Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Diversidade funcional de aves e sua relação com atributos da paisagem e a
complexidade estrutural de florestas secundárias

Vanessa Cristina de Oliveira

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2017

Vanessa Cristina de Oliveira
Licenciada e Bacharel em Ciências Biológicas

Diversidade funcional de aves e sua relação com atributos da paisagem e a complexidade estrutural de florestas secundárias

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:

Profa. Dra. **KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE BARROS FERRAZ**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Oliveira, Vanessa Cristina de

Diversidade funcional de aves e sua relação com atributos da paisagem e a complexidade estrutural de florestas secundárias / Vanessa Cristina de Oliveira. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2017.

104 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Aves 2. Diversidade funcional 3. Paisagens modificadas 4. Serviços ecossistêmicos I. Título

DEDICATÓRIA

**Aos meus pais, Maria e José, às minhas avós
Rachel e Vita (in memorium), e à minha
irmã Patrícia.**

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é fruto do esforço de um exército de amigos, colegas e colaboradores que generosamente doaram um pouco do seu tempo e sua paciência para me ajudar a concluí-lo. Acho que precisaria escrever uma outra tese apenas para agradecer apropriadamente a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para minha jornada neste Doutorado. Quero agradecer primeiramente à Deus e à minha amada família, meus pais, minha avó e minha irmã, que desde sempre me ofereceram todo o suporte emocional e também financeiro e sem os quais eu certamente não teria chegado até aqui. Amo muito vocês.

À minha orientadora Profa. Dra Katia Ferraz, por ter me acolhido em seu grupo bem antes do início desse trabalho e ter aceitado o desafio de orientar alguém que estava mudando radicalmente os rumos de sua carreira acadêmica. Obrigada por acreditar que era possível mesmo quando eu mesma não acreditava, por ter me apoiado em diversos momentos de insegurança e alguns atropelos pelo caminho, pelos momentos de discussão de dados, de conversa e de acolhimento. Finalmente, obrigada por tornar o nosso árido ambiente acadêmico mais humano. O LEMaC certamente é e será um ambiente de trabalho agradável e próspero graças ao clima de união do grupo e amorosidade que promove.

Ao meu comitê de orientação, formado pelo Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo Ferreira, Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro e Prof. Dr. Pedro Henrique Santin Brancalion pela orientação, suporte, acolhimento, sugestões e soluções para todos os entraves que este trabalho enfrentou desde sua concepção, quando tive que reformular totalmente a ideia do que seria meu projeto inicial, até a finalização, mostrando os caminhos que eu deveria seguir até aqui. Obrigada por doarem parte do tempo de vocês a este trabalho e por terem abraçado a sua proposta.

Agradeço à CNPq pelo suporte financeiro via bolsa de Doutorado (CNPq N°: 142346/2013-6). À FAPESP, cujo financiamento ao projeto temático “Restauração Ecológica de Florestas Ciliares, de Florestas Nativas de Produção Econômica e de Fragmentos Florestais Degradados (em APP e RL), com Base na Ecologia de Restauração de Ecossistemas de Referência, visando testar cientificamente os preceitos do Novo Código Florestal Brasileiro” (FAPESP N°: 2013/50718-5), sob coordenação do Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues, propiciou a coleta de parte dos dados utilizados neste trabalho. Além deste, pelo financiamento dos seguintes Projetos de Auxílio à Pesquisa: “Avaliação Multi-Escala de Impactos Ambientais em Paisagem Agrícola” (FAPESP N°: 2011/06782-5), coordenado pela Profa. Dra. Katia Maria P. M. B. Ferraz; “O papel dos remanescentes florestais na manutenção da qualidade da água em microbacias agrícolas” (FAPESP N°: 2010/13627-3);

“O papel dos remanescentes florestais nas funções ecossistêmicas de riachos de cabeceira e manutenção da qualidade da água em microbacias agrícolas” (FAPESP N°: 2011/19767-4), estes últimos sob coordenação do Prof. Dr. Sílvio Frosini de Barros Ferraz, que também contribuíram com parte dos dados utilizados neste trabalho. Agradeço também às bolsas de Doutorado (FAPESP N°: 2010/05343-5) e Pós-Doutorado (FAPESP N°: 2015/13383-0) concedidas ao Dr. Eduardo Roberto Alexandrino e ao Dr. Carlos Otávio Araújo Gussoni, respectivamente, cujos projetos também contribuíram com os dados deste trabalho.

Ao Departamento de Ciências Florestais (LCF) e ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais (PPGRF) pela viabilização deste trabalho. Ao Centro de Métodos Quantitativos (CMQ), laboratório multidisciplinar que tão generosamente acolheu os membros do Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna (LEMaC), do qual orgulhosamente faço parte, quando ainda nem tínhamos espaço próprio.

Ao meu amigo, irmão, mentor, companheiro, Carlos Gussoni pela honra e alegria de dividir o trabalho de campo, por me guiar nos primeiros passos da ornitologia, pelo constante feedback e suporte aos dados deste trabalho. Gratidão eterna por você ter feito parte desse trabalho que é nosso. Muito obrigada! Que esta tenha sido a primeira de muitas passarinhadas juntos.

Aos amigos e integrantes do Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF) Yuri, Carla Cassiano, Carla e Carol, que tanto contribuíram para os dados de SIG, estando Yuri e Carla Cassiano presentes desde o desenvolvimento do Projeto de Auxílio à Pesquisa (FAPESP N°: 2011/06782-5), e depois todos eles durante a elaboração e execução desse trabalho. O suporte de vocês foi fundamental, desde o delineamento experimental até as análises de dados. Muito obrigada por tornarem este trabalho possível!

À secretária do PPGRF, Giovana Oliveira, por dedicar-se com tanto amor ao Programa e aos alunos que dele fazem parte, sempre nos acolhendo nos momentos de desespero e nos ajudando a solucionar todos problemas que enfrentamos no decorrer da nossa jornada na pós-graduação e que parecem indissolúveis. Obrigada por ser essa pessoa iluminada, sempre com bons conselhos a oferecer (e colo também) e pela amizade sincera!

Ao técnico do CMQ, Dr. Jefferson Pollizel, pela dedicação incansável às demandas do laboratório e por todo o suporte que dá a todos os alunos que utilizam o espaço do CMQ, e em especial ao suporte que deu a mim e a este trabalho desde o início. Obrigada por fazer do nosso ambiente de trabalho um lugar agradável e acolhedor! Ao ilustrador João Ricardo Lagazzi Rodrigues, pelas belíssimas ilustrações dos perfis florestais, que certamente enriqueceram este trabalho.

Ao Ivan, cujas palavras me faltam para agradecer à altura. Nada do que eu disser aqui pode descrever o seu significado em minha vida, tudo o que representa, e o que você fez e faz por mim desde sempre. Amor e gratidão imensos e eternos é o que sinto. Obrigada por fazer parte da minha vida. Amo você.

Aos queridos amigos do LEMaC e do CMQ, certamente o que de mais precioso esse Doutorado me trouxe, obrigada pelas conversas, pelas risadas, pelos abraços, palavras de consolo e de motivação, pelo auxílio em inúmeros momentos com este trabalho, desde a organização de planilhas de dados, cálculos, elaboração de mapas, discussão sobre as análises, as hipóteses.... Obrigada por terem sido meu alicerce durante essa jornada e por tornarem todo o árduo caminho mais leve. À Daniela Luz, em especial, por ter viabilizado minha entrada no nosso grupo de pesquisa e ter sido desde sempre um exemplo e inspiração pra mim. Enfrentamos juntas grandes desafios e tenho uma gratidão imensa de tê-los vencido ao seu lado. À Maísa, também amiga e companheira incondicional nessa trajetória, uma irmã que ganhei pra vida toda! Ao Alex, Eduardo, Marcelo, Carol, Vinícius, Letícia, Roberta, Rafaela, Luísa, Michel, Alexandre, Cristiano, André, Gabriel, Danitiele, Eimi, Anderson, Taís, Luciana, Samara, este trabalho tem pouquinho de cada um de vocês. Muito obrigada!

À grande paixão da minha vida, que descobri no decorrer deste Doutorado, e que me trouxe também as melhores amigas deste mundo! Espero que vocês e o pole façam parte da minha sempre e para sempre: Nathalie, Julia, Dani, Cassia, Aline, Mari, Karina, amo muito vocês! Obrigada pelos momentos maravilhosos que compartilhamos, pelas risadas, pelo apoio, por junto com o pole me ensinarem a nunca desistir, por comemarmos juntas as conquistas uma da outra - seja um move novo no pole, seja na vida – com genuína felicidade e por nos ampararmos nos momentos de dificuldade. Sou uma pessoa melhor por ter vocês em minha vida!

EPÍGRAFE

“O começo de todas as ciências é o espanto de as coisas serem o que são”. (Aristóteles)

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	10
1. INTRODUÇÃO	11
2. HIPÓTESES	15
3. MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1. ÁREA DE ESTUDO	19
3.2. ATRIBUTOS DA PAISAGEM	20
3.3. COMPLEXIDADE ESTRUTURAL DO FRAGMENTO (CEF)	22
3.4. AVIFAUNA	24
3.5. DIVERSIDADE FUNCIONAL	27
3.6. GRUPOS FUNCIONAIS (GF)	29
3.7. ANÁLISE DE DADOS	30
4. RESULTADOS	35
4.1. COMPOSIÇÃO DA AVIFAUNA	35
4.2. GRUPOS FUNCIONAIS (GF)	35
4.3. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA FUNCIONAL (FRIC) E ABUNDÂNCIA DE GRUPOS FUNCIONAIS (GF) COM ATRIBUTOS DE ESTRUTURA E DINÂMICA DA PAISAGEM E COMPLEXIDADE ESTRUTURAL DOS FRAGMENTOS (CEF)	40
5. DISCUSSÃO	59
6. CONCLUSÕES	67
REFERÊNCIAS	69
ANEXOS	85

RESUMO

Diversidade funcional de aves e sua relação com atributos da paisagem e a complexidade estrutural de florestas secundárias

A expansão da fronteira agrícola leva à perda e à fragmentação do habitat natural, sendo estas as principais causas da perda de biodiversidade e de suas funções ecossistêmicas. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar de que maneira as modificações na paisagem e na complexidade estrutural da vegetação se relacionam à diversidade funcional (DF) de aves em paisagens agrícolas. Foram realizados levantamentos em 20 fragmentos de floresta secundária, utilizando-se o método de ponto de escuta, totalizando 95 pontos amostrados por 10 minutos cada em três campanhas mensais. Foi calculada a riqueza funcional (FRic) das assembleias e a abundância de 14 grupos funcionais (GF), as quais por sua vez foram relacionadas à quatro atributos de estrutura e dinâmica da paisagem (conectividade, área total, proporção de área *core* e idade dos fragmentos) que compõem a abordagem de Potencial de Prestação de Serviços Ecossistêmicos (PPSE) proposta por Ferraz *et al.* (2014) para atribuir valores desse potencial a fragmentos em paisagens agrícolas. A FRic e abundância de GF foram relacionadas também à complexidade estrutural dos fragmentos (CEF), aqui estimada através da riqueza, densidade e área basal de indivíduos arbóreos registrados em parcelas de 900m² em 12 dos 20 fragmentos estudados. Tais parâmetros de CEF foram submetidos a uma Análise de Componentes Principais (PCA), a partir da qual foram utilizadas as quatro primeiras componentes para as análises. As relações entre a DF de aves e atributos da paisagem e de CEF foram avaliadas por meio da seleção de Modelos Lineares Generalizados (GLM) e Modelos Aditivos Generalizados (GAM), utilizando-se para tal o Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc), onde modelos com $\Delta AICc < 2$ e $wAICc > 0,1$ foram considerados os mais plausíveis. FRic relacionou-se positivamente e de modo não linear à combinação de área e conectividade, onde fragmentos com tamanhos inferiores a 60-70 hectares e com distâncias superiores a 170 metros tiveram grande redução em seus valores. A presença de um sub-bosque desenvolvido também foi um fator importante para a promoção de uma maior FRic. GFs responderam diferentemente aos atributos de paisagem e de CEF, sendo que grupos de nectarívoros, granívoros, frugívoros e onívoros tolerantes à perturbação apresentaram, em sua maioria, relação negativa, enquanto frugívoros e insetívoros menos tolerantes e associados a microhabitats específicos responderam positivamente. Ainda, a maior parte dos GFs responderam à CEF e não aos atributos de paisagem, mostrando que parâmetros mais específicos das assembleias devem ser avaliados em uma escala ambiental também mais refinada. Tais resultados podem servir como diretrizes em políticas públicas para a manutenção de paisagens agrícolas funcionalmente diversas no que diz respeito às funções promovidas pela avifauna. Além disso, sugere-se que a abordagem de PPSE considere apenas área total e conectividade para ser utilizada também como um indicador da DF de aves em paisagens agrícolas.

Palavras-chave: Aves; Diversidade funcional; Paisagens modificadas; Serviços ecossistêmicos

ABSTRACT

Bird functional diversity and its relationship with landscape attributes and structural complexity of secondary forests

The expansion of agricultural frontier leads to fragmentation and habitat loss, which are the main causes of biodiversity loss and its ecosystem functions. Therefore, the main goal of this work was evaluate how changes in landscape attributes and structural complexity of vegetation promoted by this expansion affect functional diversity (DF) of birds in agricultural landscapes. For this, surveys were carried out on 20 fragments of secondary forest, using the point-count method, totaling 95 points sampled for 10 minutes each in three monthly visits. Functional Richness (FRic) of recorded assemblages and the abundance of 14 functional groups (GF) were calculated, which in turn were related to four attributes of landscape structure and dynamics (connectivity, total area, core area ratio and age of fragments) that compose the Ecosystem Services Provisioning Potential (PPSE) approach proposed by Ferraz *et al.* (2014) to attribute values of this potential to fragments immersed in agricultural landscapes. In addition to these attributes, FRic and abundance of GF were also related to the structural complexity of the fragments (CEF), estimated here by richness, density and basal area of arboreal individuals recorded in 900m² plots in 12 of the 20 fragments studied. These CEF parameters were summarized in a Principal Component Analysis (PCA), from which the first four components were used in analysis. The relationship between the DF of birds and landscape and CEF attributes were evaluated through Generalized Linear Models (GLM) and Generalized Admixtive Models (GAM) models' selection, using Akaike Information Criterion corrected for small samples (AICc), where models with $\Delta AICc < 2$ and $wAICc > 0.1$ were considered the most plausible. FRic was positively and non-linearly related to the combination of area and connectivity, where fragments smaller than 60-70 hectares and distances greater than 170 meters had a great reduction in its values. A well-developed understory was also an important factor in achieving greater values of FRic. GFs responded differently to landscape and CEF attributes, with groups of nectarivores, granivores, frugivores and omnivores tolerant to the disturbance presenting a negative relationship, whereas frugivores and insectivores less tolerant and associated to specific microhabitats responded positively. Nevertheless, most GFs responded to CEF rather than landscape attributes, showing that more specific parameters of assemblages should be evaluated on a more refined environmental scale. Such results can serve as guidelines in public policies for the maintenance of functionally diverse agricultural landscapes with respect to the functions promoted by avifauna. In addition, it is proposed that the PPSE approach consider only total area and connectivity to be used as an indicator of birds' DF in agricultural landscapes.

Keywords: Birds; Functional diversity; Modified landscapes; Ecosystem services

1. INTRODUÇÃO

A expansão da população humana e o consequente aumento da demanda por alimento e combustíveis resultam na conversão de áreas naturais em paisagens antrópicas (HOBBS *et al.*, 2009; TSCHARNTKE e TYLIANAKIS, 2010), afetando a biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos (BURKHARD *et al.*, 2010; TSCHARNTKE *et al.*, 2012). Como consequência, a fauna pode responder de diversas maneiras a uma paisagem sujeita a um gradiente de distúrbio antrópico, encontrando condições favoráveis ou não ao estabelecimento de comunidades funcionalmente diversas de acordo com a composição e configuração do uso do solo (BENNETT *et al.*, 2006; FISCHER *et al.*, 2007; MCALPINE *et al.*, 2006; TSCHARNTKE *et al.*, 2008; DEIKUMAH *et al.*, 2013; MAGIOLI *et al.*, 2016).

Como principais características das paisagens modificadas pelo homem sobre as comunidades de diversos grupos da fauna, tem-se a fragmentação e a perda de habitat. Os efeitos de tais características tem sido extensivamente documentados (ZUIDEMA *et al.*, 1996; ANDRÉN, 1997; FAHRIG, 2003; DENT e WRIGHT, 2009; KRAUSS *et al.*, 2010; PEROVIC *et al.*, 2015), especialmente considerando-se parâmetros como riqueza, abundância, composição e diversidade (PARDINI, 2004; UEZU *et al.*, 2005; MARTENSEN, *et al.*, 2008; GARMENDIA *et al.*, 2013). Entretanto, apenas recentemente atentou-se para os efeitos da modificação do habitat sobre as funções ecossistêmicas (SEKERCIOĞLU *et al.*, 2004; TSCHARNTKE *et al.*, 2008) e interações ecológicas (VALIENTE-BANUET *et al.*, 2015) exercidas pelas mesmas comunidades. Sabe-se que as alterações antrópicas na paisagem levam à homogeneização funcional biótica, mas há ainda poucos estudos demonstrando de que forma e em que intensidade esta relação acontece (DEVICTOR *et al.*, 2008; VANDEWALLE *et al.*, 2010).

Em paisagens modificadas pelo homem, a manutenção da biodiversidade depende, entre outros fatores, da composição, configuração e dinâmica de atributos da paisagem e do fragmento (EWERS e DIDHAM, 2005; BOWEN *et al.*, 2007, 2009; CROUZEILLES *et al.*, 2014; SAN-JOSÉ *et al.*, 2014), tais como a conectividade, a área total, a proporção de área *core* em relação à borda e a idade dos remanescentes secundários. Sabe-se que há uma relação positiva entre parâmetros de comunidades da fauna (riqueza, diversidade e abundância) e a conectividade (BOSCOLO e METZGER, 2011; MARTENSEN, *et al.*, 2008, 2012; AWADE *et al.*, 2012; MÖNKKÖNEN *et al.*, 2014), a idade (DEWALT *et al.*, 2003; POWELL *et al.*, 2013; ALMAZÁN-NÚÑEZ *et al.*, 2015; RIVERO *et al.*, 2016), os efeitos de borda (WATSON *et al.*, 2004; BARBARO *et al.*, 2014; ZAKARIA *et al.*, 2014; SCHLINKERT *et*

al., 2016) , e a área total do fragmento (UEZU *et al.*, 2005; MARTENSEN *et al.*, 2012; GILTENA *et al.*, 2014; MAGIOLI *et al.*, 2015). De modo similar, a diversidade funcional das comunidades deve responder positivamente a tais métricas de paisagem, apresentando padrões lineares ou não, com a detecção de limiares a partir dos quais há uma redução acentuada em seus valores (MARTENSEN *et al.*, 2012; BANKS-LEITE *et al.*, 2014; MAGIOLI. *et al.*, 2015).

Além da relação entre estrutura e dinâmica da paisagem e fauna silvestre, outros elementos em escala local, como a complexidade estrutural da vegetação nos fragmentos (CEF), também relacionam-se positivamente às comunidades da fauna (DEWALT *et al.*, 2003; GRELLE, 2003; PARDINI *et al.*, 2005; ALMAZÁN-NÚÑEZ *et al.*, 2015; CASAS *et al.*, 2016). Componentes dessa complexidade, tais como a área basal (PAVLACKY *et al.*, 2015; CASAS *et al.*, 2016), a densidade de indivíduos (HASUI *et al.*, 2007; ALMAZÁN-NÚÑEZ *et al.*, 2015) e riqueza de espécies arbóreas (KISSLING *et al.*, 2007; 2008) são considerados bons indicadores da oferta de recursos alimentares, abrigo e reprodução (DEWALT *et al.*, 2003). Uma maior disponibilidade desses recursos, por sua vez, pode refletir em uma maior diversidade de nichos adequados a espécies com requerimentos de habitat variados, e consequentemente em uma assembleia mais diversa não apenas no que diz respeito à sua composição, mas também às suas funções ecossistêmicas.

Para verificar em que medida as alterações antrópicas na paisagem implicam em perda de funções ecossistêmicas prestadas pela fauna, o uso de métricas de diversidade funcional tem se mostrado mais eficiente quando comparado às estimativas tradicionais de riqueza e diversidade (MOUCHET *et al.*, 2010; CADOTTE *et al.*, 2011; MOUILLOT *et al.*, 2013; GAGIC *et al.*, 2015), explicando melhor a variação de diversidade em gradientes ambientais. Dentre as abordagens de diversidade funcional mais utilizadas, pode-se citar a de Villéger *et al.*, 2008, que tem como um de seus índices a riqueza funcional (FRic). Uma vez que esses índices baseiam-se em análises de agrupamento das espécies tendo como base características funcionais do grupo em estudo (PETCHEY e GASTON, 2002, 2006, 2007, 2009), tem-se que quanto mais dissimilares as espécies forem entre si, maior a abrangência de funções desempenhada pela comunidade, e portanto maior a oferta dessas funções na paisagem.

A análise de agrupamento utilizada para estimar os índices de diversidade funcional permite ainda organizar as espécies que compõem as assembleias em grupos funcionais, evidenciando que funções representadas por esses grupos ainda estão presentes na paisagem. É possível também observar o comportamento de cada grupo com relação às mudanças

ambientais (isolamento, perda de habitat, tipo de matriz, simplificação estrutural da vegetação), possibilitando que se faça previsões acerca da manutenção das funções que representam e fornecendo subsídios a políticas de conservação e manejo dos serviços ecossistêmicos que oferecem (BREGMAN *et al.*, 2014; NEWBOLD *et al.*, 2014; COELHO *et al.*, 2016). Além disso, a abundância desses grupos permite identificar em que magnitude tais funções são oferecidas, já que grupos pouco abundantes podem não suprir adequadamente a demanda de determinados serviços (MOUILLOT *et al.*, 2013).

Dentre os grupos da fauna que desempenham importante papel na provisão de funções ecossistêmicas, as aves merecem destaque. Em comparação aos demais vertebrados, é o grupo que possui as informações mais acuradas acerca de suas características funcionais (SEKERCIOGLU, 2006), permitindo que se façam estimativas mais robustas de diversidade funcional. Além disso, é bastante diverso em inúmeros aspectos ecológicos, apresentando distintos requerimentos de habitat e dieta, o que resulta na oferta de um amplo espectro dessas funções, tanto em paisagens naturais quanto em PAs (WHELAN *et al.*, 2008; WENNY *et al.*, 2011; WHELAN *et al.*, 2015). Embora não seja o habitat preferencial da maioria das espécies, estima-se que cerca de um terço das espécies de aves do mundo eventualmente utilize áreas agrícolas, o que leva ao provisionamento de importantes serviços ecossistêmicos por elas prestados a essas paisagens modificadas (SEKERCIOGLU, 2012). Dentre esses serviços, pode-se citar a polinização, a dispersão de sementes, o controle de pragas e participação na ciclagem de nutrientes através do hábito detritívoro de alguns grupos (SEKERCIOGLU, 2006).

Assim, é imprescindível que se avalie as assembleias de aves presentes em PAs sob uma perspectiva funcional, estimando quais dessas funções prestadas pelo grupo são mantidas, bem como se há resiliência das mesmas em paisagens agrícolas. Uma vez que a simplificação estrutural da paisagem está diretamente relacionada à simplificação das comunidades (GARDNER *et al.*, 2009), afetando tanto riqueza e composição quanto a abundância das espécies, paisagens modificadas podem apresentar uma baixa resiliência de algumas funções ecossistêmicas prestadas pelas aves, exigindo políticas de conservação e manejo adequadas afim de evitar/corrigir deficiências no provisionamento desses serviços.

Desse modo, o objetivo do presente trabalho foi identificar de que maneira a diversidade funcional, aqui descrita pela FRic e pela abundância de grupos funcionais (GF) de assembleias de aves ocorrentes em florestas secundárias em paisagens agrícolas se relaciona à estrutura (conectividade, área total e área nuclear dos fragmentos), e dinâmica (idade dos fragmentos) da paisagem, bem como à Complexidade Estrutural do Fragmento, aqui descrita

por área basal, densidade e riqueza de indivíduos arbóreos. Informações a respeito dessas relações podem fornecer subsídios à políticas públicas e ações de manejo com o objetivo de manter a resiliência das funções ecossistêmicas em PAs.

Tais atributos de estrutura e dinâmica da paisagem mencionados acima, por sua vez, compõem a abordagem proposta por Ferraz *et al.* (2014) que estima o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos (PPSE) de fragmentos em paisagens agrícolas. Esta abordagem refere-se tanto à oferta de serviços ecossistêmicos oferecidos pela estruturação física da paisagem, tais como ciclagem de nutrientes e da água (DAVIDSON *et al.*, 2007), controle de erosão (NEARY *et al.*, 2009) e estoque de carbono (MARTIN *et al.*, 2014) quanto à manutenção da biodiversidade, responsável por serviços como polinização (FERREIRA *et al.*, 2013), dispersão de sementes (MCCONKEY *et al.*, 2012) e controle de invertebrados que atuam como pragas agrícolas (TSCHARNTKE *et al.*, 2008). Assim, neste estudo, objetiva-se também avaliar se estes atributos (conectividade, área total, proporção de área *core*, idade), considerados indicadores de PPSE, podem relacionar-se à diversidade funcional de aves ocorrentes no mesmo tipo de ambiente estudado por Ferraz *et al.* (2014). Em caso afirmativo, espera-se então que a diversidade funcional possa ser estimada em áreas com condições similares a partir da análise de tais atributos da paisagem. Isso poderia representar, em algumas situações, um ganho em termos de tempo, recursos e abrangência de estudos ecológicos em paisagens antrópicas.

2. HIPÓTESES

Foram elaboradas três hipóteses baseadas na literatura a respeito das relações esperadas entre as assembleias de aves (FRic e abundância de GF) e atributos da estrutura (conectividade, área total e proporção de área nuclear) e dinâmica (idade) da paisagem, além da CEF (riqueza, densidade e área basal total em 3 faixas distintas de DAP) (Tabela 1).

De acordo com a hipótese H1, assume-se que a FRic das assembleias de aves apresentam uma relação positiva com os atributos da paisagem acima mencionados, uma vez que poderiam refletir uma maior qualidade ambiental, não só sob a perspectiva de provisão de serviços ecossistêmicos, mas também de disponibilidade de habitat adequado (FAHRIG, 2003; BRÜCKMANN *et al.*, 2010) e de oferta de recursos para a fauna (MORAN e CATTERALL, 2014). Atributos de paisagem como conectividade (UEZU *et al.*, 2005; MARTENSEN *et al.*, 2008, 2012; MÖNKKÖNEN *et al.*, 2014; TAMBOSI *et al.*, 2014) efeitos de borda, aqui medidos indiretamente pela proporção de área *core* (BANKS-LEITE *et al.*, 2010; BARBARO *et al.*, 2012, 2014; WATSON *et al.*, 2004), área total do fragmento (GIL-TENA *et al.*, 2014; MATTHEWS *et al.*, 2014; VISCO *et al.*, 2015) e idade (MODENA *et al.*, 2013; POWELL *et al.*, 2013) relacionam-se positivamente com diversos parâmetros (riqueza, abundância e diversidade) das assembleias de aves. Assim, espera-se que a FRic também relacione-se positivamente a esses atributos, apresentando padrões lineares ou não (MARTENSEN *et al.*, 2012; BANKS-LEITE, C. *et al.*, 2014; MORANTE-FILHO *et al.*, 2015). Se estas relações se mostrarem positivas para as 4 métricas que compõem a abordagem de PPSE, então a referida abordagem pode ser utilizada como indicador da diversidade funcional de assembleias de aves em fragmentos inseridos em paisagens agrícolas.

Ainda na hipótese H1 assume-se que FRic responde positivamente à CEF, sendo que quanto maior e mais variado o número de elementos estruturais da floresta, maior a riqueza (KISSLING *et al.*, 2007, 2008; ZHANG *et al.*, 2013), a diversidade (STYRING *et al.*, 2011; CASAS *et al.*, 2016) e a abundância (LAILOLO, 2002; HASUI *et al.*, 2007) da avifauna. Esta relação positiva se dá em virtude de uma maior disponibilidade de habitats, recursos alimentares (HASUI, 2003) e estruturas de reprodução, nidificação e proteção contra predadores (DEWALT *et al.*, 2003). Tal complexidade pode ser traduzida por meio de diversas características da vegetação, tais como riqueza de espécies arbóreas (LAILOLO, 2002; KISSLING *et al.*, 2007; 2008; LAMANNA e MARTIN, 2016), densidade (MARTIN, 1985; HASUI *et al.*, 2007; ALMAZÁN-NÚÑEZ *et al.*, 2015) e área basal (PAVLACKY *et al.*, 2015; CASAS *et al.*, 2016; LAMANNA e MARTIN, 2016). Assim como com as métricas de

Tabela 1. Hipóteses e correspondentes representações gráficas que relacionam FRic e abundância de GF aos atributos de estrutura (conectividade, área total e área nuclear) e dinâmica (idade) da paisagem e à CEF (área basal, densidade e riqueza de indivíduos arbóreos).

Hipóteses	Respostas Esperadas	Representação Gráfica	Implicações na Oferta de Serviços Ecossistêmicos
H0: hipótese nula	A FRic e a abundância de GF das assembleias de aves não estão relacionados aos atributos de estrutura e dinâmica paisagem nem à CEF.		A estrutura e dinâmica da paisagem e a CEF não são importantes para determinar o <i>pool</i> de funções ecossistêmicas prestadas pelas aves.
H1: FRic e atributos de estrutura e dinâmica da paisagem + CEF	A FRic de assembleias aves responde positivamente ao aumento da conectividade da paisagem, área total, proporção de área <i>core</i> , idade do fragmento e da CEF (área basal, densidade e riqueza de indivíduos arbóreos).		Paisagens cujos remanescentes florestais estejam bem conectados entre si, possuam grandes áreas, sendo a maior parte composta por área <i>core</i> , mais antigos e com maior complexidade estrutural darão suporte a uma maior diversidade de funções ecossistêmicas prestadas pelas aves.
H2: abundância de GF e atributos de estrutura e dinâmica da paisagem + CEF	A abundância de GF responde diferentemente à conectividade, área total, proporção de área <i>core</i> e idade do fragmento e à CEF (área basal, densidade e riqueza de indivíduos arbóreos).		Paisagens com maiores valores de atributos da paisagem e de CEF abrigarão mais grupos funcionais dependentes de floresta, enquanto paisagens com menores valores abrigarão grupos menos dependentes. Essa informação poderá nortear ações de manejo de tais paisagens no sentido de manter a resiliência das funções ecossistêmicas prestadas pelas aves.

paisagem, a FRic das assembleias de aves pode se relacionar linearmente ou não com os parâmetros de CEF, reduzindo-se abruptamente a partir de determinados valores de cada um desses parâmetros.

Na hipótese H2, assume-se que a abundância de indivíduos dentro de cada GF apresenta respostas variadas de acordo com a tolerância dos grupos à alteração da paisagem (NEUSCHULZ *et al.*, 2011; BANKS-LEITE *et al.*, 2013; DEIKUMAH *et al.*, 2013) e à CEF (FERGER *et al.*, 2014; ALMAZÁN-NÚÑEZ *et al.*, 2015). Assim, grupos de espécies generalistas são favorecidos pela modificação antrópica da paisagem (MARTIN *et al.*, 2012; CARRARA *et al.*, 2015), enquanto grupos de especialistas tem sua abundância reduzida ou mesmo deixam de ocorrer em paisagens modificadas (DEVICTOR *et al.*, 2008; ZAKARIA *et al.*, 2014). As relações estabelecidas entre a abundância de GF e os atributos de estrutura e dinâmica da paisagem e CEF, assim como para FRic, podem também ser lineares ou não.

A hipótese H0, por fim, representa a hipótese nula, onde assume-se que os componentes funcionais das assembleias de aves (FRic e abundância de GF) não se relacionam aos atributos de estrutura e dinâmica da paisagem e à CEF.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

A Bacia do Corumbataí, localizada na região centro-oeste do Estado de São Paulo (22°04'46"/22°41'28"S e 47°26'23"/47°56'15"W), estende-se por aproximadamente 170.000 hectares (VALENTE e VETTORAZZI, 2008) e abrange cerca de 8 municípios (FERRAZ *et al.*, 2012). O clima da região, com base na classificação de Köppen, é do tipo Cwa, com verões chuvosos (precipitação acima de 1000mm) e invernos secos, e temperatura média no mês mais quente superior a 22 graus (SILVEIRA *et al.*, 2008).

Sua vegetação original era constituída por florestas e cerrados (KOFFLER, 1993), porém, tal paisagem foi radicalmente alterada, devido, principalmente, à pecuária (44% de sua cobertura atual) e à plantação de cana-de-açúcar (26% de sua cobertura atual), restando às áreas florestais somente 11% da cobertura total da Bacia e ao cerrado lato sensu, 1,25% (VALENTE. e VETTORAZZI, 2003). A fragmentação da vegetação natural dessa bacia é resultado de um processo desordenado de uso e ocupação do solo, decorrente da crescente importância econômica dessa região no estado de São Paulo (VALENTE e VETTORAZZI, 2005), e por isso é representativa do atual estado de conservação do Bioma Mata Atlântica, o qual é considerado um dos cinco hotspots de diversidade dentre os 25 mundialmente conhecidos, marcado por um intenso processo de fragmentação florestal (MYERS *et al.*, 2000; RIBEIRO *et al.*, 2009).

A representatividade da Bacia com relação ao Bioma fica clara ao se observar que a formação vegetacional que nela ocorre encontra-se na sub-região biogeográfica de Mata de Interior, a qual embora tenha a maior área de distribuição do Bioma, correspondendo a 49% do total, possui apenas 7% de sua cobertura original composta por remanescentes florestais (RIBEIRO *et al.*, 2009). Ainda, nesta Bacia 90% dos fragmentos tem área inferior a 5 hectares (VALENTE e VETTORAZZI, 2005), evidenciando o elevado grau de fragmentação desta importante formação florestal que compõe o Bioma Mata Atlântica e a necessidade de ações urgentes em prol de sua conservação.

3.1.1. Seleção dos fragmentos

Foram selecionados 20 fragmentos, sendo 12 amostrados neste estudo e 8 em um estudo anterior na mesma paisagem (ALEXANDRINO *et al.*, 2016; 2017). Esta seleção teve como referência uma extensa base de dados gerada em SIG no Projeto de Auxílio à Pesquisa

intitulado “Avaliação Multi-Escala de Impactos Ambientais em Paisagem Agrícola” (FAPESP No. 2011/06782-5), coordenado pela Profa. Dra. Katia Maria P. M. B. Ferraz, com uso de imagens de satélite de 1962 a 2008 para avaliar a estrutura e a dinâmica da paisagem, detectando possíveis alterações no uso e ocupação do solo ao longo do tempo. A seleção dos fragmentos foi feita nas seis paisagens de 16 km² estudadas no referido projeto (Figura 1), tendo como base a média dos valores de ordenamento do Potencial de Prestação de Serviços Ecosistêmicos (PPSE), atribuídos de acordo com a abordagem de Ferraz *et al.* (2014). Esta abordagem se baseia em 4 atributos de estrutura e dinâmica da paisagem (Tabela 2), estimados originalmente a partir de unidades de 1 ha. A combinação dos 4 indicadores, por sua vez, atribuiu valores de importância para cada uma destas unidades, permitindo estabelecer um *ranking* de PPSE entre os fragmentos. Assim, foram selecionados para a coleta de dados fragmentos que representassem, na média, um gradiente desse ranqueamento, com alto, médio e baixo potencial de prestação de serviços ecossistêmicos. Desse modo, dos 20 fragmentos estudados, 9 apresentaram alto PPSE, 6 médio PPSE e 5 baixo PPSE.

É importante ressaltar que esse ranqueamento foi utilizado apenas para a seleção dos fragmentos, afim de que as coletas fossem realizadas em fragmentos com diferentes PPSEs. A análise de dados foi feita relacionando cada uma das métricas de paisagem mencionadas acima, além de indicadores da CEF (item 3.3), com os parâmetros relacionados à estruturação funcional das assembleias de aves encontradas nos fragmentos selecionados (item 3.5).

3.2. Atributos da Paisagem

Os atributos de estrutura e dinâmica da paisagem foram estimados a partir das métricas utilizadas na abordagem de Ferraz *et al.* (2014), a saber: (I) Idade Média (FA), (II) Dominância da Vizinhança Florestal (FORNEIGH), (III) Proximidade de Floresta (PROX) e (IV) Contiguidade Florestal (FORCONT) (Tabela 2). Uma vez que as métricas de paisagem utilizadas na abordagem de PPSE foram estimadas para células de 1ha, para atribuir seus valores para os fragmentos foi calculada a média dos valores de cada célula para cada uma dessas métricas. Por apresentar distribuição agregada dos valores de FRic e abundância de GF, PROX foi logaritimizada para uma melhor distribuição dos dados. Além disso, com a finalidade de tornar a interpretação dos resultados mais clara e fornecer subsídios a políticas públicas e ações de manejo, foi calculada a métrica de Distância do Vizinho mais Próximo (ENN), complementando e dando interpretação prática ao índice de proximidade (PROX).

Figura 1. Mapa da Bacia do Corumbataí com a representação das seis unidades amostrais de 16km² selecionadas para a coleta de dados, sendo três inseridas em matriz predominante de pasto (1, 2 e 3) e três em matriz de cana-de-açúcar (4, 5 e 6). As cores dos fragmentos representam, na média, os diferentes potenciais de prestação de serviços ecossistêmicos (PPSE), definidos como baixo (verde), médio (amarelo) e vermelho (alto). A atribuição dos valores de ranqueamento do PPSE dos fragmentos é originalmente calculada utilizando as 4 métricas de paisagem e do fragmento que compõem a abordagem para células de 1ha, a partir das quais foram estimadas as médias para a área total do fragmento. Fonte: Ferraz *et al.*, (2014).

ENN, entretanto, não foi relacionada à diversidade funcional das assembleias de aves nas análises. Para o cálculo de todas as métricas, foi utilizado o *software* ArcGIS 10.2, sendo que ENN foi estimada por meio da extensão V-LATE 2.0 (Vector-based Landscape Analysis Tool Extension).

Tabela 2. Métricas do fragmento e da paisagem utilizadas como indicadores do PPSE de remanescentes presentes na Bacia do Corumbataí, SP (baseado em FERRAZ *et al.*, 2014).

Atributos	Métricas	Descrição
Idade	Idade Média (FA)	Considera o histórico de degradação dos remanescentes, com base na sobreposição temporal de mapas de uso e cobertura do solo, estimando a diferença entre a data mais recente e a mais antiga em que o fragmento foi detectado.
Proporção de Área Core	Dominância da vizinhança florestal local (FORNEIGH)	Determina a relação borda-interior dos fragmentos por meio da estimativa da proporção de floresta encontrada nas oito células circundantes de cada célula florestal.
Conectividade	Proximidade de floresta (PROX)	Estima a conectividade entre os fragmentos da paisagem por meio do cálculo do índice médio de proximidade florestal (MCGARIGAL e MARKS, 1995, <i>apud</i> FERRAZ <i>et al.</i> , 2014) de fragmentos presentes em um buffer de 2km no entorno de cada célula.
Área Total	Contiguidade Florestal (FORCONT)	Estima a área do fragmento de cada célula, calculando a proporção do mesmo em relação à paisagem focal.

3.3. Complexidade Estrutural do Fragmento (CEF)

A complexidade estrutural dos fragmentos (CEF) foi estimada a partir de dados coletados em 38 parcelas de 900m², distribuídas em 12 dos 20 fragmentos estudados (Tabela 3). Esses dados são parte do projeto de Doutorado do M.Sc. Ricardo Gomes Cesar, intitulado: “Cronossequência e efeito da paisagem na sucessão secundária de florestas tropicais” (Processo FAPESP 2014/14503-7), que elaborou um detalhado levantamento fitossociológico da comunidade arbórea em fragmentos presentes nas mesmas unidades amostrais da paisagem da Bacia do Corumbataí onde o presente estudo foi realizado.

O presente estudo, em conjunto com este último, faz parte do Projeto Temático: “Restauração Ecológica de Florestas Ciliares, de Florestas Nativas de Produção Econômica e de Fragmentos Florestais Degradados (em APP e RL), com Base na Ecologia de Restauração de Ecossistemas de Referência, visando testar cientificamente os preceitos do Novo Código

Tabela 3. Distribuição das 38 parcelas analisadas em 12 dos 20 fragmentos estudados.

Fragmento	Número de parcelas	Fragmento	Número de parcelas
AM1	3	VM3	1
AM2	4	VM4	2
VR1	1	C1N	2
VR3	3	P1V	4
VM1	1	P2V	1
VM2	4	P3N	12

Florestal Brasileiro” (FAPESP N°: 2013/50718-5), sob coordenação do Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues. Os dados destes e de outros sub-projetos envolvidos neste Temático visam compreender os processos bióticos (promovidos pela fauna e flora) e abióticos que regulam as trajetórias sucessionais de fragmentos secundários em paisagem agrícola. Assim, a coleta de dados dos sub-projetos foi delineada em conjunto, de modo a permitir estabelecer relações entre diferentes processos, que no caso do presente estudo foi relacionar parâmetros funcionais das assembleias de aves com a estrutura dos fragmentos.

Com base nos dados fitossociológicos, estimou-se os seguintes parâmetros da comunidade vegetal (Tabela 4): riqueza (R), densidade (D) e área basal (AB) para todos os indivíduos com DAP acima de 5cm. Estes parâmetros, por sua vez, foram divididos em três faixas de DAP (indivíduos com DAP de 5cm a 10cm, de 10cm a 20cm, e acima de 20cm) a fim de detectar diferenças na estratificação vertical da vegetação (BAKER *et al.*, 2005). Assim, a menor faixa de DAP representa árvores que, em sua maioria, ocupam o estrato do sub-bosque, a faixa de 5 a 10cm corresponde ao estrato intermediário e a maior faixa de DAP ao dossel. No caso de fragmentos que possuíam mais de uma parcela, o valor final das métricas acima mencionadas foi estimado pelo valor médio entre as parcelas.

Tabela 4. Parâmetros indicadores da complexidade estrutural do fragmento (CEF) e sua relação com parâmetros das assembleias de aves.

Atributo	Descrição
Riqueza (R)	Número de espécies de todas as espécies arbóreas com DAP>5cm.
Densidade (D)	Número de indivíduos arbóreos com DAP>5cm.
Área Basal (AB)	Área seccional transversal de árvores, estimada a partir do DAP. $G = (\pi / 40000) \times DAP^2$ (AVERY E BURKHART, 1983)

3.4. Avifauna

A coleta de dados foi realizada utilizando-se o método de amostragem por ponto-fixo. Originalmente desenvolvido por Blondel *et al.* (1970) para regiões de clima temperado, o método foi adaptado por Vielliard e Silva, (1990) para regiões tropicais, onde o observador permanece, por um tempo predeterminado, em pontos estabelecidos previamente na área de estudo, registrando todas as aves vistas e ouvidas. A distância entre estes pontos é determinada de modo a garantir a independência amostral entre os mesmos, ou seja, registros de uma espécie em mais de um ponto são considerados como contatos distintos (VIELLIARD *et al.*, 2010). No caso do presente estudo, com auxílio de binóculos 8x42mm e guias de identificação (SICK, 1997; SIGRIST e BRETTAS, 2007; PERLO, 2009), foram alocados 95 pontos distantes 200m entre si, amostrados por 10 minutos cada e utilizando-se raio ilimitado. A nomenclatura utilizada seguiu a última atualização do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO) (PIACENTINI *et al.*, 2015)

Uma vez que os fragmentos apresentaram tamanhos distintos entre si, o número de pontos alocado por fragmento diferiu entre os mesmos (Tabela 5). Uma solução para comparar assembleias com distintos esforços amostrais é através de eventos de simulação da riqueza estimada dessas comunidades, tendo como base a riqueza observada nas amostras (GOTELLI e COLWELL, 2001; MELO *et al.*, 2003; MELO, 2004). Assim, para averiguar a eficiência amostral considerando essa variação no esforço de coleta, foram construídas curvas de rarefação utilizando o estimador Jackknife 1, que considera a proporção de espécies raras (que aparecem uma única vez) em uma amostra (COLWELL e CODDINGTON, 1994). Todos os fragmentos, a despeito do esforço amostral, apresentaram eficiência amostral similar, com suas riquezas observadas variando entre 72% e 84% da riqueza de espécies estimada (Anexo A). Ainda, ao se observar a relação entre a eficiência amostral com a área dos fragmentos e o número de pontos por fragmento (Figuras 2 e 3), é possível notar que a primeira apresentou relações pouco significativas com as duas últimas ($r^2 = 0.324$ e $r^2 = 0.53$, respectivamente), mostrando que a variação do esforço amostral não implicou em viés na adequada estimativa das assembleias de aves dos fragmentos estudados.

Em 12 dos 20 fragmentos analisados a coleta de dados ocorreu de maneira intensiva no período reprodutivo das aves, época em que apresentam maior atividade e com maior probabilidade de serem detectadas pelo canto. Foram realizadas 3 visitas em cada um dos 12 fragmentos durante os meses de setembro a novembro de 2015. Nos demais, os dados foram obtidos a partir dos estudos realizados por Alexandrino *et al.* (2016, 2017), nos quais a coleta

se estendeu por um ano, com visitas mensais entre novembro de 2011 e novembro de 2012. Para evitar vieses relacionados ao período de amostragem, contudo, o esforço amostral foi padronizado, utilizando-se para as análises somente as 3 visitas realizadas no mesmo período dos fragmentos anteriormente citados.

Tabela 5. Distribuição do esforço amostral, área (em hectares) e localização (em UTM) dos 20 fragmentos estudados.

Fragmento	Área (ha)	Pontos Amostrais	Localização (UTM)	
VR1	4,73	1	237541,3	7527186
VR2	0,93	1	232127,9	7530693
VR3	3,7	2	232609,5	7532434
VR4	0,68	1	230317,6	7531332
A1	8,5	2	236326,6	7525810
A2	7,3	3	236040,9	7525396
A3	2,8	1	231783,4	7530944
A4	0,61	1	230866,8	7531257
VM1	30,26	8	229735,4	7534108
VM2	79	8	236311,2	7528111
VM3	60,5	8	220194,3	7499005
VM4	70	8	219447,3	7497435
C1N	11,63	6	222829	7508490
C1V	45	9	221757,6	7511233
C2N	101	9	225364,7	7501124
C2V	8,8	6	223915,9	7501657
P1N	0,54	2	231680,5	7540843
P1V	17	6	232586,3	7540685
P2V	24	7	231211,9	7532394
P3N	44,5	6	234698,6	7526930

Figura 2. Relação entre a eficiência amostral, obtida a partir das curvas de rarefação geradas através do estimador Jackknife 1, e a área (em hectares) dos 20 fragmentos estudados, com respectivo valor de r^2 .

Figura 3. Relação entre a eficiência amostral, obtida a partir das curvas de rarefação geradas através do estimador Jackknife 1, e o esforço amostral (número de pontos) dos 20 fragmentos estudados, com respectivo valor de r^2 .

3.5. Diversidade funcional

Com base nos dados obtidos para as assembleias estudadas, a diversidade funcional da avifauna presente em fragmentos com diferentes PPSEs foi estimada por meio da Riqueza Funcional (FRic), um dos índices que compõem a abordagem proposta por Villéger *et al.* (2008). FRic estima o volume do espaço funcional multivariado ocupado pelas espécies de uma comunidade, sendo este baseado nas características funcionais de interesse. As análises foram executadas por meio da função 'dbFD', presente no pacote 'FD' (LALIBERTÉ e LEGENDRE, 2010), no ambiente de programação R (R CORE DEVELOPMENT TEAM, 2015).

Para isso, foram selecionados distintos atributos funcionais da avifauna (Tabela 6), os quais devem refletir as funções ecossistêmicas prestadas pelo grupo: guilda trófica (nectarívoro, frugívoro, granívoro, onívoro, insetívoro e carnívoro), adaptado de Wilman *et al.* (2014), considerando a guilda predominante aquela que apresentou valores superiores a 50%; sensibilidade à perturbação (PARKER III *et al.*, 1996, adaptado); estrato de forrageio (PARKER III *et al.*, 1996; WILMAN *et al.*, 2014, adaptado); massa (DUNNING, 1992) e medidas corpóreas (comprimentos do bico da ponta à base e da ponta à narina, largura do bico à altura da narina, altura do bico, comprimentos da asa, do tarso e da cauda) (LEISLER; WINKLER, 1991). Essas medidas foram obtidas utilizando-se a base de dados do Museu de História Natural de Tring, Reino Unido.

Embora o critério de sensibilidade não esteja diretamente relacionado à função que as espécies desempenham, pode servir como parâmetro de resposta à perturbação. Essa característica, em combinação com as demais, permite averiguar a resiliência de uma determinada função ou grupo. Frugívoros sensíveis, por exemplo, tem menos chances de se manter em elevados níveis de distúrbio quando comparados àqueles menos sensíveis. Se não houver outro grupo que substitua satisfatoriamente a função desempenhada pelos grupos sensíveis em declínio, há grandes chances de que a mesma seja perdida. Ainda que o critério de classificação de Parker III *et al.* (1996) apresente uma série de limitações em sua aplicação (ALEXANDRINO *et al.*, 2016), sua utilização em trabalhos envolvendo respostas das comunidades à perturbação tem levado a resultados coerentes (MARTENSEN *et al.*, 2012), desde que utilizado com critério.

Para evitar possíveis efeitos de correlação entre os atributos de medida corpórea, os mesmos foram submetidos a uma Análise de Componentes Principais (PCA) (MANLY, 2004),

Tabela 6. Características funcionais utilizadas na estimativa de diversidade funcional (FRic e FEve).

Atributo funcional	Função relacionada (WHELAN <i>et al.</i> , 2008)
Guildas tróficas Wilman <i>et al.</i> (2014)	
Nectarívoro	Polinização
Frugívoro	Dispersão de sementes
Onívoro	Dispersão de sementes, controle de artrópodes
Granívoro	Controle de gramíneas, predação de sementes
Insetívoro	Controle de artrópodes
Carnívoro	Equilíbrio das redes tróficas
Sensibilidade à perturbação Parker III <i>et al.</i> (1996), Wilman <i>et al.</i> (2014)	
Alta	Indicadores de perturbação antrópica
Média	Requerimento intermediário de habitat; possíveis substitutos funcionais das espécies mais exigentes
Baixa	Tolerante à perturbação; resiliência da função que desempenha no ambiente
Estrato de forrageio Parker III <i>et al.</i> (1996), Wilman <i>et al.</i> (2014)	
Dossel	Requerimento de microhabitats específicos; detecção de diferentes padrões de resposta à mudança ambiental.
Misto	
Sub-bosque	
Solo	
Medidas corpóreas Leisler e Winker (1991), Trisos <i>et al.</i> (2014)	
PCA forma do corpo	Diferenças no tamanho e forma do corpo levam a explorações distintas de um recurso dentro da mesma guilda
PCA forma do bico	Determina o tipo, a quantidade e a forma de manipulação do recurso
PCA locomoção	Capacidade de dispersão na paisagem; fluxo gênico e de recursos (sementes e pólen)

gerando 3 variáveis morfológicas independentes (TRISOS *et al.*, 2014; BOVO, 2015; BREGMAN *et al.*, 2015). Para cada grupo de medidas relacionadas, a saber: (I) forma do bico (comprimentos do bico da ponta à base e da ponta à narina, largura do bico à altura da narina, altura do bico) e (II) medidas envolvidas na locomoção (comprimentos da asa, do tarso e da cauda), foi realizada uma PCA. A primeira componente de cada uma foi, por sua vez, testada com dados de massa corpórea em uma análise de correlação, onde obteve-se significativos valores de p e R^2 ($r = 0,64$ e $p < 0,01$ para medidas de bico e $r = 0,84$ e $p < 0,01$ para medidas de locomoção). Com base nesse resultado, os primeiros componentes de cada uma das PCAs foram submetidos a uma nova PCA, juntamente com massa corporal, para compor a variável

tamanho de corpo. Já as segundas componentes das análises anteriores formaram as variáveis correspondentes a tamanho e forma de bico e a características de locomoção.

3.6. Grupos Funcionais (GF)

A assembleia de aves foi classificada em grupos funcionais, com o intuito de verificar de que maneira as funções desempenhadas pelas aves estão distribuídas nos fragmentos e na paisagem e com que intensidade tais funções são oferecidas (abundância dos grupos). Estes grupos foram definidos utilizando-se as seguintes características funcionais: guildas tróficas (PARKER III *et al.* 1996; WILMAN *et al.*, 2014, adaptados), sensibilidade à perturbação (PARKER III *et al.* 1996, adaptado), estrato de forrageio (PARKER III *et al.* 1996; WILMAN *et al.*, 2014, adaptados) e massa corpórea (DUNNING, 1992).

Para a organização dos grupos nessas categorias, após vários testes com diversos métodos de agrupamento, foi elaborado um dendograma usando a abordagem de agrupamento hierárquico ward.D (Anexo B), que se mostrou a mais adequada na construção de grupos funcionais coerentes. Foi utilizada a distância de Gower, que ao contrário da distância euclidiana, consegue utilizar caracteres funcionais de natureza contínua e categórica simultaneamente (PODANI e SCHMERA, 2006). Embora os autores defendam a utilização de método de agrupamento UPGMA como o mais robusto, Mouchet *et al.* (2008) demonstraram não existe método ideal para todos os conjuntos de dados, sendo que a melhor opção é testar vários tipos de classificação hierárquica até encontrar o melhor ajuste. A partir dos resultados do dendograma, os grupos foram definidos visualmente, com base no conhecimento do pesquisador e de ornitólogos especialistas, colaboradores deste estudo. O agrupamento hierárquico foi estimado utilizando-se a função ‘dbFD’ do pacote ‘FD’ no ambiente de programação R (R CORE DEVELOPMENT TEAM, 2015).

Dos 26 GFs gerados, foi possível testar modelos para 14, uma vez que os demais ocorreram em número de fragmentos insuficientes para as análises. A correlação espacial dos valores de FRic e de abundância de GF entre os fragmentos estudados foi estimada pela análise de Moran, que mostrou ser mais adequada para testes dessa natureza do que o teste de Mantel (LEGENDRE *et al.*, 2015). O teste de Moran gera índices que variam de zero a um, sendo que quanto mais próximo de 1, maior a dependência espacial da variável analisada.

3.7. Análise de dados

A relação entre a diversidade funcional das assembleias de aves (FRic e abundância de GF) (itens 3.5 e 3.6) e as métricas de estrutura e dinâmica da paisagem (item 3.2) e de CEF (item 3.3) foi avaliada por meio de modelos lineares generalizados (GLM) e modelos generalizados aditivos (GAM) (GUISAN *et al.*, 2002; VENABLES e DICHMONT, 2004). Além disso, os modelos que consideram as métricas de paisagem como variáveis preditoras foram elaborados considerando os 20 fragmentos estudados, enquanto que os modelos que consideram, além das métricas de paisagem, as de CEF, foram gerados para os 12 fragmentos onde foram estabelecidas as parcelas. Os modelos GLM e GAM foram gerados utilizando-se, respectivamente, os pacotes BBMLE e GAM, no ambiente de programação estatística R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015). Tanto os modelos de FRic quanto os de abundância de GFs assumiram distribuição Gaussiana dos dados.

Para a seleção dos modelos, foi utilizado O Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc), onde apenas modelos com valores de $\Delta AICc$ (que mede a diferença de cada modelo candidato em relação ao melhor modelo) inferiores a 2 foram considerados como plausíveis (BURNHAM e ANDERSON, 2003; ANDERSON e BURNHAM, 2004). Para estimar a probabilidade de um modelo ser eleito como o melhor entre um conjunto de modelos candidatos, foi utilizado o $wAICc$. Os valores de AICc, $\Delta AICc$ e $wAICc$ foram estimados também através do pacote BBMLE.

A fim de verificar possíveis correlações entre as variáveis preditoras foi utilizado o teste de correlação de Spearman. Para tentar minimizar o efeito da colinearidade, isto é, incluir variáveis com correlações muito altas que podem trazer problemas nas análises posteriores, assumiu-se que valores de r acima de 0,8 indicam variáveis candidatas à colinearidade (Tabela 7). Optou-se por este valor para evitar a perda de importantes informações acerca da variabilidade dos dados, já que as variáveis de CEF resultantes da correlação foram posteriormente submetidas a uma PCA (MANLY, 2004), onde as variáveis são combinadas em eixos não correlacionados entre si. Cada eixo compôs, então, uma variável preditora do modelo, resultante dessas combinações. A riqueza de espécies arbóreas na faixa de DAP de 10 a 20cm correlacionou-se à riqueza na faixa de DAP de 5cm a 10cm, e portanto foi excluída das análises.

A partir dos resultados da PCA, foram selecionadas as 4 primeiras componentes principais, que em conjunto explicaram 90% da variação das 8 métricas indicadoras de CEF nos fragmentos estudados (Figura 4). Após essa seleção, a contribuição de cada métrica de CEF

Tabela 7. Resultados do teste de correlação de Spearman entre as variáveis de PPSE e CEF, preditoras dos modelos elaborados. Foram considerados significativos valores de $r > 0.8$, os quais se encontram assinalados em negrito. AB_5 – área basal na faixa de DAP de 5cm a 10cm; AB_10 – área basal na faixa de DAP de 10cm a 20cm; AB_20 – área basal na faixa de DAP acima de 20cm; R_5 – riqueza de espécies na faixa de DAP de 5cm a 10cm; R_10 – riqueza de espécies na faixa de DAP de 10cm a 20cm; R_20 – riqueza de espécies na faixa de DAP acima de 20cm; D_5 – densidade de indivíduos na faixa de DAP de 5cm a 10cm; D_10 – densidade de indivíduos na faixa de DAP de 10cm a 20cm; D_20 – densidade de indivíduos na faixa de DAP acima de 20cm; Prox – Proximidade de Floresta (conectividade); Forneigh – Dominância da Vizinhança Local (área core); FA – Idade Média; Forcont – Contiguidade Florestal (área do fragmento)

	AB_5	AB_10	AB_20	R_5	R_10	R_20	D_5	D_10	D_20	Prox	Forneigh	FA
AB_5	1											
AB_10	0,7	1										
AB_20	0,31	0,15	1									
R_5	0,24	0,03	-0,05	1								
R_10	0,38	0,15	0,33	0,85	1							
R_20	-0,15	-0,37	0,16	0,48	0,59	1						
D_5	0,66	0,31	-0,26	0,44	0,33	-0,1	1					
D_10	0,5	0,76	-0,22	0,37	0,29	-0,28	0,62	1				
D_20	-0,03	-0,28	0,65	0,23	0,48	0,44	-0,13	-0,25	1			
Prox	0,17	0,1	-0,24	-0,27	-0,06	0,14	-0,01	-0,12	-0,31	1		
Forneigh	-0,04	-0,16	0,17	-0,2	-0,12	-0,34	-0,28	-0,39	0,14	0,18	1	
FA	0,1	0,12	0,1	-0,55	-0,42	0,01	-0,13	-0,19	-0,21	0,23	-0,45	1
Forcont	0,49	0,09	0,46	-0,07	0,2	-0,15	0,14	-0,26	0,23	0,2	0,59	0,06

Figura 4. Contribuição de cada uma das 8 componentes geradas na PCA para a variância total das métricas de CEF selecionadas.

na composição de cada componente foi examinada na tabela de autovetores (Tabela 8). Nessa tabela, valores positivos correspondem a situações em que variável se apresenta acima da média geral multivariada entre as demais medidas de CEF. Valores negativos, por sua vez, representam valores abaixo dessa média geral para as mesmas variáveis. Assim, a componente principal 1 (PC1), por exemplo, representa parcelas cujos indivíduos arbóreos do estrato do sub-bosque e intermediário foram mais representativos. Podemos observar valores altos e positivos de área basal (AB_5 e AB_10) e densidade (D_5 e D_10), enquanto os valores das variáveis do estrato do dossel (DAP 20) são negativos e, portanto, encontram-se abaixo da média (figura 5A). Nota-se, portanto, que a PCA fornece uma visão geral da estrutura florestal dos fragmentos, facilitando consideravelmente sua interpretação. Dessa forma, fragmentos que, na análise de PCA, recebem os maiores valores positivos de PC1 apresentam, portanto, características de estrutura florestal com sub-bosque e estrato intermediário mais bem desenvolvidos em detrimento do dossel. Já a segunda componente (PC2) representa parcelas com variáveis referentes ao dossel especialmente (AB_20, R_20 e D_20) e sub-bosque secundariamente (R_5) (figura 5B). A terceira componente (PC3) representa parcelas com sub-bosque e dossel mais ricos, porém com baixos valores de área basal (árvores mais finas) e maior densidade no sub-bosque (maior número de indivíduos) (figura 5C). Por fim, a quarta componente (PC4) representa essencialmente parcelas com maior estrutura de sub-bosque (área basal e densidade principalmente), porém com riqueza abaixo da média (figura 5D).

Tabela 8. Tabela de autovetores da PCA mostrando a contribuição das 8 variáveis selecionadas pela correlação de Spearman para cada uma das 4 componentes (PC1, PC2, PC3 e PC4) selecionadas para explicar a variação na complexidade estrutural dos fragmentos (CEF) presente nas paisagens estudadas na Bacia do Corumbataí e utilizadas como variáveis preditoras na seleção de modelos.

	PC1	PC2	PC3	PC4
AB_5	0,444834	0,255751	-0,24897	0,324999
AB_10	0,468793	-0,0043	-0,3417	-0,465
AB_20	-0,09621	0,435719	-0,60081	-0,02559
R_5	0,168891	0,452776	0,479028	-0,23042
R_20	-0,22044	0,461801	0,339964	-0,28061
D_5	0,43687	0,149067	0,278048	0,618905
D_10	0,507622	0,020563	0,096185	-0,37929
D_20	-0,21782	0,551191	-0,16931	0,13695

Figura 5. Representação da variação da complexidade estrutural da vegetação (CEF) presente nos 12 fragmentos estudados, estimada a partir de uma análise de PCA, a partir da qual foram selecionadas as 4 primeiras componentes, sendo A – PC1, que representa fragmentos com sub-bosque rico, denso e com maiores valores de área basal, estrato intermediário denso e com maiores valores de área basal, além de dossel pouco desenvolvido; B - PC2, que corresponde a fragmentos cujo sub-bosque é rico, porém, pouco denso e com baixos valores de área basal, além de estrato intermediário pouco desenvolvido e dossel rico, denso e com maiores valores de área basal; C – PC3, que representa fragmentos com sub-bosque e dossel ricos e densos, porém com menores valores de área basal e estrato intermediário pouco desenvolvido; D – PC4, que corresponde a sub-bosque denso, com maiores valores de área basal, porém pouco rico, estrato intermediário pouco desenvolvido e dossel denso, porém pouco rico e com menores valores de área basal.

Definidas as variáveis preditoras, com base nas hipóteses deste trabalho e de dados disponíveis na literatura relacionando assembleias de aves e atributos da paisagem e da CEF, foram elaborados os modelos abaixo (Tabela 9). Para cada um desses modelos, os ajustes dos modelos GLM e GAM foram testados, optando-se sempre por aquele que resultou no melhor ajuste (menor AICc e maior correlação com os dados (r^2)). As combinações de variáveis nos modelos com duas variáveis preditoras foram selecionadas tendo como base diversos trabalhos que demonstraram ser estas as combinações que mais influenciam parâmetros das comunidades de aves (RODEWALD e SMITH, 1998; LAIOLO, 2002; MARTENSEN, *et al.*, 2008, 2012; PARDINI *et al.*, 2010). Dependendo do GF, outras combinações de variáveis preditoras também foram testadas em um mesmo modelo quando estas pareceram importantes. Todos os modelos testados para FRic e GF apenas com as métricas de estrutura e dinâmica da paisagem (considerando 20 fragmentos), e com 12 fragmentos, utilizando indicadores de PPSE e de CEF, encontram-se no Anexo (Anexos C e D).

Tabela 9. Modelos das relações entre FRic e abundância de GFs e atributos de estrutura e dinâmica de paisagem e de CEF.

Modelos	Efeitos Testados
FRic/GF~ 1 (Modelo Nulo)	Ausência de relação
FRic /GF~ FA	Idade dos Fragmentos
FRic/GF~ FORNEIGH	Proporção de Área <i>Core</i>
FRic/GF ~ log (PROX)	Conectividade
FRic/GF ~ FORCONT	Área do Fragmento
FRic/GF ~ PC1	Estrato Intermediário
FRic/GF ~ PC2	Predominância do Dossel
FRic/GF ~PC3	Riqueza da Vegetação
FRic/GF ~ PC4	Estrutura do Sub-Bosque
FRic/GF ~ FORCONT + log (PROX)	Área do Fragmento e Conectividade
FRic/GF ~ FORCONT + PC4	Área do Fragmento e Estrutura do Sub-Bosque
FRic/Gf ~ log (PROX) + PC4	Conectividade e Estrutura do Sub-Bosque

4. RESULTADOS

4.1. Composição da avifauna

Foram registradas 191 espécies de aves no levantamento quanti-qualitativo (Anexo E), pertencentes a 42 famílias (Accipitridae, Anatidae, Caprimulgidae, Cardinalidae, Cathartidae, Coerebidae, Columbidae, Conopophagidae, Corvidae, Cracidae, Cuculidae, Dendrocolaptidae, Donacobiidae, Emberizidae, Estrildidae, Falconidae, Fringilidae, Furnariidae, Galbulidae, Hirundinidae, Icteridae, Mimidae, Motacillidae, Parulidae, Picidae, Pipridae, Platyrinchidae, Psittacidae, Rallidae, Ramphastidae, Rhynchocyclidae, Strigidae, Thamnophilidae, Thraupidae, Threskiornithidae, Tinamidae, Tityridae, Trochilidae, Troglodytidae, Turdidae, Tyrannidae e Vireonidae). Dessas, 152 espécies de 34 famílias foram registradas no levantamento quantitativo (ponto-fixo), sendo que a partir desse conjunto foram removidas espécies eventualmente registradas nos pontos que não possuem relação direta com o ambiente florestal e/ou com hábitos de vida pouco comuns ao período e local de amostragem (espécies noturnas e de habitats brejosos e aquáticos, por exemplo). Esta medida foi adotada com o objetivo de evitar vieses nas análises referentes à detectabilidade de tais espécies, subestimadas devido ao delineamento amostral adotado. Assim, foram utilizadas nas análises 137 espécies de aves pertencentes a 32 famílias, como apresentado a seguir.

4.2. Grupos funcionais (GF)

A análise de agrupamento resultou na formação de 26 grupos funcionais (Tabela 10), cuja abundância foi relacionada às métricas de estrutura e dinâmica da paisagem e de CEF na seleção de modelos. O teste de Moran encontrou autocorrelação espacial significativa apenas para os grupos 11 (0,3228 e $p=0,000001$) e 13 (0,275 e $p=0,00014$).

Tabela 10. Grupos funcionais obtidos a partir do pool de espécies ocorrentes nas áreas de estudo por meio da análise de agrupamento realizada pelo método ward.D2, bem como suas respectivas características de agrupamento (*traits*).

Espécies	Sensibilidade	Guilda	Estrato de Forrageio	Massa	GF
Nectarívoros pouco sensíveis do estrato misto					
<i>Amazilia lactea</i>	baixa	nectarívoro	misto	4,6	1
<i>Amazilia versicolor</i>	baixa	nectarívoro	misto	4,1	1
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	baixa	nectarívoro	misto	3,5	1
<i>Eupetomena macroura</i>	baixa	nectarívoro	misto	9	1
Frugívoros sensíveis acima de 60g					
<i>Amazona aestiva</i>	média	frugívoro	dossel	451	2
<i>Ramphastos toco</i>	média	frugívoro	dossel	618	2
<i>Patagioenas cayennensis</i>	média	frugívoro	misto	229	2
<i>Tityra cayana</i>	média	frugívoro	misto	68,1	2
Frugívoros pouco sensíveis do estrato misto					
<i>Antilophia galeata</i>	baixa	frugívoro	misto	21,5	3
<i>Turdus amaurochalinus</i>	baixa	frugívoro	misto	57,9	3
<i>Ramphocelus carbo</i>	baixa	frugívoro	misto	28	3
<i>Turdus subalaris</i>	baixa	frugívoro	misto	49,5	3
Nectarívoros sensíveis					
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	média	nectarívoro	misto	7,7	4
<i>Florisuga fusca</i>	média	nectarívoro	misto	8,1	4
<i>Helimaster furcifer</i>	média	nectarívoro	misto	5,4	4
<i>Thalurania glaucopsis</i>	média	nectarívoro	sub-bosque	4,8	4
Onívoros de solo pouco sensíveis acima de 150g					
<i>Aramides cajaneus</i>	baixa	onívoro	solo	397	5
<i>Leptotila verreauxi</i>	baixa	onívoro	solo	161	5
Granívoros pouco sensíveis do estrato misto					
<i>Arremon flavirostris</i>	baixa	granívoro	misto	30,9	6
<i>Zonotrichia capensis</i>	baixa	granívoro	misto	20,4	6
Insetívoros sensíveis de sub-bosque					
<i>Automolus leucophthalmus</i>	média	insetívoro	sub-bosque	34,5	7
<i>Campephilus robustus</i>	média	insetívoro	sub-bosque	200	7
<i>Clibanornis rectirostris</i>	média	insetívoro	sub-bosque	48	7
<i>Drymophila ferruginea</i>	média	insetívoro	sub-bosque	10,6	7
<i>Dysithamnus mentalis</i>	média	insetívoro	sub-bosque	18,9	7
<i>Habia rubica</i>	média	insetívoro	sub-bosque	32,5	7
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	média	insetívoro	sub-bosque	8,4	7
<i>Lanio penicillatus</i>	média	insetívoro	sub-bosque	27	7
<i>Lochmias nematura</i>	média	insetívoro	sub-bosque	22	7
<i>Mackenziaena severa</i>	média	insetívoro	sub-bosque	51,8	7
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	média	insetívoro	sub-bosque	9,7	7
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	média	insetívoro	sub-bosque	13,6	7
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	média	insetívoro	sub-bosque	13,8	7

Insetívoros pouco sensíveis de sub-bosque

<i>Basileuterus culicivorus</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	10,5	8
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	13,6	8
<i>Cantorchilus leucotis</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	19,5	8
<i>Conopophaga lineata</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	21,2	8
<i>Galbula ruficauda</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	26,5	8
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	13,1	8
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	7,5	8
<i>Lathrotriccus eulerei</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	12	8
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	27,8	8
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	11,7	8
<i>Myiophobus fasciatus</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	12,7	8
<i>Synallaxis frontalis</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	14	8
<i>Tapera naevia</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	52,1	8
<i>Taraba major</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	59,2	8
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	21,1	8
<i>Thamnophilus doliatus</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	27,9	8
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	20,4	8
<i>Veniliornis passerinus</i>	baixa	insetívoro	sub-bosque	32,1	8

Frugívoros pouco sensíveis de dossel

<i>Brotoyeris chiriri</i>	baixa	frugívoro	dossel	61,6	9
<i>Dacnis cayana</i>	baixa	frugívoro	dossel	13	9
<i>Euphonia chlorotica</i>	baixa	frugívoro	dossel	11	9
<i>Euphonia violacea</i>	baixa	frugívoro	dossel	15	9
<i>Forpus xanthopterygius</i>	baixa	frugívoro	dossel	31	9
<i>Tangara cayana</i>	baixa	frugívoro	dossel	18	9
<i>Tersina viridis</i>	baixa	frugívoro	dossel	29	9

Insetívoros pouco sensíveis de dossel

<i>Camptostoma obsoletum</i>	baixa	insetívoro	dossel	8,1	10
<i>Colonia colonus</i>	baixa	insetívoro	dossel	18,3	10
<i>Conirostrum speciosum</i>	baixa	insetívoro	dossel	8,8	10
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	baixa	insetívoro	dossel	28,8	10
<i>Elaenia flavogaster</i>	baixa	insetívoro	dossel	24,8	10
<i>Elaenia mesoleuca</i>	baixa	insetívoro	dossel	17,75	10
<i>Elaenia spectabilis</i>	baixa	insetívoro	dossel	27,3	10
<i>Empidonomus varius</i>	baixa	insetívoro	dossel	27,1	10
<i>Hemithraupis guira</i>	baixa	insetívoro	dossel	12	10
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	baixa	insetívoro	dossel	11	10
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	baixa	insetívoro	dossel	37	10
<i>Melanerpes candidus</i>	baixa	insetívoro	dossel	108	10
<i>Nemosia pileata</i>	baixa	insetívoro	dossel	16	10
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	baixa	insetívoro	dossel	20,8	10
<i>Picumnus cirratus</i>	baixa	insetívoro	dossel	10,2	10
<i>Serpophaga subcristata</i>	baixa	insetívoro	dossel	6,6	10
<i>Setophaga pitaiayumi</i>	baixa	insetívoro	dossel	6,9	10
<i>Thlypopsis sordida</i>	baixa	insetívoro	dossel	17	10

<i>Tyrannus melancholicus</i>	baixa	insetívoro	dossel	37,4	10
<i>Vireo chivi</i>	baixa	insetívoro	dossel	13,8	10
Insetívoros altamente sensíveis					
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	alta	insetívoro	sub-bosque	42,6	11
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	alta	insetívoro	misto	46,4	11
Insetívoros pouco sensíveis de estrato misto					
<i>Capsiempis flaveola</i>	baixa	insetívoro	misto	7,7	12
<i>Myiarchus ferox</i>	baixa	insetívoro	misto	27,5	12
<i>Myiarchus swainsoni</i>	baixa	insetívoro	misto	25,1	12
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	baixa	insetívoro	misto	43,8	12
<i>Myiornis auricularis</i>	baixa	insetívoro	misto	5,3	12
<i>Myiothlypis flaveola</i>	baixa	insetívoro	misto	13,3	12
<i>Picumnus albosquamatus</i>	baixa	insetívoro	misto	11,9	12
<i>Synallaxis spixi</i>	baixa	insetívoro	misto	12,6	12
<i>Todirostrum cinereum</i>	baixa	insetívoro	misto	6,4	12
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	baixa	insetívoro	misto	6	12
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	baixa	insetívoro	misto	14,3	12
<i>Troglodytes musculus</i>	baixa	insetívoro	misto	10,4	12
<i>Tyrannus savana</i>	baixa	insetívoro	misto	31,9	12
Onívoro de grande porte pouco sensível de solo					
<i>Caracara plancus</i>	baixa	carnívoro	solo	1348	13
Frugívoros pouco sensíveis de sub-bosque					
<i>Chiroxiphia caudata</i>	baixa	frugívoro	sub-bosque	25,6	14
<i>Manacus manacus</i>	baixa	frugívoro	sub-bosque	15	14
Nectarívoros pouco sensíveis					
<i>Coereba flaveola</i>	baixa	nectarívoro	dossel	8,3	15
<i>Colibri serrirostris</i>	baixa	nectarívoro	sub-bosque	6,7	15
<i>Phaethornis pretrei</i>	baixa	nectarívoro	sub-bosque	5,6	15
Insetívoros pouco sensíveis de estrato misto acima de 100g					
<i>Colaptes campestris</i>	baixa	insetívoro	misto	158	16
<i>Colaptes melanochloros</i>	baixa	insetívoro	misto	127,75	16
<i>Dryocopus lineatus</i>	baixa	insetívoro	misto	183,5	16
<i>Piaya cayana</i>	baixa	insetívoro	misto	102	16
Granívoros pouco sensíveis de solo acima de 40g					
<i>Columbina squammata</i>	baixa	granívoro	solo	52,9	17
<i>Columbina talpacoti</i>	baixa	granívoro	solo	46,5	17
<i>Crypturellus parvirostris</i>	baixa	granívoro	solo	200	17
Insetívoros sensíveis de estrato misto					
<i>Craniouca vulpina</i>	média	insetívoro	misto	15,7	18
<i>Pachyrhamphus validus</i>	média	insetívoro	misto	43	18
<i>Xenops rutilans</i>	média	insetívoro	misto	12,2	18
Forrageadores de solo					

<i>Crypturellus tataupa</i>	média	insetívoro	solo	219,5	19
<i>Leptotila rufaxilla</i>	média	granívoro	solo	157	19
Onívoros pouco sensíveis de dossel					
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	baixa	onívoro	dossel	178	20
<i>Myiodynastes maculatus</i>	baixa	onívoro	dossel	43,2	20
<i>Myiozetetes similis</i>	baixa	onívoro	dossel	28	20
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	baixa	onívoro	dossel	158	20
Granívoro sensível de sub-bosque					
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	média	granívoro	sub-bosque	27,5	21
<i>Sporophila angolensis</i>	baixa	granívoro	sub-bosque	13	21
<i>Sporophila caeruleascens</i>	baixa	granívoro	sub-bosque	9,75	21
<i>Tiaris fuliginosus</i>	baixa	granívoro	sub-bosque	13,3	21
Carnívoros de dossel					
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	baixa	carnívoro	dossel	625	22
<i>Milvago chimachima</i>	baixa	carnívoro	dossel	315,5	22
<i>Rupornis magnirostris</i>	baixa	carnívoro	dossel	269	22
Insetívoros sensíveis de dossel					
<i>Ictinia plumbea</i>	média	insetívoro	dossel	243	23
<i>Leptodon cayanensis</i>	média	insetívoro	dossel	474	23
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	média	insetívoro	misto	756	23
Onívoros sensíveis de sub-bosque					
<i>Trichothraupis melanops</i>	média	onívoro	sub-bosque	24,3	24
Onívoros pouco sensíveis de estrato misto					
<i>Megarynchus pitangua</i>	baixa	onívoro	misto	73,5	25
<i>Patagioenas picazuro</i>	baixa	onívoro	misto	279	25
<i>Pipraeidea melanonota</i>	baixa	onívoro	misto	21	25
<i>Pitangus sulphuratus</i>	baixa	onívoro	misto	61	25
<i>Saltator similis</i>	baixa	onívoro	misto	43,3	25
<i>Tachyphonus coronatus</i>	baixa	onívoro	misto	29,3	25
<i>Tangara sayaca</i>	baixa	onívoro	misto	32	25
<i>Turdus leucomelas</i>	baixa	onívoro	misto	69,1	25
<i>Turdus rufiventris</i>	baixa	onívoro	misto	69,5	25
Insetívoro sensível de dossel até 15g					
<i>Myiopagis caniceps</i>	média	insetívoro	dossel	10,5	26
<i>Myiopagis viridicata</i>	média	insetívoro	dossel	12,3	26

4.3. Relação entre a Riqueza Funcional (FRic) e abundância de grupos funcionais (GF) com atributos de estrutura e dinâmica da paisagem e complexidade estrutural dos fragmentos (CEF)

O teste de Moran para os valores de riqueza funcional (FRic) revelou autocorrelação espacial significativa ($p=0,0061$), porém com valores marginais do índice (0,2269). Na seleção de modelos que considerou apenas as métricas de estrutura e dinâmica da paisagem, o único modelo considerado plausível entre os 7 candidatos foi o que considerou área do fragmento (FORCONT) e conectividade (PROX) da paisagem como preditores da FRic das assembleias de aves (Tabela 11), em uma relação não-linear.

O gráfico de superfície mostra como se dá essa relação entre FORCONT, PROX e FRic (Figura 6). Em relação à FORCONT, há um limiar onde a redução no tamanho do fragmento leva a uma redução abrupta na FRic das assembleias de aves. Fragmentos abaixo desse limiar apresentaram menores valores de FRic independente do valor de PROX, embora os maiores valores de FRic tenham sido encontrados em valores do log de PROX a partir de 1. Fragmentos com valor de FORCONT equivalente a 3.5% ou 4.5% da paisagem de 16km² ou, de modo equivalente, entre 60 ha e 70 ha e com valores do log de PROX acima de 1, ou com distância do vizinho mais próximo inferior ou igual a 170m, de acordo com o cálculo de ENN, foram os que apresentaram maiores valores de FRic.

GFs responderam às variáveis de paisagem de formas distintas entre si (Figura 7). Enquanto alguns grupos não apresentaram suas abundâncias influenciadas por nenhuma das quatro métricas de estrutura e dinâmica da paisagem (G1, G2, G3, G5, G15, G16 e G25), outros apresentaram relação positiva (G7, G8, G10) ou uma relação negativa (G6, G9, G12, G20). O único grupo sensível que foi indiferente às métricas é o composto por frugívoros sensíveis acima de 60g (G2). É interessante notar, contudo, que a diferença do primeiro modelo para o segundo foi muito pequena no caso desse grupo, mostrando um possível efeito de FORCONT sobre o mesmo, com ligeira tendência à formação de um limiar, também entre 3% e 4% do total da paisagem amostral, a partir do qual há uma redução na abundância (Figura 7B). O grupo G3, também formado por frugívoros, porém pouco sensíveis e de estrato misto, respondeu apenas à PROX além do modelo nulo, de maneira linear e positiva (Figura 7E).

Os grupos G5 e G25 correspondem, respectivamente, a espécies de onívoros pouco sensíveis de solo e de estrato misto. Além do modelo nulo, foram considerados plausíveis os

Tabela 11. Resultados da seleção de modelos generalizados aditivos (GAM) e lineares generalizados (GLM), relacionando a Riqueza Funcional (FRic) das assembleias de aves estudadas em 20 fragmentos de Mata Estacional na Bacia do Coumbataí, SP. AICc=Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras; Δ AICc=diferença relativa entre o melhor modelo e os demais; wAICc=probabilidade relativa de seleção do modelo. Foram considerados plausíveis modelos com Δ AICc < 2 e wAICc > 0.1, cujos valores foram destacados em negrito.

Modelos	AICc	Δ AICc	wAICc
Riqueza Funcional da comunidade (FRic)			
GAM: FRic~Área+Conectividade	-83,5	0,0	0,8339
Abundância de nectarívoros pouco sensíveis de estrato misto (G1)			
GLM: G1~1(Modelo Nulo)	17,7	0,0	0,414
GAM: G1~Conectividade	19,3	1,6	0,188
Abundância de frugívoros sensíveis acima de 60g (G2)			
GLM: G2~1(Modelo Nulo)	31,3	0,0	0,286
GAM: G2~Área	31,4	0,1	0,268
GAM: G2~Proporção de Área <i>Core</i>	32,5	1,2	0,154
GLM: G2~Conectividade	32,8	1,5	0,134
Abundância de frugívoros pouco sensíveis do estrato misto (G3)			
GLM: G3~1(Modelo Nulo)	25,0	0,0	0,354
GLM: G3~Conectividade	26,0	1,0	0,212
Abundância de onívoros de solo pouco sensíveis (G5)			
GLM: G5~1(Modelo Nulo)	35,6	0,0	0,327
GLM: G5~Idade	36,4	0,7	0,229
GLM: G5~Conectividade	37,6	1,9	0,125
Abundância de granívoros de estrato misto (G6)			
GLM: G6~Proporção de Área <i>Core</i>	9,4	0,0	0,500
Abundância de insetívoros sensíveis de sub-bosque (G7)			
GAM: G7~Idade	44,0	0,0	0,295
GAM: G7~Área+Idade	44,1	0,1	0,284
GLM: G7~1(Modelo Nulo)	45,5	1,4	0,143
GAM: G7~Área	45,8	1,8	0,122
Abundância de insetívoros pouco sensíveis de sub-bosque (G8)			
GLM: G8~Idade	66,9	0,0	0,6641
Abundância de frugívoros pouco sensíveis de dossel (G9)			
GAM: G9~Proporção de Área <i>Core</i>	29,1	0,0	0,6583
Abundância de insetívoros pouco sensíveis de dossel (G10)			
GLM: G10~Área	56,7	0,0	0,364
GAM: G10~Área+Conectividade	57,5	0,8	0,247
GAM: G10~Conectividade	58,4	1,7	0,158
Abundância de insetívoros pouco sensíveis de estrato misto (G12)			
GLM: G12~Proporção de Área <i>Core</i>	62,4	0,0	0,419
Abundância de nectarívoros pouco sensíveis (G15)			
GLM: G15~1(Modelo Nulo)	12,4	0,0	0,283
GLM: G15~Idade	12,9	0,6	0,213
GLM: G15~Proporção de Área <i>Core</i>	13,1	0,7	0,196
GLM: G15~Conectividade	14,2	1,9	0,112
Abundância de insetívoros pouco sensíveis de estrato misto acima de 100g (G16)			
GLM: G16~1(Modelo Nulo)	4,7	0,0	0,329
GLM: G16~Idade	5,0	0,3	0,280

Abundância de onívoros pouco sensíveis de dossel (G20)			
GLM: G20~Conectividade	21,4	0,0	0,26
GAM: G20~Proporção de Área <i>Core</i>	22,1	0,6	0,19
GAM: G20~Área	22,2	0,8	0,18
GLM: G20~Proporção de Área <i>Core</i> +Conectividade	22,8	1,4	0,13
GLM: G20~1(Modelo Nulo)	23,0	1,6	0,12
Abundância de onívoros pouco sensíveis de estrato misto (G25)			
GLM: G25~1(Modelo Nulo)	67,6	0,0	0,323
GLM: G25~Proporção de Área <i>Core</i>	67,9	0,3	0,275

Figura 6. Distribuição dos valores de Riqueza Funcional (FRic) de acordo com os valores de área (FORCONT) e conectividade (PROX) apresentados pelos 20 fragmentos estudados, representados pelos pontos.

Figura 7. Representação visual dos ajustes dos modelos plausíveis selecionados para explicar a abundância de grupos funcionais presentes nos 20 fragmentos estudados, considerando as métricas estrutura e dinâmica da paisagem utilizadas na abordagem de Ferraz *et al.* (2014). A tendência linear vermelha representa o ajuste do modelo GLM e a linha em preto o ajuste do modelo GAM. Informações sobre o melhor ajuste (GLM ou GAM) para cada grupo na tabela 13.

modelos de FA e PROX para G5, com relação positiva (Figuras 7F e 7G), e FORNEIGH para G25, com relação negativa (Figura 7X). Já para os grupos G1 (Figura 7A) e G15 (Figuras 7P a 7R), formados por nectarívoros pouco sensíveis, embora outros modelos além do modelo nulo tenham sido considerados plausíveis, as relações estabelecidas com as variáveis preditoras foram fracas, na maior parte com leve tendência negativa, exceto a do G15 com FA, com leve tendência positiva.

A relação positiva com as métricas de estrutura e dinâmica de paisagem foi estabelecida por 3 grupos de insetívoros: sensíveis de sub-bosque (G7), pouco sensíveis de sub-bosque (G8) e pouco sensíveis de dossel (G10). Os dois grupos que ocupam o estrato do sub-bosque responderam principalmente (G7) ou exclusivamente (G8) à FA dos fragmentos (Figuras 7I e 7K, respectivamente), enquanto o G10 respondeu principalmente a FORCONT (Figura 7M), seguido da combinação entre FORCONT e PROX (Figura 9) e de PROX somente (Figura 7N). G7 também relacionou-se à combinação de FORCONT e FA (Figura 8). É possível notar que os fragmentos mais abundantes nesse grupo são aqueles que apresentam uma combinação de valores intermediários de FORCONT (também em torno de 4% da paisagem amostral) e com maiores valores de FA. Abaixo desse limiar de FORCONT, as abundâncias se reduzem em fragmentos para praticamente todos os valores de FA. Ainda, fragmentos localizados nos extremos dos valores de FORCONT (os menores e os maiores) foram os que apresentaram os menores valores de abundância. Já no modelo tendo apenas FA como variável preditora, o modelo selecionado apresentou uma relação positiva e não-linear (figura 7I), enquanto G8 estabeleceu uma relação linear com a mesma variável.

No modelo tendo FORCONT e PROX como preditores, G10 também apresentou os mesmos limiares observados para FRic, com maiores valores de abundância para valores de FORCONT em torno de 3.5% a 4.5% da paisagem amostral (Figura 9). A partir desse limiar, os valores de abundância caem drasticamente, a não ser em fragmentos onde maiores valores de PROX compensam o tamanho do fragmento quando abaixo desse limiar.

Os grupos que apresentaram uma relação negativa com as métricas de estrutura e dinâmica da paisagem correspondem aos granívoros de estrato misto (G6), frugívoros pouco sensíveis de dossel (G9), insetívoros pouco sensíveis de estrato misto (G12) e onívoros pouco sensíveis de dossel (G20). O grupo de granívoros (G6) respondeu negativamente à FORNEIGH (Figura 5H), evidenciando a preferência do mesmo, em especial pela espécie *Zonotrichia capensis*, pelo uso de áreas de borda. Da mesma maneira, as espécies que compõem os grupos G9 e G12 são favorecidas pela presença de ambientes de borda, apresentando relação negativa com FORNEIGH (Figuras 7L e 7O, respectivamente). Ainda,

Figura 8. Distribuição dos valores de abundância de insetívoros sensíveis de sub-bosque (G7) de acordo com os valores de área (FORCONT) e idade (FA) apresentados pelos 20 fragmentos estudados, representados pelos pontos.

Figura 9. Distribuição dos valores de abundância de insetívoros pouco sensíveis de dossel (G10) de acordo com os valores de área (FORCONT) e conectividade (PROX) apresentados pelos 20 fragmentos estudados, representados pelos pontos.

para G9 a relação é não-linear. Já no G20 5 modelos foram considerados plausíveis (figuras 7T a 7V), sendo que PROX foi a variável mais importante, com relação linear, seguida por FORNEIGH e FORCONT, ambos com padrão de resposta não-linear. O último modelo selecionado mostrou o efeito combinado de FORNEIGH e PROX, em uma relação linear (Figura 10).

Embora muitos grupos não tenham respondido às métricas de estrutura e dinâmica da paisagem, ao incluir dados de CEF nos modelos, alguns novos padrões começam a emergir (Tabelas 12 e 13). Agora tendo como variáveis preditoras as métricas de estrutura e dinâmica da paisagem e/ou as componentes principais que expressam a variação da CEF, para FRic a combinação de FORCONT e PROX continuou sendo o modelo mais plausível, mas com a seleção também de outro modelo que combina FORCONT e a quarta componente da PCA (PC4) (Tabela 12). PC4 está relacionada principalmente à estrutura do sub-bosque, onde as parcelas com maiores valores dessa componente apresentam este estrato com maior área basal, porém pouca riqueza, comparadas às demais.

Da mesma forma encontrada para os modelos considerando somente as métricas de estrutura e dinâmica de paisagem, fragmentos com área correspondente de 3% a 4% da área total das unidades da paisagem de 16km² estudadas, ou seja, em torno de 60 ha a 70 ha, foram os que apresentaram os maiores valores de FRic. Fragmentos maiores não apresentaram adição na FRic e fragmentos abaixo desse limiar tiveram sua riqueza funcional reduzida. Ainda, entre os fragmentos menores a FRic atingiu maiores valores à medida em que a conectividade na paisagem em que estão inseridos aumentou (Figura 11). Já no segundo modelo selecionado, a FRic mantém a mesma relação com FORCONT, sendo mais elevada em fragmentos com 60 ha a 70 ha, e aumentando em fragmentos que apresentaram maiores valores de PC4 (Figura 12). Fragmentos com tamanho inferior a este limiar e pouco desenvolvimento do sub-bosque são aqueles que apresentaram maior redução funcional.

O grupo G1, que respondeu apenas marginalmente à PROX nos modelos tendo apenas métricas de estrutura e dinâmica da paisagem como variáveis preditoras, nos que incluíram as métricas de CEF o melhor modelo foi o que utilizou a primeira componente da CEF (PC1), que representa presença de estrato intermediário desenvolvido, e secundariamente de sub-bosque. No entanto, ao se observar o gráfico biplot do modelo (Figura 14A), observa-se que a relação entre as variáveis praticamente inexistente, reforçando a ausência de resposta encontrada na seleção de modelos anterior e mostrando ser um grupo tolerante às PAs. O outro grupo de nectarívoros analisado (G15) manteve também o modelo nulo como o mais plausível entre os candidatos, e secundariamente estabelecendo uma relação negativa não-linear com a segunda

Figura 10. Distribuição dos valores de abundância de onívoros pouco sensíveis de dossel (G20) de acordo com os valores de conectividade (PROX) e proporção de área *core* (FORNEIGH) apresentados pelos 20 fragmentos estudados, representados pelos pontos.

Figura 11. Distribuição dos valores de Riqueza Funcional (FRic) de acordo com os valores de área (FORCONT) e conectividade (PROX) apresentados pelos 12 fragmentos estudados, representados pelos pontos.

Tabela 12. Resultados da seleção de modelos generalizados aditivos (GAM) e lineares generalizados (GLM), relacionando a Riqueza Funcional (FRic) das assembleias de aves estudadas em 12 fragmentos de Mata Estacional na Bacia do Coumbataí, SP. AICc=Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras; $\Delta AICc$ =diferença relativa entre o melhor modelo e os demais; wAICc=probabilidade relativa de seleção do modelo. Foram considerados plausíveis modelos com $\Delta AICc < 2$ e wAICc > 0.1 , cujos valores foram destacados em negrito.

Modelos	AICc	$\Delta AICc$	wAICc
Riqueza Funcional (FRic) da comunidade			
GAM: FRic~Área+Conectividade	-49,8	0,0	0,6871
GAM: FRic~Área+Estrutura do Sub-bosque	-48,0	1,7	0,2878
Abundância de nectarívoros pouco sensíveis de estrato misto (G1)			
GAM: G1~Estrato Intermediário	2,8	0,0	0,714
Abundância de frugívoros sensíveis acima de 60g (G2)			
GAM: G2~Proporção de Área <i>Core</i>	21,3	0,0	0,336
GAM: G2~Área+Estrato Intermediário	23,0	1,7	0,141
Abundância de frugívoros pouco sensíveis de estrato misto (G3)			
GLM: G3~Estrutura do Sub-Bosque	13,3	0,0	0,4080
GLM: G3~Conectividade+Estrutura do Sub-Bosque	15,0	1,7	0,1712
Abundância de onívoros pouco sensíveis de solo acima de 150g (G5)			
GAM: G5~Área+Estrato Intermediário	16,5	0,0	0,2807
GAM: G5~Estrato Intermediário	18,2	1,7	0,1185
GAM: G5~Proporção de Área <i>Core</i>	18,3	1,8	0,1150
Abundância de granívoros do estrato misto (G6)			
GLM: G6~Estrato Intermediário	4,0	0,0	0,4818
Abundância de insetívoros sensíveis de sub-bosque (G7)			
GLM: G7~Estrutura do Sub-Bosque	23,4	0,0	0,2579
GLM: G7~Estrato Intermediário	23,5	0,1	0,2444
GLM: G7~1(Modelo Nulo)	24,5	1,1	0,1508
Abundância de insetívoros pouco sensíveis de sub-bosque (G8)			
GLM: G8~Estrato Intermediário	35,7	0,0	0,8677
Abundância de frugívoros pouco sensíveis de dossel (G9)			
GLM: G9~Proporção de Área <i>Core</i>	9,3	0,0	0,6013
Abundância de insetívoros pouco sensíveis de dossel (G10)			
GLM: G10~Predominância do Dossel	32,1	0,0	0,8981
Abundância de insetívoros pouco sensíveis de estrato misto (G12)			
GAM: G12~Predominância do Dossel	29,9	0,0	0,3917
GLM: G12~1(Modelo Nulo)	31,8	1,8	0,1561
Abundância de nectarívoros pouco sensíveis (G15)			
GLM: G15~1(Modelo Nulo)	1,1	0,0	0,3026
GAM: G15~Predominância do Dossel	1,7	0,6	0,2279
Abundância de insetívoros pouco sensíveis de estrato misto acima de 100g (G16)			
GAM: G16~Proporção de Área Nuclear+Estrato Intermediário	0,8	0,0	0,6725
Abundância de onívoros pouco sensíveis de dossel (G20)			
GLM: G20~1(Modelo Nulo)	8,3	0,0	0,2701
GLM: G20: Predominância do Dossel	8,7	0,4	0,2203
Onívoros pouco sensíveis de estrato misto (G25)			
GLM: G25~Predominância do Dossel	37,9	0,0	0,7421

Tabela 13. Quadro-resumo das variáveis de atributos da paisagem (para 20 fragmentos) e da combinação entre atributos da paisagem e de complexidade estrutural do fragmento (CEF) (para 12 fragmentos) que melhor explicaram a riqueza funcional (FRic) e a abundância de grupos funcionais das assembleias de aves, bem como o tipo de modelo (GAM ou GLM) que apresentou o melhor ajuste. G1 – nectarívoros pouco sensíveis de estrato misto; G2 – frugívoros sensíveis acima de 60g; G3 – frugívoros pouco sensíveis de estrato misto; G5 – onívoros pouco sensíveis de solo acima de 150g; G6 – granívoros de estrato misto; G7 – insetívoros sensíveis de sub-bosque; G8 – insetívoros pouco sensíveis de sub-bosque; G9 – frugívoros pouco sensíveis de dossel; G10 – insetívoros pouco sensíveis de dossel; G12 – insetívoros pouco sensíveis de estrato misto; G15 – nectarívoros pouco sensíveis; G16 – insetívoros pouco sensíveis de estrato misto acima de 100g; G20 – onívoros pouco sensíveis de dossel; G25 – onívoros pouco sensíveis de estrato misto.

Aves	Paisagem	Modelo	Paisagem+CEF	Modelo
FRic	Área + Conectividade	GAM	Área + Conectividade	GAM
G1	Nulo	GLM	Estrato intermediário	GAM
G2	Nulo	GLM	Área Core	GAM
G3	Nulo	GLM	Estrutura do sub-bosque	GLM
G5	Nulo	GLM	Área + Estrato intermediário	GAM
G6	Área Core	GLM	Estrato intermediário	GLM
G7	Idade	GAM	Estrutura do sub-bosque	GLM
G8	Idade	GLM	Estrato intermediário	GLM
G9	Área Core	GAM	Área Core	GLM
G10	Área	GLM	Predominância do dossel	GLM
G12	Área Core	GLM	Predominância do dossel	GAM
G15	Nulo	GLM	Nulo	GLM
G16	Nulo	GLM	Área Core+ Estrato Intermediário	GAM
G20	Conectividade	GLM	Nulo	GLM
G25	Nulo	GLM	Predominância do dossel	GLM

Figura 12. Distribuição dos valores de Riqueza Funcional (FRic) de acordo com os valores de área (FORCONT) e estrutura do sub-bosque (PC4) apresentados pelos 12 fragmentos estudados, representados pelos pontos.

Figura 13. Distribuição dos valores de abundância de frugívoros de dossel acima de 60g (G2) de acordo com os valores de estrato intermediário da floresta (PC1) e área (FORCONT) apresentados pelos 12 fragmentos estudados, representados pelos pontos.

Figura 14. Representação visual dos ajustes dos modelos plausíveis selecionados para explicar a abundância de grupos funcionais presentes nos 12 fragmentos estudados, considerando as métricas de estrutura e dinâmica da paisagem utilizadas na abordagem de Ferraz *et al.* (2014), além das Componentes da PCA representando a variação na Complexidade Estrutural Do Fragmento (CEF). A linha vermelha representa o ajuste do modelo linear (GLM), enquanto o traçado em preto representa o ajuste do modelo generalizado aditivo (GAM). PC1 – primeira componente da PCA que representam parcelas em que o estrato intermediário apresentou valores de densidade e área basal acima da média; PC2 – segunda componente da PCA em que as parcelas apresentaram dossel com valores de riqueza, densidade e área basal acima da média; PC3 – terceira componente da PCA em que as parcelas apresentaram riqueza do sub-bosque e do doseel acima da média; PC4 – quarta componente da PCA em que as parcelas apresentaram densidade e área basal do sub-bosque acima da média.

componente da CEF (PC2) (Figura 14M), que corresponde a áreas onde o estrato do dossel predomina sobre os demais, com sub-bosque rico em espécies.

Os frugívoros dos grupos G2 e G9, responderam, respectivamente, de maneira positiva e negativa a FORNEIGH (Figuras 14B e 14J). O primeiro respondeu, ainda, à combinação de FORCONT com a primeira componente da CEF (PC1) (estrato intermediário) (Figura 13). As maiores abundâncias de G2 foram encontradas para os mesmos limiares de área encontrados para a FRic e outros grupos funcionais anteriormente mencionados, e onde a estrutura do fragmento é inversa ao encontrado na PC1, ou seja, áreas onde o dossel é mais desenvolvido que os demais estratos.

Distintamente dos demais frugívoros, o grupo de frugívoros de estrato misto (G3), que nos modelos envolvendo somente as métricas de estrutura e dinâmica da paisagem teve o modelo nulo como o mais importante dentre os candidatos, ao se considerar também as métricas de CEF, apresentou uma resposta positiva com a quarta componente da PCA (PC4) (Figura 14C), que corresponde principalmente à estrutura do sub-bosque. Também foi considerado plausível o modelo que combinou PROX e PC4 (Figura 15), estabelecendo uma relação linear e positiva com essas variáveis.

Os onívoros se organizaram nos grupos G5, G20 e G25. O primeiro deles respondeu à: (I) combinação de FORCONT e a primeira componente de CEF (PC1) (Figura 16), representando principalmente o estrato intermediário da vegetação; (II) negativamente à PC1

Figura 15. Distribuição dos valores de abundância de frugívoros pouco sensíveis de estrato misto (G3) de acordo com os valores de estrutura do sub-bosque (PC4) e conectividade (PROX) apresentados pelos 12 fragmentos estudados, representados pelos pontos.

Figura 16. Distribuição dos valores de abundância de onívoros pouco sensíveis de solo acima de 150g (G5) de acordo com os valores de estrato intermediário da floresta (PC1) e área (FORCONT) apresentados pelos 12 fragmentos estudados, representados pelos pontos.

e (III) positivamente à FORNEIGH, todos de forma não-linear (figuras 14D e 14E). No primeiro modelo, o grupo apresentou maiores abundâncias em valores de área equivalentes a aproximadamente 4% da paisagem amostral, o mesmo encontrado para FRic e os demais grupos acima mencionados, e em fragmentos com complexidade estrutural inversa à apresentada pela PC1, ou seja, com menor presença do estrato intermediário e do sub-bosque.

Já para os onívoros pouco sensíveis de dossel (G20) e de estrato misto (G25), as variáveis anteriormente selecionadas nos modelos restritos às métricas de estrutura e dinâmica da paisagem deram lugar à seleção do modelo nulo, no caso do grupo G20, e do modelo com a segunda componente de CEF (PC2), correspondente à predominância do dossel, estabelecendo uma relação linear positiva (figuras 14N e 14O, respectivamente).

Os granívoros foram representados apenas pelo grupo G6, o qual respondeu positivamente à primeira componente (PC1) (figura 14F), que corresponde ao estrato intermediário da vegetação, nos modelos que incluíram as variáveis de CEF. Este resultado é coerente com o hábito das espécies que compõem o grupo (*Arremon flavirostris* e *Zonotrichia capensis*), comumente observados forrageando nos estratos mais baixos da vegetação. A variável de CEF, neste caso, foi mais representativa para o grupo do que a relação inversa com FORNEIGH anteriormente selecionada nos modelos que incluíram somente as métricas de estrutura e dinâmica da paisagem.

Da mesma maneira, para os insetívoros (G7, G8, G10, G12 e G16), na seleção de modelos que considerou tanto as métricas de estrutura e dinâmica da paisagem quanto as componentes principais de CEF como variáveis, estas últimas foram mais representativas do que as primeiras, exceto para o G16, onde o melhor modelo foi a combinação de FORNEIGH e estrato intermediário (PC1), estabelecendo uma relação negativa e não-linear (figura 17).

Para os grupos G7 e G8, modelos envolvendo os estratos de sub-bosque (G7) e estrato intermediário (G7 e G8) foram considerados os mais importantes (Figuras 14G a 14I). Ambos apresentaram relação negativa com a primeira componente (PC1), que representa a predominância do estrato intermediário. Já os grupos G10 e G12, insetívoros de dossel e estrato misto, respectivamente, responderam positivamente à segunda componente (PC2), que representa a predominância do estrato do dossel (Figuras 14K e 14L, respectivamente). Enquanto G10 respondeu linearmente à PC2, G12 relacionou-se de forma não-linear, com redução marcante de sua abundância a partir de valores negativos da componente, ou seja, em cenários onde o dossel é pouco desenvolvido ou ausente.

Figura 17. Distribuição dos valores de abundância de insetívoros pouco sensíveis de estrato misto acima de 100g (G16) de acordo com os valores de estrato intermediário da floresta (PC1) e proporção de área *core* (FORNEIGH) apresentados pelos 12 fragmentos estudados, representados pelos pontos.

5. DISCUSSÃO

Conforme esperado, a riqueza funcional (FRic), relacionou-se positivamente às métricas de estrutura e dinâmica de paisagem para os atributos área (FORCONT) e conectividade (PROX), tanto na seleção de modelos utilizando somente métricas de paisagem quanto na seleção em que as componentes principais de CEF também foram incluídas. Além disso, o comportamento de FRic com relação a essas métricas seguiu um padrão não-linear, apresentando uma queda acentuada em seus valores a partir de áreas entre 60 e 70 ha, em conjunto com uma redução progressiva na conectividade.

Em consonância com os resultados obtidos, Bovo (2016) detectou uma relação linear positiva entre FRic e área dos fragmentos de Mata Atlântica estudados. Os resultados também foram consistentes com os de Martensen, *et al.* (2008), que detectou interação entre área e conectividade relacionando-se positivamente às assembleias de aves, onde a conectividade tem o papel de manter a riqueza, a abundância e a composição das comunidades em paisagens com fragmentos de tamanho reduzido. Da mesma maneira, outros trabalhos demonstraram o efeito compensatório de uma maior conectividade da paisagem sobre áreas pequenas (BOSCOLO e METZGER, 2011; BREGMAN *et al.*, 2015) influenciando, respectivamente, a ocorrência e a estrutura funcional das assembleias de aves. Outro estudo também demonstrou que as métricas de área e conectividade estabelecem uma relação não-linear positiva com parâmetros das comunidades de aves (MARTENSEN *et al.*, 2012), encontrando limiares de riqueza de espécies em uma faixa de 30% a 50% de cobertura florestal em paisagens de 10.800 ha de Mata Atlântica.

No caso do presente trabalho, as 6 unidades de 16km² das paisagens estudadas foram selecionadas tendo como critério no mínimo 10% de cobertura vegetal nativa e 70% de matriz agrícola (FERRAZ *et al.*, 2014), representando portanto áreas com maior pressão antrópica e distúrbios comparadas às paisagens do estudo anterior. Ainda assim, mesmo em condições acentuadas de degradação, limiares de perda de diversidade funcional das comunidades de aves foram detectados, evidenciando o potencial de paisagens como esta na manutenção dessa diversidade e, consequentemente, das funções ecossistêmicas prestadas pela avifauna, desde que sejam tomadas ações de manejo e conservação adequadas a fim de manter as paisagens com valores de área e conectividade acima dos limiares encontrados.

O efeito de limiares de área e conectividade em paisagens fragmentadas também se mostrou importante para outros grupos da fauna. Para pequenos mamíferos, o efeito mais acentuado da área do fragmento sobre a riqueza de espécies ocorreu em valores intermediários

de cobertura florestal (30%) em paisagens de Floresta Ombrófila na Mata Atlântica (PARDINI, *et al.*, 2010). Para médios e grandes mamíferos, foi observada a presença de dois limiares relacionados à área (a 60 ha e 2050 ha) afetando a diversidade funcional (FD) de ambos os grupos também em fragmentos de Mata Atlântica (MAGIOLI *et al.*, 2015), evidenciando a importância de paisagens com a maior diversidade de tipos de habitat, ocorrente em níveis intermediários de cobertura florestal, para abrigar a maior diversidade funcional possível de distintos grupos da fauna silvestre.

Não foi encontrada neste estudo, contudo, relação entre FRic e a idade dos fragmentos, embora tal relação tenha sido demonstrada por Bowen *et al.* (2009) considerando a riqueza de espécies e abundância de guildas tróficas de aves. No caso da paisagem deste estudo, o tempo de regeneração dos remanescentes não implica necessariamente no desenvolvimento estrutural da vegetação. Por estarem imersos em uma paisagem dinâmica, onde os eventos de perturbação ainda ocorrem, os fragmentos florestais sofrem pressões constantes e de naturezas diversas, tais como invasão de gramíneas exóticas, entrada de gado e abertura de trilhas recreacionais. Estas pressões, por sua vez, limitam ou mesmo impedem o processo de sucessão secundária. Lira *et al.* (2012) argumentam que, embora a estrutura e composição da vegetação possa variar entre diferentes idades, como um reflexo do gradiente sucessional, outros aspectos, tais como o histórico de ocupação e práticas de manejo do uso do solo, também são fatores determinantes da composição e estrutura da vegetação ao longo do gradiente de sucessão. Assim, fragmentos mais antigos podem ter uma estrutura florestal mais simplificada quando comparados aos mais recentes, dependendo do contexto da paisagem em que cada um está inserido. Da mesma maneira, Dias *et al.* (2016) verificaram que o tempo de regeneração da floresta não influenciou a recuperação das assembleias de aves em áreas fragmentadas de Mata Atlântica, mas sim o contexto da paisagem.

A proporção de área *core* também não foi um bom preditor da FRic. Alguns estudos têm mostrado resultados contrastantes no que diz respeito à relação entre parâmetros das assembleias de aves e efeitos de borda. Barbaro *et al.* (2014) detectaram aumento da FRic em bordas florestais comparadas ao interior dos fragmentos na Nova Zelândia, enquanto a mesma se reduziu do interior em direção à borda em remanescentes na França. Banks-Leite *et al.* (2010) encontraram uma redução significativa na abundância total de assembleias de aves nas bordas dos fragmentos estudados, ao mesmo tempo em que não detectaram diferenças significativas na riqueza. Berry (2001) encontrou maior riqueza e abundância de aves nas bordas do que no interior de fragmentos florestais, sendo que nenhuma espécie foi mais abundante no interior. A autora credita o resultado ao aumento da ocorrência de espécies que

se favorecem em ambientes de borda, assim como ocorre nas paisagens do presente estudo. Além da variação de respostas interespecíficas com relação à proporção de área *core* e borda, também há variação intraespecífica, dependendo do tipo do tipo de borda e de como se dá a distribuição dos recursos entre borda, interior e matriz (RIES e SISK, 2004), o que dificulta a detecção de padrões claros na sua relação com a avifauna.

Além do efeito conjunto de área e conectividade, FRic relacionou-se também à componente principal de CEF relacionada à estruturação do sub-bosque (PC4), em conjunto com a área do fragmento, de maneira não-linear. Os fragmentos que apresentaram os maiores valores de FRic foram aqueles com proporção de 3% a 4% da totalidade da paisagem (entre 60 ha e 70 ha) e com maior estruturação do sub-bosque, traduzida em maiores valores de área basal. Além disso, a presença de sub-bosque desenvolvido reduziu a influência da área em fragmentos situados abaixo desse limiar. Assim, em paisagens fragmentadas a manutenção da estrutura da floresta, tendo como *proxy* a área basal, pode ajudar a manter a diversidade funcional de aves em fragmentos com área inferior a 60ha. Fragmentos com maior percentual de espécies arbustivas, que ocupam o estrato do sub-bosque, apresentam maior oferta de alimento, poleiros e abrigo às espécies de aves (BATÁRY *et al.*, 2014). Um estudo demonstrou que áreas que sofrem menor redução da área basal com o corte seletivo mantiveram a riqueza de espécies de aves em florestas temperadas e tropicais (LAMANNA e MARTIN, 2016). Por outro lado, em áreas onde o sub-bosque é ausente pode haver uma redução de espécies de aves associadas a este estrato, resultando em uma diminuição de até 35% da riqueza original (EHLERS SMITH *et al.*, 2015).

Ações de conservação das assembleias de aves em paisagens modificadas devem considerar, portanto, fragmentos com elevado desenvolvimento estrutural (estimado pela área basal) e de tamanho intermediário, conectados na paisagem (PAVLACKY *et al.*, 2015). No caso das paisagens do presente estudo, fragmentos com maior estruturação do sub-bosque (maior área basal), tamanhos correspondentes a 3 ou 4% da paisagem focal (entre 60 ha e 70 ha), e mais conectados entre si são os que abrigarão maior diversidade funcional das assembleias de aves. Fragmentos menores podem melhorar sua FRic se apresentarem sub-bosque desenvolvido, gerando um efeito compensatório sobre a área reduzida.

Embora para a Riqueza Funcional (FRic) da comunidade exista um padrão claro da relação positiva entre atributos de estrutura e dinâmica de paisagem (área e conectividade), e de CEF (estrutura do sub-bosque), é importante atentar-se também às especificidades das respostas de cada GF. Enquanto alguns dos grupos estudados responderam de maneira positiva aos atributos de paisagem e às componentes principais da CEF, outros não foram

afetados ou foram favorecidos pela intensificação da modificação da paisagem e da simplificação da estrutura florestal, aumentando ou mantendo suas abundâncias em áreas abertas ou de borda, em fragmentos pequenos e com grande alteração dos estratos da vegetação.

Os grupos que se mostraram favorecidos em paisagens modificadas foram formados principalmente por nectarívoros, granívoros, frugívoros e onívoros, todos compostos por espécies de baixa sensibilidade e associadas à perturbação antrópica. Já aqueles que responderam positivamente aos atributos de estrutura e dinâmica da paisagem e/ou à CEF correspondem a frugívoros, onívoros e insetívoros com maior especificidade de habitat, associados a estratos distintos e com sensibilidade variada. Pearman (2002) encontrou respostas similares para guildas de aves de sub-bosque em fragmentos de Floresta Amazônica no Ecuador, onde nectarívoros, frugívoros e alguns insetívoros foram mais abundantes em áreas com baixa cobertura florestal primária, enquanto grupos mais exigentes quanto ao micro-habitat, como insetívoros e onívoros associados ao sub-bosque e forrageadores de serapilheira foram capturados em áreas com maior proporção de floresta primária. Banks-Leite *et al.* (2010) também detectaram redução na abundância de insetívoros e espécies sensíveis nas bordas dos fragmentos, enquanto a de nectarívoros aumentou. Em paisagem agrícola, granívoros e carnívoros apresentaram maior riqueza de espécies, e frugívoros generalistas foram mais abundantes, do que em uma área contínua de floresta, enquanto insetívoros de dossel foram mais ricos no contínuo florestal em Madagascar (MARTIN *et al.*, 2012)

Considerar tais diferenças de resposta dos grupos às mudanças ambientais é fundamental para a promoção e manutenção de paisagens funcionalmente diversas. Alexandrino *et al.* (2016a) identificaram alguns parâmetros associados a determinados grupos de aves como bons descritores do gradiente de distúrbio antrópico, nas mesmas unidades amostrais da paisagem do presente estudo. Entre estes parâmetros, pode-se citar a abundância de insetívoros de sub-bosque e estrato intermediário, abundância de espécies exclusivamente florestais e abundância de espécies não-florestais. Isso mostra a importância de se considerar as distintas respostas de cada grupo funcional em planos de manejo e conservação de PAs.

Além disso, alguns grupos apresentaram padrões de resposta não-lineares, onde a área do fragmento, em conjunto ou não com outros atributos de estrutura e dinâmica da paisagem e de CEF, foi a variável mais determinante desses padrões, com os mesmos limiares de área identificados para FRic das comunidades (G2, G5, G7, G10). Ainda assim, cada grupo estabeleceu relações não-lineares a uma ou um conjunto de variáveis distintos entre si. De modo similar aos resultados encontrados, Morante-Filho *et al.*, 2015 também detectaram

diferenças na resposta de diferentes grupos de aves à variação na cobertura florestal em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica, onde espécies dependentes de floresta sofreram efeitos negativos da perda de cobertura florestal, enquanto espécies generalistas foram positivamente afetadas. Os autores também observaram um padrão de resposta não-linear dos grupos funcionais, os quais sofreram uma redução abrupta na riqueza e na abundância em paisagens com menos de 50% de cobertura florestal. Outro estudo demonstrou, por exemplo, que guildas tróficas de aves responderam diferentemente à distância de floresta e estrato de vegetação em agroflorestas de cacau na Indonésia. Enquanto a riqueza de nectarívoros e frugívoros foi reduzida à medida que aumentava a distância das florestas, a de aves granívoras aumentou (CLOUGH *et al.*, 2009). Coelho *et al.*, 2016 também detectaram diferenças entre os grupos funcionais estudados quanto às respostas às variáveis de paisagem, com espécies dependentes de floresta respondendo positivamente à conectividade e percentual de cobertura florestal, enquanto espécies não dependentes de floresta apresentaram uma relação negativa com esta última.

Também para Clough *et al.* (2009), a CEF foi um fator importante para se determinar a presença de grupos funcionais nas paisagens agroflorestais estudadas, uma vez que a riqueza dos mesmos se relacionou positivamente com a densidade de estratos mais altos da vegetação agroflorestal. Em consonância com esses resultados, no presente estudo a componente principal que representa a predominância do dossel (PC2) foi a variável que melhor explicou a abundância de 5 dos 14 grupos funcionais avaliados neste estudo, sendo quatro desses com relação positiva (G10 – insetívoros pouco sensíveis de dossel; G12 – insetívoros pouco sensíveis de estrato misto; G20 – onívoros pouco sensíveis de dossel; e G25 – onívoros pouco sensíveis de estrato misto) e um com relação negativa (G15 - nectarívoros pouco sensíveis).

É interessante observar que parte dos grupos funcionais respondeu melhor a uma escala local de habitat (CEF) do que à estrutura da paisagem. Para a seleção de modelos utilizando exclusivamente as métricas de estrutura e dinâmica da paisagem, 7 dos 14 grupos funcionais tiveram como melhor explicação de sua abundância na paisagem o Modelo Nulo (G1, G2, G3, G5, G15, G16, G25), sendo que na seleção de modelos com métricas de paisagem e CEF apenas 2 grupos não encontraram nenhuma relação plausível com as variáveis preditoras (G15 e G20) com melhor ajuste do que o acaso. Ainda, dos 7 grupos funcionais que responderam à métricas de estrutura e dinâmica de paisagem, 6 (G6, G7, G8, G10, G12, G20) passaram a ter uma das componentes principais de CEF como melhor variável preditora na seleção de modelos envolvendo as duas escalas de variáveis (atributos de paisagem + CEF).

Embora as duas seleções de modelos tenham suficiência amostral distinta (20 fragmentos na seleção de modelos somente com métricas de paisagem e 12 fragmentos na seleção com métricas de paisagem + CEF), os resultados obtidos sugerem que atributos na escala do habitat devem ser considerados em estudos de diversidade funcional de aves, explicando mais adequadamente a distribuição das abundâncias de grupos funcionais, enquanto atributos da paisagem explicam melhor parâmetros da comunidade como um todo, como FRic, por exemplo. Os grupos de insetívoros (G7, G8, G10 e G12), por exemplo, mostraram-se fortemente associados a seus estratos de forrageio neste estudo.

Banks-Leite *et al.*, (2013) verificaram que as respostas de diferentes guildas e espécies de aves a variáveis em escala de paisagem, do fragmento e local (estrutura da vegetação) variaram entre si em fragmentos de Mata Atlântica, não havendo portanto uma escala ideal para avaliar mudanças em suas assembleias. Assim, modelos que contemplem variáveis ambientais em múltiplas escalas podem trazer respostas mais acuradas dos efeitos da alteração antrópica da paisagem sobre distintos grupos de aves (BOSCOLO e METZGER, 2009), uma vez que possuem ampla variação entre si na exploração de recursos e de hábitos de vida. Galitsky e Lawler (2015) também verificaram que distintos grupos funcionais de aves responderam de maneiras diversas às escalas de paisagem e locais (composição e estrutura da vegetação), sendo que grupos de aves com hábito mais generalista responderam melhor a variáveis em escala de paisagem, enquanto grupos com hábitos mais restritos responderam melhor a variáveis em escala local, de modo similar ao presente estudo.

Assim, a riqueza funcional (FRic) de assembleias de aves em paisagens agrícolas foi melhor explicada por dois dos quatro atributos de estrutura e dinâmica da paisagem utilizados na abordagem de PPSE de Ferraz *et al.* (2014). Enquanto a combinação de uma maior conectividade e valores intermediários de área do fragmento, na escala deste estudo, levou a maiores valores de FRic, idade e proporção de área *core* não foram considerados bons preditores dessa variável. Outros trabalhos demonstraram que o efeito combinado de conectividade e área do fragmento é o principal fator na determinação da riqueza e da abundância de assembleias de aves (MARTENSEN *et al.*, 2008, 2012) e de mamíferos (PARDINI *et al.*, 2010). Desse modo, a referida abordagem poderia valer-se apenas da conectividade e da área total do fragmento para prever adequadamente a riqueza funcional de assembleias de aves em paisagens agrícolas, desde que levando em consideração os limiares encontrados neste estudo. É fundamental, contudo, que o presente trabalho seja replicado com os mesmos atributos em paisagens em diferentes escalas e com diferentes proporções de remanescentes florestais e matriz, com o intuito de verificar se os padrões

encontrados se mantêm. Grupos funcionais, como mencionado anteriormente, relacionaram-se a distintos atributos da paisagem, de forma negativa ou positiva, além de relacionarem-se melhor à estrutura da vegetação, também de forma negativa ou positiva dependendo do grupo em questão. Tal variação na resposta entre os grupos, por sua vez, inviabilizaria o uso da abordagem de PPSE para predizer suas abundâncias.

Para a adequada gestão e manutenção das funções ecossistêmicas promovidas pela fauna em paisagens modificadas, é necessário, portanto, considerar diversas escalas ambientais (paisagem, fragmento e local) e das comunidades (parâmetros representativos da comunidade como um todo, de grupos e até mesmo espécies) em conjunto para que tais ambientes forneçam o maior repertório possível dessas funções, mantendo também sua resiliência. Novos estudos relacionando a diversidade e grupos funcionais de aves com paisagens agrícolas e a complexidade estrutural dos fragmentos presente nessas áreas devem ser conduzidos em outras regiões para corroborar os resultados obtidos a fim de detectar padrões que sirvam de subsídios a políticas públicas e ações de manejo visando à manutenção das funções ecossistêmicas promovidas pelas aves nesses locais.

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, conclui-se que:

- Há uma relação positiva entre a riqueza funcional das assembleias de aves e área e conectividade dos fragmentos, em uma relação não-linear, corroborando parcialmente a hipótese H1. Assim, foi detectado que FRic sofre quedas abruptas em seus valores em fragmentos de área inferior a 60 ha, ao mesmo tempo em que há uma redução progressiva na conectividade. Fragmentos com área igual ou superior a esse valor e bem conectados na paisagem, com distâncias inferiores a 170 metros, são os que apresentarão os maiores valores de FRic.

- A complexidade estrutural da vegetação, em conjunto com a área do fragmento, também relacionou-se positivamente à FRic dos fragmentos estudados, em especial o desenvolvimento do sub-bosque, o que também corrobora parcialmente a hipótese H1. Remanescentes com áreas acima de 60 ha e com sub-bosque mais desenvolvido (maior área basal) e maior densidade do dossel foram os que apresentaram os maiores valores de FRic.

- Os modelos referentes à idade e à proporção de área *core*, na escala espacial do presente estudo, não representaram explicações plausíveis para a FRic das assembleias de aves encontradas em florestas secundárias da Bacia do Corumbataí, não oferecendo suporte à hipótese H1 para estas duas variáveis. Assim, conectividade e área do fragmento podem ser melhores indicadores de diversidade funcional de aves do que os quatro atributos da paisagem em conjunto, como proposto na abordagem de PPSE. Além disso, é importante considerar também a estrutura do fragmento, em especial o desenvolvimento do sub-bosque, como um indicador de diversidade funcional complementar à conectividade e área dos fragmentos.

- Grupos funcionais responderam aos atributos da paisagem e à complexidade estrutural dos fragmentos (CEF) de maneiras distintas entre si, corroborando a hipótese H2 e revelando a necessidade de considerar as especificidades de cada grupo em ações de manejo que visem à manutenção das funções ecossistêmicas promovidas por aves em paisagens modificadas. Grupos de nectarívoros, alguns frugívoros, onívoros e granívoros pouco sensíveis não responderam de maneira significativa a alterações na paisagem e na estrutura

florestal, enquanto alguns frugívoros, insetívoros e onívoros com habitats mais específicos e sensibilidade variada, responderam positivamente a esses parâmetros.

- A relação entre as assembleias de aves e atributos da paisagem e da CEF serão mais adequadamente detectadas dependendo da escala de análise tanto das variáveis ambientais quanto dos parâmetros selecionados para representar as comunidades. Estimativas que representam a comunidade como um todo (como FRic, por exemplo) podem responder melhor aos atributos da paisagem, enquanto as que representam grupos ou espécies podem responder melhor a escalas locais de habitat (estrutura da vegetação).

REFERÊNCIAS

- ALEXANDRINO, E. R.; BUECHLEY, E. R.; KARR, J. R.; *et al.* Bird based Index of Biotic Integrity: Assessing the ecological condition of Atlantic Forest patches in human-modified landscape. *Ecological Indicators*, v. 73, p. 1–14, 2016.
- ALEXANDRINO, E. R.; BUECHLEY, E. R.; PIRATELLI, A. J.; *et al.* Bird sensitivity to disturbance as an indicator of forest patch conditions: An issue in environmental assessments. *Ecological Indicators*, v. 66, p. 369–381, jul. 2016. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X16300218>>. Acesso em: 23 mar. 2017.
- ALMAZÁN-NÚÑEZ, R. C. *et al.* Distribution of the community of frugivorous birds along a successional gradient in a tropical dry forest in south-western Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, v. 31, n. 1, p. 57–68, 6 jan. 2015. Disponível em: <http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0266467414000601>.
- ANDERSON, D.; BURNHAM, K. Model selection and multi-model inference. *Second*. NY: Springer-Verlag, 2004. Disponível em: <<http://cds.cern.ch/record/1608735>>. Acesso em: 2 abr. 2017.
- ANDRÉN, H. Habitat Fragmentation and Changes in Biodiversity on JSTOR. *Ecological Bulletins*, n. 46, p. 171–181, 1997. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/20113214?seq=1#page_scan_tab_contents>. Acesso em: 2 abr. 2017.
- AUGUSTO, A.; BOVO, D. A. Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz ” Diversidade e riqueza funcional de assembleias de aves na Mata Atlântica Alex Augusto de Abreu Bovo Piracicaba Licenciado e Bacharel em Ciências Biológicas. 2015.
- AVERY, T. E. E BURKHART, H. E. *Forest measurements*. [S.l.]: McGraw-Hill Co. New York, NY. USA, 1983.
- AWADE, M.; BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. *Landscape Ecology*, v. 27, n. 2, p. 185–198, 2012.
- BAKER, P. J. *et al.* DISTURBANCE HISTORY AND HISTORICAL STAND DYNAMICS OF A SEASONAL TROPICAL FOREST IN WESTERN THAILAND. *Ecological Monographs*, v. 75, n. 3, p. 317–343, 1 ago. 2005. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/04-0488>>. Acesso em: 16 ago. 2017.

- BANKS-LEITE, C. *et al.* Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, v. 1041, 2014.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos*, v. 119, n. 6, p. 918–926, 2010.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. The confounded effects of habitat disturbance at the local, patch and landscape scale on understory birds of the Atlantic Forest: Implications for the development of landscape-based indicators. *Ecological Indicators*, v. 31, p. 82–88, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.015>>.
- BARBARO, L. *et al.* Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: A transcontinental experiment. *Diversity and Distributions*, v. 20, n. 2, p. 149–159, 2014.
- BARBARO, L. *et al.* Edge and area effects on avian assemblages and insectivory in fragmented native forests. *Landscape Ecology*, v. 27, n. 10, p. 1451–1463, 18 dez. 2012. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10980-012-9800-x>>. Acesso em: 9 abr. 2017.
- BATÁRY, P. *et al.* How do edge effect and tree species diversity change bird diversity and avian nest survival in Germany's largest deciduous forest? *Forest Ecology and Management*, v. 319, p. 44–50, 2014. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112714000899>>. Acesso em: 15 abr. 2017.
- BENNETT, A. F.; RADFORD, J. Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*, v. 133, n. 2, p. 250–264, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320706002850>>. Acesso em: 31 mar. 2017.
- BERRY, L. Edge effects on the distribution and abundance of birds in a southern Victorian forest. *Wildlife Research*, v. 28, n. 3, p. 239–245, 2001. Disponível em: <<http://www.publish.csiro.au/journals/abstractHTML.cfm?J=WR&V=28&I=3&F=WR00057abs.XML>>. Acesso em: 15 abr. 2017.
- BLONDEL, J.; FERRY, C.; FROCHOT, B. La méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda*, v. 38, n. 1, p. 55–71, 1970.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology*, v. 24, n. 7, p. 907–918, 2009.

- BOSCOLO, D.; PAUL METZGER, J. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography*, v. 34, n. 6, p. 1018–1029, 2011.
- BOWEN, M. E. *et al.* The age and amount of regrowth forest in fragmented brigalow landscapes are both important for woodland dependent birds. *Biological Conservation*, v. 142, n. 12, p. 3051–3059, 2009.
- BREGMAN, T. P. *et al.* Species interactions regulate the collapse of biodiversity and ecosystem function in tropical forest fragments. *Ecology*, v. 96, n. 10, p. 2692–2704, out. 2015. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/14-1731.1>>.
- BREGMAN, T. P.; SEKERCIOGLU, C. H.; TOBIAS, J. A. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation : Implications for ecosystem function and conservation. *BIOLOGICAL CONSERVATION*, v. 169, p. 372–383, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.024>>.
- BRÜCKMANN, S. V.; KRAUSS, J.; STEFFAN-DEWENTER, I. Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. *Journal of Applied Ecology*, v. 47, n. 4, p. 799–809, 21 jun. 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2010.01828.x>>.
- BURKHARD, B.; KROLL, F.; MÜLLER, F. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online*, n. December, p. 1–22, 2010. Disponível em: <<http://www.landscapeonline.de/103097lo200915/>>.
- BURNHAM, K.; ANDERSON, D. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. [S.l: s.n.], 2003. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=fT1Iu-h6E-oC&oi=fnd&pg=PR7&dq=burnham+anderson+model+selection&ots=teAm4_UFp3&sig=tmgqSn8OXBWqUqxzP_4SnANIVzQ>. Acesso em: 2 abr. 2017.
- CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHNICK, N. Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, n. 5, p. 1079–1087, 2011.
- CARRARA, E. *et al.* Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, v. 184, p. 117–126, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000632071500035X>>.

- CASAS, G. *et al.* Habitat structure influences the diversity , richness and composition of bird assemblages in successional Atlantic rain forests. *Tropical Conservation Science*, v. 9, n. 1, p. 503–524, 2016.
- CLOUGH, Y. *et al.* Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. *Biological Conservation*, v. 142, n. 5, p. 1032–1041, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.027>>.
- COELHO, M. T. P. *et al.* The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic forest birds. *The Wilson Journal of Ornithology*, v. 128, n. 3, p. 520–534, set. 2016. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/10.1676/1559-4491-128.3.520>>.
- COLWELL, R.; CODDINGTON, J. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, p. 101–118, 1994.
- CROUZEILLES, R. *et al.* The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? *Landscape Ecology*, v. 29, n. 3, p. 479–489, 9 mar. 2014. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10980-013-9978-6>>. Acesso em: 9 abr. 2017.
- DAVIDSON, E. A. *et al.* Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. *Nature*, v. 447, n. 7147, p. 995–998, 21 jun. 2007. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/nature05900>>. Acesso em: 9 abr. 2017.
- DEIKUMAH, J. P.; MCALPINE, C. A.; MARON, M. Matrix Intensification Alters Avian Functional Group Composition in Adjacent Rainforest Fragments. v. 8, n. 9, p. 1–10, 2013a.
- DEIKUMAH, J. P.; MCALPINE, C. A.; MARON, M. Matrix Intensification Alters Avian Functional Group Composition in Adjacent Rainforest Fragments. *PLoS ONE*, v. 8, n. 9, p. 1–10, 2013b.
- DENT, D. H.; WRIGHT, S. J. The future of tropical species in secondary forests : A quantitative review. *Biological Conservation*, v. 142, n. 12, p. 2833–2843, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.035>>.
- DEVICTOR, V. *et al.* Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, v. 17, n. 2, p. 252–261, mar. 2008. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1466-8238.2007.00364.x>>.
- DEWALT, S. J.; MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: Implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, v. 182, n. 1–3, p. 139–151, 2003.

- DIAS, D. F. C. *et al.* Beauty before age: landscape factors influence bird functional diversity in naturally regenerating fragments, but regeneration age does not. *Restoration Ecology*, v. 24, n. 2, p. 259–270, mar. 2016. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/rec.12293>>.
- DUNNING, J. *CRC handbook of avian body masses*. [S.l.]: CRC press, 1992. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=JnHKPAEOUjEC&oi=fnd&pg=PA3&dq=dunning+1992+birds&ots=fDXgyBc2qa&sig=OVsvypEDAxYdsh6xrfFmhjsBM_0>.
- EHLERS SMITH, Y. C. *et al.* Response of avian diversity to habitat modification can be predicted from life-history traits and ecological attributes. *Landscape Ecology*, v. 30, n. 7, p. 1225–1239, 17 ago. 2015. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10980-015-0172-x>>.
- EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, v. 81, n. 1, p. 117, 1 dez. 2005. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1017/S1464793105006949>>.
- FAHRIG, L. Fragmentation on of Habitat Effects Biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 34, n. 2003, p. 487–515, 2003.
- FERGER, S. W. *et al.* Food resources and vegetation structure mediate climatic effects on species richness of birds. *Global Ecology and Biogeography*, v. 23, n. 5, p. 541–549, maio 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/geb.12151>>. Acesso em: 7 abr. 2017.
- FERRAZ, K. *et al.* Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in south-eastern Brazil. *Environmental Conservation*, v. 39, n. 4, p. 316–324, 2012.
- FERRAZ, S. F. B. *et al.* How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology*, v. 29, n. 2, p. 187–200, 2 fev. 2014. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10980-014-9988-z>>.
- FERREIRA, P. A.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. What do we know about the effects of landscape changes on plant–pollinator interaction networks? *Ecological Indicators*, v. 31, p. 35–40, 2013. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X12002907>>. Acesso em: 9 abr. 2017.
- FISCHER, J. *et al.* Functional richness and relative resilience of bird communities in regions with different land use intensities. *Ecosystems*, v. 10, n. 6, p. 964–974, 2007.

- GAGIC, V. *et al.* Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 282, n. 1801, p. 20142620–20142620, 7 jan. 2015. Disponível em: <<http://rspb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rspb.2014.2620>>.
- GALITSKY, C.; LAWLER, J. J. Relative influence of local and landscape factors on bird communities vary by species and functional group. *Landscape Ecology*, v. 30, n. 2, p. 287–299, 2015. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10980-014-0138-4>>.
- GARDNER, T. A. *et al.* Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, v. 12, n. 6, p. 561–582, jun. 2009. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>>.
- GARMENDIA, A. *et al.* Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 29, n. 4, p. 331–344, 2013. Disponível em: <http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0266467413000370\nhttp://www.oikos.unam.mx/paisajes/Garmendia_etal_JTE.pdf\nhttp://www.journals.cambridge.org/abstract_S0266467413000370>.
- GIL-TENA, A. *et al.* Woodland bird response to landscape connectivity in an agriculture-dominated landscape: a functional community approach. *Community Ecology*, v. 15, n. 2, p. 256–268, dez. 2014. Disponível em: <<http://www.akademai.com/doi/abs/10.1556/ComEc.15.2014.2.14>>. Acesso em: 1 abr. 2017.
- GOTELLI, N.; COLWELL, R. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, v. 4, n. 4, p. 379–391, 2001.
- GRELLE, C. E. V. Forest Structure and Vertical Stratification of Small Mammals in a Secondary Atlantic Forest, Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 38, n. 2, p. 81–85, 1 ago. 2003. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1076/snfe.38.2.81.15926>>. Acesso em: 9 abr. 2017.
- GUISAN, A.; EDWARDS, T.; HASTIE, T. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological modelling*, v. 157, n. 2, p. 89–100, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380002002041>>. Acesso em: 2 abr. 2017.

- HASUI, E. Influência da variação fisionômica da vegetação sobre a composição de aves frugívoras na Mata Atlântica. 2003. Disponível em: <<http://repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/316288>>. Acesso em: 2 abr. 2017.
- HASUI, É.; GOMES, V. S. DA M.; SILVA, W. R. Effects of Vegetation Traits on Habitat Preferences of Frugivorous Birds in Atlantic Rain Forest. *Biotropica*, v. 39, n. 4, p. 502–509, jul. 2007. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1744-7429.2007.00299.x>>. Acesso em: 31 mar. 2017.
- HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 24, n. 11, p. 599–605, nov. 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534709002018>>.
- KISSLING, W. D.; FIELD, R.; BÖHNING-GAESE, K. Spatial patterns of woody plant and bird diversity: functional relationships or environmental effects? *Global Ecology and Biogeography*, v. 17, n. 3, p. 327–339, maio 2008. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1466-8238.2007.00379.x>>.
- KISSLING, W. D.; RAHBEEK, C.; BOHNING-GAESE, K. Food plant diversity as broad-scale determinant of avian frugivore richness. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 274, n. 1611, p. 799–808, 22 mar. 2007. Disponível em: <<http://rspb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rspb.2006.0311>>.
- KOFFLER, N. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. *Geografia*, 1993.
- KRAUSS, J. *et al.* Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters*, v. 13, n. 5, p. 597–605, 16 abr. 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x>>. Acesso em: 31 mar. 2017.
- KUMAR, S.; STOHLGREN, T. J.; CHONG, G. W. SPATIAL HETEROGENEITY INFLUENCES NATIVE AND NONNATIVE PLANT SPECIES RICHNESS. *Ecology*, v. 87, n. 12, p. 3186–3199, dez. 2006. Disponível em: <http://www.ivb.cz/folia_zoologica/archive/51_121-128.pdf>.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, v. 91, n. 1, p. 299–305, jan. 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/08-2244.1>>.
- LAMANNA, J. A.; MARTIN, T. E. Logging impacts on avian species richness and composition differ across latitudes and foraging and breeding habitat preferences. *Biological Reviews*, out. 2016. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/brv.12300>>.

- LEGENDRE, P.; FORTIN, M.; BORCARD, D. Should the Mantel test be used in spatial analysis? *Methods in Ecology and Evolution*, v. 6, n. 11, p. 1239–1247, 2015. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/2041-210X.12425/full>>. Acesso em: 2 abr. 2017.
- LEISLER, B.; WINKLER, H. Ergebnisse und Konzepte ökomorphologischer Untersuchungen an Vögeln. *Journal of Ornithology*, v. 132, n. 4, p. 373–425, out. 1991. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/BF01640381>>. Acesso em: 1 abr. 2017.
- LIRA, P. K. *et al.* Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, v. 278, p. 80–89, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112712002630>>. Acesso em: 15 abr. 2017.
- MAGIOLI, M. *et al.* Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. *European Journal of Wildlife Research*, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10344-016-1017-x>>.
- MAGIOLI, M. *et al.* Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation*, v. 18, n. 6, p. 499–511, dez. 2015. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/acv.12201>>.
- MANLY, B. *Multivariate statistical methods: a primer*. [S.l.]: CRC Press, 2004. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=GdnMBQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=manly+multivariate+statistical+methods&ots=LSe9kr4q58&sig=5FE-8LPkx-s_c5P_wJjG6xVnE2Q>. Acesso em: 2 abr. 2017.
- MARTENSEN, A. C. *et al.* Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. *Conservation Biology*, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, 2012.
- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 141, n. 9, p. 2184–2192, 2008.
- MARTIN, E. A. *et al.* Agriculture , Ecosystems and Environment Maintenance of bird functional diversity in a traditional agroecosystem of Madagascar. “*Agriculture, Ecosystems and Environment*”, v. 149, p. 1–9, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.005>>.
- MARTIN, P. A.; NEWTON, A. C.; BULLOCK, J. M. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. *Proceedings of the Royal Society B*:

- Biological Sciences*, v. 281, n. 1782, 11 mar. 2014. Disponível em: <<http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/281/1782/20140303.abstract>>.
- MARTIN, T. Selection of second-growth woodlands by frugivorous migrating birds in Panama: an effect of fruit size and plant density? *Journal of Tropical Ecology*, v. 1, n. 2, p. 157–170, 1985. Disponível em: <http://journals.cambridge.org/article_S0266467400000213>. Acesso em: 2 abr. 2017.
- MATTHEWS, T. J.; COTTEE-JONES, H. E.; WHITTAKER, R. J. Habitat fragmentation and the species-area relationship: a focus on total species richness obscures the impact of habitat loss on habitat specialists. *Diversity and Distributions*, v. 20, n. 10, p. 1136–1146, out. 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/ddi.12227>>.
- MCALPINE, C. A. *et al.* The importance of forest area and configuration relative to local habitat factors for conserving forest mammals: A case study of koalas in Queensland, Australia. *Biological Conservation*, v. 132, n. 2, p. 153–165, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320706001455>>. Acesso em: 31 mar. 2017.
- MCCONKEY, K. R. *et al.* Seed dispersal in changing landscapes. *Biological Conservation*, v. 146, n. 1, p. 1–13, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320711004575>>. Acesso em: 9 abr. 2017.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. [S.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://www.treesearch.fs.fed.us/pubs/download/3064.pdf>>. Acesso em: 11 abr. 2017. , 1995
- MELO, A. S. A critique of the use of jackknife and related non-parametric techniques to estimate species richness. v. 5, n. 2, 2004.
- MELO, A. S. *et al.* Comparing species richness among assemblages using sample units : why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes ? v. 2, n. July 2002, p. 398–410, 2003.
- MODENA, E. D. S. *et al.* Trophic structure and composition of an understory bird community in a succession gradient of Brazilian Atlantic forest. 2009.

- MODENA, E. DE S.; RODRIGUES, M.; SOUZA, A. DE. Trophic structure and composition of an understory bird community in a succession gradient of Brazilian Atlantic forest. *Ornithologia*, v. 6, n. 1, p. 78–88, 2013. Disponível em: <<http://www.cemave.net/publicacoes/index.php/ornithologia/article/view/106>>. Acesso em: 9 abr. 2017.
- MÖNKKÖNEN, M.; RAJASÄRKKÄ, A.; LAMPILA, P. Isolation, patch size and matrix effects on bird assemblages in forest reserves. *Biodiversity and Conservation*, v. 23, n. 13, p. 3287–3300, 2014a.
- MÖNKKÖNEN, M.; RAJASÄRKKÄ, A.; LAMPILA, P. Isolation, patch size and matrix effects on bird assemblages in forest reserves. *Biodiversity and Conservation*, v. 23, n. 13, p. 3287–3300, 26 dez. 2014b. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10531-014-0780-9>>. Acesso em: 9 abr. 2017.
- MORAN, C.; CATTERALL, C. P. Responses of Seed-Dispersing Birds to Amount of Rainforest in the Landscape around Fragments. *Conservation Biology*, v. 28, n. 2, p. 551–560, abr. 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/cobi.12236>>.
- MORANTE-FILHO, J. C. *et al.* Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLOS ONE*, v. 10, n. 6, p. e0128923, 17 jun. 2015. Disponível em: <<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0128923>>.
- MORANTE-FILHO, J. C.; FARIA, D.; MARIANO-NETO, E. Birds in Anthropogenic Landscapes : The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. p. 1–18, 2015.
- MOUCHET, M. A. *et al.* Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, v. 24, n. 4, p. 867–876, 2010.
- MOUILLOT, D. *et al.* A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 28, n. 3, p. 167–177, mar. 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534712002650>>.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.; MITTERMEIER, C. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 2000. Disponível em: <<http://www.nature.com/nature/journal/v403/n6772/abs/403853a0.html>>. Acesso em: 1 abr. 2017.

- NEARY, D. G.; ICE, G. G.; JACKSON, C. R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management*, v. 258, n. 10, p. 2269–2281, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112709003557>>. Acesso em: 9 abr. 2017.
- NEUSCHULZ, E. L.; BOTZAT, A.; FARWIG, N. Effects of forest modification on bird community composition and seed removal in a heterogeneous landscape in South Africa. n. January, p. 1371–1379, 2011.
- NEWBOLD, T. *et al.* Functional traits, land-use change and the structure of present and future bird communities in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, v. 23, n. 10, p. 1073–1084, 2014.
- PARDINI, R. *et al.* Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *PLoS ONE*, v. 5, n. 10, p. e13666, 27 out. 2010. Disponível em: <<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0013666>>.
- PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, v. 13, n. 13, p. 2567–2586, 2004.
- PARDINI, R. *et al.* The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, v. 124, n. 2, p. 253–266, 2005. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320705000613>>. Acesso em: 6 abr. 2017.
- PAVLACKY, D. C.; POSSINGHAM, H. P.; GOLDIZEN, A. W. Integrating life history traits and forest structure to evaluate the vulnerability of rainforest birds along gradients of deforestation and fragmentation in eastern Australia. *Biological Conservation*, v. 188, p. 89–99, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.020>>.
- PEARMAN, P. B. THE SCALE OF COMMUNITY STRUCTURE: HABITAT VARIATION AND AVIAN GUILDS IN TROPICAL FOREST UNDERSTORY. *Ecological Monographs*, v. 72, n. 1, p. 19–39, fev. 2002. Disponível em: <[http://doi.wiley.com/10.1890/0012-9615\(2002\)072\[0019:TSOCSH\]2.0.CO;2](http://doi.wiley.com/10.1890/0012-9615(2002)072[0019:TSOCSH]2.0.CO;2)>. Acesso em: 3 abr. 2017.
- PERLO, B. A field guide to the birds of Brazil. *A field guide to the birds of Brazil*, 2009. Disponível em: <<http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=LILACS&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=736871&indexSearch=ID>>. Acesso em: 2 abr. 2017.

- PEROVIC, D. J. *et al.* Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. 2015.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Dendrograms and measures of functional diversity: A second instalment. *Oikos*, v. 118, n. 7, p. 1118–1120, 2009.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Dendrograms and measuring functional diversity. *Oikos*, v. 116, n. 8, p. 1422–1426, 2007.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, v. 9, n. 6, p. 741–758, 2006.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, v. 5, n. 3, p. 402–411, maio 2002. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>>. Acesso em: 30 mar. 2017.
- PIACENTINI, V. DE Q. *et al.* Annotated Checklist of the Birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista Comentada das Aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia - Brazilian Journal of Ornithology*, v. 23, n. 2, p. 90–298, 2015. Disponível em: <<http://www4.museu-goeldi.br/revistabrornito/revista/index.php/BJO/article/view/1263>>.
- PODANI, J.; SCHMERA, D. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos*, v. 115, n. 1, p. 179–185, 2006. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.2006.0030-1299.15048.x/full>>. Acesso em: 2 abr. 2017.
- POWELL, L. L.; STOUFFER, P. C.; JOHNSON, E. I. Recovery of understory bird movement across the interface of primary and secondary Amazon rainforest. *The Auk*, v. 130, n. 3, p. 459–468, 2013. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1525/auk.2013.12202>>.
- 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, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- RIES, L.; SISK, T. D. A PREDICTIVE MODEL OF EDGE EFFECTS. *Ecology*, v. 85, n. 11, p. 2917–2926, nov. 2004. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/03-8021>>. Acesso em: 16 abr. 2017.
- RIVERO, W. S. *et al.* Influence of landscape structure and forest age on the richness and abundance of different bird feeding guilds and forest-dependent birds in a seasonal dry tropical forest of Yucatan , Mexico. v. 57, n. 2, p. 313–332, 2016.

- RODEWALD, P.; SMITH, K. Short-term effects of understory and overstory management on breeding birds in Arkansas oak-hickory forests. *The Journal of wildlife management*, p. 1411–1417, 1998. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/3802007>>. Acesso em: 2 abr. 2017.
- SAN-JOSÉ, M.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; SÁNCHEZ-CORDERO, V. Association between small rodents and forest patch and landscape structure in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico With the expansion of croplands, pastures, plantations, and urban areas in tropical forests, increasing. v. 7, n. 3, p. 403–422, 2014.
- SCHLINKERT, H. *et al.* Forest specialist and generalist small mammals in forest edges and hedges. *Wildlife Biology*, v. 22, n. 3, p. 86–94, 29 maio 2016. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/10.2981/wlb.00176>>. Acesso em: 15 ago. 2017.
- SEKERCIOGLU, C. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 21, n. 8, p. 464–471, ago. 2006. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534706001595>>.
- SEKERCIOGLU, C. H. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, v. 153, n. SUPPL. 1, p. 153–161, 2012.
- SEKERCIOĞLU, C. H.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 101, n. 52, p. 18042–7, 28 dez. 2004. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15601765>>. Acesso em: 31 mar. 2017.
- SICK, H. Ornitologia Brasileira, edição revista e ampliada por José Fernando Pacheco. *Rio de Janeiro: Nova Fronteira*, 1997.
- SIGRIST, T.; BRETTAS, E. Guia de campo aves do Brasil oriental=. 2007. Disponível em: <<http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201300125567>>. Acesso em: 2 abr. 2017.
- SILVEIRA, H. L. F. DA; VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. DE O. A. Avaliação multicriterial no mapeamento de risco de incêndios florestais, em ambiente sig, na bacia do Rio Corumbataí, SP. *Revista Árvore*, v. 32, n. 2, p. 259–268, abr. 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622008000200009&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 1 abr. 2017.
- STOTZ, D. Neotropical birds: ecology and conservation. 1996. Disponível em: <<https://books.google.com.br/books?hl=pt->

BR&lr=&id=4dZuY71MH_kC&oi=fnd&pg=PR5&dq=stotz+parker+et+al+III+1996+tropical+birds&ots=W4nC1IUauk&sig=kr6efzZpUXLEhwBb1Py60uZFnfE>. Acesso em: 1 abr. 2017.

STYRING, A. R. *et al.* Forest Ecology and Management Bird community assembly in Bornean industrial tree plantations : Effects of forest age and structure. *Forest Ecology and Management*, v. 261, n. 3, p. 531–544, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.11.003>>.

TAMBOSI, L. R. *et al.* A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology*, v. 22, n. 2, p. 169–177, 2014.

TRISOS, C.; PETCHEY, O.; TOBIAS, J. Unraveling the interplay of community assembly processes acting on multiple niche axes across spatial scales. *The American Naturalist*, 2014. Disponível em: <<http://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.1086/678233>>. Acesso em: 1 abr. 2017.

TSCHARNTKE, T. *et al.* Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, v. 151, n. 1, p. 53–59, jul. 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>>.

TSCHARNTKE, T. *et al.* LANDSCAPE CONSTRAINTS ON FUNCTIONAL DIVERSITY OF BIRDS AND INSECTS IN TROPICAL AGROECOSYSTEMS. *Ecology*, v. 89, n. 4, p. 944–951, abr. 2008a. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/3545823?origin=crossref>>.

TSCHARNTKE, T. *et al.* LANDSCAPE CONSTRAINTS ON FUNCTIONAL DIVERSITY OF BIRDS AND INSECTS IN TROPICAL AGROECOSYSTEMS. *Ecology*, v. 89, n. 4, p. 944–951, abr. 2008b. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/07-0455.1>>. Acesso em: 9 abr. 2017.

TSCHARNTKE, T.; TYLIANAKIS, J. Conserving complexity: Global change and community-scale interactions. *Biological Conservation*, v. 143, n. 10, p. 2249–2250, out. 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320710001175>>. Acesso em: 1 abr. 2017.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, v. 123, n. 4, p. 507–519, 2005.

- VALENTE, R. DE O. A.; VETTORAZZI, C. A. Definition of priority areas for forest conservation through the ordered weighted averaging method. *Forest Ecology and Management*, v. 256, n. 6, p. 1408–1417, 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708005598>>. Acesso em: 1 abr. 2017.
- VALENTE, R.; VETTORAZZI, C. Avaliação da estrutura florestal na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, SP Forest structure assessment in the Corumbataí river basin, SP. *Sci For*, 2005. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr68/cap05.pdf>>. Acesso em: 1 abr. 2017.
- VALENTE, R.; VETTORAZZI, C. Mapeamento de uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Corumbataí, SP. 2003. Disponível em: <<http://www.sifloresta.ufv.br/handle/123456789/3668>>. Acesso em: 1 abr. 2017.
- VALIENTE-BANUET, A. *et al.* Beyond species loss: The extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, v. 29, n. 3, 2015.
- VANDEWALLE, M. *et al.* Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, v. 19, n. 10, p. 2921–2947, 2010.
- VENABLES, W. N.; DICHMONT, C. M. GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research. *Fisheries Research*, v. 70, n. 2–3, p. 319–337, dez. 2004. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0165783604001754>>.
- VIELLIARD, J.; SILVA, W. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Encontro Nacional dos Anilhadores de Aves, 4º. Anais.*, p. 117–151, 1990.
- VIELLIARD, J.; ALMEIDA, M. E. C.; ANJOS, L.; SILVA, W. R. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: **Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**. Sandro Von Matter, Fernando C. Straube, Iury Accordi, Vitor Piacentini e José Flávio Cândido-Jr (Orgs). Technical Books Editora, Rio de Janeiro, 2010.
- VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. NEW MULTIDIMENSIONAL FUNCTIONAL DIVERSITY INDICES FOR A MULTIFACETED FRAMEWORK IN FUNCTIONAL ECOLOGY. *Ecology*, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, ago. 2008. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/07-1206.1>>.

- VISCO, D. M. *et al.* Patterns and causes of understory bird declines in human-disturbed tropical forest landscapes: A case study from Central America. *Biological Conservation*, v. 191, p. 117–129, nov. 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.018>>.
- WATSON, J. E. M.; WHITTAKER, R. J.; DAWSON, T. P. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biological Conservation*, v. 120, n. 3, p. 315–331, 2004.
- WENNY, D. G. *et al.* The Need to Quantify Ecosystem Services Provided by Birds. *The Auk*, v. 128, n. 1, p. 1–14, 2011.
- WHELAN, C. J.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; WENNY, D. G. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology*, 2015. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10336-015-1229-y>>.
- WHELAN, C. J.; WENNY, D. G.; MARQUIS, R. J. Ecosystem Services Provided by Birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 1134, n. 1, p. 25–60, jun. 2008. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1196/annals.1439.003>>.
- WILMAN, H. *et al.* EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, v. 95, n. 7, p. 2027–2027, jul. 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/13-1917.1>>. Acesso em: 1 abr. 2017.
- ZAKARIA, M. *et al.* Comparison of understory bird species in relation to edge-interior gradient in an isolated tropical rainforest of Malaysia. *Environment, Development and Sustainability*, v. 16, n. 2, p. 375–392, 2014.
- ZHANG, J.; KISSLING, W. D.; HE, F. Local forest structure, climate and human disturbance determine regional distribution of boreal bird species richness in Alberta, Canada. *Journal of Biogeography*, v. 40, n. 6, p. 1131–1142, jun. 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/jbi.12063>>.
- ZUIDEMA, P. A.; SAYER, J. A.; DIJKMAN, W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. *Environmental Conservation*, v. 23, n. 4, p. 290, 15 dez. 1996. Disponível em: <http://journals.cambridge.org/article_S037689290003914X>. Acesso em: 2 abr. 2017.

ANEXOS

ANEXO A. Curvas de Rarefação baseadas na riqueza de espécies obtida em três visitas, elaboradas através do estimador Jackknife 1 para comparar a riqueza observada ($R(\text{obs})$) e a riqueza estimada (Jack 1) e assim determinar a eficiência amostral (EA) das coletas realizadas nos 20 fragmentos estudados. Os valores de EA correspondem, em percentual, a quanto os valores de riqueza observados se aproximaram dos estimados.

ANEXO C. Resultados da seleção de modelos generalizados aditivos (GAM) e lineares generalizados (GLM), relacionando a Riqueza Funcional (FRic) das assembleias de aves estudadas em 20 fragmentos de Mata Estacional na Bacia do Coumbataí, SP. AICc=Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras; $\Delta AICc$ =diferença relativa entre o melhor modelo e os demais; $wAICc$ =probabilidade relativa de seleção do modelo. Foram considerados plausíveis modelos com $\Delta AICc < 2$ e $wAICc > 0.1$, cujos valores foram destacados em negrito.

Modelos	AICc	$\Delta AICc$	$wAICc$
Riqueza Funcional da comunidade (FRic)			
GAM: FRic~Área+Conectividade	-83,5	0,0	0,8339
GAM: FRic~Área	-78,7	4,8	0,0764
GLM: FRic~Área Core	-77,6	5,9	0,0444
GLM: FRic~Área Core + Conectividade	-77,6	5,9	0,0443
GLM: FRic~Conectividade	-71,3	12,2	0,0018
GLM: FRic~1(Modelo Nulo)	-68,1	15,4	<0,001
GLM: FRic~Idade	-66,2	17,3	<0,001
Abundância de Nectarívoros Pouco Sensíveis de Estrato Misto (G1)			
GLM: G1~1(Modelo Nulo)	17,7	0,0	0,414
GAM: G1~Conectividade	19,3	1,6	0,188
GLM: G1~Área	20,3	2,6	0,112
GAM: G1~Área Core	20,4	2,7	0,105
GLM: G1~Idade	20,5	2,8	0,102
GAM: G1~Área Core+Conectividade	22,2	4,5	0,045
GLM: G1~Área+Conectividade	22,7	5,0	0,034
Abundância de Frugívoros Sensíveis Acima de 60g (G2)			
GLM: G2~1(Modelo Nulo)	31,3	0,0	0,286
GAM: G2~Área	31,4	0,1	0,268
GAM: G2~Área Core	32,5	1,2	0,154
GLM: G2~Conectividade	32,8	1,5	0,134
GLM: G2~Idade	33,9	2,7	0,075
GLM: G2~Área+Conectividade	35,1	3,9	0,042
GLM: G2~Área Core+Conectividade	35,2	3,9	0,040
Abundância de Frugívoros Pouco Sensíveis do Estrato Misto (G3)			
GLM: G3~1(Modelo Nulo)	25,0	0,0	0,354
GLM: G3~Conectividade	26,0	1,0	0,212
GLM: G3~Idade	27,1	2,1	0,123
GAM: G3~Área	27,1	2,2	0,120
GLM: G3~Área Core	27,7	2,8	0,088
GLM: G3~Área Core+Conectividade	28,7	3,7	0,055
GLM: G3~Área+Conectividade	29,0	4,0	0,047
Abundância de Onívoros de Solo Pouco Sensíveis (G5)			
GLM: G5~1(Modelo Nulo)	35,6	0,0	0,327
GLM: G5~Idade	36,4	0,7	0,229
GLM: G5~Conectividade	37,6	1,9	0,125
GAM: G5~Área	37,7	2,1	0,117
GAM: G5~Área Core	38,3	2,6	0,088
GLM: G5~Idade+Conectividade	38,9	3,3	0,063

GLM: G5~Área+Conectividade	40,7	5,0	0,026
GLM: G5~Área Core+Conectividade	40,7	5,1	0,026
Abundância de Granívoros de Estrato Misto (G6)			
GLM: G6~Área Core	9,4	0,0	0,500
GLM: G6~Área	11,6	2,2	0,169
GLM: G6~1(Modelo Nulo)	12,3	2,9	0,117
GLM: G6~Área Core+Conectividade	12,4	3,0	0,112
GLM: G6~Área+Conectividade	14,7	5,3	0,036
GAM: G6~Idade	14,8	5,4	0,034
GLM: G6~Conectividade	14,8	5,5	0,033
Abundância de Insetívoros Sensíveis de Sub-Bosque (G7)			
GAM: G7~Idade	44,0	0,0	0,295
GAM: G7~Área+Idade	44,1	0,1	0,284
GLM: G7~1(Modelo Nulo)	45,5	1,4	0,143
GAM: G7~Área	45,8	1,8	0,122
GLM: G7~Área Core	46,6	2,6	0,080
GLM: G7~Conectividade	48,1	4,1	0,038
GAM: G7~Área+Conectividade	49,3	5,2	0,022
GLM: G7~Área Core+Conectividade	49,8	5,8	0,017
Abundância de Insetívoros Pouco Sensíveis de Sub-Bosque (G8)			
GLM: G8~Idade	66,9	0,0	0,6641
GAM: G8~Área Core+Idade	69,2	2,3	0,2075
GLM: G8~1(Modelo Nulo)	71,7	4,9	0,0580
GAM: G8~Área Core	73,2	6,4	0,0274
GLM: G8~Conectividade	74,4	7,5	0,0156
GLM: G8~Área	74,4	7,5	0,0153
GAM: G8~Área Core+Conectividade	75,6	8,8	0,0083
GLM: G8~Área+Conectividade	77,2	10,3	0,0038
Abundância de Frugívoros Pouco Sensíveis de Dossel (G9)			
GAM: G9~Área Core	29,1	0,0	0,6583
GLM: G9~Área	32,1	2,9	0,1509
GAM: G9~Área Core+Conectividade	33,1	3,9	0,0922
GLM: G9~Área+Conectividade	34,7	5,6	0,0403
GLM: G9~1(Modelo Nulo)	35,5	6,3	0,0279
GLM: G9~Conectividade	36,0	6,9	0,0214
GAM: G9~Idade	37,7	8,6	0,0091
Abundância de Insetívoros Pouco Sensíveis de Dossel (G10)			
GLM: G10~Área	56,7	0,0	0,364
GAM: G10~Área+Conectividade	57,5	0,8	0,247
GAM: G10~Conectividade	58,4	1,7	0,158
GLM: G10~1(Modelo Nulo)	58,9	2,1	0,125
GLM: G10~Área Core	61,0	4,3	0,043
GAM: G10~Idade	61,1	4,4	0,041
GAM: G10~Área Core+Conectividade	62,3	5,3	0,022
Insetívoros Pouco Sensíveis de Estrato Misto (G12)			
GLM: G12~Área Core	62,4	0,0	0,419
GAM: G12~Idade	64,4	2,1	0,148
GLM: G12~1(Model Nulo)	64,6	2,3	0,136

GAM: G12~Área Core+Idade	64,9	2,5	0,119
GLM: G12~Área	65,0	2,6	0,112
GAM: G12~Conectividade	66,9	4,5	0,043
GLM: G12~Área+Conectividade	68,2	5,8	0,023
Abundância de Nectarívoros Pouco Sensíveis (G15)			
GLM: G15~1(Modelo Nulo)	12,4	0,0	0,283
GLM: G15~Idade	12,9	0,6	0,213
GLM: G15~Área Core	13,1	0,7	0,196
GLM: G15~Conectividade	14,2	1,9	0,112
GLM: G15~Área Core+Idade	15,1	2,8	0,071
GLM: G15~Área Core+Conectividade	17,1	4,8	0,026
Abundância de Insetívoros Pouco Sensíveis de Estrato Misto Acima de 100g (G16)			
GLM: G16~1(Modelo Nulo)	4,7	0,0	0,329
GLM: G16~Idade	5,0	0,3	0,280
GAM: G16~Área	6,8	2,1	0,116
GLM: G16~Conectividade	7,0	2,3	0,102
GLM: G16~Área Core	7,4	2,7	0,083
GAM: G16~Área+Idade	7,9	3,2	0,068
GLM: G16~Área+Conectividade	10,2	5,5	0,021
Onívoros Pouco Sensíveis de Dossel (G20)			
GLM: G20~Conectividade	21,4	0,0	0,26
GAM: G20~Área Core	22,1	0,6	0,19
GAM: G20~Área	22,2	0,8	0,18
GLM: G20~Área Core+Conectividade	22,8	1,4	0,13
GLM: G20~1(Modelo Nulo)	23,0	1,6	0,12
GLM: G20~Área+Conectividade	23,6	2,1	0,09
GLM: G20~Idade	25,8	4,3	0,03
Onívoros Pouco Sensíveis de Estrato Misto (G25)			
GLM: G25~1(Modelo Nulo)	67,6	0,0	0,323
GLM: G25~Área Core	67,9	0,3	0,275
GLM: G25~Área Core+Idade	69,7	2,1	0,115
GLM: G25~Idade	70,2	2,6	0,088
GLM: G25~Área	70,3	2,7	0,084
GLM: G25~Conectividade	70,4	2,8	0,082
GAM: G25~Área+Conectividade	72,1	4,5	0,034

ANEXO D. Resultados da seleção de modelos generalizados aditivos (GAM) e lineares generalizados (GLM), relacionando a Riqueza Funcional (FRic) das assembleias de aves estudadas em 12 fragmentos de Mata Estacional na Bacia do Coumbataí, SP. AICc=Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras; $\Delta AICc$ =diferença relativa entre o melhor modelo e os demais; wAICc=probabilidade relativa de seleção do modelo. Foram considerados plausíveis modelos com $\Delta AICc < 2$ e wAICc > 0.1 , cujos valores foram destacados em negrito.

Modelos	AICc	$\Delta AICc$	wAICc
Riqueza Funcional (FRic) da comunidade			
GAM: FRic~Área+Conectividade	-49,8	0,0	0,6871
GAM: FRic~Área+Estrutura do Sub-bosque	-48,0	1,7	0,2878
GLM: FRic~Estrutura do Sub-bosque	-41,4	8,2	0,0113
GAM: FRic~Área	-40,2	9,5	0,0058
GLM: FRic~Conectividade+Estrutura do Sub-bosque	-39,5	10,3	0,0040
GLM: FRic~Área Core	-37,4	12,3	0,0014
GLM: FRic~1(Modelo Nulo)	-37,0	12,8	0,0012
GLM: FRic~Conectividade	-36,2	13,5	<0,001
GLM: FRic~Idade	-33,7	16,0	<0,001
GLM: FRic~Riqueza da vegetação	-33,7	16,1	<0,001
GAM: FRic~Estrato Intermediário	-31,1	18,6	<0,001
GLM: FRic~Predominância do Dossel	-29,7	20,0	<0,001
Abundância de Nectarívoros Pouco Sensíveis de Estrato Misto (G1)			
GAM: G1~Estrato Intermediário	2,8	0,0	0,714
GLM: G1~1(Modelo Nulo)	7,2	4,4	0,079
GAM: G1~Área+Estrato Intermediário	8,6	5,8	0,040
GAM: G1~Conectividade+Estrato Intermediário	8,8	6,0	0,035
GLM: G1~Idade	9,4	6,6	0,027
GAM: G1~Conectividade	9,5	6,7	0,025
GLM: G1~Estrutura do Sub-Bosque	10,1	7,2	0,019
GLM: G1~Predominância do Dossel	10,1	7,3	0,019
GLM: G1~Área Core	10,7	7,9	0,014
GAM: G1~Riqueza da Vegetação	10,8	8,0	0,013
GLM: G1~Área	10,9	8,1	0,013
GAM: Área+Conectividade	13,8	11,0	0,003
Abundância de frugívoros de dossel acima de 60g (G2)			
GAM: G2~Área Core	21,3	0,0	0,336
GAM: G2~Área+Estrato Intermediário	23,0	1,7	0,141
GAM: G2~Área	23,7	2,4	0,101
GAM: G2~Estrato Intermediário	23,9	2,6	0,092
GLM: G2~1(Modelo Nulo)	23,9	2,6	0,090
GAM: G2~Área Core+Área	24,7	3,4	0,062
GAM: G2~Área Core + Estrato Intermediário	24,7	3,4	0,062
GLM: G2~ Estrutura do Sub-Bosque	25,7	4,4	0,037
GLM: G2 ~ Predominância do Dossel	26,4	5,1	0,026
GLM: G2~Idade	26,8	5,5	0,021
GLM: G2~Riqueza da Vegetação	27,3	6,0	0,017
GLM: G2~ Conectividade	27,5	6,2	0,015
Abundância de frugívoros pouco sensíveis de estrato misto (G3)			

GLM: G3~Estrutura do Sub-Bosque	13,3	0,0	0,4080
GLM: G3~Conectividade+Estrutura do Sub-Bosque	15,0	1,7	0,1712
GLM: G3~1(Modelo Nulo)	16,7	3,4	0,0747
GAM: G3~Estrato Intermediário	16,7	3,4	0,0728
GLM: G3~Conectividade	17,1	3,8	0,0608
GAM: G3~Área	17,2	3,9	0,0573
GAM: G3~Área+Estrutura do Sub-Bosque	17,4	4,1	0,0531
GLM: G3~Predominância do Dossel	18,1	4,8	0,0375
GLM: G3~Idade	18,4	5,1	0,0319
GLM: G3~Área Core	20,1	6,8	0,0138
GLM: G3~Riqueza da Vegetação	20,3	7,0	0,0124
GLM: G3~Área+Conectividade	21,6	8,3	0,0063
Abundância de onívoros de solo acima de 150g pouco sensíveis (G5)			
GAM: G5~Área+Estrato Intermediário	16,5	0,0	0,2807
GAM: G5~Estrato Intermediário	18,2	1,7	0,1185
GAM: G5~Área Core	18,3	1,8	0,1150
GAM: G5~Área	18,5	2,0	0,1052
GAM: G5~Área Core+Estrutura do Sub-Bosque	18,6	2,0	0,1010
GLM: G5~Estrutura do Sub-Bosque	18,9	2,3	0,0872
GAM: G5~Área Core+Estrato Intermediário	20,1	3,6	0,0472
GLM: G5~1(Modelo Nulo)	20,2	3,7	0,0447
GAM: G5~Área+Área Core	21,2	4,7	0,0269
GAM: G5~Área+Estrutura do Sub-Bosque	21,4	4,9	0,0244
GLM: G5~Conectividade	22,1	5,6	0,0169
GLM: G5~Predominância do Dossel	22,4	5,8	0,0152
GLM: G5~Idade	23,2	6,7	0,0101
GLM: G5~ Riqueza da Vegetação	23,9	7,3	0,0072
Abundância de Granívoros do Estrato Misto (G6)			
GLM: G6~Estrato Intermediário	4,0	0,0	0,4818
GLM: G6~Riqueza da Vegetação	6,5	2,5	0,1381
GLM: G6~Área+ Estrato Intermediário	6,5	2,5	0,1348
GLM: G6~1(Modelo Nulo)	7,5	3,5	0,0820
GLM: G6~Conectividade+Estrato Intermediário	8,5	4,5	0,0504
GLM: G6~Idade	9,7	5,7	0,0272
GLM: G6~Predominância do Dossel	10,4	6,4	0,0193
GLM: G6~Área Core	10,4	6,4	0,0192
GLM: G6~Área	10,5	6,5	0,0187
GLM: G6~Conectividade	11,1	7,1	0,0138
GLM: G6~Estrutura do Sub-Bosque	11,2	7,2	0,0132
GLM: G6~Área+Conectividade	15,0	11,0	0,0019
Abundância de Insetívoros sensíveis de Sub-Bosque (G7)			
GLM: G7~Estrutura do Sub-Bosque	23,4	0,0	0,2579
GLM: G7~Estrato Intermediário	23,5	0,1	0,2444
GLM: G7~1(Modelo Nulo)	24,5	1,1	0,1508
GLM: G7~Área+Estrutura do Sub-Bosque	26	2,6	0,0700
GLM: G7~Predominância do Dossel	26,4	3,1	0,0557
GLM: G7~Idade	27,2	3,8	0,0383
GLM: G7~Conectividade+Estrutura do Sub-Bosque	27,4	4,1	0,0340

GLM: G7~Riqueza da Vegetação	27,8	4,4	0,0280
GAM: G7~Área Core	28	4,6	0,0258
GLM: G7~Conectividade	28,1	4,7	0,0246
GAM: G7~Área	28,1	4,7	0,0246
GLM: G7~Conectividade+Estrato Intermediário	28,1	4,7	0,0244
GLM: G7~Área+Estrato Intermediário	28,6	5,2	0,0190
GLM: G7~Área+Conectividade	32,8	9,4	0,0023
Abundância de Insetívoros Pouco Sensíveis de Sub-Bosque (G8)			
GLM: G8~Estrato Intermediário	35,7	0,0	0,8677
GLM: G8~Riqueza da Vegetação	42,4	6,7	0,0311
GAM: G8~Conectividade+Estrato Intermediário	43,0	7,3	0,0227
GLM: G8~1(Modelo Nulo)	43,3	7,6	0,0195
GLM: G8~Predominância do Dossel	43,4	7,7	0,0186
GAM: G8~Área+Estrato Intermediário	43,7	8,0	0,0157
GAM: G8~Idade	44,4	8,7	0,0110
GLM: G8~Área	46,7	11,0	0,0035
GLM: G8~Conectividade	46,8	11,1	0,0033
GAM: G8~Área Core	46,9	11,1	0,0033
GLM: G8~Estrutura do Sub-Bosque	47,0	11,2	0,0031
GLM: G8~Área+Conectividade	51,4	15,7	<0,001
Abundância de Frugívoros Pouco Sensíveis de Dossel (G9)			
GLM: G9~Área Core	9,3	0,0	0,6013
GAM: G9~Área Core+Riqueza da Vegetação	11,6	2,3	0,1891
GLM: G9~Área Core+Conectividade	12,4	3,1	0,1305
GAM: G9~Riqueza da Vegetação	16,1	6,8	0,0199
GAM: G9~Área+Riqueza da Vegetação	16,5	7,2	0,0163
GLM: G9~Área	17,1	7,8	0,0119
GAM: G9~Conectividade+Riqueza da Vegetação	17,3	8,0	0,0108
GLM: G9~1(Modelo Nulo)	18,2	8,9	0,0069
GLM: G9~Conectividade	19,0	9,7	0,0048
GAM: G9~Estrutura do Sub-Bosque	20,5	11,2	0,0022
GLM: G9~Área+Conectividade	20,6	11,3	0,0021
GLM: G9~Predominância do Dossel	21,1	11,8	0,0017
GLM: G9~Estrato Intermediário	21,6	12,3	0,0013
GLM: G9~Idade	21,7	12,4	0,0012
Abundância de Insetívoros Pouco Sensíveis de Dossel (G10)			
GLM: G10~Predominância do Dossel	32,1	0,0	0,8981
GAM: G10~Conectividade+Predominância do Dossel	38,5	6,4	0,0367
GAM: G10~Área+Predominância do Dossel	39,2	7,0	0,0267
GAM: G10~Área	40,6	8,5	0,0129
GAM: G10~Estrato Intermediário	41,0	8,9	0,0106
GLM: G10~1(Modelo Nulo)	41,9	9,8	0,0066
GAM: G10~Conectividade	44,0	11,9	0,0024
GAM: G10~Área+Conectividade	44,9	12,8	0,0015
GAM: G10~Riqueza da Vegetação	45,4	13,3	0,0012
GAM: G10~Idade	45,5	13,4	0,0011
GLM: G10~Estrutura do Sub-Bosque	45,6	13,4	0,0011
GLM: G10~Área Core	45,6	13,4	0,0011

Insetívoros Pouco Sensíveis de Estrato Misto (G12)			
GAM: G12~Predominância do Dossel	29,9	0,0	0,3917
GLM: G12~1(Modelo Nulo)	31,8	1,8	0,1561
GAM: G12~Área Core	32,5	2,6	0,1075
GLM: G12~Estrato Intermediário	32,8	2,9	0,0925
GLM: Área Core+Predominância do Dossel	34,0	4,1	0,0514
GAM: G12~Estrutura do Sub-Bosque	34,2	4,2	0,0470
GAM: G12~Idade	35,1	5,2	0,0298
GAM: G12~Riqueza da Vegetação	35,2	5,3	0,0279
GLM: G12~Área	35,4	5,5	0,0253
GLM: G12~Conectividade	35,4	5,5	0,0251
GLM: G12~Conectividade+Predominância do Dossel	35,7	5,8	0,0221
GLM: G12~Área+Predominância do Dossel	35,7	5,8	0,0213
GLM: G12~Área+Conectividade	40,1	10,2	0,0024
Abundância de Nectarívoros Pouco Sensíveis (G15)			
GLM: G15~1(Modelo Nulo)	1,1	0,0	0,3026
GAM: G15~Predominância do Dossel	1,7	0,6	0,2279
GLM: G15~Conectividade	3,9	2,8	0,0752
GAM: G15~Riqueza da Vegetação	4,0	2,8	0,0731
GLM: G15~Área Core	4,1	2,9	0,0697
GAM: G15~Estrutura do Sub-Bosque	4,4	3,2	0,0600
GAM: G15~Estrato Intermediário	4,4	3,3	0,0590
GLM: G15~Área	4,6	3,4	0,0542
GLM: G15~Idade	4,7	3,5	0,0519
GAM: G15~Conectividade+Predominância do Dossel	7,8	6,7	0,0108
GAM: G15~Área+Predominância do Dossel	8,5	7,1	0,0085
GLM: G15~Área+Conectividade	8,6	7,5	0,0072
Abundância de Insetívoros Pouco Sensíveis de Estrato Misto Acima de 100g (G16)			
GAM: G16~Área Core+Estrato Intermediário	0,8	0,0	0,6725
GLM: G16~1(Modelo Nulo)	5,5	4,7	0,0627
GAM: G16~Área Core	5,7	4,9	0,0568
GLM: G16~Estrato Intermediário	5,8	5,0	0,0557
GAM: G16~Conectividade+Estrato Intermediário	7,1	6,3	0,0283
GLM: G16~Idade+Estrato Intermediário	7,1	6,3	0,0283
GLM: G16~Idade	7,3	6,6	0,0253
GLM: G16~Área	8,7	7,9	0,0130
GLM: G16~Conectividade	8,8	8,1	0,0120
GLM: G16~Área+Estrato Intermediário	8,9	8,1	0,0118
GAM: G16~Riqueza da Vegetação	9,1	8,3	0,0106
GLM: G16~Estrutura do Sub-Bosque	9,2	8,4	0,0101
GLM: G16~Predominância do Dossel	9,6	8,8	0,0082
GAM: G16~Área Core+Conectividade	10,6	9,9	0,0049
Onívoros Pouco Sensíveis de Dossel (G20)			
GLM: G20~1(Modelo Nulo)	8,3	0,0	0,2701
GLM: G20: Predominância do Dossel	8,7	0,4	0,2203
GAM: G20~Conectividade	10,3	2,0	0,0973
GLM: G20~Estrato Intermediário	10,7	2,5	0,0789
GLM: G20~Riqueza da Vegetação	11,5	3,2	0,0534

GAM: G20~Idade	11,6	3,3	0,0512
GAM: G20~Área Core	11,7	3,4	0,0490
GLM: G20~Estrutura do Sub-Bosque	11,7	3,5	0,0477
GLM: G20~Área+Predominância do Dossel	11,9	3,6	0,0436
GLM: G20~Área	11,9	3,7	0,0432
GLM: G20~Conectividade+Predominância do Dossel	12,3	4,0	0,0364
GAM: G20~Área+Conectividade	15,1	6,9	0,088
Onívoros Pouco Sensíveis de Estrato Misto (G25)			
GLM: G25~Predominância do Dossel	37,9	0,0	0,7421
GLM: G25~1(Modelo Nulo)	42,6	4,7	0,0711
GAM: G25~Estrato Intermediário	42,6	4,7	0,0697
GAM: G25~Área Core	45,4	7,6	0,0169
GLM: G25~Riqueza da Vegetação	45,5	7,6	0,0165
GLM: G25~Área	45,5	7,7	0,0159
GLM: G25~Conectividade+Predominância do Dossel	45,7	7,8	0,0150
GLM: G25~Área Core+Predominância do Dossel	45,8	8,0	0,0138
GLM: G25~Estrutura do Sub-Bosque	46,0	8,1	0,0128
GLM: G25~Conectividade	46,1	8,2	0,0123
GLM: G25~Idade	46,2	8,3	0,0115
GAM: G25~Área Core+Conectividade	49,3	11,4	0,0024

ANEXO E. Lista das espécies registradas nos 20 fragmentos estudados nas seis unidades amostrais da paisagem na Bacia do Corumbataí, SP.

Espécies	Nome popular
Tinamiformes (Huxley, 1872)	
Tinamidae (Gray, 1840)	
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	Inambu-chororó
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	Inambu-chintã
Anseriformes (Linnaeus, 1758)	
Anatidae (Leach, 1820)	
<i>Dendrocygna bicolor</i> (Vieillot, 1816)	Marreca-caneleira
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	Irerê
<i>Dendrocygna autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)	Marreca-cabocla
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	Pato-do-mato
Galliformes (Linnaeus, 1758)	
Cracidae (Rafinesque, 1815)	
<i>Penelope superciliaris</i> (Temminck, 1815)	Jacupemba
Pelecaniformes (Sharpe, 1891)	
Ardeidae (Leach, 1820)	
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	Socó-dorminhoco
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	Garça-vaqueira
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	Maria-faceira
Threskiornithidae (Poche, 1904)	
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)	Coró-coró
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	Curicaca
Cathartiformes (Seeböhm, 1890)	
Cathartidae (Lafresnaye, 1839)	
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	Urubu-de-cabeça-vermelha
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	Urubu
Accipitriformes (Bonaparte, 1831)	
Accipitridae (Vigors, 1824)	
<i>Leptodon cayanensis</i> (Latham, 1790)	Gavião-gato
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	Sovi
<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	Gavião-pernilongo
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	Gavião-caboclo
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	Gavião-carijó
<i>Buteo nitidus</i> (Latham, 1790)	Gavião-pedrês

<i>Buteo brachyurus</i> (Vieillot, 1816)	Gavião-de-cauda-curta
Gruiformes (Bonaparte, 1854)	
Aramidae (Bonaparte, 1852)	
<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	Carão
Rallidae (Rafinesque, 1815)	
<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)	Saracura-três-potes
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	Saracura-do-mato
<i>Amaurolimnas concolor</i> (Gosse, 1847)	Saracura-lisa
Charadriiformes (Huxley, 1867)	
Charadriidae (Leach, 1820)	
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	Quero-quero
Columbiformes (Latham, 1790)	
Columbidae (Leach, 1820)	
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810)	Rolinha
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	Fogo-apagou
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	Asa-branca
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	Pomba-galega
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	Avoante
<i>Leptotila verreauxi</i> (Bonaparte, 1855)	Juriti-pupu
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	Juriti-de-testa-branca
Cuculiformes (Wagler, 1830)	
Cuculidae (Leach, 1820)	
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Alma-de-gato
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	Anu-branco
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	Saci
<i>Dromococcyx pavoninus</i> (Pelzeln, 1870)	Peixe-frito-pavonino
Strigiformes (Wagler, 1830)	
Strigidae (Leach, 1820)	
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	Corujinha-do-mato
<i>Pulsatrix koenigswaldiana</i> (Bertoni & Bertoni, 1901)	Murucututu-de-barriga-amarela
<i>Bubo virginianus</i> (Gmelin, 1788)	Jacurutu
Caprimulgiformes (Ridgway, 1881)	
Caprimulgidae (Vigors, 1825)	
<i>Antrostomus rufus</i> (Boddaert, 1783)	João-corta-pau
<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)	Bacurau

<i>Hydropsalis parvula</i> (Gould, 1837)	Bacurau-chintã
Apodiformes (Peters, 1940)	
Apodidae (Olphe-Galliard, 1887)	
<i>Chaetura meridionalis</i> (Hellmayr, 1907)	Andorinhão-do-temporal
Trochilidae (Vigors, 1825)	
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	Rabo-branco-acanelado
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	Beija-flor-tesoura
<i>Aphantochroa cirrochloris</i> (Vieillot, 1818)	Beija-flor-cinza
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	Beija-flor-preto
<i>Colibri serrirostris</i> (Vieillot, 1816)	Beija-flor-de-orelha-violeta
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	Besourinho-de-bico-vermelho
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	Beija-flor-de-fronte-violeta
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	Beija-flor-de-banda-branca
<i>Amazilia lactea</i> (Lesson, 1832)	Beija-flor-de-peito-azul
<i>Helimaster furcifer</i> (Shaw, 1812)	Bico-reto-azul
Coraciiformes (Forbes, 1844)	
Alcedinidae (Rafinesque, 1815)	
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	Martim-pescador-grande
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	Martim-pescador-verde
Galbuliformes (Fürbringer, 1888)	
Galbulidae (Vigors, 1825)	
<i>Galbula ruficauda</i> (Cuvier, 1816)	Ariramba
Piciformes (Meyer & Wolf, 1810)	
Ramphastidae (Vigors, 1825)	
<i>Ramphastos toco</i> (Statius Muller, 1776)	Tucanuçu
Picidae (Leach, 1820)	
<i>Picumnus cirratus</i> (Temminck, 1825)	Picapauzinho-barrado
<i>Picumnus albosquamatus</i> (d'Orbigny, 1840)	Picapauzinho-escamoso
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	Pica-pau-branco
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	Pica-pau-pequeno
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	Pica-pau-verde-barrado
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	Pica-pau-do-campo
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	Pica-pau-de-banda-branca
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818)	Pica-pau-rei
Falconiformes (Bonaparte, 1831)	

Falconidae (Leach, 1820)	
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	Carcará
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	Carrapateiro
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	Acauã
<i>Falco femoralis</i> (Temminck, 1822)	Falcão-de-coleira
Psittaciformes (Wagler, 1830)	
Psittacidae (Rafinesque, 1815)	
<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	Periquitão
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	Tuim
<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	Periquito-de-encontro-amarelo
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	Maitaca
Passeriformes (Linnaeus, 1758)	
Thamnophilidae (Swainson, 1824)	
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	Choquinha-lisa
<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)	Choca-barrada
<i>Thamnophilus ruficapillus</i> (Vieillot, 1816)	Choca-de-chapéu-vermelho
<i>Thamnophilus caerulescens</i> (Vieillot, 1816)	Choca-da-mata
<i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)	Choró-boi
<i>Mackenziaena severa</i> (Lichtenstein, 1823)	Borralhara
<i>Drymophila ferruginea</i> (Temminck, 1822)	Trovoada
Conopophagidae (Sclater & Salvin, 1873)	
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	Chupa-dente
Dendrocolaptidae (Gray, 1840)	
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	Arapaçu-verde
<i>Campylorhamphus falcularius</i> (Vieillot, 1822)	Arapaçu-de-bico-torto
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	Arapaçu-de-cerrado
<i>Xenops rutilans</i> (Temminck, 1821)	Bico-virado-carijó
Furnariidae (Gray, 1840)	
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	João-de-barro
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	João-porca
<i>Clibanornis rectirostris</i> (Wied, 1831)	Cisqueiro-do-rio
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	Barranqueiro-de-olho-branco
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	Curutié
<i>Synallaxis ruficapilla</i> (Vieillot, 1819)	Pichororé

<i>Synallaxis frontalis</i> (Pelzeln, 1859)	Petrim
<i>Synallaxis albescens</i> (Temminck, 1823)	Uí-pi
<i>Synallaxis spixi</i> (Sclater, 1856)	João-teneném
<i>Cranioleuca vulpina</i> (Pelzeln, 1856)	Arredio-do-rio
Pipridae (Rafinesque, 1815)	
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	Rendeira
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	Tangará
<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)	Soldadinho
Tityridae (Gray, 1840)	
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Anambé-branco-de-rabo-preto
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	Caneleiro-preto
<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	Caneleiro-de-chapéu-preto
Platyrinchidae (Bonaparte, 1854)	
<i>Platyrinchus mystaceus</i> (Vieillot, 1818)	Patinho
Rhynchocyclidae (Berlepsch, 1907)	
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> (Tschudi, 1846)	Cabeçudo
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	Bico-chato-de-orelha-preta
<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831)	Teque-teque
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	Ferreirinho-relógio
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	Miudinho
<i>Hemitriccus nidipendulus</i> (Wied, 1831)	Tachuri-campainha
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Sebinho-de-olho-de-ouro
Tyrannidae (Vigors, 1825)	
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	Risadinha
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	Guaracava-de-barriga-amarela
<i>Elaenia spectabilis</i> (Pelzeln, 1868)	Guaracava-grande
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	Tuque
<i>Elaenia chiriquensis</i> (Lawrence, 1865)	Chibum
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	Guaracava-cinzeita
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	Guaracava-de-crista-alaranjada
<i>Capsiempis flaveola</i> (Lichtenstein, 1823)	Marianinha-amarela
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	Alegrinho
<i>Myiarchus swainsoni</i> (Cabanis e Heine, 1859)	Irré
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	Maria-cavaleira

<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	Maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	Bem-te-vi
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	Bem-te-vi-rajado
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	Neinei
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	Bentevizinho-de-penacho-vermelho
<i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819)	Suiriri
<i>Tyrannus savana</i> (Daudin, 1802)	Tesourinha
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	Peitica
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	Viuvinha
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	Filipe
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	Lavadeira-mascarada
<i>Gubernetes yetapa</i> (Vieillot, 1818)	Tesoura-do-brejo
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	Guaracavuçu
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	Enferrujado
Vireonidae (Swainson, 1837)	
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	Pitiguari
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	Juruviara
Corvidae (Leach, 1820)	
<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)	Gralha-do-campo
<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	Gralha-piçaca
Hirundinidae (Rafinesque, 1815)	
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	Andorinha-pequena-de-casa
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	Andorinha-serradora
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	Andorinha-do-campo
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	Andorinha-grande
Troglodytidae (Swainson, 1831)	
<i>Troglodytes musculus</i> (Naumann, 1823)	Corruíra
<i>Cantorchilus leucotis</i> (Lafresnaye, 1845)	Garrinchão-de-barriga-vermelha
Donacobiidae (Aleixo & Pacheco, 2006)	
<i>Donacobius atricapilla</i> (Linnaeus, 1766)	Japacanim
Turdidae (Rafinesque, 1815)	
<i>Turdus leucomelas</i> (Vieillot, 1818)	Sabiá-branco
<i>Turdus rufiventris</i> (Vieillot, 1818)	Sabiá-laranjeira

<i>Turdus amaurochalinus</i> (Cabanis, 1850)	Sabiá-poca
<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887)	Sabiá-ferreiro
Mimidae (Bonaparte, 1853)	
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	Sabiá-do-campo
Motacillidae (Horsfield, 1821)	
<i>Anthus lutescens</i> (Pucheran, 1855)	Caminheiro-zumbidor
Passerellidae (Cabanis & Heine, 1850)	
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	Tico-tico
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	Tico-tico-do-campo
<i>Arremon flavirostris</i> (Swainson, 1838)	Tico-tico-de-bico-amarelo
Parulidae (Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, Van Rossem, Van Tyne & Zimmer, 1947)	
<i>Setophaga pitayumi</i> (Vieillot, 1817)	Mariquita
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	Pia-cobra
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	Pula-pula
<i>Myiothlypis flaveola</i> (Baird, 1865)	Canário-do-mato
<i>Myiothlypis leucoblephara</i> (Vieillot, 1817)	Pula-pula-assobiador
Icteridae (Vigors, 1825)	
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)	Encontro
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)	Chopim-do-brejo
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	Chupim
Thraupidae (Cabanis, 1847)	
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)	Saíra-viúva
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	Sanhaço-cinzento
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Saíra-amarela
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	Saíra-de-chapéu-preto
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	Figuinha-de-rabo-castanho
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	Saíra-de-papo-preto
<i>Hemithraupis ruficapilla</i> (Vieillot, 1818)	Saíra-ferrugem
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	Tiziu
<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)	Tiê-de-topete
<i>Coryphospingus pileatus</i> (Wied, 1821)	Tico-tico-rei-cinza
<i>Coryphospingus cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	Tico-tico-rei
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	Tiê-preto
<i>Ramphocelus carbo</i> (Pallas, 1764)	Pipira-vermelha
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	Saí-andorinha

<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Saí-azul
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	Cambacica
<i>Tiaris fuliginosus</i> (Wied, 1830)	Cigarra-preta
<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	Coleirinho
<i>Sporophila angolensis</i> (Linnaeus, 1766)	Curió
<i>Saltator similis</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Trinca-ferro
<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Saí-canário
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)	Tiê-de-bando
<i>Cyanoloxia brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	Azulão
Fringillidae (Leach, 1820)	
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	Fim-fim
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	Gaturamo
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	Bico-de-lacre