



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

**CATEGORIAS FUNCIONAIS DA AVIFAUNA EM RESPOSTA À
ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE ÁREAS RIPÁRIAS EM RESTAURAÇÃO**

AUGUSTO FLORISVALDO BATISTELI

São Carlos, SP

2015



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

**CATEGORIAS FUNCIONAIS DA AVIFAUNA EM RESPOSTA À
ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE ÁREAS RIPÁRIAS EM RESTAURAÇÃO**

AUGUSTO FLORISVALDO BATISTELI

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Departamento de Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Andréa Lúcia Teixeira de Souza

São Carlos, SP

2015

Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da Biblioteca Comunitária UFSCar
Processamento Técnico
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

B333c Batisteli, Augusto Florisvaldo
 Categorias funcionais da avifauna em resposta à
 estrutura da vegetação de áreas ripárias em
 restauração / Augusto Florisvaldo Batisteli. -- São
 Carlos : UFSCar, 2016.
 53 p.

 Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de
 São Carlos, 2015.

 1. Diversidade. 2. Dieta. 3. Estrato de
 forrageio. 4. Florestas ripárias. I. Título.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

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

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Augusto Florisvaldo Batisteli, realizada em 03/12/2015:

Profa. Dra. Andrea Lucía Teixeira de Souza
UFSCar

Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo Ferreira
UNESP

Prof. Dr. Danilo Muniz da Silva
UFSCar

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por distribuir a mesma força vital sobre tudo, e permitir à sua criação, em cada ser, em cada ovo e em cada semente a continuidade e a mudança através dos tempos.

À todas as espetaculares formas vivas que se deixaram por mim observar e manusear, àquelas que gastaram suas vidas em minha companhia e às que tiveram suas vidas interrompidas ou prejudicadas por minha existência.

Ao meu querido pai, Antônio, e à minha incomparável mãe, Amélia, aos quais devo tudo o que sou e que serei. Aos meus tios (quase pais) Geraldo e Júlio, à minha tia (quase mãe) Cleide, à minha irmã Ana Luiza, ao meu primo Getúlio e aos meus sobrinhos Felipe e Lívia. À minha madrinha “Zélia” e ao seu filho Roberto, à avó Maria e toda a família materna pelas orações e pelo apoio, em especial ao tio Antônio e à tia Geni.

À Rosane, a companhia perfeita para trilhar os difíceis caminhos do dia-a-dia, obrigado por todas as dicas, pelo carinho e pela paciência. Aos grandes amigos e ornitólogos Matheus Reis e Carol Fieker, pelo incentivo e auxílio nesse caminho. Ao André Bazoni pela força de sempre.

Aos(às) colegas de PPGCAm, especialmente os(as) da turma de 2013, com os(as) quais o convívio foi mais intenso e o aprendizado foi enorme. Ao quadro docente, coordenação e demais funcionários do PPGCAm/DeCAm, em especial ao coordenador Prof. Dr. Marcel O. Tanaka.

Ao Flávio Marchesin, do Sítio São João, pelo grande apoio logístico no desenvolvimento deste estudo. À CAPES pela bolsa de Demanda Social.

Aos componentes das bancas de qualificação da aula e do trabalho escrito (Dr. Danilo Muniz da Silva, Dr. Marcel Okamoto Tanaka, Dr^a. Patrícia Alves Ferreira, Dr^a. Renata Bovo Peres e Dr^a. Sônia Maria Couto Buck) e da defesa pública da dissertação, Dr. Danilo M. da Silva e Dr. Marco Aurélio Pizo, que gentilmente aceitaram nossos convites.

À orientadora, Dr^a Andréa L. T. de Souza, por todo o valioso aprendizado ao longo dos últimos oito anos, pela amizade, pelos bate-papos e por todo esforço em mim depositado.

Dedico este trabalho aos meus pais, Antônio e Amélia, e à memória de minha avó Ana Zanollo Batistela.

SUMÁRIO

RESUMO.....	6
ABSTRACT	7
INTRODUÇÃO	8
MATERIAL E MÉTODOS	11
Área de estudo	11
Estrutura da floresta	11
Levantamento da avifauna	12
Características funcionais de aves	13
Análise dos dados	14
RESULTADOS	16
Estrutura da vegetação	16
Descritores taxonômicos da avifauna	16
Relação entre os descritores taxonômicos da avifauna e a estrutura da vegetação	19
Relação entre as características funcionais da avifauna e a estrutura da vegetação	21
DISCUSSÃO	27
Implicações para a prática.....	34
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36
APÊNDICE I	46
APÊNDICE II.....	49

RESUMO

Ao longo das últimas décadas, a cobertura por vegetação natural foi amplamente substituída pela agropecuária, mas a reintrodução de árvores nativas oferece a expectativa de restauração de ecossistemas florestais. Este estudo avaliou a colonização de áreas ripárias em restauração pelas aves, em relação a áreas de referência, testando a influência da estrutura da vegetação nas categorias funcionais da avifauna. Estimamos a estrutura da vegetação pela cobertura por gramíneas, densidade de indivíduos, área basal total, altura, profundidade da copa e diâmetro à altura do peito de cada indivíduo. Categorizamos as espécies de aves quanto à dieta, ao estrato de forrageio, à altura do ninho, à dependência de cavidades para reprodução e à dependência florestal. Para testar quais dessas características eram afetadas pela estrutura da vegetação, usamos a Análise de Correspondência Canônica, utilizando como variáveis independentes os três primeiros eixos da Análise de Componentes Principais da vegetação, respectivamente correlacionados com a altura do dossel, a profundidade de copa e a estratificação. Foram documentadas 53 espécies de aves em 326 registros. As áreas de referência foram as mais ricas e diversas em todos os descritores taxonômicos das aves. A altura do dossel influenciou apenas o tipo de dieta, o estrato de forrageio e o grau de dependência florestal. As combinações dessas três características também responderam à altura do dossel e à profundidade de copa. As espécies associadas às áreas mais abertas foram as granívoras e as generalistas de baixa dependência florestal. As aves do sub-bosque ocorreram principalmente em estágios intermediários de crescimento da vegetação, apresentando média dependência florestal e dietas mais especializadas. Espécies insetívoras de alta dependência florestal caracterizaram as áreas de referência, de maior altura de vegetação. Este estudo ressaltou a importância de considerar os aspectos funcionais das espécies e analisar conjuntamente vários deles no planejamento e na avaliação da recolonização de áreas restauradas pela avifauna. Considerando a influência da estrutura da vegetação ripária sobre a avifauna, nós sugerimos que a reintrodução de outras formas de vida na comunidade vegetal além do estrato arbóreo em ações de restauração pode acelerar o aumento da diversidade funcional da avifauna durante o processo de recolonização.

Palavras-chave: Diversidade, dieta, estrato de forrageio, florestas ripárias.

ABSTRACT

Through the last decades, forest remnants were widely converted in crops and pastures, but the reintroduction of native trees offers the perspective of forests ecosystems restoration. This study aimed to investigate the recolonization by birds in riparian restored and reference sites, evaluating the effects of vegetation structure on avifaunal functional categories. We estimated vegetation structure by grass cover, tree density, total basal area, crown depth, height and diameter at breast height of each individual. We classified bird species by diet, foraging strata, nest height, dependence of cavities for nesting and forest dependence. To assess which characteristics were influenced by vegetation structure, we conducted canonical correspondence analysis, using as independent variables the three first axis of principal component analysis of vegetation variables, respectively related to canopy height, crown depth and stratification. We recorded 53 bird species in 326 registers. The avifauna of reference sites were richest and more diverse in all bird taxonomic descriptors. Canopy height influenced avifauna in relation to diet, foraging strata and forest dependence, and combinations of these functional traits also were affected by canopy height and crown depth. Species related to most open sites were granivorous or generalists with low forest dependence. Understory bird species occurred mainly in intermediate stages of vegetation growth, presenting middle forest dependence and more restrict diet. Insetivorous birds with high forest dependence characterized reference sites, with tallest vegetation. Our results emphasized the importance of considering functional traits of bird species on planning and evaluating recolonization of restored sites by birds. Considering the effects of riparian vegetation structure on bird assemblages, we suggest that reintroduction of plant life-forms other than trees for restoration purposes can accelerate both bird taxonomic and functional diversity across recolonization process.

Key-words: Diet, diversity, foraging strata, riparian forests.

INTRODUÇÃO

A demanda pelo crescimento da produtividade agrícola impulsiona a conversão no uso do solo para a agricultura e a pecuária, diminuindo a cobertura vegetal original, aumentando o efeito de borda e o isolamento das manchas de florestas remanescentes (Tilman 1999). Esse processo pode resultar em impactos ambientais, desde pequenas alterações climáticas locais até a redução de populações de espécies nativas da flora e fauna, com alterações das teias alimentares e perda de funções do ecossistema (Lovejoy 1980).

A degradação das florestas em áreas ripárias tem ocasionado efeitos particularmente intensos, devido à sua alta influência nos corpos d'água (Heartsill-Scalley e Aide 2003, McCluney *et al.* 2014). Além disto, as florestas ripárias são ecossistemas dinâmicos e de grande heterogeneidade ambiental, que concentram grande diversidade de espécies (Naiman *et al.* 2005, McCluney *et al.* 2014). Nessas áreas, além das espécies típicas de florestas ripárias, ocorrem espécies de formações adjacentes, constituindo importantes corredores para o movimento da fauna e flora ao longo da paisagem (Bertani *et al.* 2001, Dosskey *et al.* 2010). Assim, a restauração de florestas ripárias tem como principais objetivos, além da preservação de corpos d'água, aumentar a qualidade e a resiliência destes ecossistemas, refletindo na conservação da diversidade ao nível da paisagem (SER 2004, Mansourian e Vallauri 2014, McCluney *et al.* 2014, Stanturf *et al.* 2014).

Atualmente, muitos estudos têm avaliado a utilização de técnicas de restauração das florestas ripárias, baseadas principalmente na reintrodução de espécies vegetais (Davy 2002, Lamb 2005, Schmidt 2008, Gonzáles *et al.* 2015, Perring *et al.* 2015). Com o desenvolvimento da estrutura da vegetação ao longo do tempo, estas técnicas oferecem a expectativa da recuperação da biodiversidade através de uma crescente similaridade com as áreas de referência (Naeem 2006, Suganuma e Durigan 2015). Nesse sentido, o monitoramento de respostas da biodiversidade é parte essencial das atividades de restauração, para avaliar a trajetória de desenvolvimento do ecossistema e para sinalizar a necessidade de possíveis intervenções (Catterall *et al.* 2012).

A avaliação dos resultados da restauração depende principalmente da escolha das métricas e dos desenhos amostrais conduzidos durante o monitoramento do desenvolvimento da vegetação nativa e dos processos ecossistêmicos nessas áreas

(Chazdon *et al.* 2009, Gardner *et al.* 2009). No entanto, informações que confirmem a eficiência das estratégias de restauração em aprimorar estes processos ainda são escassas (Chazdon *et al.* 2009, Dent e Wright 2009, Gardner *et al.* 2007), especialmente com relação às espécies de animais altamente dependentes de ambiente florestal (Catterall *et al.* 2008, Tucker 2000, Montague-Drake 2009).

Diversos estudos têm utilizado as aves como indicadores biológicos na avaliação do funcionamento de ecossistemas em restauração (Morrison *et al.* 2010, Rey-Benayas *et al.* 2010, Lindell *et al.* 2012). As aves utilizam uma ampla variedade de recursos alimentares, como flores, frutos, artrópodes e vertebrados, e realizam funções ecológicas importantes como polinização e dispersão de sementes (Slocum e Horwitz 2000, Slocum 2001, Zamora e Montagnini 2007). Além disso, são predominantemente diurnas, bem conhecidas taxonomicamente e de simples detecção (Brady e Noske 2010), possibilitando procedimentos de monitoramento pouco invasivos.

As comunidades de aves podem apresentar mudanças intensas em sua composição refletindo o estágio de sucessão do ecossistema (Brady e Noske 2010, Reid *et al.* 2012), com diferentes espécies ocupando as áreas restauradas de acordo com a estrutura da vegetação (Munro *et al.* 2011, Twedt *et al.* 2002). Por exemplo, áreas em restauração de vegetação mais aberta possuem menor número de guildas alimentares (Becker *et al.* 2013), com predominância de aves granívoras (Malan *et al.* 2007, Becker *et al.* 2013), de espécies que nidificam nos estratos inferiores da vegetação (Malan *et al.* 2007) e de espécies que exibem baixa dependência florestal (Brady e Noske 2010, Becker *et al.* 2013). Com o crescimento e adensamento da vegetação, parte dessas espécies persiste e parte é gradualmente substituída por outras, de forma que determinadas categorias de características, como a alta dependência florestal (Brady e Noske 2010, Becker *et al.* 2013) e a nidificação em cavidades (Malan *et al.* 2007) vão se tornando proporcionalmente mais frequentes. Em estágios intermediários podem ocorrer simultaneamente aves de áreas abertas e de áreas florestais, sendo comum o predomínio de espécies generalistas, como as parcialmente frugívoras (Becker *et al.* 2013).

Ainda que a avifauna em áreas em restauração possa atingir níveis de abundância e riqueza de espécies similares aos de áreas de referência, a frequência das categorias funcionais pode diferir amplamente entre áreas restauradas e florestas não-manejadas (Brady e Noske 2010, Catterall *et al.* 2012, Ortega-Álvarez *et al.* 2013). Nesse sentido, a

riqueza e a abundância das espécies, assim como índices taxonômicos de diversidade, que consideram as espécies como equivalentes apesar de suas diferenças ecológicas (Magurran 2004, Cianciaruso *et al.* 2009), podem não ser suficientes para descrever a estrutura da comunidade de aves em resposta ao estado sucessional das áreas restauradas. O emprego simultâneo de descritores taxonômicos, da composição em espécies e das características funcionais das aves poderia fornecer avaliações mais completas do estágio sucessional e da resiliência de ecossistemas em restauração.

Embora diversos estudos descrevam a relação entre a riqueza e/ou entre a abundância relativa de espécies de aves e a estrutura da vegetação em restauração, as informações a respeito dos grupos funcionais ou de guildas de aves nessas comunidades ainda são escassas. Além disso, o impacto da restauração é mais frequentemente avaliado pelas alterações do ecossistema restaurado ao longo do tempo do que pela comparação entre áreas restauradas e sítios de referência (González *et al.* 2015, Suganuma e Durigan 2015).

Este estudo avaliou os efeitos da estrutura da vegetação nos descritores taxonômicos e nas categorias funcionais da avifauna de áreas ripárias em processo de restauração ecológica, onde houve plantio de espécies arbóreas nativas, e em áreas de referência, com vegetação nativa não manejada. Nossa hipótese foi que a estrutura da vegetação, expressa através da altura, do diâmetro e da densidade de rametas, estratificação, área basal total, profundidade das copas e proporção de gramíneas influenciasse a proporção de ocorrência das categorias funcionais das aves quanto à dieta, ao estrato de forrageio, à altura do ninho, à dependência de cavidades para nidificação e à dependência florestal.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Realizamos o estudo na microbacia do Ribeirão do Feijão, município de São Carlos, estado de São Paulo, Brasil. O clima do município é úmido subtropical com inverno seco e verão quente (Cwa), com temperaturas médias mensais variando entre 16,2°C e 22,4°C (Alvares *et al.* 2013) e precipitação anual em torno de 1.500 mm (Oliveira 2011). A microbacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão possui uma área de aproximadamente 22.240 ha onde predominam as pastagens e a silvicultura (Cunha *et al.* 2011).

O relevo da região é constituído por planaltos e morros isolados, localizando-se na transição entre as Cuestas e o Planalto Ocidental (Nishiyama 1991), onde predominam as areias quartzosas, os latossolos vermelhos e os solos hidromórficos (Cunha *et al.* 2011). A vegetação original da área de estudo é a floresta estacional semidecidual (Oliveira 1996).

Estabelecemos oito unidades amostrais (de agora em diante, “áreas”) de 100×30 m, seis delas ao longo de trechos de vegetação ripária em processo de restauração (R1 a R6), e dois sítios de referência (C1 e C2), em trechos de floresta ciliar remanescente. As áreas de estudo foram trechos de uma mesma região ripária, distando entre 60 m e 140 m da área de estudo mais próxima. Anteriormente ao plantio, todos os sítios em restauração eram pastagens. A área mais antiga, R1, foi plantada entre outubro e dezembro de 2006, R2 e R3 foram plantadas em 2007, e R4, R5 e R6 em 2012. O gado bovino acessa frequentemente as áreas R5 e R6.

Estrutura da floresta

Caracterizamos a estrutura da vegetação de cada área a partir de duas parcelas de 10×10 m, espaçadas 10 m entre si na região central de cada área. Contabilizamos e medimos todas as rametas de espécies arbóreo-arbustivas de cada parcela com altura superior a 1,5 m quanto à altura (cm), diâmetro à altura do peito – DAP (cm) e profundidade de copa (diferença entre a altura da rameta e a altura do ramo mais baixo, em cm). Com base nesses dados, estimamos, para cada área de estudo, a área basal total

(cm²), a altura média (cm), a altura máxima (cm), o DAP médio (cm), a profundidade média da copa (cm), a densidade de rametas e a estratificação. Estimamos visualmente a cobertura por gramíneas e a classificamos em quatro categorias: com cobertura de gramíneas entre 0 e 25% (1); entre 25 e 50% (2); entre 50 e 75% (3) e entre 75 e 100% (4).

Estimamos a área basal de cada rameta a partir do DAP seguindo a semelhança com o disco, pelo resultado da expressão $\pi \times (\text{DAP}/2)^2$. Para indivíduos com ramificações na altura do peito, obtivemos um DAP único através da equação: $\text{DAP} = 2\sqrt{AB/\pi}$, sendo AB a soma da área basal de todos os ramos. Somamos as áreas basais de todas as rametas de cada dupla de parcelas para obter a área basal total (“ABT”). Representamos a densidade pelo número de rametas por 0,02 ha, e estimamos a estratificação da vegetação a partir do coeficiente de variação da altura máxima, de acordo com Fernandes *et al.* (2014).

Levantamento da avifauna

Conduzimos a amostragem da avifauna no período matutino (07:00 h - 10:00 h), em dias ensolarados. Utilizamos dois métodos de levantamento avifaunístico: pontos fixos de escuta (Bibby *et al.* 1992) e transectos lineares, ambos com duração de 10 min (Jansen 2005, Brady e Noske 2010).

Durante cada escuta, realizada no centro de cada área, registramos as espécies ouvidas e/ou avistadas em um raio de 15 m. O transecto percorrido foi a borda longitudinal das áreas de estudo (100 m), em velocidade aproximada de 1,5 km/h (Ralph *et al.* 1996), registrando as espécies ouvidas e/ou avistadas na vegetação da parcela durante a caminhada. Espécies cruzando a área em voo acima do dossel não foram registradas.

Monitoramos cada uma das oito áreas em seis dias diferentes, três utilizando pontos fixos e três utilizando o transecto, totalizando 48 amostras. Consideramos que as espécies que ocorrem nas áreas de estudo com frequência relevante devem ter sido detectadas em seis amostragens em dias diferentes (Stirnemann *et al.* 2015). Para minimizar a influência do horário sobre a atividade das espécies, as áreas foram monitoradas em ordens diferentes em cada dia. Em cada ponto fixo ou transecto, cada

espécie foi registrada apenas uma vez. Assim, os dados quantitativos referem-se ao número de amostras em que cada espécie foi registrada.

Características funcionais de aves

Utilizamos cinco características funcionais da avifauna: dieta, estrato de forrageio, altura do ninho, dependência de cavidades para reprodução e dependência florestal. Quanto à dieta, categorizamos as espécies como frugívoras, insetívoras, granívoras, nectarívoras, insetívoras/frugívoras e insetívoras/granívoras – quando a espécie consome frequentemente ambos os itens, ou onívoras, quando a espécie consome frequentemente, além de insetos e frutos, ovos e pequenos vertebrados. Assim, as aves registradas neste estudo descritas como onívoras por Motta-Junior (1990) foram, em sua maioria, categorizadas como insetívoras-frugívoras, com exceção de *Cyanocorax cristatellus*, *Mimus saturninus*, *Pitangus sulphuratus* (Apêndice 1). Categorizamos os traupídeos *Dacnis cayana*, *Tangara cayana*, *Tangara sayaca*, *Tachyphonus coronatus* e o fringilídeo *Euphonia chlorotica* como frugívoros devido à baixa representatividade dos artrópodes na dieta (Manhães 2003). Diversos tiranídeos categorizados como insetívoros por Motta-Junior (1990) constam como consumidores de frutos na maioria dos estudos de frugivoria e dispersão de sementes realizados na região (Francisco e Galleti 2001, Valente 2001, Cazetta *et al.* 2002, Francisco e Galleti 2002a,b, Pascotto 2006, Pascotto 2007, Guerta *et al.* 2011, Allenspach e Dias 2012, Allenspach *et al.* 2012). Por este motivo, categorizamos a maior parte desses insetívoros como insetívoros-frugívoros. *Patagioenas picazuro* foi categorizada como granívora (Bruggers *et al.* 1998). Categorizamos *Zonotrichia capensis* como insetívoro-granívoro (Novoa *et al.* 1996), e as demais espécies de acordo como Motta-Júnior (1990) e Manica *et al.* (2010). Quanto ao estrato de forrageio, atribuímos quatro categorias: terrestres, incluindo o forrageamento na vegetação rasteira, sub-bosque, dossel e vários - quando não há estrato preferencial de forrageio.

Dividimos a característica altura do ninho nas categorias “ninho no solo” (incluindo aqueles construídos na vegetação rasteira), “ninho no sub-bosque” e “ninho no dossel”. Categorizamos a dependência de cavidades para reprodução em: a) habitante primário: espécies que nidificam no interior de cavidades, sendo capazes de escavá-las, b) habitante secundário: espécies que nidificam no interior de cavidades escavadas por

outras espécies, e c) não dependente de cavidades para nidificação. As espécies classificadas como habitantes secundários de cavidades foram aquelas que obrigatoriamente nidificam em cavidades e que não são capazes de escavá-las, em oposição àquelas que podem ocasionalmente nidificar em buracos. A última categoria desta classe incluiu todas as espécies independentes de cavidade.

Categorizamos a dependência florestal das espécies em: a) alta: aves que dependem de formações florestais densas, com predominância do estrato arbóreo, b) média: ocorrem também em locais com predomínio de vegetação arbustiva, e c) baixa: espécies que ocorrem inclusive em áreas de vegetação predominantemente herbácea. Fizemos a determinação das categorias das espécies nas categorias (exceto quanto à dieta) de acordo com a literatura (Sick 1997) e observações em campo.

Análise dos dados

Estimamos a taxa de detecção das espécies ao longo das diferentes parcelas pelo número de amostras em que cada espécie foi registrada, e a utilizamos como abundância relativa das espécies (Munro *et al.* 2011). Calculamos, para a avifauna de cada área, a abundância de registros, riqueza de espécies, a abundância relativa das espécies, o índice de extrapolação da riqueza Chao 1 (Chao 1984), a riqueza rarefeita para 16 indivíduos (menor abundância registrada) e os índices de diversidade de Shannon e de Simpson (Magurran 2004). Ordenamos as áreas de estudo em relação à composição de espécies usando a Análise de Correspondência, e para avaliar as diferenças na composição da avifauna em composição taxonômica, utilizamos a partição beta (Baselga 2010), que oferece como resultado a porcentagem de substituição de espécies.

Para reduzir o número de variáveis da estrutura da vegetação, usamos a Análise de Componentes Principais (ACP). As variáveis foram previamente transformadas em logaritmo e padronizadas para média zero e uma unidade de desvio padrão. Para testar o efeito da estrutura da vegetação, representada pelos três primeiros eixos da ACP, em cada um dos descritores taxonômicos das comunidades de aves, ajustamos modelos de regressão linear múltipla com seleção das variáveis pelo método “passo-a-passo *Forward*”.

Usamos Análise de Correspondência Canônica (ACC, Ter Braak 1986) para avaliar a relação entre a abundância das categorias de cada característica funcional da avifauna e a estrutura da vegetação, expressa pelos três primeiros eixos da ACP. A seleção de variáveis independentes através do método “passo-a-passo *Forward*” e o teste de Monte-Carlo com 999 permutações foram usados para avaliar quais variáveis independentes contribuíram para explicar a variação dos dados. Um modelo final de ACC foi construído a partir das combinações possíveis de todas as categorias funcionais que foram influenciadas pela estrutura da vegetação.

Conduzimos as análises usando o software R (R Development Core Team 2007), com o uso das funções *diversity* (Chao 1, índices de diversidade de Shannon e de Simpson), *cca* (Análises de Correspondência Canônica) e *ordistep* (construção dos modelos finais) do pacote “vegan” (Oksanen *et al.* 2006), *CA* (Análise de Correspondência) do pacote “FactoMineR” (Lê *et al.* 2008), *beta.pair* (partição beta) do pacote “beta.part” (Baselga e Orme 2012), *lm* (regressões lineares dos descritores taxonômicos) e *prcomp* (Análise de Componentes Principais).

RESULTADOS

Estrutura da vegetação

A ACP reduziu as variáveis da vegetação a três eixos, que explicaram 89,40% da variação dos dados, sendo que o primeiro eixo (de agora em diante “altura do dossel”) explicou 63,21% (autovalor = 5,056) e foi fortemente correlacionado com a altura (máxima e média) das árvores. Este eixo também foi positivamente correlacionado com a ABT, descrevendo um gradiente composto por áreas de diferentes tamanhos das rametas da vegetação, e negativamente correlacionado com a cobertura por gramíneas (Figura 1). O segundo eixo, de agora em diante denominado “profundidade de copa”, explicou 16,02% da variação (autovalor = 1,281), sendo positivamente correlacionado com a profundidade média das copas e o DAP das rametas e negativamente correlacionado com a densidade da vegetação (Figura 1). O terceiro eixo, de agora em diante denominado “estratificação”, foi positivamente correlacionado apenas com a variável estratificação, explicou apenas 10,17% da variação (autovalor = 0,814) e não foi representado graficamente.

As áreas de dossel mais baixo foram R5 e R6, de densidade intermediária, enquanto R2 e R3 possuíam altura intermediária e menor densidade. As áreas de referência caracterizaram-se pela vegetação mais alta e mais densa (maior número de rametas por unidade de área). A altura da vegetação de R1 foi similar as áreas de referência, mas a densidade atingiu apenas níveis intermediários. A área R4 tinha uma estrutura de vegetação intermediária no gradiente, porém mais próxima das áreas de fisionomia florestal, mais alta e densa (Figura 1).

Descritores taxonômicos da avifauna

Registramos 53 espécies de aves de 21 famílias (Apêndice II) em 326 registros, sendo 12 espécies registradas exclusivamente nas áreas de referência e 22 delas exclusivamente nas áreas em restauração (Apêndice I). As espécies mais comuns foram *Tangara sayaca* (n=31 registros), *Sporophila caerulea* (n=25), *Patagioenas picazuro* (n=22), *Columbina talpacoti* (n=21), *Tyrannus melancholicus* (n=18) e *Pitangus sulphuratus* (n=15). Essas seis espécies foram responsáveis por 40,18% dos registros,

enquanto 9 espécies foram registradas apenas uma vez (uma em cada área, exceto em R5, e duas em C2 e em P3).

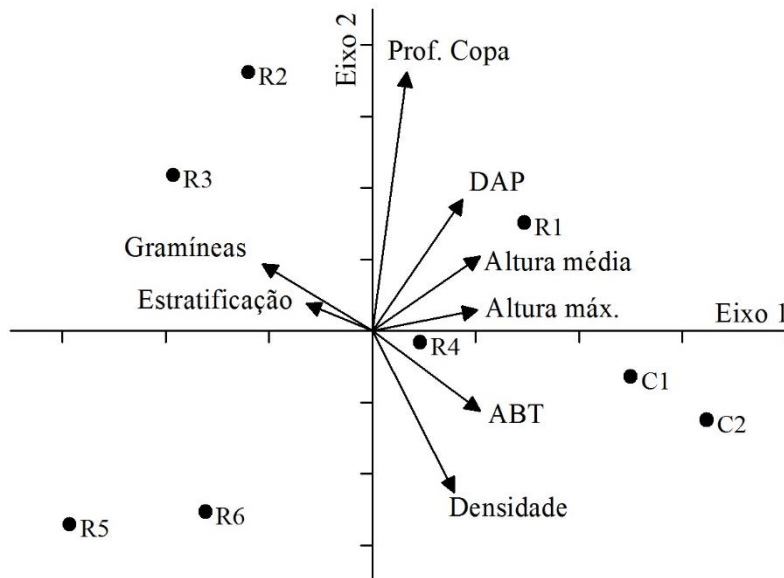


Figura 1. Ordenação das áreas estudadas em relação aos dois primeiros eixos da ACP das variáveis da vegetação. C1 e C2 = sítios de referência, R1 a R6 = áreas em restauração.

As áreas de referência, C1 e C2, foram as mais ricas e diversas em todos os descritores taxonômicos. Entre as áreas em restauração, R2, R4 e R6 foram as de maior riqueza, enquanto R1 teve os menores índices de riqueza e diversidade (Tabela 1).

A substituição de espécies foi menor entre as áreas de referência do que entre as áreas restauradas (Tabela 2). A avifauna da área R1 foi composta, em sua maior parte (72%), por um subconjunto de espécies das áreas de referência, enquanto nas demais áreas restauradas este subconjunto representou apenas de 5% a 35% da avifauna (Tabela 2).

A Análise de Correspondência mostrou que a maioria das espécies estiveram associadas às áreas de referência, C1 e C2 (Figura 2). Entre as espécies que caracterizaram as áreas em restauração, seis espécies ocorreram apenas em R5 e R6 e outras cinco espécies ocorreram exclusivamente em R4 (Figura 2).

Tabela 1. Abundância de registros, riqueza de espécies, índice Chao 1 \pm erro padrão, riqueza rarefeita \pm erro padrão (para uma amostra com 16 indivíduos), índices de diversidade de Shannon e de Simpson da avifauna nas áreas de referência (C1 e C2) em restauração (R1 a R6).

Parcela	Abundância	Riqueza	Chao 1	Riq. rarefeita	Shannon	Simpson
C1	61	24	28,0 \pm 3,89	11,9 \pm 1,33	3,00	0,94
C2	64	29	32,3 \pm 3,08	13,0 \pm 1,26	3,25	0,96
R1	16	11	20,3 \pm 8,82	11,0 \pm 0,00	2,25	0,88
R2	36	19	25,4 \pm 5,46	11,5 \pm 1,30	2,75	0,92
R3	26	14	21,0 \pm 6,63	10,2 \pm 1,17	2,42	0,89
R4	55	18	20,5 \pm 3,15	10,7 \pm 1,28	2,72	0,93
R5	32	14	16,0 \pm 2,58	10,1 \pm 1,16	2,48	0,91
R6	36	18	24,0 \pm 5,38	10,7 \pm 1,33	2,66	0,91

Tabela 2. Porcentagem de substituição de espécies (partição beta) na composição da avifauna entre as áreas de referência, C1 e C2, e as áreas restauradas, R1 a R6.

Áreas	Referência	Áreas restauradas
Referência	49%	-
Áreas restauradas	74%	90%
R1	28%	86%
R2	83%	88%
R3	65%	90%
R4	86%	91%
R5	89%	91%
R6	95%	93%

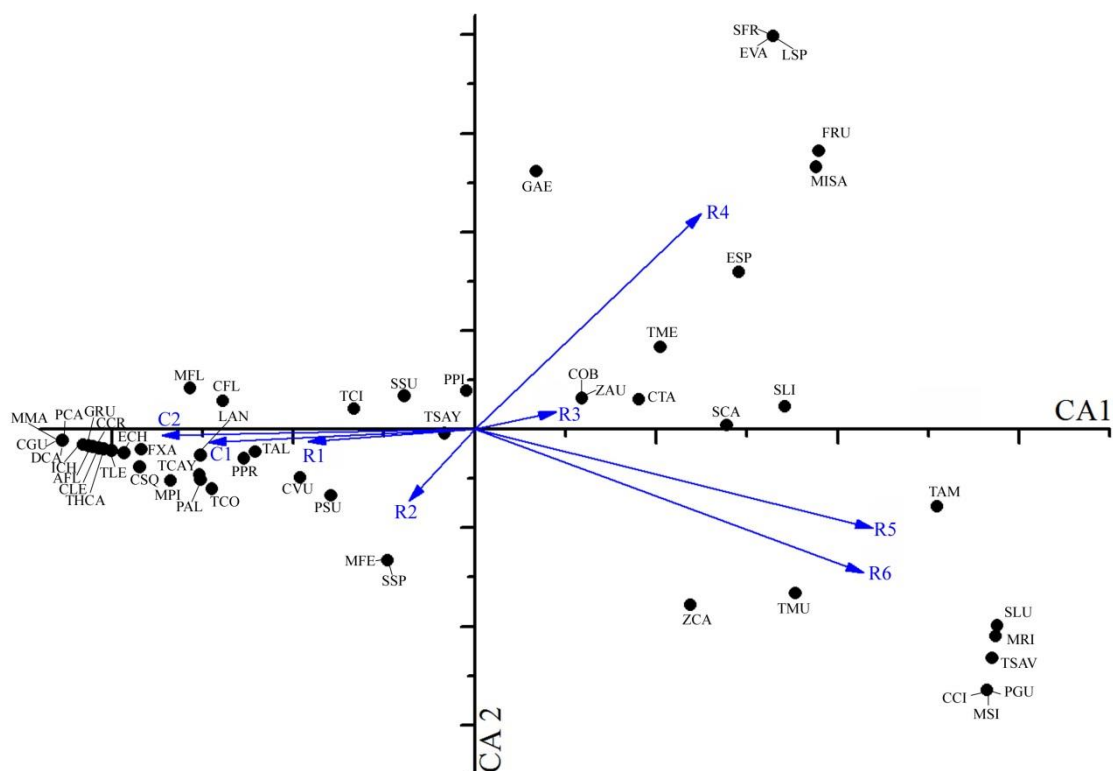


Figura 2. Resultados da Análise de Correspondência que ordenou as áreas de referência e as áreas restauradas de acordo com a composição de espécies e suas abundâncias. As legendas dos nomes das espécies estão no Apêndice I.

Relação entre os descritores taxonômicos da avifauna e a estrutura da vegetação

As análises de regressão múltipla mostraram que o índice de extrapolação de riqueza Chao 1 ($R^2 = 0,51$) e a riqueza rarefeita ($R^2 = 0,70$) foram positivamente influenciados pela altura do dossel (Figura 3). A abundância e a riqueza de espécies mostraram apenas uma tendência em relação à altura do dossel, alcançando valores marginais. A estrutura da vegetação não influenciou os índices de diversidade de Shannon e de Simpson (Figura 3).

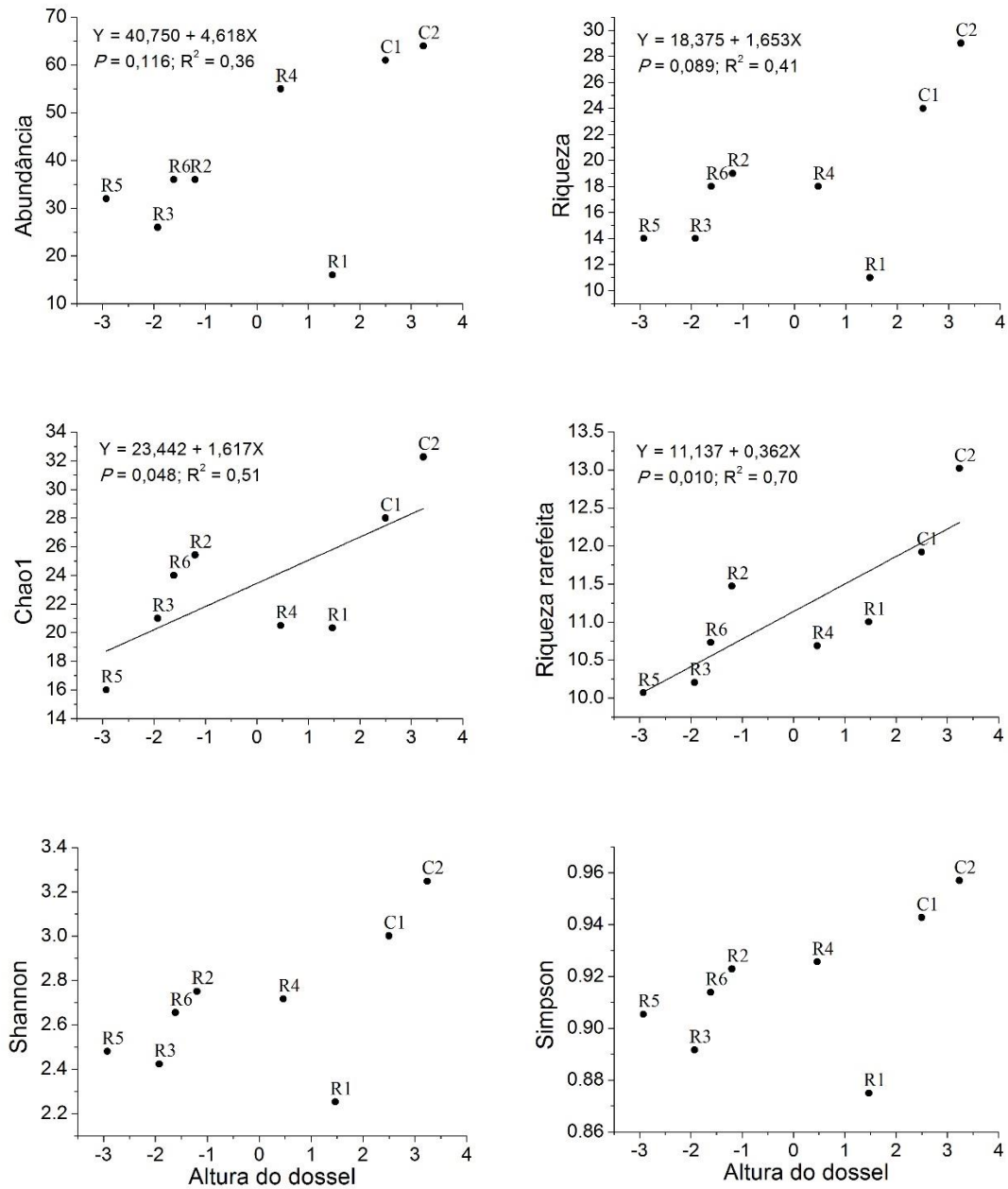


Figura 3. Relação entre os descritores taxonômicos da avifauna e a estrutura da vegetação, expressa pelo primeiro eixo da ACP das variáveis da vegetação (altura do dossel). São indicados também os resultados das regressões lineares.

Relação entre as características funcionais da avifauna e a estrutura da vegetação

A categoria de dieta mais frequente entre as aves registradas foi insetívora (35,85% das espécies), seguida por insetívora/frugívora (20,75%), granívora (16,98%), frugívora (13,21%), onívora (5,66%), insetívora/granívora e nectarívora (ambas com 3,77%). As espécies que forrageiam no dossel foram as mais comuns (37,74% das espécies), seguidas pelas terrestres (28,30%), pelas espécies de sub-bosque (24,53%) e pelas que forrageiam em vários estratos (9,43%). Com relação à altura do ninho, 49,06% das espécies registradas constroem seus ninhos no dossel, 39,62% no sub-bosque e apenas 11,32% no solo. A maioria das espécies eram não-dependentes de cavidades para nidificar (86,79%), enquanto 7,55% das espécies eram habitantes primárias e 5,66% eram habitantes secundárias de cavidades. Quanto à dependência florestal, houve predomínio das espécies de média (45,28%) e de baixa dependência (37,74%), sendo que as espécies de alta dependência florestal representaram apenas 16,98%.

A estrutura da vegetação influenciou apenas as características funcionais dieta, estrato de forrageio e dependência florestal, sendo que a altura do dossel explicou a variação na proporção das categorias dessas características entre as áreas (Tabela 3. Resultado das ACC entre as características funcionais da avifauna e os três primeiros eixos da ACP da vegetação. Autovalores canônicos (Autovalores), % é a porcentagem da variância explicada e P o valor da probabilidade obtida através do).

Tabela 3. Resultado das ACC entre as características funcionais da avifauna e os três primeiros eixos da ACP da vegetação. Autovalores canônicos (Autovalores), % é a porcentagem da variância explicada e P o valor da probabilidade obtida através do teste de Monte-Carlo. Valores em negrito representam os considerados significativos.

Fonte	Autovalores	%	F	P
Dieta	0,126	47,76		
Altura do dossel			5,485	0,01
Profundidade de copa			1,186	0,25
Estratificação			1,414	0,18
Estrato de Forrageio	0,078	50,39		
Altura do dossel			6,095	0,02
Profundidade de copa			1,268	0,30
Estratificação			1,126	0,35
Altura do Ninho	0,000	0,00	1,057	0,43
Dependência de Cavidade	0,000	0,00	0,654	0,71
Dependência Florestal	0,234	78,44		
Altura do dossel			21,373	0,01
Profundidade de copa			1,960	0,20
Estratificação			0,539	0,63

Quanto à variação na distribuição dos indivíduos segundo a dieta, os granívoros e os insetívoros-frugívoros foram dominantes em R5, diminuindo sua proporção com o aumento dos valores de altura do dossel (Figura 4). Por outro lado, a proporção de frugívoros aumentou em direção às áreas de referência, com um pico em R1, onde alcançou aproximadamente 40% de todos os registros. As aves insetívoras apresentaram leve tendência a aumentar sua proporção na comunidade em sítios com altos valores de altura de dossel (áreas de referência), enquanto os demais tipos de dieta não apresentaram grandes variações em sua representatividade. Os onívoros ocorreram com mais frequência nas áreas de alturas intermediárias, enquanto os nectarívoros foram proporcionalmente mais abundantes nas áreas de maior altura do dossel.

As aves terrestres tornaram-se proporcionalmente menos frequentes do que aquelas que forrageiam no sub-bosque quanto maior a altura do dossel (Figura 4). A proporção de indivíduos que forrageiam em vários estratos, bem como aqueles que forrageiam preferencialmente no dossel manteve-se aproximadamente constante ao longo

do gradiente de estrutura de vegetação. A área R1 aparece como uma exceção, onde as aves que forrageiam no dossel foram amplamente dominantes.

A dependência florestal respondeu mais fortemente às alterações na estrutura da vegetação do que a dieta e o estrato de forrageio. Entre as áreas manejadas, a proporção de indivíduos considerados de baixa dependência florestal decresce em direção às áreas de dossel mais alto enquanto as proporções dos indivíduos de alta e de média dependência florestal aumentam com a altura do dossel (Figura 4). Ainda assim, a abundância relativa de indivíduos de alta dependência florestal foi notadamente menor em todas as áreas plantadas em relação às áreas de referência.

As espécies registradas representaram 20 combinações das categorias funcionais de dieta, estrato de forrageio e dependência florestal (Tabela 4), e as abundâncias dessas combinações ao longo das áreas foram influenciadas pela estrutura da vegetação. A ACC explicou 61,42% da variação dos dados, e os resultados mostraram que as abundâncias das combinações de categorias foram influenciadas pela altura do dossel ($F = 3,705$, $p = 0,005$) e pela profundidade de copa ($F = 3,012$, $p = 0,010$), mas não pela estratificação ($F = 1,209$, $p = 0,325$). O primeiro eixo (CCA1) explicou 45,10% da variação dos dados e foi fortemente correlacionado com a altura do dossel. O segundo eixo (CCA2) foi positivamente correlacionado com a profundidade de copa, explicando 16,33% da variação (Figura 5).

As combinações de categorias funcionais distribuíram-se principalmente com base no grau de dependência florestal (Figura 5), indicando que a influência da vegetação na determinação da composição da avifauna processa-se principalmente com base nessa característica funcional.

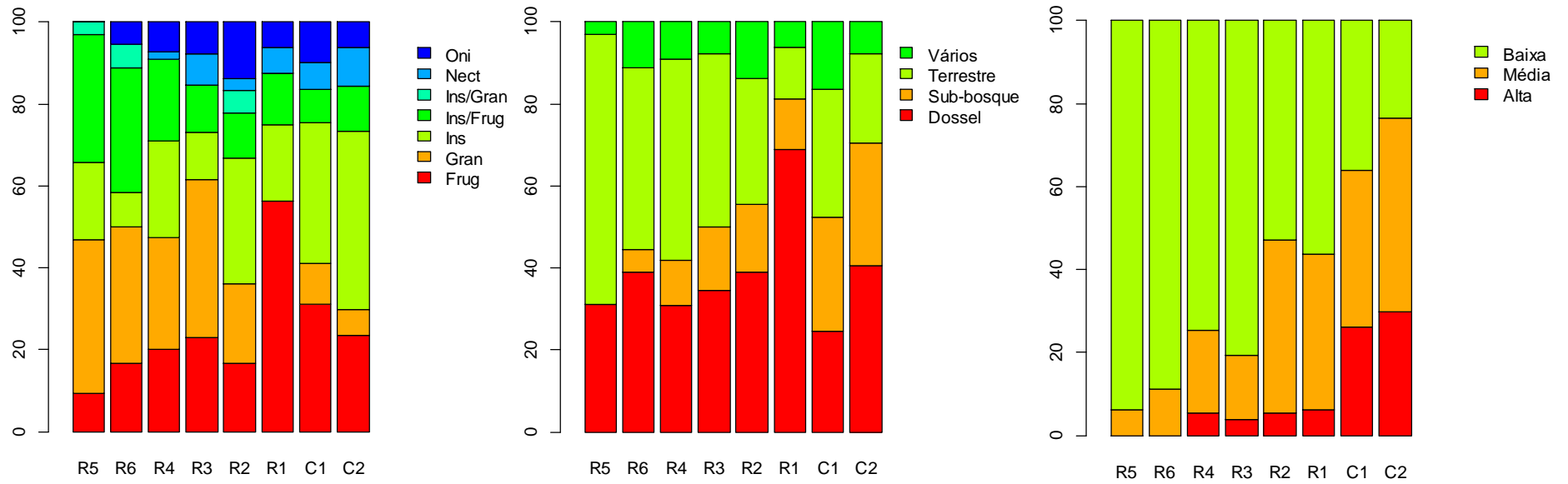


Figura 4. Alteração na composição percentual dos tipos de dieta (esq.), do estrato de forrageio (centro) e da dependência florestal (dir.) da avifauna em função da altura do dossel, da área mais baixa (R5) para a mais alta (C2).

As categorias funcionais associadas as áreas com alta porcentagem de cobertura de gramíneas e baixos valores de altura do dossel foram o consumo de insetos (insetívoros, insetívoros/granívoros ou insetívoros/frugívoros) no solo (espécies terrestres) ou no dossel (Figura 5). Altos valores concomitantes de altura do dossel e de profundidade de copa estiveram associados a espécies de dietas mais seletivas, que consomem preferencialmente um só tipo de alimento em um estrato específico da vegetação, especialmente no sub-bosque. Entre as características funcionais associadas aos mais altos valores de altura do dossel também é marcante o consumo de insetos, combinados ou não com frutos e pequenos vertebrados (Figura 5).

Tabela 4. Abundâncias das combinações de categorias funcionais ao longo das áreas.

Dependência Florestal	Estrato de forrageio	Dieta	Sigla
Alta	Dossel	Insetívora-frugívora	IFdA
		Insetívora	IdA
	Sub-bosque	Insetívora	IsA
Média	Terrestre	Insetívora	ItA
	Dossel	Frugívora	FdM
		Insetívora	IdM
		Insetívora-frugívora	IFdM
	Sub-bosque	Frugívora	FsM
		Insetívora-frugívora	IFsM
		Nectarívora	NsM
		Granívora	GtM
	Vários	Insetívora-frugívora	IFvM
		Onívora	OvM
Baixa	Dossel	Frugívora	FdB
		Insetívora	IdB
		Insetívora-frugívora	IFdB
	Terrestre	Granívora	GtB
		Insetívora	ItB
		Insetívora-granívora	IGtB
	Vários	Onívora	OvB

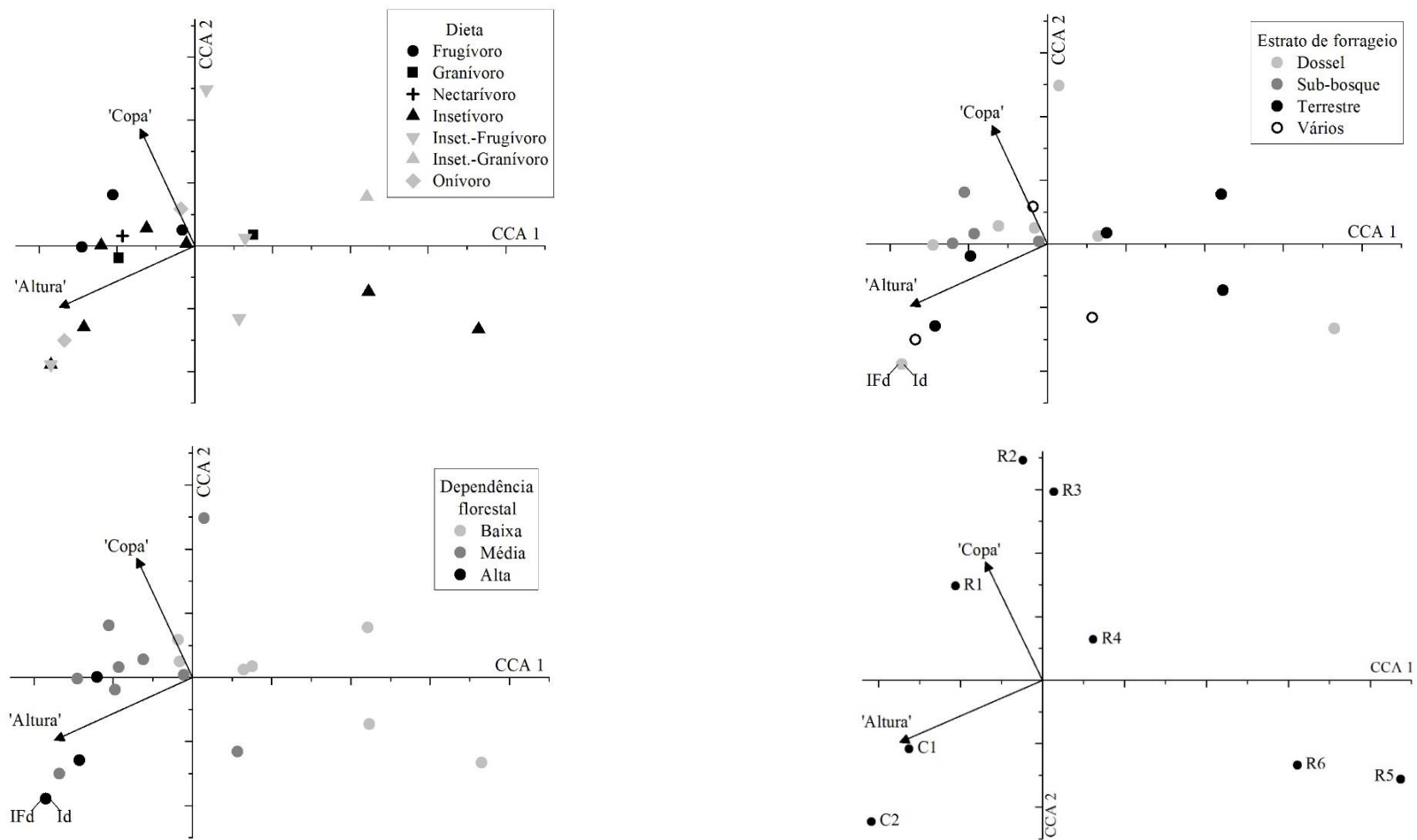


Figura 5. Resultados da Análise de Correspondência Canônica (ACC) entre as combinações das categorias de dieta, de estrato de forrageio, de dependência florestal da avifauna e das áreas de estudo em restauração (R1 a R6) e de referência (C1 e C2) e a estrutura da vegetação, representada pela altura do dossel ('Altura') e pela profundidade de copa ('Copa').

DISCUSSÃO

A estrutura da vegetação apresentou grande variação entre as áreas estudadas, mesmo em áreas de mesma idade (R4, R5, R6). Essa variação parece refletir estressores ainda presentes e distúrbios naturais após o plantio em cada uma delas. Uma forte geada no segundo ano de desenvolvimento dos plantios de R2 e R3 determinou a mortalidade de boa parte dos indivíduos arbóreos dessas duas áreas, mas afetou de forma menos contundente os indivíduos de R1, um plantio conduzido apenas um ano antes do que aqueles das áreas R2 e R3.

O gado ainda acessa rotineiramente as áreas R5 e R6. O pisoteio e o trânsito desses animais interfere negativamente no crescimento e na sobrevivência dos indivíduos arbóreos reintroduzidos (Figura 6) e possivelmente dificulta o desenvolvimento de plântulas, limitando o estabelecimento de espécies vegetais imigrantes. Isso resultou em uma vegetação mais baixa e menos densa nessas duas áreas quando comparadas à R4, de mesma idade. Em estudo realizado no Vale do Paraíba, no leste do Brasil, Costa e Voltolini (2013) mostraram que alguns parâmetros da vegetação, como o diâmetro das árvores, a cobertura pelo estrato herbáceo e a espessura da serrapilheira foram negativamente influenciados pelo intenso pisoteio pelo gado. De fato, neste estudo, entre três áreas plantadas simultaneamente (R4, R5 e R6), a área R4, sem pisoteio do gado, tem os maiores valores referentes ao primeiro e segundo eixo da ACP (altura de dossel e profundidade de copa). As espécies de aves que forrageiam no sub-bosque, pobremente representadas em R5 e R6, parecem ser as principais prejudicadas pelos efeitos do trânsito desses animais, que parece diminuir a disponibilidade de recursos e de poleiros a alturas equivalentes à do gado (a nível do sub-bosque) (Figura 4).

A grande cobertura por gramíneas foi comum a todas as áreas em restauração, exceto R1 e R4, e pode ser reflexo da alta mortalidade e da baixa taxa de crescimento de parte dos indivíduos arbóreos plantados. A baixa densidade de árvores nessas áreas limita a formação de um dossel que diminua a incidência de luz e controle naturalmente a ocorrência das gramíneas. Mesmo na área R1, onde a luminosidade é menor devido ao dossel estabelecido, a queda das folhas durante a estação seca permite a entrada de luz e a persistência de algumas manchas de gramíneas. A inclusão de árvores sempre verdes e arbustos entre as espécies plantadas pode contribuir com a inibição do crescimento de

plantas herbáceas e de sub-bosque na restauração de áreas de floresta estacional semidecidual(Souza e Batista 2004).



Figura 6. Indivíduo arbóreo danificado pelo trânsito do gado (esq.) e a vegetação da área R5.

As técnicas de restauração tendem a conduzir a estrutura da vegetação das áreas restauradas a características similares às das áreas de referência em alguns aspectos, como a altura do dossel e a densidade de indivíduos arbóreos, embora outros atributos estruturais, como árvores de grande diâmetro, riqueza e densidade do sub-bosque, trepadeiras e a camada herbácea sejam apenas parcialmente recuperados (Kanowski *et al.* 2003). Áreas de floresta estacional semidecidual em restauração dentro do bioma da Mata Atlântica tornam-se similares às áreas de referência quanto à riqueza de espécies arbóreas e à diversidade funcional de suas flores em cerca de duas décadas, mas o mesmo não ocorre com as espécies de sub-bosque e herbáceas (Garcia *et al.* 2015).

Suganuma e Durigan (2015) mostraram que o sub-bosque de áreas ripárias em restauração desenvolve-se de forma lenta, iniciando seu estabelecimento cerca de 5 anos após o plantio. A grande velocidade de crescimento de determinadas espécies de árvores reintroduzidas pode aumentar a densidade e a riqueza de regenerantes abaixo de suas copas em florestas ripárias em restauração em regiões de Cerrado (Melo *et al.* 2015). No entanto, Daronco *et al.* (2013) sugerem que a densidade de regenerantes em áreas ripárias de Cerrado só atinge níveis similares aos das áreas de referências após mais de 30 anos, e que a entrada de novas espécies vegetais em áreas de restauração depende fortemente de fontes de propágulos (remanescentes de vegetação natural) nas proximidades. Na área R1, com oito anos de crescimento, o sub-bosque estava ainda pouco desenvolvido, em função principalmente da grande cobertura do dossel e do curto período de sucessão,

apesar da grande proximidade com remanescentes e da pequena cobertura por gramíneas exóticas nesse estágio de desenvolvimento da vegetação em restauração.

Estudos em sítios em restauração na Austrália estimam que o período necessário para a riqueza de espécies de aves atingir níveis similares aos das áreas de referência é variável, de 5 a 30 anos (Munro *et al.* 2011, Catterall *et al.* 2012). No presente estudo, a riqueza de espécies de aves variou entre as áreas restauradas, mas não atingiu os níveis registrados nas áreas de referência. A co-ocorrência de espécies de aves de baixa e de alta dependência florestal pode contribuir para que a riqueza de espécies em áreas em restauração em estágio intermediário de desenvolvimento da vegetação atinja patamares similares aos das áreas de referência (Becker *et al.* 2013). Entretanto, neste estudo, esse acúmulo de espécies não foi suficiente para produzir este efeito, provavelmente devido à baixa ocorrência de espécies de média, mas principalmente de alta dependência florestal em áreas intermediárias, como R4.

A influência da estrutura da vegetação na riqueza de espécies e na abundância de registros alcançou valores marginais (Figura 3), indicando apenas uma forte tendência. No entanto, a estrutura da vegetação influenciou o índice de extrapolação da riqueza Chao 1 e a riqueza rarefeita (Figura 3), sugerindo que as estimativas de riqueza foram influenciadas pela abundância, em particular pela baixa abundância de registros na área R1. Portanto, a estrutura da vegetação (altura do dossel) influenciou a riqueza de espécies de aves, conforme encontrado em outros estudos (Munro *et al.* 2011, Brady e Noske 2010).

Em relação à diversidade beta, as altas taxas de substituição de espécies fazem com que a composição da avifauna nos plantios ecológicos sejam na maioria das vezes, distintas daquelas registradas em áreas de referência (Tabela 2). Dunn (2004), a partir da análise dos resultados de 10 estudos, sugere que mesmo que a riqueza de espécies de aves em áreas de regeneração natural (não manejadas) possa atingir níveis similares aos das áreas referência depois de 20-40 anos, a recuperação da composição de espécies é ainda mais lenta. Isso porque, apesar da aceleração do desenvolvimento causada pela reintrodução de parte da comunidade vegetal, há um subconjunto de espécies de aves de retorno lento (Catterall *et al.* 2012), devido à ausência de recursos e/ou de condições favoráveis, bem como pela grande sensibilidade delas a distúrbios. Isso faz com que, a exemplo do que acontece nas florestas úmidas, a recolonização por aves especialistas e

raras seja mais lenta devido aos requerimentos específicos destas espécies, como cavidades em troncos, densidade de ramos e troncos caídos (Vesk *et al.* 2008, Montague-Drake 2009, Lindenmayer *et al.* 2010).

No entanto, a recuperação de certas funções ambientais, como a dispersão de sementes, inicia-se anteriormente ao reestabelecimento das espécies de aves de retorno lento, uma vez que as aves dispersoras de sementes mais comuns em áreas de floresta estacional semidecidual não são de alta dependência florestal (Pizo 2004). Espécies dos gêneros *Tangara* (Thraupidae), *Turdus* (Turdidae), *Elaenia* (Tyrannidae) e *Euphonia* (Fringillidae) estiveram entre os dispersores de sementes mais importantes em um estudo realizado em áreas restauradas na Costa Rica (Lindell *et al.* 2013). Em nosso estudo, a espécie *Turdus amaurochalinus* foi registrada em 50% das áreas restauradas estudadas, e *Tangara sayaca* foi detectada em 20 dos 36 levantamentos realizados nessas áreas, ocorrendo em quase todas as áreas em restauração (exceto em R5).

A estrutura da vegetação influenciou a abundância de algumas características funcionais ao longo das áreas, como o tipo de dieta, o estrato de forrageio e a dependência florestal, mas não influenciou aquelas relacionadas à nidificação (altura do ninho e a dependência de cavidades para reprodução). Provavelmente, em função da pouca idade dos plantios, a vegetação dessas áreas em restauração ainda não dispõe de determinados recursos estruturais, como cavidades naturais ou grandes ramos. Áreas de vegetação mais antiga tendem a conter ramos ou troncos mortos com espessura suficiente para a escavação de uma cavidade, que são utilizadas pelas espécies que as constroem e por habitantes secundários. No entanto, em muitas regiões da Austrália, incluindo os trópicos, as árvores requerem 100 ou mais anos de crescimento para desenvolver cavidades (Brady e Noske 2010), sendo que a densidade de árvores interfere negativamente na formação desses buracos por retardar o desenvolvimento dos indivíduos (Vesk *et al.* 2008). Além disso, a porcentagem de espécies que nidificam exclusivamente em cavidades no conjunto de espécies registradas em todas as áreas foi consideravelmente baixa (13,21%).

O padrão de distribuição das aves com características funcionais relacionadas a dieta e estrato de forrageio nas áreas com diferentes estruturas de vegetação indica que as espécies provavelmente estão utilizando as áreas não apenas como rota de passagem, mas também como local de forrageio. Além disto, observamos ninhos de *Turdus* sp., *Leptotila verreauxi*, *Synallaxis frontalis* e *Columbina talpacoti* nas áreas em restauração.

O padrão de substituição das guildas alimentares ao longo do gradiente estrutural da vegetação foi muito similar ao registrado por Becker *et al.* (2013) em áreas em restauração de florestas de araucária. Estes autores registraram que em áreas de vegetação mais baixa ocorreram apenas granívoros, onívoros (a maioria aqui reclassificados como inseto-frugívoros) e insetívoros, e espécies nectarívoras ocorreram apenas em áreas de vegetação mais alta. Embora Becker *et al.* (2013) tenham registrado que os insetívoros eram sempre mais abundantes em áreas em restauração, independente da estrutura da vegetação, aqui os granívoros, como *Sporophila caerulescens* (

Figura 7. O granívoro terrestre de baixa dependência florestal (GtB) *Sporophila caerulescens*, o coleiro, espécie frequente nas áreas de vegetação mais baixa.) foram dominantes nas áreas de vegetação mais baixa, e a dominância dos insetívoros ocorreu nas demais áreas, de vegetação mais alta.

As espécies que caracterizaram as áreas mais abertas foram as que consomem insetos ou insetos e grãos, todas de baixa dependência florestal. Essas combinações de características foram representadas pelas espécies *Tyrannus savana* (Id), *Furnarius rufus* e *Machetornis rixosa* (It), além de *Troglodytes musculus* e *Zonotrichia capensis* (IGt). Algumas outras combinações de características foram comuns a boa parte dos sítios estudados, e representam a transição entre e a avifauna de ambientes mais abertos e de florestas. Entre elas, predominam as que incluem frutos em sua dieta, geralmente associados com insetos e/ou pequenos vertebrados (em especial espécies de Tyrannidae, Turdidae e *Mimus saturninus*). Granívoros terrestres (*Patagioenas picazuro*, *Zenaida auriculata*, Columbiformes, traupídeos como *Sporophila* spp. e icterídeos), além de alguns insetívoros de sub-bosque (*Certhiaxis cinnamomeus*, *Geothlypis aequinoctialis* e *Lepidocolaptes angustirostris*) também fazem parte dessa avifauna de transição.

Alguns estudos sugerem que os primeiros anos de crescimento da vegetação de áreas em restauração não são suficientes para alterar a composição da avifauna em relação a áreas abertas (Catterall *et al.* 2012, Lindell *et al.* 2012). No entanto, durante os três primeiros anos de crescimento da vegetação de um corredor ecológico criado para conectar áreas de preservação de floresta úmida no leste australiano, espécies de média dependência florestal foram registradas nas áreas em restauração, em número equivalente ao encontrado em fragmentos naturais ao longo do corredor (Jansen 2005). No presente

estudo, uma área com três anos de crescimento da vegetação (R4) abrigou inclusive uma espécie de alta (*Myiothlyps flaveola*) e diversas outras de média dependência florestal, embora coexistindo com espécies típicas de áreas abertas. Nossos resultados sugerem que além da idade do plantio, outros fatores que interfiram no desenvolvimento da vegetação influenciam a colonização das áreas pela avifauna.



Figura 7. O granívoro terrestre de baixa dependência florestal (GtB) *Sporophila caerulescens*, o coleiro, espécie frequente nas áreas de vegetação mais baixa.

As aves predominantes em áreas de vegetação com altos valores de altura de dossel e de profundidade de copa consomem preferencialmente apenas um tipo de item alimentar e habitam preferencialmente o sub-bosque: néctar (*Coereba flaveola* e *Phaethornis pretrei*), frutos (*Tachyphonus coronatus*) ou insetos (*Cranioleuca vulpina*, *Cantorchilus leucotis*, *Tamnophilus caerulescens*, *Piaya cayana* e *Galbula ruficauda*). Além disto, as espécies que forrageiam na copa e que são frugívoros como *Dacnis cayana*, *Euphonia chlorotica*, *Icterus pyrrhopterus* e *Tangara cayana* ou insetívoros e de pequeno porte como *Picumnus albosquamatus*, *Serpophaga subcristata* e *Todirostrum cinereum*, além dos Columbiformes *Columbina squammata* e *Leptotila verreauxi* ocorreram preferencialmente nas áreas de referência e nas áreas reflorestadas de estrutura da vegetação mais similares a elas.

Nas áreas de maior altura de dossel, quatro combinações de características representam a transição entre a média e a alta dependência florestal. Estes quatro tipos de espécies contêm insetos em sua dieta, associados ou não a frutos (*Myiodinastes maculatus*) e pequenos vertebrados, no caso do onívoro *Cyanocorax cristatellus*, de ocorrência restrita às áreas de referência. Os insetívoros dessas áreas exibem alta dependência florestal e forrageiam a nível do solo (*Arremon flavirostris* e *Myiothlyps*

flaveola) e da copa (*Cyclarhis gujanensis*). A substituição de espécies de baixa dependência florestal pelas de alta dependência florestal com o desenvolvimento da vegetação também foi registrada em áreas em restauração em florestas de araucária (Becker *et al.* 2013), embora neste estudo as espécies de média dependência florestal, ao contrário da ausência de resposta ao crescimento da vegetação registrada pelos autores, tenham aumentado sua representatividade com a estrutura da floresta.

Nossos resultados mostraram que as espécies de alta dependência florestal foram proporcionalmente mais frequentes nas áreas de referência do que em áreas em restauração adjacentes, assim como mostrado por Reid *et al.* (2012) na Costa Rica. Entretanto, Catterall *et al.* 2012 registraram que áreas reflorestadas há mais tempo que as estudadas (com idade superior a 10 anos), adjacentes a remanescentes da vegetação original, abrigavam cerca da metade das espécies de alta dependência florestal observada nos sítios de referência. Eles propuseram que o registro destas espécies em algumas das áreas em restauração estava relacionado fortemente com a proximidade espacial dos remanescentes da vegetação original, uma vez que as aves dependentes dessas florestas poderiam estender seus territórios sobre as áreas reflorestadas. No entanto, Ding *et al.* (2013) sugerem que as aves possuem alta mobilidade em escalas moderadas de isolamento, registrando ausência de efeito do isolamento geográfico na riqueza de espécies de aves em estudo realizado na China. De fato, nossos resultados sugerem que a estrutura da vegetação foi um fator que mais influenciou a distribuição das aves, com base em suas características funcionais, do que a proximidade entre as áreas, uma vez que todas as áreas reflorestadas eram adjacentes ou muito próximas aos remanescentes de vegetação nativa.

A única área restaurada cuja avifauna foi composta, em sua maioria, por um subconjunto das espécies de aves das áreas de referência foi R1 (Tabela 2). Apesar da grande proximidade entre R1 e as áreas de referência, R2 e R3 são tão próximas das áreas de referência quanto R1, mas diferentes de R1 quanto à estrutura da vegetação, e apresentaram altas taxas de substituição de espécies em relação à avifauna das áreas de referência (Tabela 2). Estes resultados sugerem que a influência da estrutura da vegetação na composição da avifauna pode ser maior que a influência da proximidade entre as áreas. Rey-Benayas *et al.* (2010) e posteriormente Ortega-Álvarez *et al.* (2013) sugeriram que, tendo em vista a forte influência do aspecto estrutural dos plantios sobre a avifauna, a

inclusão de espécies típicas de sub-bosque nos programas de restauração poderia aumentar a heterogeneidade ambiental e favorecer o aumento da diversidade de aves que colonizassem estes ambientes.

Diversos estudos têm utilizado apenas uma característica funcional da avifauna para avaliar os efeitos da restauração da vegetação na comunidade de aves. Lindell *et al.* (2012) avaliaram o efeito do tamanho do fragmento e da altura de áreas reflorestadas na Costa Rica na ocorrência de espécies dependentes de mata e mostraram que fragmentos maiores atraem mais espécies de aves dependentes de floresta. No entanto, Stirnemann *et al.* (2015) combinando características funcionais da avifauna, sugeriram que aves de diferentes grupos funcionais respondem de forma diferenciada tanto à porcentagem de cobertura do dossel quanto à heterogeneidade espacial da vegetação. Portanto, como sugerem também nossos resultados, avaliar a resposta das espécies de aves a estrutura da vegetação em ações de restauração requer a avaliação de diversas das características funcionais da avifauna simultaneamente.

As comunidades de aves podem responder positivamente ao aumento da complexidade estrutural da vegetação, sendo que parâmetros estruturais devem produzir um efeito mais intenso na estruturação destas comunidades do que a própria riqueza florística (Munro *et al.* 2011), mesmo em escalas locais (Fontúrbel e Jiménez 2014, Stirnemann *et al.* 2015). Nossos resultados mostraram a importância de avaliar simultaneamente um conjunto de características funcionais ao investigar a relação entre a estrutura da vegetação e a composição da avifauna em áreas restauradas.

A estrutura da vegetação influenciou as categorias funcionais da avifauna ao longo das áreas em restauração estudadas. No entanto, a recomposição apenas do estrato arbóreo parece ser insuficiente para tornar essas áreas aptas a serem recolonizadas por algumas espécies que ocorrem nas áreas de referência. Entre essas aves, estão principalmente as mais seletivas com relação a seus hábitos, como as que forrageiam no sub-bosque. Assim, a reintrodução de outras formas de vida na comunidade vegetal, como herbáceas e epífitas, mais abundantes nas áreas de referência, pode acelerar o aumento da diversidade funcional da avifauna ao longo do processo de restauração ecológica.

Implicações para a prática

Alguns estudos têm sugerido respostas controversas quanto à eficácia ecológica da restauração ativa em detrimento da regeneração natural (Rey-Benayas *et al.* 2010, Reid *et al.* 2012). O argumento conservacionista não encontra resultados empolgantes na restauração ativa, já que as trajetórias das comunidades de aves em áreas restauradas são imprecisas no que diz respeito à recomposição taxonômica da avifauna de áreas naturais adjacentes. Os complexos requisitos ambientais das espécies mais sensíveis e/ou especialistas, ligados à estrutura do habitat, fazem com que elas levem décadas para recolonizar estes ambientes, independente da distância de fontes colonizadoras.

Por outro lado, algumas das funções ecossistêmicas desempenhadas pela avifauna influenciam a estrutura e o desenvolvimento da vegetação, como a polinização (Feldman 2006) e a dispersão de sementes (Wunderle 1997). Nos trópicos, as aves que incluem frutos na dieta são os dispersores de sementes mais importantes (Howe e Smallwood 1982), ajudando a superar uma das principais barreiras na recuperação do funcionamento do ecossistema, influenciando a entrada de novas espécies vegetais e a persistência de populações de espécies reintroduzidas (Hooper *et al.* 2005). Assim, a abundância e o comportamento das espécies dispersoras mais comuns podem influenciar fortemente os padrões de chuva de sementes em áreas em restauração (Lindell *et al.* 2013). Além disto, aves insetívoras podem exercer uma forte influência nas populações de insetos herbívoros, atenuando os danos causados pela herbivoria (Van Beal *et al.* 2003, Morrison e Lindell 2011, Barbaro *et al.* 2014). Desse modo, as estratégias de restauração parecem oferecer um resgate relativamente rápido desses processos, ou de pelo menos alguns efeitos ecológicos associados, como mostram nossos resultados.

A principal questão em torno da avaliação da trajetória dos ecossistemas em restauração, do resgate de suas funções e da semelhança com áreas de referência adjacentes ainda é em torno das métricas utilizadas. A riqueza de espécies, o parâmetro mais comumente utilizado, parece não avaliar adequadamente a resposta da avifauna à recomposição da vegetação, assim como outros índices taxonômicos. Os parâmetros estruturais da vegetação interferem no subconjunto de espécies que ocupam um determinado habitat devido à demanda de recursos como disponibilidade de poleiros, cavidades, troncos caídos e condições do microclima (Meynard e Quinn 2008). O uso de aspectos funcionais das espécies de aves pode auxiliar o planejamento de estratégias de restauração, com relação à sugestão de inclusão de espécies de sub-bosque e da camada

herbácea que ocorram nas áreas de referência, quanto às estratégias de reintrodução da comunidade vegetal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLENSPACH, N.; DIAS, M. M. 2012. Frugivory by birds on *Miconia albicans* (MELASTOMATACEAE), in a fragment of cerrado in São Carlos, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 72(2): 407-413.

ALLENSPACH, N.; TELLES, M.; DIAS, M. M. 2012. Phenology and frugivory by birds on *Miconia ligustroides* (MELASTOMATACEAE) in a fragment of cerrado, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 72(4): 859-864.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift** 22(6): 711-728.

BARBARO, L.; GIFFARD, B.; CHARBONNIER, Y.; VAN HALDER, I.; BROCKERHOFF, E. G. 2014. Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: a transcontinental experiment. **Diversity and Distributions** 20, 149-159.

BASELGA, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography** 19: 134-143.

BASELGA, A.; ORME, D. L. 2012. Betapart: an R package for the stude of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution** 3: 808-812.

BECKER, R. G.; PAISE, G.; PIZO, M. A. 2013. The structure of bird communities in areas revegetated after mining in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 21(4): 221-234.

BERTANI, D. F.; RODRIGUES, R. R.; BATISTA, J. L. F.; SHEPHERD, G. J. 2001. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Revista Brasileira de Botânica** 24(1): 11-23.

BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A. 1992. **Bird Census Techniques**. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

BRADY, C. J.; NOSKE, R. A. 2010. Succession in Bird and Plant Communities over a 24-Year Chronosequence of Mine Rehabilitation in the Australian Monsoon Tropics. **Restoration Ecology** 18(6): 855-864.

BRUGGERS, R. L.; RODRÍGUEZ, E.; ZACCAGINI, M. E. 1998. Planning for bird pest problem resolution: A case study. **International Biodeterioration & Biodegradation** 42: 173-187.

CATTERALL, C. P.; KANOWSKI, J.; WARDELL-JOHNSON, J. 2008. Biodiversity and new forests: interacting processes, prospects and pitfalls of rainforest restoration. In: STORK, N.; TURTON, S. (eds.). **Living in a Dynamic Tropical Forest Landscape**. Wiley-Blackwell, Oxford, pp. 510–525.

CATTERALL, C. P.; FREEMAN, A. N. D.; KANOWSKI, J.; FREEBODY, K. 2012. Can active restoration of tropical rainforest rescue biodiversity? A case with bird community indicators. **Biological Conservation** 146: 53-61.

CAZETTA, E.; RUBIM, P.; LUNARDI, V. O.; FRANCISCO, M. R.; GALETTI, M. 2002. Frugivoria e dispersão de sementes de *Talauma ovata* (Magnoliaceae) no sudeste brasileiro. **Ararajuba** 10(2): 199-206.

CBRO – COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. Lista das aves do Brasil. 11. ed. versão 01/01/2014. Disponível online em <http://www.cbro.org.br/> (ultimo acesso em 12/11/2015).

CHAO, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. **Scandinavian Journal of Statistics** 11: 265-270.

CHAZDON, R. L.; PERES, C. A.; DENT, D.; SHEIL, D.; LUGO, A. E.; LAMB, D.; STORK, N. E.; MILLER, S. E. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology** 23: 1406-1416.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. 2009. Phylogenetic and functional diversities: new approaches to community Ecology. **Biota Neotropica** 9(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/en/abstract?article+bn01309032009>.

COSTA, L.; VOLTOLINI, J. C. 2013. Impacto do pisoteio de gado sobre floresta ripária no Vale do Paraíba, Tremembé, SP. **Revista Biociências** 19(1): 93-103.

CUNHA, R. C.; DUPAS, F. A.; PONS, N. A. D.; TUNDISI, J. G. 2011. Análise da influência das variáveis ambientais utilizando inferência Fuzzy e zoneamento das

vulnerabilidades. Estudo do Caso da Bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos – SP. **Geociências** 30(3): 399-414.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. 2013. Ecosistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Hoehnea** 40(3): 485-498.

DAVY, A. J. 2002. Establishment and manipulation of plant populations and communities in terrestrial systems. In: PERROW, M. R.; DAVY, A. J. (eds.). **Handbook of Ecological Restoration**. Vol 1, Principles of Restoration. New York: Cambridge University Press, pp. 223-241.

DENT, D. H.; WRIGHT, S. J. 2009. The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. **Biological Conservation** 142: 833-2843.

DING, Z.; FEELEY, K. J.; WANG, Y., PAKEMAN, R. J.; DING, P. 2013. Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. **Journal of Animal Ecology** 82: 781-790. doi: 10.1111/1365-2656.12046.

DOSSKEY, M. G.; VIDON, P.; GURWICK, N. P.; ALLAN, C. J.; DUVAL, T. P.; LOWRANCE, R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. **Journal of the American Water Resources Association**: 1-18. doi: 10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x.

DUNN, P. 2004. Breeding dates and reproductive performance. **Adv. Ecol. Res.** 35: 69-87.

FELDMAN, T. S. 2006. Pollinator aggregative and functional responses to flower density: does pollinator response to patches of plants accelerate at low densities? **Oikos** 115: 128-140.

FERNANDES, J. F.; SOUZA, A. L. T.; TANAKA, M. O. 2014. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. **Hydrobiologia** 724:175-185.

FONTÚRBEL, F. E.; JIMÉNEZ, J. E. 2014. Does bird species diversity vary among forest types? A local-scale test in Southern Chile. **Naturwissenschaften** 101:855-859.

FRANCISCO, M. R.; GALETTI, M. 2001. Frugivoria e dispersão de sementes de *Rapanea lancifolia* (Myrsinaceae) por aves numa área de cerrado do Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Ararajuba** 9(1): 13-19.

FRANCISCO, M. R.; GALETTI, M. 2002a. Aves como potenciais dispersoras de sementes de *Ocotea pulchella* Mart. (Lauraceae) numa área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Botânica** 25(1): 11-17.

FRANCISCO, M. R.; GALETTI, M. 2002b. Consumo dos frutos de *Davilla rugosa* (Dilleniaceae) por aves numa área de cerrado em São Carlos, Estado de São Paulo. **Ararajuba** 10(2): 193-198.

GARCIA, L. C.; CIANCIARUSO, M. V.; RIBEIRO, D. B.; DOS SANTOS, F. A. M.; RODRIGUES, R. R. 2015. Flower functional trait responses to restoration time. **Applied Vegetation Science** 18 (3): 402-412.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PARRY, L.W.; PERES, C. A. 2007. Predicting the uncertain future of tropical forest species in a data vacuum. **Biotropica** 39: 25-30.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R. L.; EWERS, R.; HARVEY, C. A.; PERES, C. A.; SODHI, N. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters** 12: 561-582.

GONZÁLEZ, E.; SHER, A. A.; TABACCHI, E.; MASIP, A.; POULIN, M. 2015. Restoration of riparian vegetation: A global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. **Journal of Environmental Management** 158: 85-94.

GUERTA, R. S.; LUCON, L. G.; MOTTA-JUNIOR, J. C.; VASCONCELLOS, L. A. S.; FIGUEIREDO, R. A. 2011. Bird frugivory and seed germination of *Myrsine umbellata* and *Myrsine lancifolia* (Myrsinaceae) seeds in a cerrado fragment in southeastern Brazil. **Biota Neotropica** 11(4): 59-65.

HEARTSILL-SCALLEY, T.; AIDE, T. M. 2003. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture secondary forest mosaic. **Ecological Applications** 13: 225-234.

HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETALA, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs** 75(1): 3-35.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of Seed Dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics** 13: 201-228.

JANSEN, A. 2005. Avian Use of Restoration Plantings along a Creek Linking Rainforest Patches on the Atherton Tablelands, North Queensland. **Restoration Ecology** 13(2): 275-283.

KANOWSKI, J.; CATTERALL, C. P.; WARDELL-JOHNSON, G. W.; PROCTOR, H.; REIS, T. 2003. Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. **Forest Ecology and Management** 183:265-280.

LAMB, D. 2005. Restoring tropical moist broad-leaf forest. In: MANSOURIAN, S.; VALLAURI, D.; DUDLEY, D.(eds.). **Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees**. New York: Springer, pp. 291-297.

LÊ, S.; JOSSE, J.; HUSSON, F. 2008. FactoMineR: An R package for multivariate analysis. **Journal of Statistical Software** 25(1): 1-18.

LINDELL, C. A.; COLE, R. J.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. 2012. Migratory bird species in young tropical forest restoration sites: effects of vegetation height, planting design, and season. **Bird Conservation International** 22:94-105.

LINDELL, C. A.; REID, J. L.; COLE, R. J. 2013. Planting Design Effects on Avian Seed Dispersers in a Tropical Forest Restoration Experiment. **Restoration Ecology** 21(4): 515-522.

LINDENMAYER, D. B.; KNIGHT, E. J.; CRANE, M. J.; MONTAGUE-DRAKE, R.; MICHAEL, D. R.; MACGREGOR, C. I. 2010. What makes an effective restoration planting for woodland birds? **Biological Conservation** 143(2): 289-301.

MAGURRAN, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Blackwell, Oxford, p. 256.

MALAN, G.; MEYER, E.; PANAGOS, M. D. 2007. Riparian-zone rehabilitation in pine plantations: Grassland vs woodland for plants and birds. **South African Journal of Wildlife Research** 37(2): 159-178.

MANHÃES, M. A. 2003. Dieta de traupíneos (Passeriformes, Emberizidae) no Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia** 93(1): 59-73.

MANICA, L. T.; TELLES, M.; DIAS, M. M. 2010. Bird richness and composition in a Cerrado fragment in the State of São Paulo. **Brazilian Journal of Biology** [online], 70(2): 243-254.

MANSOURIAN, S.; VALLAURI, D. 2014. Restoring Forest Landscapes: Important Lessons Learnt. **Environmental Management** 53: 241–251.

MCCLUNEY, K. E.; POFF, N. L.; PALMER, M. A.; THORP, J. H.; POLE, G. C.; WILLIAMS, B. S.; WILLIAMS, M. R.; BARON, J. S. 2014. Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. **Front. Ecol. Environ.** 12: 48-58.

MELO, A. C. G.; DARONCO, C.; RE, D. S.; DURIGAN, G. 2015. Tree species attributes and facilitation of natural regeneration in heterogeneous planting of riparian vegetation. **Scientia forestalis** 43(106): 333-344.

MEYNARD, C. N.; QUINN, J. F. 2008. Bird metacommunities in temperate South American forest: vegetation structure, area, and climate effects. **Ecology** 89: 981-990.

MONTAGUE-DRAKE, R. M.; LINDENMAYER, D. B.; CUNNINGHAM, R. B. 2009. Factors affecting site occupancy by woodland bird species of conservation concern. **Biological Conservation** 142(12): 2896-2903.

MORRISON, E. B.; LINDELL, C. A.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. 2010. Using behavioural ecology to assess the quality of tropical forest restoration sites: patch size effects on avian foraging patterns. **Journal of Applied Ecology** 47:130–138.

MORRISON, E. B.; LINDELL, C. A. 2011. Active or Passive Forest Restoration? Assessing Restoration Alternatives with Avian Foraging Behavior. **Restoration Ecology** 19: 170-177.

MOTTA-JUNIOR, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifauna de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. **Ararajuba** 1: 65-71.

MUNRO, N. T.; FISCHER, J.; BARRETT, G.; WOOD, J.; LEAVESLEY, A.; LINDENMAYER, D. B. 2011. Bird's Response to Revegetation of Different Structure and Floristics-Are "Restoration Plantings" Restoring Bird Communities? **Restoration Ecology** 19: 223-235.

NAEEM, S. 2006. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (eds.). **Foundations of Restoration Ecology**. Society for Ecological Restoration International and Island Press, Washington, DC, pp. 210-237.

NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H.; MCCLAIN, M. E. 2005. **Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities**. Academic Press.

NISHIYAMA, L. 1991. **Mapeamento geotécnico preliminar da quadrícula de São Carlos – SP**. Dissertação (Mestrado) – Geotecnia, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

NOVOA, F. F.; VELOSO, C.; LÓPEZ-CALLEJA, M. V.; BOZINOVIC, F. 1996. Seasonal Changes in Diet, Digestive Morphology and Digestive Efficiency in the Rufous-Collared Sparrow (*Zonotrichia capensis*) in Central Chile. **The Condor** 98(4): 873-876.

OKSANEN, J.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. B. 2006. **Vegan: community ecology package**. Versão 1.8-3. <http://www.r-project.org/> (último acesso em 15/11/2015).

OLIVEIRA, C. H. 1986. **Planejamento ambiental na cidade de São Carlos (SP) com ênfase nas áreas públicas e áreas verdes: diagnóstico e propostas**. Dissertação (Mestrado) – Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

OLIVEIRA, J. A. 2011. **Análise da perda de solo na bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão, São Carlos (SP)**. Dissertação de Mestrado em Engenharia da Energia. Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA. Universidade Federal de Itajubá, Itajubá-MG.

ORTEGA-ÁLVAREZ, R.; LINDIG-CISNEROS, R.; MACGREGOR-FORS, I.; RENTON, K.; SCHONDUBE, J. E. 2013. Avian community responses to restoration efforts in a complex volcanic landscape. **Ecological Engineering** 53: 275-283.

PASCOTTO, M. C. 2006. Avifauna dispersora de sementes de *Alchornea glandulosa* (Euphorbiaceae) em uma área de mata ciliar no estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ornitologia** 14(3): 291-296.

PASCOTTO, M. C. 2007 *Rapanea ferrugínea* (Ruiz e Pav.) Mez. (Myrsinaceae) como uma importante fonte alimentar para as aves em uma mata de galeria no interior do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia** 24(3): 735-741.

PERRING, M. P.; STANDISH, R. J.; PRICE, J. N.; CRAIG, M. D.; ERICKSON, T. E.; RUTHROF, K. X.; WHITELEY, A. S.; VALENTINE, L. E.; HOBBS, R. J. 2015. Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. **Ecosphere** 6: 1-25.

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

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2007. R: a language and environment for statistical computing. Versão 2.4.1. Vienna, Austria, R Foundation for statistical computing. <http://www.r-project.org/> (último acesso em 01/10/2007)

RALPH, C. J.; GEUPEL, G. R.; PYLE, P.; MARTIN, T. E., DESANTE, D. F.; MILÁ, B. 1996. **Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres**. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR- 159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.

REID, J. L.; HARRIS, J. B. C.; ZAHAWI, R. A. 2012. Avian Habitat Preference in Tropical Forest Restoration in Southern Costa Rica. **Biotropica** 44(3): 350-359.

REY-BENAYAS, J. M.; GALVANA, I.; CARRASCAL, L. M. 2010. Differential effects of vegetation restoration in Mediterranean abandoned cropland by secondary succession and pine plantations on bird assemblages. **Forest Ecology and Management** 260: 87–95.

SCHMIDT, L. H. 2008. **A review of direct sowing versus planting in tropical afforestation and land rehabilitation**. Frederiksberg: Museum Tusculanum.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE AND POLICY WORKING GROUP. 2004. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Society for Ecological Restoration International, Tucson. www.ser.org.

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

SLOCUM, M. G.; HORWITZ, C. C. 2000. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. **Plant Ecology** 49: 51-62.

SLOCUM, M. G. 2001. How tree species differ as recruitment foci in a tropical pasture. **Ecology** 82: 2547-2559.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management** 191: 185-200.

STANTURF, J. A.; PALIK, B. J.; DUMROESE, R. K. DUMROESE. 2014. Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. **Forest Ecology and Management** 331: 292-323.

STIRNEMANN, I. A.; IKIN, K.; GIBBONS, P.; BLANCHARD, W.; LINDENMAYER, D. B. 2015. Measuring habitat heterogeneity reveals new insights into bird community composition. **Oecologia** 177: 733-746.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, S. 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology** 23(3): 238–251.

TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology** 67(5):1167-1179.

TILMAN, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology** 80(5): 1455-1474.

TUCKER, N. I. J. 2000. Linkage restoration: interpreting fragmentation theory for the design of a rainforest linkage in the humid Wet Tropics of north-eastern Queensland. **Ecological Management and Restoration** 1: 35-41.

TWEDT, D. J.; WILSON, R. R.; HENNE-KERR, J. L.; GROSSHUESCH, D. A. 2002. Avian response to bottomland hardwood reforestation: the first 10 years. **Restoration Ecology** 10(4): 645-655.

VALENTE, R. M. 2001. Comportamento alimentar de aves em *Alchornea glandulosa* (Euphorbiaceae) em Rio Claro, São Paulo. **Iheringia** 91: 61-66.

VAN BEAL, S. A.; BRAUN, J. D.; ROBINSON, S. K. 2003. Birds defend trees from herbivores in a Neotropical forest canopy. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 100: 8304-8307.

VESK, P. A.; NOLAN, R. ; THOMSON, J. R.; DORROUGH, J. W.; MAC NALLY, R. 2008. Time lags in provision of habitat resources through revegetation. **Biological Conservation** 141: 174-186.

WUNDERLE, J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management** 99: 223-235.

ZAMORA, C. O.; MONTAGNINI, F. 2007. Seed rain and seed dispersal agents in pure and mixed plantations of native trees and abandoned pastures at La Selva Biological Station, Costa Rica. **Restoration Ecology** 15: 453-461.

APÊNDICE I

Categorias funcionais das espécies de aves registradas nas áreas de estudo, organizadas pela ordem alfabética das siglas (primeira ou duas primeiras letras do gênero e duas primeiras letras da espécie) utilizadas na Figura 2. G=granívoro, O=onívoro, I=insetívoro, F=frugívoro, N=nectarívoro, I/F=insetívoro e frugívoro, I/G=insetívoro e granívoro, ND=não dependente de cavidades. *Espécie registrada apenas em áreas de referência. **Espécie registrada apenas em áreas em restauração.

Sigla	Família	Espécie	Dieta	Estrato forrageio	Ninho (altura)	Dep. de cavidade	Dep. florestal
AFL	Passerellidae	<i>Arremon flavirostris</i> *	I	Terrestre	Solo	ND	Alta
CCI	Synallaxiinae	<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> **	I	Sub-bosque	Sub-bosque	ND	Média
CCR	Corvidae	<i>Cyanocorax cristatellus</i> *	O	Vários	Dossel	ND	Média
CFL	Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i>	N	Sub-bosque	Sub-bosque	ND	Média
CGU	Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i> *	I	Dossel	Dossel	ND	Alta
CLE	Troglodytidae	<i>Cantorchilus leucotis</i> *	I	Sub-bosque	Sub-bosque	ND	Alta
COB	Elaeniinae	<i>Camptostoma obsoletum</i> **	I/F	Dossel	Dossel	ND	Média
CSQ	Columbidae	<i>Columbina squammata</i>	G	Terrestre	Sub-bosque	ND	Média
CTA	Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	G	Terrestre	Sub-bosque	ND	Baixa
CVU	Synallaxiinae	<i>Cranioleuca vulpina</i>	I	Sub-bosque	Sub-bosque	ND	Alta
DCA	Thraupidae	<i>Dacnis cayana</i> *	F	Dossel	Dossel	ND	Média
ECH	Fringillidae	<i>Euphonia chlorotica</i> *	F	Dossel	Dossel	ND	Média
ESP	Elaeniinae	<i>Elaenia</i> sp.**	I/F	Dossel	Sub-bosque	ND	Baixa
EVA	Tyranninae	<i>Empidonomus varius</i> **	I/F	Dossel	Dossel	ND	Média
FRU	Furnariinae	<i>Furnarius rufus</i> **	I	Terrestre	Dossel	1 ^{ário}	Baixa
FXA	Psittacidae	<i>Forpus xanthopterygius</i>	F	Dossel	Sub-bosque	1 ^{ário}	Média
GAE	Parulidae	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	I	Sub-bosque	Solo	ND	Média
GRU	Galbulidae	<i>Galbula ruficauda</i> *	I	Sub-bosque	Solo	1 ^{ário}	Alta
IPY	Icteridae	<i>Icterus pyrrhopterus</i> *	F	Dossel	Dossel	ND	Média

LAN	Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes angustiirostris</i>	I	Sub-bosque	Sub-bosque	2 ^{ário}	Média
LVE	Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i> **	G	Terrestre	Dossel	ND	Média
MFE	Tyranninae	<i>Myiarchus ferox</i> **	I/F	Dossel	Dossel	ND	Média
MFL	Parulidae	<i>Myiothlyps flaveola</i>	I	Terrestre	Solo	ND	Alta
MISA	Mimidae	<i>Mimus saturninus</i> **	O	Vários	Dossel	ND	Baixa
MMA	Tyranninae	<i>Myiodinastes maculatus</i> *	I/F	Dossel	Dossel	2 ^{ário}	Alta
MPI	Tyranninae	<i>Megarynchus pitangua</i>	I/F	Dossel	Dossel	ND	Baixa
MRI	Tyranninae	<i>Machetornis rixosa</i> **	I	Terrestre	Dossel	ND	Baixa
MSI	Tyranninae	<i>Myiozetetes similis</i> **	I/F	Dossel	Dossel	ND	Baixa
PAL	Picidae	<i>Picumnus albosquamatus</i>	I	Dossel	Sub-bosque	1 ^{ário}	Média
PCA	Cuculidae	<i>Piaya cayana</i> *	I	Sub-bosque	Dossel	ND	Alta
PGU	Icteridae	<i>Pseudoleistes guirahuro</i> **	G	Terrestre	Sub-bosque	ND	Baixa
PPI	Columbidae	<i>Patagioenas picazuro</i>	G	Terrestre	Dossel	ND	Baixa
PPR	Phaethornithinae	<i>Phaethornis pretrei</i>	N	Sub-bosque	Sub-bosque	ND	Média
PSU	Tyranninae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	O	Vários	Dossel	ND	Baixa
SCA	Thraupidae	<i>Sporophila caerulea</i> **	G	Terrestre	Sub-bosque	ND	Baixa
SFR	Synallaxiinae	<i>Synallaxis frontalis</i> **	I	Sub-bosque	Sub-bosque	ND	Média
SLI	Thraupidae	<i>Sporophila lineola</i> **	G	Terrestre	Sub-bosque	ND	Baixa
SLU	Thraupidae	<i>Sicalis luteola</i> **	G	Terrestre	Solo	ND	Baixa
SSP	Synallaxiinae	<i>Synallaxis spixi</i> **	I	Sub-bosque	Sub-bosque	ND	Média
SSU	Elaeniinae	<i>Serpophaga subcristata</i>	I	Dossel	Dossel	ND	Média
TAL	Tyranninae	<i>Tyrannus albogularis</i> **	I/F	Dossel	Dossel	ND	Baixa
TAM	Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i> **	I/F	Vários	Sub-bosque	ND	Média
TCAY	Thraupidae	<i>Tangara cayana</i>	F	Dossel	Dossel	ND	Média
TCI	Todirostrinae	<i>Todirostrum cinereum</i>	I	Dossel	Dossel	ND	Média
TCO	Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i>	F	Sub-bosque	Sub-bosque	ND	Média

THCA	Thamnophilidae	<i>Tamnophilus caerulescens</i> *	I	Sub-bosque	Sub-bosque	ND	Alta
TLE	Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i> *	I/F	Vários	Sub-bosque	ND	Média
TME	Tyranninae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	I/F	Dossel	Dossel	ND	Baixa
TMU	Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i> **	I/G	Terrestre	Sub-bosque	2 ^{ário}	Baixa
TSAV	Tyranninae	<i>Tyrannus savana</i>	I	Dossel	Dossel	ND	Baixa
TSAY	Thraupidae	<i>Tangara sayaca</i>	F	Dossel	Dossel	ND	Baixa
ZAU	Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i> **	G	Terrestre	Dossel	ND	Baixa
ZCA	Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i> **	I/G	Terrestre	Solo	ND	Baixa

APÊNDICE II

Nomes científicos e populares das espécies registradas nas áreas de estudo, em ordem filogenética (CBRO 2014).

COLUMBIFORMES Latham, 1790

COLUMBIDAE Leach, 1820

<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	rolinha-roxa
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	fogo-apagou
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pombão
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	pomba-de-bando
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu

CUCULIFORMES Wagler, 1830

CUCULIDAE Leach, 1820

CUCULINAE Leach, 1820

<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato
--------------------------------------	--------------

APODIFORMES Peters, 1940

TROCHILIDAE Vigors, 1825

PHAETHORNITHINAE Jardine, 1833

<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	rabo-branco-acanelado
--	-----------------------

GALBULIFORMES Fürbringer, 1888

GALBULIDAE Vigors, 1825

<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	ariramba-de-cauda-ruiva
---------------------------------------	-------------------------

PICIFORMES Meyer & Wolf, 1810

PICIDAE Leach, 1820

<i>Picumnus albosquamatus</i> d'Orbigny, 1840	pica-pau-anão-escamado
---	------------------------

PSITTACIFORMES Wagler, 1830

PSITTACIDAE Rafinesque, 1815

<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	tuim
--	------

PASSERIFORMES Linnaeus, 1758

TYRANNI Wetmore & Miller, 1926

THAMNOPHILIDA Patterson, 1987

THAMNOPHILIDAE Swainson, 1824

THAMNOPHILINAE Swainson, 1824	
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata
FURNARIIDA Sibley, Ahlquist & Monroe, 1988	
FURNARIOIDEA Gray, 1840	
DENDROCOLAPTIDAE Gray, 1840	
DENDROCOLAPTINAE Gray, 1840	
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-de-cerrado
FURNARIIDAE Gray, 1840	
FURNARIINAE Gray, 1840	
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro
SYNALLAXIINAE De Selys-Longchamps, 1839 (1836)	
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	curutié
<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859	petrim
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	joão-teneném
<i>Cranioleuca vulpina</i> (Pelzeln, 1856)	arredio-do-rio
TYRANNIDA Wetmore & Miller, 1926	
TYRANNOIDEA Vigors, 1825	
RHYNCHOCYCLIDAE Berlepsch, 1907	
TODIROSTRINAE Tello, Moyle, Marchese & Cracraft, 2009	
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	ferreirinho-relógio
TYRANNIDAE Vigors, 1825	
ELAENIINAE Cabanis & Heine, 1860	
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha
<i>Elaenia</i> sp.	
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	alegrinho
TYRANNINAE Vigors, 1825	
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	maria-cavaleira
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	suiriri-cavaleiro
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	nei-nei

<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	bentevizinho-de- penacho-vermelho
<i>Tyrannus albogularis</i> Burmeister, 1856	suiriri-de-garganta- branca
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	tesourinha
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	peitica
PASSERI Linnaeus, 1758	
CORVIDA Wagler 1830	
VIREONIDAE Swainson, 1837	
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari
CORVIDAE Leach, 1820	
<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)	gralha-do-campo
PASSERIDA Linnaeus, 1758	
TROGLODYTIDAE Swainson, 1831	
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra
<i>Cantorchilus leucotis</i> (Lafresnaye, 1845)	garrinchão-de-barriga- vermelha
TURDIDAE Rafinesque, 1815	
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-barranco
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca
MIMIDAE Bonaparte, 1853	
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	sabiá-do-campo
PASSERELLIDAE Cabanis & Heine, 1850	
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico
<i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838	tico-tico-de-bico- amarelo
PARULIDAE Wetmore et al., 1947	
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	pia-cobra
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	canário-do-mato
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)	vira-bosta
THRAUPIDAE Cabanis, 1847	
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaçu-cinzento
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-amarela
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul
<i>Sicalis luteola</i> (Sparrman, 1789)	tipio
<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)	bigodinho
<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	coleirinho
FRINGILLIDAE Leach, 1820	
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	fim-fim