Portanto, áreas de restauração ecológica podem auxiliar na reestruturação de grupos funcionais essenciais ao funcionamento dos ecossistemas.

LITERATURA CITADA

Aleixo A (1999) Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *The Condor* 101: 527-548

Andrade GI, Rubio-Torgler H (1994) Sustainable use of the Tropical Rain Forest: evidence from the avifauna in a shifting-cultivation habitat mosaic in the Colombian Amazon. *Conservation Biology* 8: 545–554

Báldi A, Batáry P (2011) Spatial heterogeneity and farmland birds: different perspectives in Western and Eastern Europe. *Ibis* 153: 875–876

Barrett GW., Freudenberger D, Drew A, Stol J, Nicholls AO, Cawsey EM (2008) Colonisation of native tree and shrub plantings by woodland birds in a agricultural landscape. *Wildlife Research* 35: 19–32

Bazzaz FA (1975) Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56: 485-488

Becker CG, Fonseca CR, Haddad CFB, Batista RF, Prado PI (2009) Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318: 1775-1777

Becker RG, Paise G, Pizo MA (2013) The structure of bird communities in areas revegetated after mining in southern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 21: 221-234

Bencke GA, Maurício GN, Develey PF, Goerck JM (2006) Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil, parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica, SAVE Brasil, São Paulo

Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA, Mustoe SH (2000) *Bird Census Techniques*, 2nd edition. Academic Press Limited, San Diego, 302 pp

Blake JG, Loiselle BA (2011) Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: Perspectives from mist nets and point counts. *Auk* 118:304-326

Blanchet FG, Legendre P, Borcard D (2008) Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89: 2623–2632

Boccard D, Gillet F, Legendre P (2011) *Numerical Ecology with R*. Springer, New York, 302p

Borges SH (2007) Bird assemblages in secondary forests developing after slash and burn agriculture in Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23: 469-477

Braden GT (1999) Does nest placement affect the fate or productivity of California Gnatcatcher nests? *Auk* 116: 984–993

Brancalion PHS, Lima LR, Rodrigues RR (2013) Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais.

Pages 565-587 In: Peres CA, Barlow J, Gardner TA, Vieira ICG (eds) *Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil*. Editora da UFPR, Curitiba

Casas G, Ferreira PMA, Darski B, Muller SC (2016) Habitat Structure Influences the Diversity, Richness and Composition of Bird Assemblages in Successional Atlantic Rain Forests. *Tropical Conservation Science* 9: 503-524

Catterall CP, Freeman AND, Kanowski J, Freebody K (2012) Can active restoration of tropical rainforests rescue biodiversity? A case with bird community indicators. *Biological Conservation* 146: 53–61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.0033> (acesso 15 Novembro 2016)

Chazdon, RL, Harvey CA, Komar O, Griffith DM, Ferguson BG, Martýnez-Ramos M, Morales H, Nigh R, Soto-Pinto L, van Breugel M, Philpott SM (2009) Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica* 41: 142-153

Croonquist MJ, Brooks RP (1991) Use of Avian and Mammalian Guilds as Indicators Cumulative Impacts in Riparian-Wetland Areas. *Environmental Management* 15: 701-714

Cunningham RB, Lindenmayer DB, McGregor C, Crane M, Michael D (2008) The combined effects of remnant vegetation and replanted vegetation on farmland birds. *Conserv. Biol.* 22: 742–752

Del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (2016) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. <http://www.hbw.com>. (acesso 12 Novembro 2016)

Devoto M, Bailey S, Craze P, Memmott J (2012) Understanding and planning ecological restoration of plant–pollinator networks. *Ecology Letters* 15: 319–328

Diniz-Filho JAF, M. Bini M (2005) Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector-based spatial filters. *Global Ecol Biogeogr* 14:177-185

Donner DM, Ribic CA, Probst JR (2010) Patch dynamics and the timing of colonization–abandonment events by male Kirtland’s warblers in an early succession habitat. *Biology Conservation* 143: 1159–1167

Dray S, Legendre P, Blanchet G (2011) *packfor:forward selection with permutation*. R package version 0.0-8/ r100. <http://R-Forge.R-project.org> (accessed on 2 November 2016)

Gagetti BL, Piratelli AJ, Piña-Rodrigues FCM (2016) Fruit color preference by birds and applications to ecological restoration. *Brazilian Journal Biology* [online]. <http://www.scielo.br/pdf/bjb/2016nahead/1519-6984-bjb-1519-698405115.pdf> (acesso em 10 Novembro 2016)

Gardali T, Holmes AL, Small SL, Nur N, Geupel GR, Golet GH (2006) Abundance patterns of landbirds in restored and remnant riparian forests on the Sacramento River, California, U.S.A. *Restoration Ecology* 14: 391–403

Gould SF, Mackey BG (2015) Site Vegetation Characteristics Are More Important than Landscape Context in Determining Bird Assemblages in Revegetation. *Restoration Ecology* 23: 670–80

Gray MA, Baldauf SL, Mayhew PJ, Hill JK (2007) The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conservation Biology* 2: 133–141

Hoover JP (2009) Effects of hydrologic restoration on birds breeding in forested wetlands. *Wetlands* 29: 563–573

IUCN. The International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (2016) 2016 Red list of threatened species. <http://www.iucnredlist.org>. (acesso 20 December 2016)

Iwata T, Nakano S, Murakami M (2003) Stream meanders increase insectivorous bird abundance in riparian deciduous forests. *Ecography* 26: 325–337

Karr JR, Roth RR (1971) Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. *The American Naturalist*. 105: 423-435

Krueper D, Barth J, Rich TD (2003) Response of vegetation and breeding birds to the removal of cattle on the San Pedro River, Arizona (U.S.A) . *Conservation Biology* 17: 607-615

Kuussaari M, Bommarco R, Heikkinen RK, Helm A, Krauss J, Lindborg R, Öckinger E, Pärtel M, Pino J, Rodà F, Stefanescu C, Teder T, Zobel M, Steffan-Dewenter I (2009) Species debt: a challenge for speciesconservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 564–571, <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>

Lamb D, Erskine PD, Parrota JA (2005) Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310: 1628-1632

Langcore JR, McAuley DG, Pendelton GW, Bennatti CR, Mingo TM, Stromborg KL (2006) Macroinvertebrate abundance, water chemistry, and wetland characteristics affect use of wetlands by avian species in Maine. *Hidrobiologia* 567: 143-167. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-006-0055-x>

Lesiński G (2000) Location of bird nests in vertical metal pipes in suburban built-up area of Warsaw. *Acta Ornithologica* 35: 211-214

Lindenmayer DB, Knight EJ, Crane MJ, Montague-Drake R, Michael DR, MacGregor CI (2010) What makes an effective restoration planting for woodland birds? *Biological Conservation* 143: 289–301

Loiselle BA, Blake JG (1994) Annual variation in birds and plants of a tropical second growth woodland. *Condor* 96: 368-380

Loyn R H, McNabb E, Macak P, Noble P (2007) Eucalypt plantations as habitat for birds on previously cleared farmland in south-eastern Australia. *Biological Conservation* 137: 533–548.

MacArthur RH, MacArthur JW (1961) On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598

MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, New Jersey

MacGregor-Fors I, Blanco-García A, Lindig-Cisneros R (2010) Bird community shifts related to different forest restoration efforts: a case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecological Engineering* 36:1492–1496

Machado ABM, Drummond GM, Paglia AP (2008) Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. MMA (Ministério do Meio Ambiente), Brasília. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/livro-vermelho/volumeI/vol_I_parte1.pdf (acesso 23 Novembro 2016)

Martin CA, Warren PS, Kinzig AP (2004) Neighborhood socioeconomic status is a useful predictor of perennial landscape vegetation in residential neighborhoods and embedded small parks of Phoenix. *Landscape and Urban Planning* 69: 355-368

Melles S, Glenn S, Martin K (2003) Urban bird diversity and landscape complexity: species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology*. <http://www.consecol.org/vol7/iss1/art5> (acesso 23 Novembro 2016)

Melo FPL, Arroyo-Rodriguez V, Fahrig L, Martinez-ramos M, Tabarelli M (2013) On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 462–468 <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.001> (acesso 21 Dezembro 2016)

Misenhelter MD, Rotenberry JT (2000) Choices and consequences of habitat occupancy and nest site selection in Sage Sparrows. *Ecology* 81: 2892–2901

Moradi HV, Zakaria M, Mohd AB, Yusof E (2009) Insectivorous birds and environmental factors across an edge-interior in tropical rainforest of Malaysia. *International Journal of Zoological Research* 5: 27-41

Munro NT, Fischer J, Barrett G, Wood J, Leavesley A, Lindenmayer DB (2011) Bird's response to revegetation of different structure and floristics - are "restoration plantings" restoring bird communities? *Restoration Ecology* 19: 223–235

Murakami M, Nakano S (2002) Indirect effect of aquatic insect emergence on a terrestrial insect population through by birds predation. *Ecology Letters* 5: 333 - 337

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GAB, Kent K (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

O'connel TJ, Jackson LE, Brooks RP (2000) Bird guilds as indicators of ecological condition in the central Appalachians. *Ecological Applications* 10: 1706-1721. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-761\(2000\)010\[1706:BGAI0E\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-761(2000)010[1706:BGAI0E]2.0.CO;2) (acesso 21 Dezembro 2016)

Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, Mc Glinn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos, Stevens PMHH, Szoecs E, Wagner H (2016) Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-0. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> (acesso 10 dezembro 2016)

Parrini R, Raposo MA (2012) Comportamento de forrageamento de *Xiphocolaptes albicollis* (Passeriformes: Dendrocolaptidae) na Floresta Atlântica Montana do sudeste do Brasil. *Boletim Museu Biologia Mello Leitão* 29: 65-79

Peres-Neto PR, Legendre P, Dray S, Borcard D (2006) Variation partitioning of species data matrices: Estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87: 2614–2625

Piacentini VQ, Aleixo A, Agne CE, Maurício GN, Pacheco JF, Bravo GA, Brito GRR, Naka LN, Olmos F, Posso S, Silveira LF, Betini GS, Carrano E, Franz I, Lees AC, Lima LM, Pioli D, Schunck F, Amaral FR, Bencke GA, Cohn-Haft M, Figueiredo LFA, Straube FC, Cesari E (2015) Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. *Revista Brasileira de Ornitologia* 23 (2), 91–298.

Powell LL, Stouffer PC, Johnson EI (2013) Recovery of understory bird movement across the interface of primary and secondary Amazon rainforest. *Auk* 130: 459-468

Power ME, Rainey WE (2000) Food webs and resource sheds: towards spatially delimiting trophic interactions. Pages 291-314 In: Hutchings MJ, John EA, Stewart AJA (eds) *The ecological consequences of environmental heterogeneity*. Blackwell Science Inc., Oxford

R Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org> (acesso 10 Dezembro 2016)

Raman TRS, Rawat GS, Johnsingh AJT (1998) Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, north-east India. *Journal of Applied Ecology* 35: 214–231

Reid JL, Mendenhall CD, Rosales JA, Zahawi RA, Holl KD (2014) Landscape context mediates avian habitat choice in tropical forest restoration. *PLOS ONE*, 9e: 90573 <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0090573> (acesso 10 Dezembro 2016)

Remsen JV Jr, Areta JI, Cadena CD, Claramunt S, Jaramillo A, Pacheco JF, Pérez-Emán J, Robbins MB, Stiles FG, Stotz DF, Zimmer KJ (2016) A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm> (acesso 23 Dezembro 2016)

Rhodes BK, O'Donnell CFJ, Jamieson IG (2009) The roles of predation, microclimate and cavity abundance in the evolution of New Zealand's tree-cavity nesting avifauna. *Notornis* 56: 190-200

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–53

Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1242–1251

Rotenberg JA (2007). Ecological role of a tree (*Gmelina arborea*) plantation in Guatemala: an assessment of an alternative land use for tropical avian conservation. *The Auk* 124: 316–330

Sacco AG, Rui AM, Bergmann FB, Muller SC, Hartz SM (2015) Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 105. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-476620151053276287> (acesso 10 Dezembro 2016)

Santos-Junior PCA, Marques FC, Lima MR, Anjos L (2016) The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. *Natureza & Conservação* 14: 1-7

Seigel A, Hatfield C, Hartman JM (2005) Avian response to restoration of urban tidal marshes in the Hackensack Meadowlands, New Jersey. *Urban Ecosystems* 3:87–116

SER. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. <http://www.ser.org> (acesso 21 Dezembro 2016)

Sick H (1997) *Ornitologia Brasileira*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro

Simon JE, Pacheco S (2005) On the standardization of nest descriptions of neotropical birds. *Revista Brasileira de Ornitologia* 13: 143-154.

Simpson EH (1949) Measurement of diversity. *Nature* 163: 688

Stanturf JA, Palik BJ, Dumroese K (2014) Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *Forest Ecology Management* 331: 292–323

Thioly (1999) Responses of an avian community to rain forest degradation. *Biodiversity and Conservation* 8: 513–534

Twedt DJ (2004) Tree and shrub colonization and development on reforested bottomlands. *Plant Ecology* 172: 251-263

Twedt DJ, Wilson RR, Henne-Kerr JL, Grosshuesch DA (2002) Avian response to bottomland hardwood reforestation: the first 10 years. *Restoration Ecology* 10: 645–655

Twedt DJ, Somershoe SG, Hazler KR, Cooper RJ (2010) Landscape and vegetation effects on avian reproduction on bottomland forest restorations. *Journal of Wildlife Management* 74: 423–436

Uezu A, Metzger JP (2016) Time-Lag in Responses of Birds to Atlantic Forest Fragmentation: Restoration Opportunity and Urgency. *PLOS ONE* 11(1): e0147909. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0147909> (acesso 10 Dezembro 2016)

Veloso HP, Rangel Filho ALR, Lima JCA (1991) Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro

Vielliard JME, Almeida MEC, Anjos L, Silva WR (2010) Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: Von Matter S, Straube FC, Accordi I, Piacentini V, Cândido Júnior JF (eds.) Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. Technical Books Editora, Rio de Janeiro

Vogel HF, Spotswood E, Campos JB, Bechara FC (2016) Annual changes in a bird assembly on artificial perches: Implications for ecological restoration in a subtropical agroecosystem. *Biota Neotropica* 16: e0069

Vogel HF, Campos JB, Bechara FC (2015) Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. *Tropical Conservation Science* 8: 912-939

Volpato GH, Martins SV (2013) The bird community in naturally regenerating *Myracrodruon urundeuva* (Anacardiaceae) forest in southeastern Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 61:1585-95

Wickham H (2009) *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.

Willis EO (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis avulsos de zoologia* 33: 1-25

Wilman H, Belmaker J, Simpson J, De La Rosa C, Rivadeneira MM, Jetz W (2014) EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* 95: 2027–2027

Woinarski JK (1979) Birds of eucalyptus plantation and adjacent natural forest. *Australian Forestry* 42: 243–247

5 CONCLUSÕES GERAIS

O presente estudo demonstra que mesmo restaurações ecológicas com menos de 10 anos de idade pós-plantio podem incrementar diversidade e equitabilidade às assembleias de aves de áreas altamente fragmentadas da Mata Atlântica.

Áreas restauradas foram capazes de alterar a estrutura e composição das assembleias de aves em função da idade e complexidade estrutural vegetal dos plantios, com a avifauna da restauração antiga mais similar a de fragmentos florestais de referência, e restauração nova mais próxima à avifauna de pasto.

Assim, áreas mais antigas e com vegetação estruturalmente complexa reduzem a abundância de espécies comuns em estágios iniciais de sucessão, como granívoras e insetívoras de área aberta e insetívoras aéreas, em resposta à substituição de gramíneas exóticas pelo incremento da riqueza de morfoespécies arbórea e cobertura de dossel.

Portanto, a idade e complexidade estrutural vegetal das áreas restauradas foram importantes fatores chave para aumentar a disponibilidade de locais de forrageio e de nidificação, suportando maior abundância de guildas especialistas, como insetívoras (de tronco, de copa e de folhagens), nectarívoras e pequenas frugívoras, bem como aves que utilizam ninhos fechados e dependem de recursos específicos para a construção de ninhos. Desse modo, áreas de restauração ecológica podem auxiliar no resgate de parte da diversidade da avifauna, bem como na reestruturação de grupos funcionais essenciais ao funcionamento do ecossistema. Neste contexto, porcentagem de gramíneas exóticas, distância de recursos hídricos, riqueza de morfoespécies arbórea e cobertura de dossel foram importantes preditoras à reestruturação de guildas analisadas em área de restauração ecológica.

Considerando o cenário atual de degradação da Mata Atlântica, acredita-se que este estudo poderá contribuir com futuros programas de restauração ecológica visando aumentar a disponibilidade de habitat para a avifauna de áreas altamente fragmentadas.

APÊNDICE A – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *Tro*=categoria trófica, carnívoros (C); detritívoros (D); frugívoros (F); granívoros (G); insetívoros (I); nectarívoros (N); onívoros (O) e piscívoros (P). *D.Flo*= grau de dependência de floresta: independente (I), semi-dependente (S) e dependente (D). *Rep*= dados de reprodução, com evidências (Y) e sem evidências (SE). *Snsb*=sensibilidade ambiental, baixa (B); média (M) e alta (A). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). *Categorias ambientais*= número de contatos das espécies/categorias ambientais, pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR), registro oportunístico (X).

Espécie	Acr	Tro	D.Flo	Rep	Snsb	Dist	Am	Categorias Ambientais					
								PA	RN	RO	FR		
<u>Tinamidae</u>													
<i>Crypturellus parvirostris</i>	Cparv	O	I	Y	B			3	35	17	2		
<i>Rhynchotus rufescens</i>	Rruf	O	I	SE	B		AM	3	2	0	0		
<i>Nothura maculosa</i>	Nmac	O	I	SE	B			1	0	0	0		
<u>Anatidae</u>													
<i>Dendrocygna viduata</i>	Dvid	O	I	SE	B			29	4	0	0		
<i>Dendrocygna autumnalis</i>											X		
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Abra	O	I	Y	B			2	0	0	0		
<u>Cracidae</u>													
<i>Penelope superciliosus</i>	Psup	F	D	SE	M		NT	2	2	0	0		
<i>Penelope obscura</i>	Pobs	F	D	Y	M			0	2	1	9		
<u>Ciconiidae</u>													
<i>Mycteria americana</i>	Mame	P	I	SE	B		NT	2	0	0	0		
<u>Phalacrocoracidae</u>													
<i>Nannopterum brasilianus</i>								X	X				
<u>Anhingidae</u>													
<i>Anhinga anhinga</i>									X	X			
<u>Ardeidae</u>													
<i>Tigrisoma lineatum</i>	Tlin	P	I	SE	M			0	1	0	0		
<i>Nycticorax nycticorax</i>													
<i>Butorides striata</i>	Bstr	P	I	Y	B			0	1	0	0		
<i>Bubulcus ibis</i>	Bibi	I	I	Y	B			54	8	0	0		
<i>Ardea cocoi</i>								X	X				
<i>Ardea alba</i>								X	X				
<i>Syrigma sibilatrix</i>	Ssib	I	I	Y	M			13	2	6	0		
<i>Egretta thula</i>								X	X				
<u>Threskiornithidae</u>													
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	Mcay	I	I	Y	M			3	0	0	0		
<i>Theristicus caudatus</i>	Tcau	I	I	SE	B			2	0	0	0		
<i>Platalea ajaja</i>													
<u>Cathartidae</u>													
<i>Cathartes aura</i>									X	X			
<i>Cathartes burrovianus</i>							NT		X				
<i>Coragyps atratus</i>	Catr	D	I	Y	B			12	12	15	8		
<u>Pandionidae</u>													
<i>Pandion haliaetus</i>	Phal	P	I	N	M			0	0	0	1		
<u>Accipitridae</u>													
<i>Leptodon cayanensis</i>	Lcay	I	D	Y	M			0	0	3	0		
<i>Elanus leucurus</i>								X	X				

APÊNDICE A – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *Tro*=categoria trófica, carnívoros (C); detritívoros (D); frugívoros (F); granívoros (G); insetívoros (I); nectarívoros (N); onívoros (O) e piscívoros (P). *D.Flo*= grau de dependência de floresta: independente (I), semi-dependente (S) e dependente (D). *Rep*= dados de reprodução, com evidências (Y) e sem evidências (SE). *Snsb*=sensibilidade ambiental, baixa (B); média (M) e alta (A). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). Categorias ambientais= número de contatos das espécies/categorias ambientais, pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR), registro oportunístico (X).

Espécie	Acr	Tro	D.Flo	Rep	Snsb	Dist	Am	Categorias Ambientais			
								PA	RN	RO	FR
<i>Accipiter striatus</i>	Astr	C	S	SE	M			0	1	0	0
<i>Ictinia plumbea</i>	Iplu	I	S	Y	M			0	2	0	0
<i>Rostrhamus sociabilis</i>								X		X	
<i>Geranospiza caerulescens</i>	Gcae	C	S	SE	M			1	0	0	0
<i>Heterospizias meridionalis</i>	Hmer	C	I	Y	B			4	0	0	0
<i>Rupornis magnirostris</i>	Rmag	C	I	Y	B			4	26	20	9
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Galb	C	I	Y	B			0	11	0	0
<i>Buteo brachyurus</i>	Bbra	C	I	SE	M			0	1	0	0
<u>Aramidae</u>											
<i>Aramus guarana</i>								X	X		
<u>Rallidae</u>											
<i>Aramides cajaneus</i>	Acaj	O	I	Y	A			2	10	5	0
<i>Laterallus melanophaius</i>	Lmel	O	I	Y	B			4	8	0	0
<i>Laterallus exilis</i>	Lexi	O	I	Y	B		DD	0	9	7	0
<i>Mustelirallus albicollis</i>	Malb	O	I	Y	M			0	4	18	0
<i>Pardirallus nigricans</i>	Pnig	O	I	Y	M			3	0	0	0
<i>Gallinula galeata</i>	Ggal	O	I	Y	B			0	3	0	0
<i>Porphyrio martinicus</i>	Pmar	O	I	SE	B			0	1	0	0
<u>Charadriidae</u>											
<i>Vanellus chilensis</i>	Vchi	I	I	Y	B			49	1	1	0
<u>Recurvirostridae</u>											
<i>Himantopus melanurus</i>								X	X		
<u>Scolopacidae</u>											
<i>Actitis macularius</i>									X		
<u>Jacanidae</u>											
<i>Jacana jacana</i>	Jjac	I	I	Y	B			7	14	0	0
<u>Columbidae</u>											
<i>Columbina talpacoti</i>	Ctal	G	I	Y	B			21	61	37	8
<i>Columbina squammata</i>	Csqu	G	I	Y	B			7	7	8	5
<i>Patagioenas picazuro</i>	Ppic	G	I	Y	M			271	258	218	76
<i>Patagioenas cayennensis</i>	Pcaye	F	S	Y	M			11	27	15	14
<i>Zenaida auriculata</i>	Zaur	G	I	Y	B			97	38	11	3
<i>Leptotila verreauxi</i>	Lver	G	S	Y	B			8	75	26	35
<i>Leptotila rufaxilla</i>	Lruf	G	D	Y	M			1	7	2	5
<u>Cuculidae</u>											
<i>Piaya cayana</i>	Pcay	O	S	Y	B			0	11	10	10
<i>Crotophaga ani</i>	Caní	I	I	Y	B			13	83	29	5
<i>Guira guira</i>	Ggui	I	I	Y	B			37	4	4	0
<i>Tapera naevia</i>	Tnae	I	S	Y	B			13	26	20	12

APÊNDICE A – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *Tro*=categoria trófica, carnívoros (C); detritívoros (D); frugívoros (F); granívoros (G); insetívoros (I); nectarívoros (N); onívoros (O) e piscívoros (P). *D.Flo*= grau de dependência de floresta: independente (I), semi-dependente (S) e dependente (D). *Rep*= dados de reprodução, com evidências (Y) e sem evidências (SE). *Snsb*=sensibilidade ambiental, baixa (B); média (M) e alta (A). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). *Categorias ambientais*= número de contatos das espécies/categorias ambientais, pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR), registro oportunístico (X).

Espécie	Acr	Tro	D.Flo	Rep	Snsb	Dist	Am	Categorias Ambientais			
								PA	RN	RO	FR
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	Dpav	I	D	SE	A			0	2	0	0
<u>Tytonidae</u>											
<i>Tyto furcata</i>								X		X	
<u>Strigidae</u>											
<i>Megascops choliba</i>										X	X
<i>Athene cunicularia</i>									X		
<i>Asio clamator</i>									X		
<u>Nyctibiidae</u>											
<i>Nyctibius griseus</i>	Ngris	I	I	SE	B			0	0	1	0
<u>Caprimulgidae</u>											
<i>Antrostomus rufus</i>								X	X		
<i>Nyctidromus albicollis</i>									X	X	X
<i>Hydropsalis parvula</i>									X		
<i>Hydropsalis torquata</i>									X		
<u>Apodidae</u>											
<i>Streptoprocne zonaris</i>								X	X		
<i>Chaetura meridionalis</i>	Cmer	I	I	Y	B			3	0	12	0
<u>Trochilidae</u>											
<i>Phaethornis pretrei</i>	Ppre	N	S	Y	B			1	7	16	3
<i>Eupetomena macroura</i>	Emac	N	I	Y	B			3	9	8	0
<i>Florisuga fusca</i>	Ffus	N	D	SE	M	MA		0	0	1	2
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Cluc	N	I	Y	B			2	6	13	2
<i>Leucochloris albicollis</i>		N	D	SE	B	MA		0	0	2	1
<i>Amazilia lactea</i>	Alac	N	I	Y	B			0	1	10	6
<i>Heliomaster squamosus</i>	Hsqu	N	I	SE	M			0	1	0	0
<u>Alcedinidae</u>											
<i>Megaceryle torquata</i>									X		
<i>Chloroceryle amazona</i>	Cama	P	I	Y	B			0	3	0	0
<i>Chloroceryle americana</i>											
<u>Bucconidae</u>											
<i>Malacoptila striata</i>	Mstr	I	D	Y	M	MA		0	0	0	4
<u>Ramphastidae</u>											
<i>Ramphastos toco</i>	Rtoc	F	I	Y	M			1	11	9	2
<u>Picidae</u>											
<i>Picumnus cirratus</i>	Pcir	I	S	Y	B			0	2	0	1
<i>Picumnus temminckii</i>	Ptem	I	D	Y	M	MA		0	5	1	3
<i>Melanerpes candidus</i>	Mcan	I	I	Y	B			0	23	3	7
<i>Veniliornis spilogaster</i>	Vspi	I	D	Y	M	MA		1	7	2	17
<i>Colaptes melanochloros</i>	Cmel	I	S	Y	B			1	5	5	4

APÊNDICE A – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *Tro*=categoria trófica, carnívoros (C); detritívoros (D); frugívoros (F); granívoros (G); insetívoros (I); nectarívoros (N); onívoros (O) e piscívoros (P). *D.Flo*= grau de dependência de floresta: independente (I), semi-dependente (S) e dependente (D). *Rep*= dados de reprodução, com evidências (Y) e sem evidências (SE). *Snsb*=sensibilidade ambiental, baixa (B); média (M) e alta (A). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). *Categorias ambientais*= número de contatos das espécies/categorias ambientais, pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR), registro oportunístico (X).

Espécie	Acr	Tro	D.Flo	Rep	Snsb	Dist	Am	Categorias Ambientais			
								PA	RN	RO	FR
<i>Colaptes campestris</i>	Ccam	I	I	Y	B			63	22	19	2
<i>Dryocopus lineatus</i>	Dlin	I	S	Y	B			1	10	5	6
<u>Cariamidae</u>											
<i>Cariama cristata</i>	Ccri	I	I	SE	M			18	0	4	0
<u>Falconidae</u>											
<i>Caracara plancus</i>	Cpla	C	I	Y	B			19	8	12	3
<i>Milvago chimachima</i>	Mchi	C	I	Y	B			8	7	16	6
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Hcac	C	S	SE	B			0	0	0	1
<i>Micrastur semitorquatus</i>									X		X
<i>Falco sparverius</i>	Fspa	I	I	Y	B			4	0	0	0
<i>Falco femoralis</i>	Ffem	C	I	Y	B			5	3	2	0
<u>Psittacidae</u>											
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Pleu	F	I	Y	B			539	176	290	73
<i>Forpus xanthopterygius</i>	Fxan	F	I	Y	B			40	81	86	26
<i>Brotogeris tirica</i>	Btir	F	I	Y	B	MA		0	0	0	0
<i>Pionus maximiliani</i>	Pmax	F	D	Y	M			0	2	0	4
<i>Amazona amazonica</i>	Aama	F	D	SE	M		AM	0	0	1	1
<i>Amazona aestiva</i>	Aaes	F	I	Y	M		NT	37	15	10	0
<u>Thamnophilidae</u>											
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Dmen	I	D	SE	M			0	0	0	3
<i>Thamnophilus doliatus</i>	Tdol	I	I	Y	B			13	9	2	10
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	Truf	I	I	Y	B	MA		0	7	0	0
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Tcae	I	D	Y	B			4	7	16	21
<i>Taraba major</i>	Tmaj	I	D	Y	B			2	1	1	10
<u>Conopophagidae</u>											
<i>Conopophaga lineata</i>	Clin	I	D	Y	M	MA		0	0	0	10
<u>Dendrocolaptidae</u>											
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Lang	I	I	SE	M			1	1	0	0
<u>Furnariidae</u>											
<i>Furnarius rufus</i>	Fruf	I	I	Y	B			27	10	12	0
<i>Automolus leucophthalmus</i>	Aleu	I	D	SE	M	MA		0	0	0	3
<i>Phacellodomus ferrugineigula</i>	Pfer	I	I	Y	M	MA		0	3	0	0
<i>Anumbius annumbi</i>	Aann	I	I	SE	M		NT	1	0	0	0
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	Ccin	I	I	Y	M			10	19	0	0
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	Sruf	I	D	Y	M	MA		0	1	0	8
<i>Synallaxis frontalis</i>	Sfro	I	S	Y	B			11	59	52	47
<i>Synallaxis albescens</i>	Salb	I	I	Y	B		NT	9	27	14	0
<i>Synallaxis spixi</i>	Sspi	I	I	Y	B			4	31	16	2
<i>Cranioleuca pallida</i>	Cpal	I	D	Y	M	MA		0	2	1	19

APÊNDICE A – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *Tro*=categoria trófica, carnívoros (C); detritívoros (D); frugívoros (F); granívoros (G); insetívoros (I); nectarívoros (N); onívoros (O) e piscívoros (P). *D.Flo*= grau de dependência de floresta: independente (I), semi-dependente (S) e dependente (D). *Rep*= dados de reprodução, com evidências (Y) e sem evidências (SE). *Snsb*=sensibilidade ambiental, baixa (B); média (M) e alta (A). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). *Categorias ambientais*= número de contatos das espécies/categorias ambientais, pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR), registro oportunístico (X).

Espécie	Acr	Tro	D.Flo	Rep	Snsb	Dist	Am	Categorias Ambientais			
								PA	RN	RO	FR
<u>Tityridae</u>											
<i>Pachyrampus polychopterus</i>	Ppol	O	D	Y	B			0	0	1	13
<i>Pachyrampus validus</i>											X
<u>Rhynchocyclidae</u>											
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Lama	I	D	SE	M			0	3	1	3
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	Tsul	I	S	Y	M			0	0	1	11
<i>Todirostrum cinereum</i>	Tcin	I	I	Y	B			2	13	4	10
<u>Tyrannidae</u>											
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Cobs	I	I	Y	B			11	18	28	5
<i>Elaenia flavogaster</i>	Efla	I	I	Y	B			23	41	25	3
<i>Elaenia spectabilis</i>	Espe	O	I	Y	B			0	3	2	1
<i>Elaenia parvirostris</i>	Epar	I	I		B			0	0	1	0
<i>Myiopagis viridicata</i>	Mvir	I	D	Y	M			0	0	0	5
<i>Serpophaga subcristata</i>	Ssub	I	I	Y	B			5	6	6	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Mswa	O	S	Y	B			9	7	10	16
<i>Myiarchus ferax</i>	Mfer	O	I	Y	B			1	29	27	3
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Mtyr	I	I	Y	B			6	24	25	5
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Psul	O	I	Y	B			64	77	124	21
<i>Machetornis rixosa</i>	Mrix	I	I	Y	B			3	3	0	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Mmac	O	S	Y	B			7	10	11	30
<i>Megarynchus pitangua</i>	Mpit	I	S	Y	B			6	8	4	13
<i>Myiozetetes similis</i>	Msim	O	I	Y	B			13	6	3	8
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tmel	I	I	Y	B			18	16	31	21
<i>Tyrannus savana</i>	Tsav	I	I	Y	B			13	6	9	3
<i>Empidonomus varius</i>	Evar	I	S	Y	B			4	7	9	6
<i>Colonia colonus</i>	Ccol	I	S	Y	B			0	0	0	14
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Mfas	I	I	Y	B			8	44	13	5
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Prub	I	I	SE	B			0	1	0	0
<i>Fluvicola nengeta</i>	Fnen	I	I	Y	B			3	0	2	0
<i>Arundinicola leucocephala</i>	Aleu	I	I	Y	M			0	7	1	0
<i>Gubernetes yetapa</i>	Gyet	I	I	Y	M	CE		0	9	3	0
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Cfus	I	D	Y	B			0	2	1	13
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Leul	I	S	Y	M			0	0	1	1
<i>Xolmis velatus</i>	Xvel	I	I	Y	M			23	0	0	0
<u>Vireonidae</u>											
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Cguj	I	S	Y	B			31	52	88	33
<i>Vireo chivi</i>	Vchi	I	D	Y	B			0	0	4	8
<u>Corvidae</u>											
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	Ccrt	O	I	Y	M	CE		30	12	12	3

APÊNDICE A – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *Tro*=categoria trófica, carnívoros (C); detritívoros (D); frugívoros (F); granívoros (G); insetívoros (I); nectarívoros (N); onívoros (O) e piscívoros (P). *D.Flo*= grau de dependência de floresta: independente (I), semi-dependente (S) e dependente (D). *Rep*= dados de reprodução, com evidências (Y) e sem evidências (SE). *Snsb*=sensibilidade ambiental, baixa (B); média (M) e alta (A). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). Categorias ambientais= número de contatos das espécies/categorias ambientais, pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR), registro oportunístico (X).

Espécie	Acr	Tro	D.Flo	Rep	Snsb	Dist	Am	Categorias Ambientais			
								PA	RN	RO	FR
<u>Hirundinidae</u>											
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Pcya	I	I	Y	B			92	16	7	1
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Srfc	I	I	Y	B			6	9	8	4
<i>Progne tapera</i>	Ptap	I	I	Y	B			4	4	4	0
<i>Progne chalybea</i>	Pcal	I	I	Y	B			0	0	6	0
<i>Tachycineta albiventer</i>										X	
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Tlcr	I	I	Y	B			5	9	8	0
<u>Troglodytidae</u>											
<i>Troglodytes musculus</i>	Tmus	I	I	Y	B			53	65	46	24
<u>Turdidae</u>											
<i>Turdus leucomelas</i>	Tlcm	O	S	Y	B			18	27	48	24
<i>Turdus rufiventris</i>	Truf	O	I	Y	B			1	4	1	1
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Tama	O	S	Y	B			6	45	46	15
<i>Turdus subalaris</i>	Tsub	F	D	SE	B	MA		0	0	0	2
<i>Turdus albicollis</i>	Talb	O	D	SE	M			0	2	4	5
<u>Mimidae</u>											
<i>Mimus saturninus</i>	Msat	O	I	Y	B			21	12	2	0
<u>Motacillidae</u>											
<i>Anthus lutescens</i>	Alut	I	I	Y	B			14	0	0	0
<u>Passerellidae</u>											
<i>Zonotrichia capensis</i>	Zcap	O	I	Y	B			53	80	82	9
<i>Ammodramus humeralis</i>	Ahum	G	I	Y	B			94	20	3	0
<u>Parulidae</u>											
<i>Setophaga pitiayumi</i>	Spit	I	S	Y	M			0	1	1	2
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Gaeq	I	I	Y	B			7	27	3	0
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Bcul	I	S	Y	B			1	4	11	39
<i>Myiothlypis flaveola</i>	Mfla	I	S	Y	M			2	3	0	16
<u>Icteridae</u>											
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Ipyr	I	S	Y	M			4	4	0	3
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	Cruf	G	I	Y	B			8	297	12	0
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	Pgui	I	I	Y	B			31	20	10	0
<i>Molothrus bonariensis</i>	Mbon	I	I	Y	B			1	3	0	0
<i>Sturnella superciliaris</i>	Ssup	I	I	Y	B			7	0	0	0
<u>Thraupidae</u>											
<i>Pipraeidea melanonota</i>	Pmel	O	S	SE	B			0	0	0	1
<i>Tangara sayaca</i>	Tsay	O	I	Y	B			59	83	91	44
<i>Tangara palmarum</i>	Tpal	O	I	Y	B			0	1	0	1
<i>Tangara ornata</i>						MA				X	
<i>Tangara cayana</i>	Tcay	F	I	Y	M			19	4	17	31

APÊNDICE A – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *Tro*=categoria trófica, carnívoros (C); detritívoros (D); frugívoros (F); granívoros (G); insetívoros (I); nectarívoros (N); onívoros (O) e piscívoros (P). *D.Flo*= grau de dependência de floresta: independente (I), semi-dependente (S) e dependente (D). *Rep*= dados de reprodução, com evidências (Y) e sem evidências (SE). *Snsb*=sensibilidade ambiental, baixa (B); média (M) e alta (A). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). *Categorias ambientais*= número de contatos das espécies/categorias ambientais, pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR), registro oportunístico (X).

Espécie	Acr	Tro	D.Flo	Rep	Snsb	Dist	Am	Categorias Ambientais			
								PA	RN	RO	FR
<i>Nemosia pileata</i>	Npil	I	S	Y	B			2	7	7	10
<i>Conirostrum speciosum</i>	Cspe	I	I	Y	B			4	0	2	30
<i>Sicalis flaveola</i>	Sfla	G	I	Y	B			2	0	0	0
<i>Sicalis luteola</i>	Slut	G	I	Y	B			60	7	0	0
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	Hruf	I	D	SE	B	MA		0	0	2	2
<i>Volatinia jacarina</i>	Vjac	G	I	Y	B			93	319	148	14
<i>Trichothraupis melanops</i>	Tmel	I	D	SE	M			0	0	0	3
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Ccul	O	I	Y	B			5	6	12	5
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Tcor	O	S	Y	B	MA		1	4	0	8
<i>Ramphocelus bresilius</i>	Rbre	O	S	SE	B	MA		0	1	0	0
<i>Ramphocelus carbo</i>	Rcar	O	S	SE	B			0	2	0	4
<i>Tersina viridis</i>	Tvir	O	S	SE	B			1	0	3	0
<i>Dacnis cayana</i>	Dcay	O	S	SE	B			0	1	5	12
<i>Coereba flaveola</i>	Cfla	N	I	SE	B			0	2	2	6
<i>Tiaris fuliginosus</i>	Tful	G	S	SE	B			0	0	0	2
<i>Sporophila lineola</i>	Slin	G	I	Y	B			5	13	6	0
<i>Sporophila caerulea</i>	Scae	G	I	Y	B			20	261	33	6
<i>Sporophila leucoptera</i>	Sleu	G	I	Y	B			2	9	2	0
<i>Emberizoides herbicola</i>	Eher	O	I	Y	B			52	22	12	1
<i>Saltator similis</i>	Ssim	I	S	SE	B			1	1	1	2
<i>Thlypopsis sordida</i>	Tsor	O	S	Y	B			2	4	1	6
Fringillidae											
<i>Euphonia chlorotica</i>	Echl	F	S	Y	B			8	6	9	9
<i>Euphonia cyanocephala</i>	Ecy	F	S	SE	B			0	0	0	2
Estrildidae											
<i>Estrilda astrild</i>	East	G	I	SE	B	Ex		0	4	0	0

APÊNDICE B – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-mar e set-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *G.Tro*=guilda trófica, carnívoros (Ca); detritívoros (De); grandes frugívoros (Fg); pequenos frugívoros (Fp); granívoros de área aberta (Ga); granívoros de borda de floresta (Gb); insetívoros de área aberta (Ia); insetívoros de copa (Ic); insetívoros de folhagens (If); insetívoros de subosque (Is); insetívoros escaladores de tronco (It); insetívoros aéreos (Iv); nectarívoros-insetívoros (Ne); onívoros (On) e piscívoros (Pi). *Nid*: guilda de nidificação, cavidades arbóreas (CA); cavidades em barrancos (CB); bolsa pêndula feita de folhas, gravetos, ramos e/ou raízes (BP); depressão no solo (DS); esférico de folhas secas, ramos e raízes (EC); esférico de musgo e raízes (EM); forno de barro (FO); ninho irregular de gravetos (IG); plataforma de gravetos (PG); cesto de folhas secas e raízes (TC); cesto de gravetos e/ou raízes (TG); pequeno cesto à base de material lanoso e líquens (TL) e cesto semi-pêndulo de folhas secas e raízes (TP). *Rep*= dados de reprodução no local - com evidencia (Y) ou sem evidência reprodutiva (SE). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). *Categorias ambientais*= abundância das espécies/categoria - pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR).

Espécie	Acr	G.Trof	Nid	Rep	Dist	Am	Categorias Ambientais				
							PA	RN	RO	FR	
<u>Tinamidae</u>											
<i>Crypturellus parvirostris</i>	Cparv	Ga	DS	Y			2	27	14	2	
<i>Rhynchotus rufescens</i>	Rruf	Ga	DS	SE		AM	2	1	0	0	
<u>Anatidae</u>											
<i>Dendrocygna viduata</i>	Dvid	Ga	DS	SE			0	2	0	0	
<u>Cracidae</u>											
<i>Penelope superciliosus</i>	Psup	Fg	TG	SE		NT	1	1	0	0	
<i>Penelope obscura</i>	Pobs	Fg	TG	Y			0	2	1	4	
<u>Ciconiidae</u>											
<i>Mycteria americana</i>	Mame	Pi	TG	SE		NT	2	0	0	0	
<u>Ardeidae</u>											
<i>Bubulcus ibis</i>	Bibi	Ia	TG	Y			4	1	0	0	
<i>Syrigma sibilatrix</i>	Ssib	Ia	TG	Y			4	1	0	0	
<u>Cathartidae</u>											
<i>Coragyps atratus</i>	Catr	De	DS	Y			0	2	2	1	
<u>Accipitridae</u>											
<i>Leptodon cayanensis</i>	Lcay	Ca	TG	Y							
<i>Ictinia plumbea</i>	Iplu	Ia	TG	Y			0	1	0	1	
<i>Heterospizias meridionalis</i>	Hmer	Ca	TG	Y			3	0	0	0	
<i>Rupornis magnirostris</i>	Rmag	Ca	TG	Y			2	10	14	6	
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Galb	Ca	TG	Y			0	0	4	0	
<u>Rallidae</u>											
<i>Laterallus melanophaius</i>	Lmel	Om	TC	Y			1	5	0	0	
<i>Laterallus exilis</i>	Lexi	Om	EC	Y		DD	0	5	3	0	
<i>Mustelirallus albicollis</i>	Malb	Om	TC	Y			0	2	12	0	
<i>Pardirallus nigricans</i>	Pnig	Om	TC	Y			2	0	0	0	
<i>Vanellus chilensis</i>	Vchi	Ia	DS	Y			12	1	1	0	
<u>Jacanidae</u>											
<i>Jacana jacana</i>	Jjac	Ia	DS	Y			4	2	0	0	
<u>Columbidae</u>											
<i>Columbina talpacoti</i>	Ctal	Ga	TC	Y			12	24	13	3	
<i>Columbina squammata</i>	Csqu	Ga	TC	Y			3	6	6	2	
<i>Patagioenas picazuro</i>	Ppic	Fg	PG	Y			45	60	57	22	
<i>Patagioenas cayennensis</i>	Pcaye	Fg	PG	Y			8	18	11	11	

APÊNDICE B – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-mar e set-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *G.Tro*=guilda trófica, carnívoros (Ca); detritívoros (De); grandes frugívoros (Fg); pequenos frugívoros (Fp); granívoros de área aberta (Ga); granívoros de borda de floresta (Gb); insetívoros de área aberta (Ia); insetívoros de copa (Ic); insetívoros de folhagens (If); insetívoros de subosque (Is); insetívoros escaladores de tronco (It); insetívoros aéreos (Iv); nectarívoros-insetívoros (Ne); onívoros (On) e piscívoros (Pi). *Nid*: guilda de nidificação, cavidades arbóreas (CA); cavidades em barrancos (CB); bolsa pêndula feita de folhas, gravetos, ramos e/ou raízes (BP); depressão no solo (DS); esférico de folhas secas, ramos e raízes (EC); esférico de musgo e raízes (EM); forno de barro (FO); ninho irregular de gravetos (IG); plataforma de gravetos (PG); cesto de folhas secas e raízes (TC); cesto de gravetos e/ou raízes (TG); pequeno cesto à base de material lanoso e líquens (TL) e cesto semi-pêndulo de folhas secas e raízes (TP). *Rep*= dados de reprodução no local - com evidencia (Y) ou sem evidência reprodutiva (SE). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). *Categorias ambientais*= abundância das espécies/categoria - pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR).

Espécie	Acr	G.Trof	Nid	Rep	Dist	Am	Categorias Ambientais			
							PA	RN	RO	FR
<i>Zenaida auriculata</i>	Zaur	Ga	PG	Y			12	10	4	2
<i>Leptotila verreauxi</i>	Lver	Gb	PG	Y			5	39	16	18
<i>Leptotila rufaxilla</i>	Lruf	Gb	PG	Y			1	4	2	4
<u>Cuculidae</u>										
<i>Piaya cayana</i>	Pcay	Om	PG	Y			0	9	8	6
<i>Crotophaga ani</i>	Caní	Ia	PG	Y			3	13	8	0
<i>Guira guira</i>	Ggui	Ia	PG	Y			10	3	2	0
<i>Tapera naevia</i>	Tnae	Is	NP	Y			7	17	8	7
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	Dpav	Is	NP	SE			0	2	0	0
<u>Apodidae</u>										
<i>Chaetura meridionalis</i>	Cmer	Iv	TG	Y			1	0	5	0
<u>Trochilidae</u>										
<i>Phaethornis pretrei</i>	Ppre	Ne	TL	Y			1	3	7	1
<i>Eupetomena macroura</i>	Emac	Ne	TL	Y			1	8	8	0
<i>Florisuga fusca</i>	Ffus	Ne	TL	SE	MA		0	0	1	2
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Cluc	Ne	TL	Y			2	2	8	1
<i>Amazilia lactea</i>	Alac	Ne	TL	Y			0	1	7	2
<u>Alcedinidae</u>										
<i>Chloroceryle amazona</i>	Cama	Pi	CB	Y			0	3	0	0
<u>Bucconidae</u>										
<i>Malacoptila striata</i>	Mstr	Is	CB	Y	MA		0	0	0	2
<u>Ramphastidae</u>										
<i>Ramphastos toco</i>	Rtoc	Fg	CA	Y			0	4	5	0
<u>Picidae</u>										
<i>Picumnus cirratus</i>	Pcir	It	CA	Y			0	2	0	1
<i>Picumnus temminckii</i>	Ptem	It	CA	Y	MA		0	3	1	1
<i>Melanerpes candidus</i>	Mcan	It	CA	Y			0	5	1	2
<i>Veniliornis spilogaster</i>	Vspi	It	CA	Y	MA		1	2	2	13
<i>Colaptes melanochloros</i>	Cmel	It	CA	Y			0	2	3	3
<i>Colaptes campestris</i>	Ccam	It	CA	Y			20	7	7	1
<i>Dryocopus lineatus</i>	Dlin	It	CA	Y			1	5	2	1
<u>Cariamidae</u>										
<i>Cariama cristata</i>	Ccri	Ia	PG	SE			6	0	3	0
<u>Falconidae</u>										

APÊNDICE B – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-mar e set-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *G.Tro*=guilda trófica, carnívoros (Ca); detritívoros (De); grandes frugívoros (Fg); pequenos frugívoros (Fp); granívoros de área aberta (Ga); granívoros de borda de floresta (Gb); insetívoros de área aberta (Ia); insetívoros de copa (Ic); insetívoros de folhagens (If); insetívoros de subosque (Is); insetívoros escaladores de tronco (It); insetívoros aéreos (Iv); nectarívoros-insetívoros (Ne); onívoros (On) e piscívoros (Pi). *Nid*: guilda de nidificação, cavidades arbóreas (CA); cavidades em barrancos (CB); bolsa pêndula feita de folhas, gravetos, ramos e/ou raízes (BP); depressão no solo (DS); esférico de folhas secas, ramos e raízes (EC); esférico de musgo e raízes (EM); forno de barro (FO); ninho irregular de gravetos (IG); plataforma de gravetos (PG); cesto de folhas secas e raízes (TC); cesto de gravetos e/ou raízes (TG); pequeno cesto à base de material lanoso e líquens (TL) e cesto semi-pêndulo de folhas secas e raízes (TP). *Rep*= dados de reprodução no local - com evidencia (Y) ou sem evidência reprodutiva (SE). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). *Categorias ambientais*= abundância das espécies/categoria - pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR).

Espécie	Acr	G.Trof	Nid	Rep	Dist	Am	Categorias Ambientais			
							PA	RN	RO	FR
<i>Caracara plancus</i>	Cpla	Ca	PG	Y			4	3	7	2
<i>Milvago chimachima</i>	Mchi	Ca	PG	Y			3	3	7	3
<i>Falco sparverius</i>	Fspa	Ca	CA	Y			3	0	0	0
<i>Falco femoralis</i>	Ffem	Ca	PG	Y			2	0	1	0
<u>Psittacidae</u>										
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Pleu	Fg	CA	Y			17	11	20	2
<i>Forpus xanthopterygius</i>	Fxan	Fp	CA	Y			2	12	13	2
<i>Pionus maximiliani</i>	Pmax	Fg	CA	Y			0	1	0	2
<i>Amazona amazonica</i>	Aama	Fg	CA	SE		AM	0	0	1	1
<i>Amazona aestiva</i>	Aaes	Fg	CA	Y		NT	6	5	3	0
<u>Thamnophilidae</u>										
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Dmen	If	TC	SE			0	0	0	2
<i>Thamnophilus doliatus</i>	Tdol	If	TC	Y			7	4	1	4
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	Truf	If	TC	Y	MA		0	5	0	0
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Tcae	If	TC	Y			0	5	2	10
<i>Taraba major</i>	Tmaj	If	TC	Y			1	1	1	2
<u>Conopophagidae</u>										
<i>Conopophaga lineata</i>	Clin	Is	TC	Y	MA		0	0	0	2
<u>Dendrocolaptidae</u>										
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Lang	It	CA	SE			1	1	0	0
<u>Furnariidae</u>										
<i>Furnarius rufus</i>	Fruf	Ia	FO	Y			14	4	6	0
<i>Automolus leucophthalmus</i>	Aleu	If	CB	SE	MA		0	0	0	2
<i>Phacellodomus ferrugineigula</i>	Pfer	If	BP	Y	MA		0	2	0	0
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	Ccin	If	IG	Y			6	8	0	0
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	Sruf	If	IG	Y	MA		0	1	0	2
<i>Synallaxis frontalis</i>	Sfro	If	IG	Y			6	16	23	19
<i>Synallaxis albescens</i>	Salb	If	IG	Y		NT	7	15	7	0
<i>Synallaxis spixi</i>	Sspi	If	IG	Y			2	15	7	1
<i>Cranioleuca pallida</i>	Cpal	It	EM	Y	MA		0	1	0	6
<u>Tityridae</u>										
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	Ppol	Om	EC	Y			0	0	1	10
<u>Rhynchocyclidae</u>										
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Lama	Is	EM	SE			0	0	1	2

APÊNDICE B – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-mar e set-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *G.Tro*=guilda trófica, carnívoros (Ca); detritívoros (De); grandes frugívoros (Fg); pequenos frugívoros (Fp); granívoros de área aberta (Ga); granívoros de borda de floresta (Gb); insetívoros de área aberta (Ia); insetívoros de copa (Ic); insetívoros de folhagens (If); insetívoros de subosque (Is); insetívoros escaladores de tronco (It); insetívoros aéreos (Iv); nectarívoros-insetívoros (Ne); onívoros (On) e piscívoros (Pi). *Nid*: guilda de nidificação, cavidades arbóreas (CA); cavidades em barrancos (CB); bolsa pêndula feita de folhas, gravetos, ramos e/ou raízes (BP); depressão no solo (DS); esférico de folhas secas, ramos e raízes (EC); esférico de musgo e raízes (EM); forno de barro (FO); ninho irregular de gravetos (IG); plataforma de gravetos (PG); cesto de folhas secas e raízes (TC); cesto de gravetos e/ou raízes (TG); pequeno cesto à base de material lanoso e líquens (TL) e cesto semi-pêndulo de folhas secas e raízes (TP). *Rep*= dados de reprodução no local - com evidencia (Y) ou sem evidência reprodutiva (SE). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). *Categorias ambientais*= abundância das espécies/categoria - pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR).

Espécie	Acr	G.Trof	Nid	Rep	Dist	Am	Categorias Ambientais			
							PA	RN	RO	FR
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Tsul	If	BP	Y			0	0	0	3
<i>Todirostrum cinereum</i>	Tcin	If	BP	Y			2	9	1	3
<u>Tyrannidae</u>										
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Cobs	If	EC	Y			6	8	14	3
<i>Elaenia flavogaster</i>	Efla	If	TC	Y			14	22	14	1
<i>Elaenia spectabilis</i>	Espe	If	TC	Y			0	3	2	1
<i>Elaenia parvirostris</i>	Epar	If	TC				0	0	2	0
<i>Myiopagis viridicata</i>	Mvir	Ic	TC	Y			0	0	0	2
<i>Serpophaga subcristata</i>	Ssub	If	TC	Y			2	3	2	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Mswa	Ic	CA	Y			7	6	7	15
<i>Myiarchus ferox</i>	Mfer	Ic	CA	Y			1	11	12	2
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Mtyr	Ic	CA	Y			4	8	9	3
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Psul	Om	EC	Y			27	29	49	6
<i>Machetornis rixosa</i>	Mrix	Ia	EC	Y			2	2	0	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Mmac	Om	CA	Y			6	9	10	18
<i>Megarynchus pitangua</i>	Mpit	Om	TG	Y			3	6	3	8
<i>Myiozetetes similis</i>	Msim	Om	EC	Y			7	3	1	4
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tmel	Ic	TG	Y			13	12	19	13
<i>Tyrannus savana</i>	Tsav	Ia	TG	Y			8	3	5	2
<i>Empidonomus varius</i>	Evar	Ic	TG	Y			4	6	7	5
<i>Colonia colonus</i>	Ccol	Ic	CA	Y			0	0	0	2
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Mfas	Is	TC	Y			5	20	4	3
<i>Fluvicola nengeta</i>	Fnen	Ia	EC	Y			1	0	1	0
<i>Gubernetes yetapa</i>	Gyet	Ia	TC	Y	CE		0	4	2	0
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Cfus	Is	TG	Y			0	2	0	7
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Leul	Is	TG	Y			0	0	1	1
<i>Xolmis velatus</i>	Xvel	Ic	CA	Y			10	0	0	0
<u>Vireonidae</u>										
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Cguj	Om	TC	Y			19	30	40	20
<i>Vireo chivi</i>	Vchi	If	TC	Y			0	0	4	8
<u>Corvidae</u>										
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	Ccrt	Om	TG	Y	CE		8	4	6	2
<u>Hirundinidae</u>										
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Pcya	Iv	CA	Y			2	5	1	1

APÊNDICE B – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-mar e set-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *G.Trof*=guilda trófica, carnívoros (Ca); detritívoros (De); grandes frugívoros (Fg); pequenos frugívoros (Fp); granívoros de área aberta (Ga); granívoros de borda de floresta (Gb); insetívoros de área aberta (Ia); insetívoros de copa (Ic); insetívoros de folhagens (If); insetívoros de subosque (Is); insetívoros escaladores de tronco (It); insetívoros aéreos (Iv); nectarívoros-insetívoros (Ne); onívoros (On) e piscívoros (Pi). *Nid*: guilda de nidificação, cavidades arbóreas (CA); cavidades em barrancos (CB); bolsa pêndula feita de folhas, gravetos, ramos e/ou raízes (BP); depressão no solo (DS); esférico de folhas secas, ramos e raízes (EC); esférico de musgo e raízes (EM); forno de barro (FO); ninho irregular de gravetos (IG); plataforma de gravetos (PG); cesto de folhas secas e raízes (TC); cesto de gravetos e/ou raízes (TG); pequeno cesto à base de material lanoso e líquens (TL) e cesto semi-pêndulo de folhas secas e raízes (TP). *Rep*= dados de reprodução no local - com evidencia (Y) ou sem evidência reprodutiva (SE). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). *Categorias ambientais*= abundância das espécies/categoria - pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR).

Espécie	Acr	G.Trof	Nid	Rep	Dist	Am	Categorias Ambientais			
							PA	RN	RO	FR
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Srfc	Iv	CB	Y			3	3	5	3
<i>Progne tapera</i>	Ptap	Iv	CA	Y			1	3	0	0
<i>Progne chalybea</i>	Pcal	Iv	CA	Y			0	0	2	0
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Tlcr	Iv	CA	Y			3	2	0	0
<u>Troglodytidae</u>										
<i>Troglodytes musculus</i>	Tmus	If	CA	Y			29	32	25	13
<u>Turdidae</u>										
<i>Turdus leucomelas</i>	Tlcm	Om	TC	Y			9	18	30	16
<i>Turdus rufiventris</i>	Truf	Om	TC	Y			0	2	1	1
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Tama	Om	TC	Y			4	5	2	1
<i>Turdus subalaris</i>	Tsub	Om	TR	SE	MA		0	0	0	2
<i>Turdus albicollis</i>	Talb	Om	TC	SE			0	0	1	2
<u>Mimidae</u>										
<i>Mimus saturninus</i>	Msat	Om	TG	Y			7	3	1	0
<u>Motacillidae</u>										
<i>Anthus lutescens</i>	Alut	Ia	EC	Y			7	0	0	0
<u>Passerellidae</u>										
<i>Zonotrichia capensis</i>	Zcap	Gb	TC	Y			31	47	41	7
<i>Ammodramus humeralis</i>	Ahum	Ia	TC	Y			42	14	3	0
<u>Parulidae</u>										
<i>Setophaga pitiayumi</i>	Spit	If	CR	Y			0	0	1	1
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Gaeq	If	TC	Y			4	15	2	0
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Bcul	If	EC	Y			0	1	3	7
<i>Myiothlypis flaveola</i>	Mfla	Is	EC	Y			2	2	0	6
<u>Icteridae</u>										
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Ipyr	Ic	TP	Y			0	0	0	2
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	Cruf	If	TP	Y			3	14	0	0
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	Pgui	If	TC	Y			2	2	0	0
<i>Molothrus bonariensis</i>	Mbon	Om	NP	Y			1	2	0	0
<i>Sturnella supercilialis</i>	Ssup	If	TC	Y			5	0	0	0
<u>Thraupidae</u>										
<i>Pipraeidea melanonota</i>	Pmel	Ic	TC	SE			0	0	0	2
<i>Tangara sayaca</i>	Tsay	Om	TC	Y			23	30	36	20
<i>Tangara cayana</i>	Tcay	Om	TC	Y			5	2	5	9

APÊNDICE B – Lista das espécies de aves registradas nos pontos fixos (jan-mar e set-dez de 2015) e suas respectivas guildas. Legenda: *Acr*= Acrônimos das espécies. *G.Tro*=guilda trófica, carnívoros (Ca); detritívoros (De); grandes frugívoros (Fg); pequenos frugívoros (Fp); granívoros de área aberta (Ga); granívoros de borda de floresta (Gb); insetívoros de área aberta (Ia); insetívoros de copa (Ic); insetívoros de folhagens (If); insetívoros de subosque (Is); insetívoros escaladores de tronco (It); insetívoros aéreos (Iv); nectarívoros-insetívoros (Ne); onívoros (On) e piscívoros (Pi). *Nid*: guilda de nidificação, cavidades arbóreas (CA); cavidades em barrancos (CB); bolsa pêndula feita de folhas, gravetos, ramos e/ou raízes (BP); depressão no solo (DS); esférico de folhas secas, ramos e raízes (EC); esférico de musgo e raízes (EM); forno de barro (FO); ninho irregular de gravetos (IG); plataforma de gravetos (PG); cesto de folhas secas e raízes (TC); cesto de gravetos e/ou raízes (TG); pequeno cesto à base de material lanoso e líquens (TL) e cesto semi-pêndulo de folhas secas e raízes (TP). *Rep*= dados de reprodução no local - com evidencia (Y) ou sem evidência reprodutiva (SE). *Dist*= Distribuição, endêmica da Mata Atlântica (MA), endêmica do Cerrado (CE) e exótica introduzida (Ex). *GA*= grau de ameaça no estado de São Paulo¹, ameaçada (AM), quase-ameaçada (NT) e dados deficientes (DD). *Categorias ambientais*= abundância das espécies/categoria - pasto (PA), restauração nova (RN), restauração antiga (RO) e fragmentos florestais (FR).

Espécie	Acr	G.Trof	Nid	Rep	Dist	Am	Categorias Ambientais			
							PA	RN	RO	FR
<i>Nemosia pileata</i>	Npil	Ic	TC	Y			0	2	1	0
<i>Conirostrum speciosum</i>	Cspe	Ic	EC	Y			0	0	0	6
<i>Sicalis luteola</i>	Slut	Ga	TC	Y			28	4	0	0
<i>Volatinia jacarina</i>	Vjac	Ga	TC	Y			23	47	37	4
<i>Trichothraupis melanops</i>	Tmel	Is	TC	SE			0	0	1	1
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Ccul	Gb	TG	Y			5	4	8	3
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Tcor	Is	TC	Y	MA		1	1	0	4
<i>Tersina viridis</i>	Tvir	Fp	CB	SE			1	2	0	0
<i>Dacnis cayana</i>	Dcay	Fp	TC	SE			0	1	2	3
<i>Coereba flaveola</i>	Cfla	Ne	EC	SE			0	2	2	3
<i>Tiaris fuliginosus</i>	Tful	Gb	EC	SE			0	0	0	2
<i>Sporophila lineola</i>	Slin	Ga	TC	Y			5	9	6	0
<i>Sporophila caerulescens</i>	Scae	Ga	TC	Y			12	27	11	2
<i>Sporophila leucoptera</i>	Sleu	Ga	TC	Y			2	7	1	0
<i>Emberizoides herbicola</i>	Eher	Om	TC	Y			26	18	8	0
<i>Saltator similis</i>	Ssim	Om	TC	SE			1	1	1	1
<i>Thlypopsis sordida</i>	Tsor	Om	TC	Y			1	4	1	6
<i>Euphonia chlorotica</i>	Echl	Fp	EC	Y			5	5	6	4
<i>Euphonia cyanocephala</i>	Ecya	Fp	EC	SE			0	0	0	2

APÊNDICE C – Figuras ilustrando a estrutura da vegetação em cada categoria ambiental e espécies de aves mais abundantes (área aberta) e menos abundantes (de sub-bosque) registradas na área de estudo. A, pasto; B, restauração nova (4-5 anos); C, restauração antiga (6-7 anos); D, fragmentos florestais (>30 anos). Espécies mais abundantes: E, *Psittacara leucophthalmus*; F, *Patagioenas picazuro* e G, *Volatinia jacarina*. Espécies menos abundantes: H, *Conopophaga lineata*; I, *Automolus leucophthalmus* e J, *Malacoptila striata*.

