



CAMPUS DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO

Comunidades de aves em paisagens fragmentadas de Goiás

Shayana de Jesus

DOUTORADO

PÓS GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL



Biologia
Estrutural

SHAYANA DE JESUS

Comunidades de aves em paisagens fragmentadas de Goiás

São José do Rio Preto
2016

SHAYANA DE JESUS

COMUNIDADES DE AVES EM PAISAGENS FRAGMENTADAS DE
GOIÁS

Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Orientador: Prof. Dr. Wagner André Pedro

Coorientador: Prof. Dr. Arthur Ângelo Bispo

São José do Rio Preto

2016

Jesus, Shayana de.
Comunidades de aves em paisagens fragmentadas de Goiás /
Shayana de Jesus. -- São José do Rio Preto, 2016
123 f. : il. tabs.

Orientador: Wagner André Pedro
Coorientador: Arthur Ângelo Bispo
Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista "Júlio
de Mesquita Filho", Instituto de Biociências, Letras e Ciências
Exatas

1. Ecologia da paisagem. 2. Aves - Conservação. 3. Conservação
biológica. 4. Paisagens fragmentadas - Goiás (Estado)
I. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto
de Biociências, Letras e Ciências Exatas. II. Título.

CDU – 598.2

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
UNESP - Câmpus de São José do Rio Preto

COMUNIDADES DE AVES EM PAISAGENS FRAGMENTADAS DE GOIÁS

Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Wagner André Pedro

UNESP – Araçatuba

(Orientador)

Prof. Dr. Sérgio Roberto Posso

UFMS – Três Lagoas

Profª. Drª. Angelica M. K. Uejima

UFPE – Recife

Prof. Dr. José Flávio Cândido Júnior

UNIOESTE – Cascavel

Profª. Drª. Denise de Cerqueira Rossa-Feres

UNESP – São José do Rio Preto

São José do Rio Preto
06 de setembro de 2016

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Wagner André Pedro pela orientação, confiança, amizade, paciência e pelos valiosos ensinamentos e conselhos. Ao Prof. Dr. Arthur Bispo por ter aceito me coorientar. Serei eternamente grata pela valiosa orientação, paciência e por todo o auxílio no desenvolvimento de minha tese. Pelas sugestões no desenvolvimento do projeto e no decorrer de toda a jornada, pela obtenção de financiamento para realização das amostragens, pelo auxílio em campo, auxílio na classificação das paisagens, na realização das análises estatísticas e pela oportunidade de realização de parte do meu estágio Docência no Curso de Licenciatura Intercultural Indígena, experiência certamente única e valiosa. Tive muita sorte de contar com a orientação desses professores, que me deram apoio e incentivo plenos ao longo destes anos e com os quais aprendi muito. Todo o meu respeito, gratidão e admiração!

A Profa. Dra. Lilian Casatti e a Profa. Dra. Eliane G. de Freitas, pela presteza, atenção e orientações dispensadas, sempre respondendo minhas mensagens prontamente, elucidando dúvidas e auxiliando na resolução de problemas no decorrer da tese.

A Profa. Dra. Denise de Cerqueira Rossa-Feres e Profa. Dra. Maria Stela Noll, pelos conselhos, ensinamentos e dicas durante minha qualificação. Tais apontamentos foram fundamentais e valiosos para minha aprovação, meses depois, como professora substituta na Universidade Federal de Goiás.

Ao Prof. Dr. Paulo De Marco Jr., pelos ensinamentos sobre estatística e modelagem, e por me aceitar em seu laboratório, espaço no qual pude realizar minhas análises, sempre com o auxílio de colegas prestativos.

Agradeço ao querido amigo Lucas Batista Crivellari, que me incentivou a retornar à vida acadêmica, recomendando o Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da UNESP e me indicando o professor Wagner como orientador. Seus conselhos e incentivo foram muito importantes para mim.

A amiga Poliana Mendes, por me aceitar em seus campos, pela paciência ao presenciar minha inexperiência ao volante logo que comecei a dirigir pelas rodovias

de Goiás rumo aos fragmentos, pela paciência diante dos problemas encontrados em campo, pela parceria e amizade.

Ao amigo Paulo Vitor dos Santos Bernardo, pela amizade, gentileza, bondade, prestatividade e pela parceria em campo. Sua paciência e seu ótimo humor foram fundamentais para enfrentarmos as dificuldades em campo de maneira mais amena. Também sou muito grata pela sua paciência inesgotável ao me auxiliar no uso do ArcGis, nos cálculos das métricas da paisagem, nos cálculos de diversidade beta e nas análises estatísticas. Paulinho, certamente você é uma das pessoas mais bondosas e prestativas que já cruzaram o meu caminho!

A todos os dedicados e queridos amigos que me auxiliaram em campo, com os quais dividi ótimos momentos: Adriano César Buzzato, Albert Aguiar, Andressa Cabral, Arthur Bispo, Brisa Duarte, Bruna Souza, Bruno Gomes, Cláudia Sobral Wanderley, João Carlos, Lucas Marques de Camargos, Marcelo Lisita Junqueira, Maressa Rodrigues, Marcus Henrique Aguiar, Natália Clímaco, Nidiane Goloti, Paulo Bernardo, Paulo Henrique, Pedro Henrique Pereira Braga, Pedro Coelho, Poliana Mendes, Ricardo Ribeiro da Silva, Thaís Assis, Thais Prado, Thiago Vieira, Vinicius Dezute e Zander Augusto. E aos amigos que me auxiliaram na identificação de algumas espécies: Guilherme Serpa, Marcelo Lisita e Jorge Albuquerque.

A todos os proprietários e administradores que autorizaram a realização das amostragens dentro de suas áreas. Agradeço especialmente ao Senhor Rubens Tonon e Senhor Juarez Goncalves Mesquita, pelas ótimas conversas e pela hospitalidade. Ao diretor da Floresta Nacional de Silvânia, Renato César de Miranda, por sua prestatividade e gentileza, por autorizar a realização do estudo e nos oferecer hospedagem na FLONA. Ao chefe do Parque Nacional das Emas, pela autorização de pesquisa e fornecimento de hospedagem dentro do Parque.

Aos amigos que me disponibilizaram hospedagem em São José do Rio Preto e em Goiânia no período de realização de provas, disciplinas, campos e análises: Cássia de Souza Queiroz, Leonardo Gedraite, Diogo Borges Provete, Albert, Daniel Paiva, Poliana, Camila e Thais Assis. Aos colegas da UNESP, Larissa Bueno e Felipe M. Nuvoloni, por me auxiliarem prontamente quando precisei de favores. Ao pessoal do laboratório TheMetaland da UFG, pela amizade, momentos de

descontração, ensinamentos, presteza, auxílio nas análises, instalação de programas e sugestões sobre a tese.

Sou muito grata a minha família, especialmente ao meu esposo, Adriano, e a minha filha, Yasmin, pela compreensão e pelo enorme companheirismo, carinho, apoio, motivação e paciência durante todos estes anos. À minha querida mãe, Sueli Tanner, que mesmo distante sempre me apoiou, especialmente nos momentos de desânimo e aflição.

Aos amigos de Brasília: Mary, Diego e Lila, Galdino, Adriano e Larissa, pela amizade e parceria. Às amigas Silvana Baijuk e Carolina Scultori, pelo apoio e conversas.

Agradeço ao CEMAVE e ao ICMBio por fornecerem as licenças para a captura e anilhamento das aves. Também sou grata a CAPES, pela concessão da bolsa de doutorado, e a todos que contribuíram para o financiamento desta pesquisa: FAPEG, Anglo American/FUNAPE e CNPq.

Finalmente, agradeço a banca examinadora por aceitar o convite para participar da avaliação da tese e pelas valiosas contribuições.

“Tenho em mim um atraso de nascença.
Eu fui aparelhado
para gostar de passarinhos.
Tenho abundância de ser feliz por isso.
Meu quintal é maior do que o mundo”.

Manoel de Barros

RESUMO

O Cerrado, mesmo sendo o terceiro bioma brasileiro com maior riqueza de aves, ainda apresenta lacunas de conhecimento sobre sua avifauna. A crescente e rápida destruição desse bioma nas últimas décadas representa uma ameaça à diversas espécies, e por isso é fundamental conhecer as comunidades de aves e os efeitos da fragmentação sobre elas. Este trabalho visa contribuir para o conhecimento da avifauna em fragmentos florestais do Cerrado, suprir as lacunas acerca dos efeitos da fragmentação em escala local e na escala da paisagem e identificar os fatores responsáveis pela mudança na composição das comunidades nestes fragmentos. As amostragens foram realizadas em 17 fragmentos florestais situados ao longo do estado de Goiás. Cada fragmento foi amostrado durante seis dias (três na estação seca e três na estação chuvosa). Foram empregados os métodos de captura com redes ornitológicas e pontos de escuta. Registros obtidos ocasionalmente serviram para complementar os dados de composição específica e de riqueza específica. A tese está estruturada em três capítulos. O primeiro capítulo reúne informações sobre a riqueza e composição das comunidades de aves dos fragmentos, discutindo aspectos biogeográficos e conservacionistas. O segundo capítulo mostra os efeitos da fragmentação florestal sobre a riqueza específica e a riqueza de grupos funcionais de aves, tanto na escala do fragmento, quanto na escala da paisagem. O terceiro capítulo elucida o padrão de estruturação das comunidades e a influência da distância geográfica, de variáveis ambientais na escala local e de variáveis ambientais na escala da paisagem sobre a diversidade beta. Foram registradas 271 espécies e a riqueza dos fragmentos variou de 74 a 114 espécies. Alguns fragmentos na região central e noroeste do estado se destacaram pela riqueza de espécies e pelo número de espécies exclusivas, além da presença de elementos de outros biomas, Atlânticos e Amazônicos, para a região central e noroeste, respectivamente. Constatou-se que apenas variáveis locais tiveram efeitos sobre a riqueza específica e a riqueza dos grupos funcionais. Essa relação mais forte com fatores locais é explicada pela maior heterogeneidade ambiental dos fragmentos do Cerrado, propiciada pelo contato com fitofisionomias adjacentes. A substituição espacial foi o padrão predominante na

estruturação das comunidades. As variações na diversidade beta foram explicadas somente pelas variáveis ambientais das paisagens, sendo a configuração mais importante que a composição da paisagem. Isso indica que processos ecológicos determinísticos, associados às diferentes respostas das espécies à conectividade e isolamento das paisagens, são mais importantes do que processos estocásticos, dirigidos pela dispersão das espécies. Os resultados obtidos destacam o valor biogeográfico e conservacionista dos fragmentos florestais do Cerrado. Alertam ainda para a necessidade de desenvolver estratégias de manutenção de todo o mosaico natural do bioma para garantir a conservação da avifauna florestal. Ainda que áreas florestais sejam mantidas intactas, caso a destruição de fitofisionomias campestres e savânicas persista, ocorrerá um aumento no isolamento entre fragmentos. Isso prejudicará o deslocamento de muitas espécies de aves nessas paisagens e, consequentemente, poderá levar à extinção local de espécies sensíveis ao isolamento, inclusive espécies com distribuições restritas à essas paisagens.

Palavras-chave: avifauna, fragmentos florestais, ecologia de paisagem, diversidade beta, conservação.

ABSTRACT

Even though the Cerrado is the Brazilian biome with third greatest bird species richness, there are still some gaps of knowledge regarding its avifauna. The increasing and rapid destruction of this biome in recent decades represents a threat to several species. Therefore, it is essential to know the bird communities and the effects of fragmentation on them. This work aims to contribute to knowledge of the avifauna in forest fragments of the Cerrado, fill the gaps with respect of the effects of fragmentation at both the local and landscape scales and identify the factors responsible for changes in composition of bird communities in these fragments. Sampling of 17 forest fragments were carried out throughout the State of Goiás. Each fragment was sampled for six days (three in the dry season and three in the rainy season). Ornithological nets and point counts were used as sampling methods. Records, where available, served as a complement for species composition and species richness data sets. The thesis is structured in three chapters. The first chapter gathers information on the richness and composition of the bird communities in the fragments, discussing biogeographic and conservation aspects. The second chapter shows the effects of forest fragmentation on species and bird functional group richness, at both fragment and landscape scales. The third chapter elucidates the structuring pattern of the studied bird communities. Moreover, it sheds light on how geographical distance, at a local scale, and environmental variables, at both local and landscape scales, influences beta diversity. Two hundred and seventy one species were recorded. Bird richness of the fragments ranged from 74 to 114 species. Some fragments in Central and Northwest regions of Goiás stood out by their species richness and number of unique species. Besides that, Atlantic and Amazonian elements were present in the Central and Northwest regions respectively. Therefore, only local variables have had effects on species and functional group richness. This stronger relationship between bird communities and local factors can be explained by the greater environmental heterogeneity of the Cerrado fragments, due to their contact with adjacent vegetation types. Spatial species turnover was the predominant community structuring pattern. Variations in beta diversity were explained only by the environmental variables of the landscape, being more important than the landscape configuration. This indicates that deterministic ecological processes associated with different species responses to connectivity and isolation of

the landscapes are more important than stochastic processes, driven by species dispersion. The results highlight the biogeographic and conservation values of the Cerrado forest fragments. They also emphasize the necessity of developing management strategies for the entire natural mosaic of the Cerrado biome in order to ensure the forest avifauna conservation. If destruction of scrublands and savanna persists, fragment isolation will be increased even if forest areas are kept intact. Consequently, bird species' movements in these landscapes will be jeopardized. Thus, species that are sensitive to isolation, including species with distributions restricted to these specific landscapes, may become locally extinct.

Key-words: avifauna, forest fragments, landscape ecology, beta diversity, conservation.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
Referências bibliográficas	6
CAPÍTULO 1: Comunidades de aves em fragmentos florestais no estado de Goiás: composição, biogeografia e conservação	
Resumo.....	10
Abstract.....	11
Introdução	12
Material e Métodos.....	13
Área de Estudo	13
Amostragem da comunidade de aves	15
Análise dos dados	16
Resultados	17
Discussão.....	21
Referências bibliográficas	33
CAPÍTULO 2: Efeitos da fragmentação e da heterogeneidade ambiental sobre a avifauna de fragmentos florestais no Cerrado	
Resumo.....	43
Abstract.....	44
Introdução	45
Material e Métodos.....	47
Área de Estudo	47
Seleção dos fragmentos estudados.....	49
Análise da paisagem	49
Análise dos fragmentos florestais	51
Amostragem das comunidades de aves.....	51
Análise dos dados	52
Resultados	57
Discussão.....	62
Considerações finais.....	77
Referências bibliográficas	78

CAPÍTULO 3: Bird diversity along a gradient of fragmented habitats of the Cerrado

Abstract	88
Resumo	89
Introduction	89
Material and Methods.....	92
Study Area.....	92
Sampling of fragment structural variables.....	94
Landscape analysis	94
Bird communities sampling	95
Data Analysis.....	95
Results	96
Discussion.....	99
Acknowledgements	102
References.....	103
CONSIDERAÇÕES FINAIS	109
APÊNDICE 1.....	110

INTRODUÇÃO GERAL

Em grande parte do planeta áreas florestais têm sido fragmentadas devido à expansão das atividades agropastoris, dos reflorestamentos com espécies exóticas, das cidades, construção de estradas, barragens e através de outras alterações antrópicas (Fiszon *et al.* 2003). Atualmente a maioria dos fragmentos florestais do mundo possui área inferior à 10 ha (Haddad *et al.* 2015).

A fragmentação florestal pode ter consequências persistentes, deletérias e imprevisíveis sobre a biodiversidade e os processos ecológicos, incluindo oscilações na abundância de algumas espécies (Haddad *et al.* 2015). Ao criar barreiras para a dispersão, colonização e alimentação de muitos organismos, também pode culminar numa redução da riqueza de espécies (Primack & Rodrigues 2001). Além disso, as condições ambientais nos fragmentos podem se alterar, devido ao aumento da quantidade de borda, tornando estes ambientes mais vulneráveis à invasão por espécies exóticas, à disseminação de doenças e ao aumento na densidade de predadores, competidores e espécies generalistas onívoras (Rolstad 1991, Primack & Rodrigues 2001). A floresta tende a morrer de fora para dentro, devido às alterações microclimáticas (Fernandez 2000).

Diversos estudos têm avaliado os efeitos do tamanho da área e/ou do isolamento dos fragmentos sobre comunidades de aves (*e.g.*, Beier *et al.* 2002, Dário *et al.* 2002, Dantas *et al.* 2005, Manu *et al.* 2006, Uezu & Metzger 2011). Nestes casos, os princípios da teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1967), desenvolvidos para ilhas oceânicas, são aplicados a áreas continentais, sendo que os fragmentos florestais são considerados como “ilhas” de habitat em um “mar” ou matriz natural ou antrópica, nas quais o número de espécies aumenta com a área do fragmento, e diminui com o grau de isolamento deste, de forma não linear. Porém essa visão é simplista, pois não leva em consideração a complexa composição da paisagem, a multiplicidade de fatores e processos que atuam sobre a diversidade nas comunidades biológicas, e a capacidade de dispersão de diferentes espécies.

Os efeitos da fragmentação de habitats sobre as populações dependerão de outros fatores, além da área e isolamento dos fragmentos, tais como as relações espaciais entre os elementos da paisagem utilizados pelas espécies, incluindo a configuração da matriz (Andrén 1994, Fahrig & Merriam 1994). Além disso, a matriz que circunda os fragmentos, embora possa ser estruturalmente diferente dos

mesmos, não é, necessariamente, inóspita, pois determinadas espécies são capazes de se mover ou de utilizar estas áreas (Antongiovanni & Metzger 2005, Castellón & Sieving 2006).

As propriedades de uma matriz podem influenciar tanto os recursos disponíveis na paisagem para diferentes espécies de aves, quanto a conectividade entre os fragmentos florestais (Watson *et al.* 2005). Algumas vezes a matriz circundante pode funcionar como uma extensão do ambiente florestal para determinadas espécies, promovendo maior conectividade entre os fragmentos e facilitando a dispersão das espécies. Em outros casos, um determinado tipo de matriz ou transições abruptas entre diferentes tipos de vegetação podem constituir uma barreira à dispersão de aves (Colli *et al.* 2003, Antongiovanni & Metzger 2005).

Portanto, para compreender como a fragmentação florestal atua sobre as comunidades de aves, os efeitos devem ser analisados não apenas em escala local, mas também em uma escala mais ampla, em nível de paisagem. Com o desenvolvimento da teoria de metapopulações e da ecologia de paisagem, os fragmentos de habitat tornaram-se integrados em um contexto mais realista, composto por paisagens heterogêneas (Metzger 1999). Na perspectiva da ecologia da paisagem, a estrutura da paisagem é descrita por diferentes parâmetros, índices ou métricas, associados à fragmentação e com efeito sobre os processos que determinam a dinâmica de populações e a diversidade nas comunidades. A área, isolamento e conectividade dos fragmentos, assim como a complexidade do mosaico da paisagem, são importantes métricas utilizadas em estudos de fragmentação (Metzger 1999, Metzger 2004). Uma das grandes vantagens do uso da ecologia de paisagens em pesquisas sobre fragmentação florestal é a possibilidade de torná-las mais aplicadas à resolução de problemas ambientais, já que ela integra a heterogeneidade espacial e o conceito de escala na análise ecológica (Metzger 2001).

No Brasil, as pesquisas que investigaram os efeitos da fragmentação sobre comunidades de aves florestais numa perspectiva da paisagem foram realizadas principalmente na Floresta Atlântica (*e.g.*, Uezu *et al.* 2005, Martensen *et al.* 2008, Uezu *et al.* 2008, Bispo 2010, Uezu & Metzger 2011) e na Floresta Amazônica (*e.g.*, Stouffer *et al.* 2006). No Cerrado, a maioria dos estudos que avaliaram o efeito de fatores ambientais sobre a avifauna geralmente se limitou a comparar a riqueza, composição, abundância ou diversidade de espécies entre diferentes fitofisionomias

do Cerrado, verificando apenas a influência de fatores locais, como por exemplo, a diversidade estrutural dos locais estudados (e.g., Negret 1983, Lins 1994, Tubelis & Cavalcanti 2000, 2001, Piratelli & Blake 2006). Apenas uma pesquisa, realizada por Roma (2006) em fitofisionomias abertas, testou a influência de variáveis ambientais tanto em escala local quanto na escala da paisagem, sobre a abundância e composição de aves. A carência de informações sobre os efeitos da fragmentação em aves florestais neste bioma dificulta a compreensão dos fatores mais importantes na determinação da riqueza das espécies, bem como na distribuição dos grupos funcionais de aves entre os fragmentos, dificultando a adoção de medidas efetivas de conservação e manejo da avifauna.

Em estudos de comunidades de aves em paisagens fragmentadas o uso de medidas de diversidade pode ser bastante útil, particularmente o uso da diversidade beta, que representa a mudança na composição de espécies entre duas ou mais comunidades, habitats ou locais dentro de uma região de interesse (Whittaker 1960, Whittaker 1977, McKnight 2007, Herzog & Kattan 2009). A diversidade beta, nestes casos, pode indicar a mudança na composição de espécies entre dois ou mais fragmentos, e pesquisas mais aprofundadas podem avaliar se a diversidade beta entre os fragmentos é influenciada principalmente por variáveis ambientais em escala local, por variáveis ambientais na escala da paisagem, pela distância geográfica entre os fragmentos amostrados, ou ainda se a diversidade beta é resultante da interação entre dissimilaridade ambiental e distância espacial entre os fragmentos.

Em diferentes países têm sido realizadas pesquisas que buscam compreender a influência destes diferentes fatores na mudança da composição de comunidades de aves entre habitats ou ao longo de gradientes ambientais (e.g., Austrália: French 1999, Indonésia: Cleary *et al.* 2005, Israel: Steinitz *et al.* 2006, Costa Rica: Jankowski *et al.* 2009), mas no Brasil estudos dessa natureza, com comunidades de aves, são escassos (e.g., Amazônia: Menger 2011, Pomara *et al.* 2014). No Cerrado brasileiro, que se encontra em processo crescente de fragmentação devido à expansão das atividades agropecuárias (Sano *et al.* 2010a, Ferreira *et al.* 2013), a realização de tais estudos pode ser particularmente importante do ponto de vista conservacionista, pois uma compreensão clara dos fatores responsáveis pela estruturação das comunidades de aves nestas paisagens fragmentadas pode auxiliar na elaboração

de medidas eficazes para a conservação e manejo das espécies de aves e de seus habitats.

No entanto, ainda são escassos os estudos realizados com diversidade beta neste bioma (e.g., lepidópteros: Ferro & Diniz 2007; répteis: Nogueira et al. 2009; anfíbios: Valdujo et al. 2013, Vieira 2014; mamíferos: Bernardo 2012, Fortunato 2013; aves: Oliveira 2013), sendo mais raros ainda aqueles que avaliaram a diversidade beta através do processo de desconstrução nos componentes substituição e aninhamento (e.g., Bernardo 2012, Oliveira 2013, Vieira 2014) e os que investigaram simultaneamente a influência de fatores locais e regionais sobre a composição de espécies (e.g., Nogueira et al. 2009, Valdujo et al. 2013, Vieira 2014). A única pesquisa que investigou a dissimilaridade entre comunidades de aves através da desconstrução da diversidade beta foi realizada por Oliveira (2013) em fragmentos de Cerrado sentido restrito. Até o momento ainda não foram avaliados os possíveis efeitos que a distância geográfica ou que as dissimilaridades ambientais das paisagens podem exercer sobre a diversidade beta das comunidades de aves florestais do Cerrado, e nem foram investigados quais são os padrões (substituição ou aninhamento) responsáveis pela estruturação dessas comunidades. Tendo em vista que o Cerrado é o terceiro bioma brasileiro com a maior riqueza de aves (Silva & Santos 2005), mas também o segundo bioma brasileiro com o maior número de espécies de aves ameaçadas e endêmicas (Marini & Garcia 2005), é fundamental compreender os fatores que afetam a diversidade de aves nestas paisagens.

As formações florestais, apesar de cobrirem apenas 10% da área total do Cerrado, abrigam cerca de 72% da diversidade total de aves da região (Silva & Santos 2005). No entanto, ainda existem diversas lacunas de conhecimento da avifauna do Cerrado (Silva 1995, Silva & Santos 2005). Somada à esta carência de conhecimento, encontra-se a crescente e rápida destruição do bioma nas últimas décadas (Sano et al. 2010a, Ferreira et al. 2013). O Cerrado goiano também segue um ritmo acelerado de devastação (Sano et al. 2010 a, b, Ferreira et al. 2013, Silva et al. 2013), e de acordo com dados atuais, cerca de 65% do estado apresenta cobertura antrópica (SEAGRO 2014). Portanto, é essencial conhecer as comunidades de aves florestais, assim como os efeitos da fragmentação e os fatores responsáveis pela estruturação dessas comunidades na região.

Desta forma, o presente estudo visa contribuir para o conhecimento da avifauna em fragmentos florestais do Cerrado, suprimindo as lacunas acerca dos efeitos da

fragmentação tanto em escala local (variáveis estruturais dos fragmentos) quanto na escala da paisagem (através do uso de métricas das paisagens nas quais os fragmentos estão inseridos) e buscando identificar os fatores responsáveis pela mudança na composição das comunidades nestes fragmentos. A tese foi estruturada em três capítulos, detalhados a seguir.

CAPÍTULO 1. Comunidades de aves em fragmentos florestais no estado de Goiás: composição, biogeografia e conservação

O Cerrado se destaca como o terceiro bioma brasileiro com a maior riqueza de aves e como o segundo bioma brasileiro com o maior número de espécies de aves ameaçadas e endêmicas ameaçadas. No entanto, ainda existem diversas lacunas no conhecimento da avifauna da região, que dificultam a adoção de medidas efetivas de conservação e manejo. Este capítulo visa contribuir para o conhecimento da avifauna florestal do Cerrado goiano, trazendo informações sobre a riqueza e composição das comunidades de aves de 17 fragmentos florestais, e discutindo aspectos biogeográficos e conservacionistas.

CAPÍTULO 2. Efeitos da fragmentação e da heterogeneidade ambiental sobre aves florestais no Cerrado

As aves podem responder ao processo de fragmentação de habitat em diferentes escalas e de formas distintas, conforme seus requerimentos ecológicos e percepções da paisagem. Este capítulo buscou compreender como a fragmentação florestal e a heterogeneidade ambiental influenciam as comunidades de aves em fragmentos florestais no Cerrado goiano em diferentes escalas (escala da paisagem e escala do fragmento). Os objetivos específicos deste capítulo foram: (1) avaliar os efeitos da quantidade de área natural na paisagem e da heterogeneidade ambiental da paisagem sobre a riqueza específica e sobre a riqueza dos grupos funcionais; e (2) avaliar o efeito do tamanho do fragmento e da heterogeneidade ambiental do fragmento sobre a riqueza específica e sobre a riqueza dos grupos funcionais.

CAPÍTULO 3. Diversidade de aves ao longo de um gradiente de habitats fragmentados do Cerrado

A diversidade beta pode ser influenciada tanto pela dissimilaridade ambiental quanto pela distância geográfica, ou ainda resultar de uma interação entre ambos os

fatores. As variações na diversidade beta, por sua vez, podem ser atribuídas a dois fenômenos distintos: à mudança espacial de espécies (“*turnover*”) e ao aninhamento (“*nestedness*”) das comunidades. Este capítulo buscou identificar os fatores responsáveis pela variação na composição das comunidades de aves (diversidade beta) em 17 fragmentos florestais no estado de Goiás, visando especificamente elucidar as seguintes questões: (1) verificar se as comunidades de aves dos fragmentos florestais são estruturadas pelo padrão de aninhamento ou através da substituição espacial de espécies; e (2) avaliar se as variações na composição de espécies entre os fragmentos são influenciadas pela distância geográfica entre eles, pelas variáveis estruturais dos fragmentos (escala local) ou pelas variáveis ambientais da paisagem que circunda estes fragmentos (escala da paisagem).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355-366, 1994.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation** v. 122, p. 441-451, 2005.
- BEIER, P.; VAN DRIELEN, M.; KANKAM, B. O. Avifaunal collapse in West African forest fragments. **Conservation Biology** v. 16, p.1097-1111, 2002.
- BISPO, A. A. **Fragmentação florestal: efeitos em múltipla escala sobre a diversidade de aves em remanescentes florestais no noroeste do estado de São Paulo**. 2010. 99 f. Tese de Doutorado - Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2010.
- CASTELLÓN, T. D.; SIEVING, K. E. An Experimental Test of Matrix Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. **Conservation Biology**, v. 20, n.1, p.135-145, 2006.
- COLLI, G. R. et al. A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (eds.). **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e**

- recomendações de políticas públicas.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2003. p. 317-324.
- CLEARY, D. F. R. et al. Associations of bird species richness and community composition with local land landscape-scale environmental factors in Borneo. **Landscape Ecology**, v. 20, p. 989-1001, 2005.
- DÁRIO, F. R.; VINCENZO, M. C. V.; ALMEIDA, Á. F. Avifauna em fragmentos da mata atlântica. **Ciência Rural**, v. 32, n. 6, p. 989-996, 2002.
- DANTAS, S. M.; SANAIOTTI, T. M.; ALBERNAZ, A. L. K. M. Effects of fragmentation on *Thamnophilus stictocephalus* (Aves, Thamnophilidae) in semideciduous forest of Alter-do-Chão, Pará. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 3, p. 423-430, 2005.
- FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, v. 8, p. 50-59, 1994.
- FERREIRA, M. E. et al. Considerations about the land use and conversion trends in the savanna environments of Central Brazil under a geomorphological perspective. **Journal of Land Use Science**, v. 23, p. 1–15, 2013.
- FISZON, J. T. et al. 2003. Causas antrópicas. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (eds.). **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2003, p. 65-99.
- FRENCH, K. Spatial variability in species composition in birds and insects. **Journal of Insect Conservation**, v. 3, p. 183-189, 1999.
- HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, p. 1-9, 2015.
- JANKOWSKI, J. E. et al. Beta diversity along environmental gradients : implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, p. 315-327, 2009.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography.** Princeton, New Jersey: Princeton University Press, 1967.
- MANU, S.; PEACH, W.; CRESSWELL, W. The effects of edge, fragment size and degree of isolation on avian species richness in highly fragmented forest in West Africa. **Ibis**, v. 149, n. 2, p. 287-297, 2006.
- MARINI, M. Â.; GARCIA, F. I. Conservação de aves no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 95–102, 2005.

- 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, p. 2184-2192, 2008.
- MENGER, J. S. **Fatores determinantes da distribuição de aves no Interflúvio Purus-Madeira**. 2011. 42 f. Dissertação de Mestrado - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Manaus, 2011.
- METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, p. 445-463, 1999.
- METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, p. 1-9, 2001.
- METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. *In*: CULLEN Jr., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). **Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: Editora UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2004, p. 423-453.
- OLIVEIRA, R. D. A. **Efeitos da Fragmentação de Habitat nas Comunidades de Aves do Cerrado**. 2013. 89 f. Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.
- POMARA, L. Y.; RUOKOLAINEN, K.; YOUNG, K. R. Avian species composition across the Amazon River: the roles of dispersal limitation and environmental heterogeneity. **Journal of Biogeography**, v. 41, p. 784-796, 2014.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001.
- ROMA, J. C. **A fragmentação e seus efeitos sobre aves de fitofisionomias abertas do Cerrado**. 2006. 210 f. Tese de Doutorado - Universidade de Brasília, Brasília, 2006.
- ROLSTAD, J. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 42, p. 149-163, 1991.
- SANO, E. E. et al. **Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal, Bioma Cerrado: Ano-Base 2002**. Brasília, MMA/SBF, 2010(a). p. 96.
- SANO, E. E. et al. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, p. 113–124, 2010(b).

- SANO, E. E. et al. **Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal, Bioma Cerrado**: Ano-Base 2002. Brasília, MMA/SBF, 2010(a). p. 96.
- SILVA, J. M. C. Avian inventory of the Cerrado Region, South America : implications for biological conservation. **Bird Conservation International**, v. 5, p. 291–304, 1995(a).
- SILVA, J. M. C.; SANTOS, M. P. D. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Orgs.). **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 219-233.
- SILVA, E. B. DA et al. A expansão da fronteira agrícola e a mudança de uso e cobertura da terra no centro-sul de Goiás , entre 1975 e 2010. **Ateliê Geográfico**, v. 7, n. 2, p. 116–138, 2013.
- STEINITZ, O. et al. Environment, dispersal and patterns of species similarity. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 6, p. 1044-1054, 2006.
- STOUFFER, P. C. et al. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. **Conservation Biology**, v. 20, p. 1212-1223, 2006.
- UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, p. 507-519, 2005.
- UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? **Biodiversity Conservation**, v. 17, p. 1907-1922, 2008.
- UEZU, A.; METZGER, J. P. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity Conservation**, v. 20, p. 3627–3643, 2011.
- WATSON, J. E. M.; WHITTAKER, R. J.; FREUDENBERGER, D. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? **Journal of Biogeography**, v. 32, p. 1353-1370, 2005.

CAPÍTULO 1

COMUNIDADES DE AVES EM FRAGMENTOS FLORESTAIS NO ESTADO DE GOIÁS: COMPOSIÇÃO, BIOGEOGRAFIA E CONSERVAÇÃO

SHAYANA DE JESUS¹, ARTHUR ÂNGELO BISPO² e WAGNER ANDRÉ PEDRO³

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Estadual Paulista 'Júlio de Mesquita Filho'/ TheMetaLand: Laboratório de Ecologia Teórica, Metacomunidades e Ecologia de Paisagem, Universidade Federal de Goiás, CEP 74690970, Caixa Postal 24265, Goiânia, GO, Brasil.

²Curso Educação Intercultural da Universidade Federal de Goiás, Universidade Federal de Goiás/ Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação/ TheMetaLand: Laboratório de Ecologia Teórica, Metacomunidades e Ecologia de Paisagem, UFG, CEP 74690970, Caixa Postal 24265, Goiânia, GO, Brasil.

³Universidade Estadual Paulista 'Júlio de Mesquita Filho' – FMVA/UNESP – Araçatuba, Rua Clóvis Pestana 793, 16050-680, Araçatuba, SP, Brasil.

RESUMO. Apesar do Cerrado ser o terceiro bioma brasileiro com a maior riqueza de aves, muitas lacunas sobre o conhecimento de sua avifauna ainda existem. Aqui nós apresentamos informações sobre a riqueza e composição das comunidades de aves de 17 fragmentos florestais no estado de Goiás, região Centro-oeste do Brasil, discutindo aspectos biogeográficos e conservacionistas. As amostragens foram realizadas entre setembro de 2012 e agosto de 2014. Nós registramos um total de 271 espécies, e a riqueza dos fragmentos variou de 74 a 114 espécies. Foram detectadas sete espécies endêmicas do Bioma Cerrado, 17 elementos Atlânticos e 14 elementos Amazônicos. Houve um predomínio de espécies dependentes florestais, 13 espécies com sensibilidade alta aos distúrbios ambientais e quatro espécies ameaçadas de extinção, além de oito espécies pouco documentadas para o estado. Alguns fragmentos na região central e noroeste do estado se destacaram pela riqueza de espécies e pelo número de espécies exclusivas, além da presença de elementos de outros biomas, Atlânticos e Amazônicos, para a região central e noroeste, respectivamente. Os fragmentos na região noroeste se destacaram ainda pela

presença de espécies ameaçadas e sensíveis aos distúrbios ambientais. O presente estudo traz importantes contribuições ao conhecimento ornitológico do estado de Goiás, mostrando a alta riqueza da avifauna florestal e a distribuição de elementos Amazônicos e Atlânticos ao longo do estado, destacando o valor biogeográfico e conservacionista desses fragmentos florestais do Cerrado, e ressaltando a necessidade de preservação destas manchas para garantir a manutenção da avifauna regional.

PALAVRAS-CHAVE: Riqueza de aves, Elementos Amazônicos, Elementos Atlânticos, Brasil Central

ABSTRACT. Despite being the third Brazilian biome with the highest bird richness, the Cerrado still lacks deeper knowledge on its avifauna. In this study, we present information on the richness and composition of bird communities from 17 forest fragments in the state of Goiás, Midwest region of Brazil, by discussing aspects of biogeography and conservation. We carried out the samplings between September 2012 and August 2014 and recorded 271 species, with fragments richness varying from 74 to 114 species. We detected seven endemic species of the Cerrado Biome, 17 Atlantic elements, and 14 Amazonian elements. Forest-dependent species were predominant; 13 species with high sensitivity to environmental disturbances and four threatened species in addition to species recorded for the state. A few fragments in the central and northwest region of the state were highlighted for their species and the number of exclusive species; in addition to the presence of elements from other biomes, both Atlantic and Amazonian, for the central and northwest regions, respectively. The fragments in the northwest region also stand out for the presence of threatened species and species sensitive to environmental disturbances. This study brings important contributions to the ornithological knowledge regarding the state of Goiás, revealing high richness of its forest avifauna and the distribution of Amazonian and Atlantic elements throughout the state, highlighting the value of biogeography and conservation of those forest fragments of Cerrado, as well as the necessity to preserve such patches in order to assure the maintenance of regional avifauna.

KEY-WORDS: Bird richness, Amazonian elements, Atlantic elements, Central Brazil

INTRODUÇÃO

O Cerrado é considerado um dos 35 *hotspots* de biodiversidade mundial (MITTERMEIER et al. 2011), ou seja, é um bioma que apresenta grande biodiversidade e elevado grau de pressão antrópica, sendo também o terceiro bioma brasileiro com a maior riqueza de aves, com 856 espécies (SILVA & SANTOS 2005), e o segundo bioma brasileiro com o maior número de espécies de aves ameaçadas e endêmicas (MARINI & GARCIA 2005). Apesar de ser coberto principalmente por savanas, e mesmo com as florestas cobrindo apenas 10% da sua área total, estas abrigam cerca de 72% da diversidade total de espécies da região (SILVA & SANTOS 2005).

Existem diversas localidades neste bioma onde foram realizados estudos com a avifauna, mas o esforço amostral na maioria delas está abaixo do mínimo exigido para que a localidade possa ser considerada como minimamente amostrada (SILVA 1995a, SILVA & SANTOS 2005). Estas lacunas de conhecimento dificultam a adoção de medidas efetivas para a conservação e o manejo da avifauna regional. Somada à esta carência de conhecimento da avifauna, encontra-se a crescente e rápida destruição do Cerrado nas últimas décadas (SANO et al. 2010a, FERREIRA et al. 2013). O estado de Goiás, único estado brasileiro situado quase inteiramente dentro do bioma, segue um ritmo acelerado de devastação (SANO et al. 2010a,b, FERREIRA et al. 2013, SILVA et al. 2013). Um levantamento das classes de cobertura vegetal natural e antrópica do Cerrado goiano baseado no ano de 2011 revelou que cerca de 65% do estado apresenta cobertura antrópica (SEAGRO 2014).

Diante deste cenário, é imprescindível a realização de pesquisas visando preencher as lacunas de conhecimento ornitológico do Cerrado. Assim, com o objetivo de contribuir para o conhecimento da avifauna florestal do Cerrado goiano, o presente estudo traz informações sobre a riqueza e composição das comunidades de aves de 17 fragmentos florestais no estado de Goiás. Nós enfatizamos neste estudo a presença de espécies endêmicas do Cerrado, ameaçadas de extinção, sensíveis aos distúrbios ambientais e pouco documentadas para o estado, além da presença de elementos Amazônicos e Atlânticos para a região. Também destacamos áreas importantes do ponto de vista biogeográfico e conservacionista, que podem ser consideradas prioritárias em futuras pesquisas ornitológicas no estado, e discutimos algumas estratégias para a conservação da avifauna florestal dessa região.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O trabalho foi desenvolvido em 17 fragmentos florestais situados ao longo do Estado de Goiás, região Centro-oeste do Brasil (Figura 1, Tabela 1). Os fragmentos, amplamente distribuídos pelo Estado, possuem tamanho de área entre 92-537 ha e estão situados em altitudes variando de 245 a 590 metros (Tabela 1). Os fragmentos estão situados em quatro mesorregiões do estado, de acordo com o Instituto Mauro Borges (2014). Dois fragmentos estão localizados em unidades de conservação, um deles na Floresta Nacional de Silvânia (C11) e outro no Parque Nacional das Emas (S15), e todos os demais situam-se em propriedades privadas.

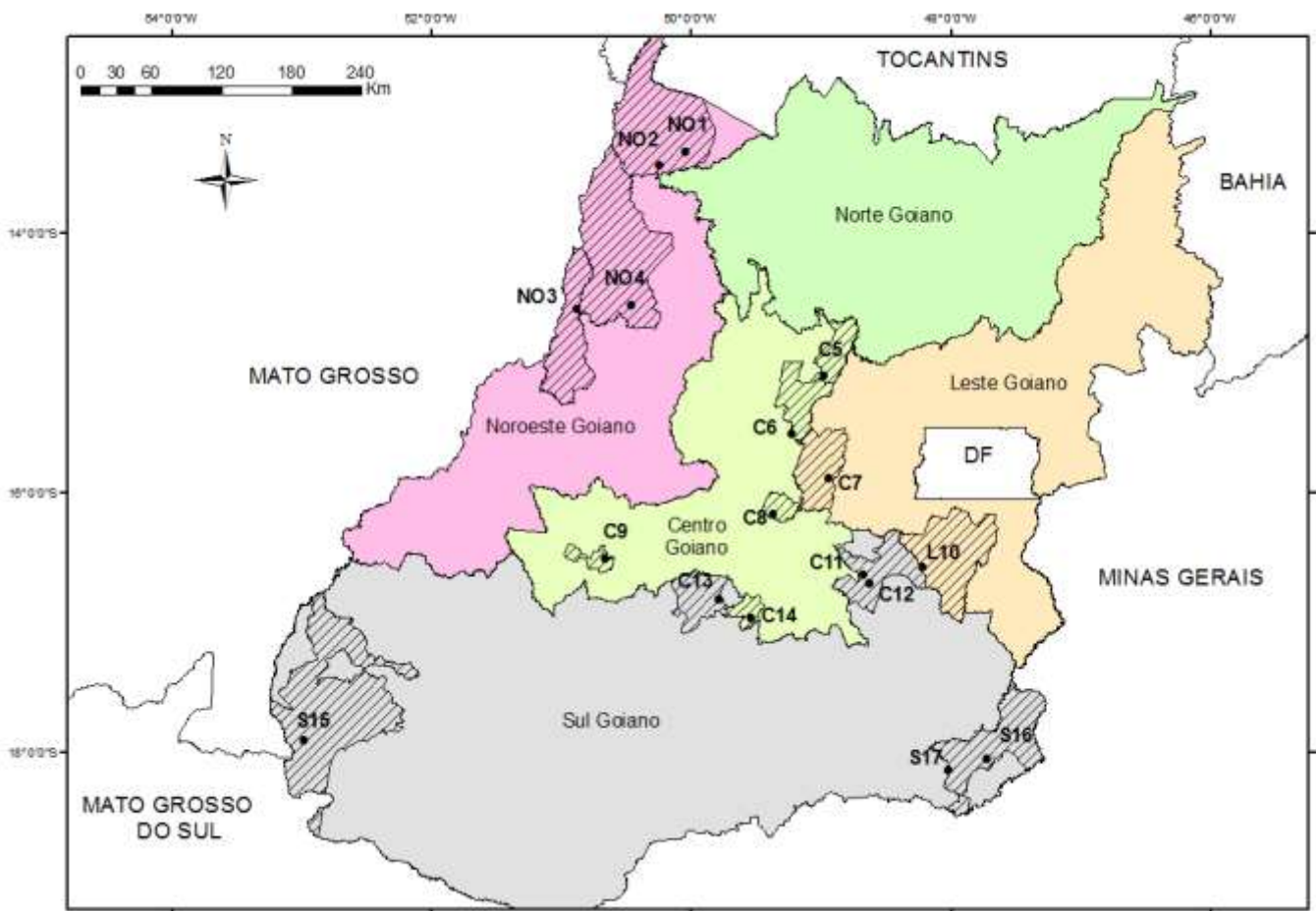


Figura 1. Localização dos dezessete fragmentos florestais amostrados no estado de Goiás (NO: noroeste; L: leste; C: região central; S: sul). As áreas coloridas representam as mesorregiões do estado de acordo com o Instituto Mauro Borges (2014). As áreas listradas indicam os municípios onde os fragmentos estão localizados.

Tabela 1. Fragmentos florestais amostrados e respectivos municípios, coordenadas geográficas, áreas (em hectares), altitudes (mínima e máxima) e períodos de amostragem (mês/ano). Fragmentos: NO: noroeste; L: leste; C: região central; S: sul.

Fragmentos	Municípios	Latitude	Longitude	Área	Altitudes	Amostragens
NO1	São Miguel do Araguaia	-13.3741	-50.0372	92.31	266- 283	01/2014; 05/2014
NO2	São Miguel do Araguaia	-13.4769	-50.2434	352.99	255 -293	11/2013; 05/2014
NO3	Aruanã	-14.5830	-50.8784	102.05	245-251	01/2014; 08/2014
NO4	Nova Crixás	-14.5562	-50.4558	138.68	293-323	02/2014; 08/2014
C5	Barro Alto	-15.1017	-48.978	537.37	712-894	09/2012; 04/2014
C6	Goianésia	-15.5454	-49.2237	114.72	618-709	03/2014; 07/2014
C7	Pirenópolis	-15.8920	-48.9376	144.11	853-967	02/2014; 06/2014
C8	Petrolina de Goiás	-16.1669	-49.3605	253.83	772-820	02/2013; 10/2013
C9	Moiporá	-16.5110	-50.6581	222.53	421-479	10/2013; 05/2014
L10	Luziânia	-16.5717	-48.2145	174.39	904-1004	11/2013; 07/2014
C11	Silvânia	-16.6318	-48.6669	142.92	930-1.021	12/2012; 09/2013
C12	Silvânia	-16.6987	-48.6176	109.68	942-1.028	09/2012; 02/2014
C13	Palmeiras de Goiás	-16.8221	-49.7828	107.12	591-638	02/2013; 08/2013
C14	Guapó	-16.9660	-49.5351	196.48	715-810	11/2012; 09/2013
S15	Mineiros	-17.9065	-52.9835	102.26	795-868	12/2013; 08/2014
S16	Catalão	-18.0461	-47.7186	196.85	745-845	03/2013; 08/2013
S17	Catalão	-18.1352	-48.0136	252.10	750-888	08/2013; 04/2014

O clima da região é considerado tropical seco-úmido, segundo a classificação de Strahler (AYOADE 2012), caracterizado por invernos secos e verões chuvosos (RIBEIRO & WALTER 2008). A estação chuvosa estende-se de outubro a abril, enquanto a seca estende-se de maio a setembro (LIMA & SILVA 2008). A temperatura média anual está em torno de 23,4°C, enquanto a precipitação anual média é cerca de 1500 mm (SILVA et al. 2008, CARDOSO et al. 2014).

A região de estudo é recoberta pelo segundo maior bioma brasileiro, o Cerrado, que se destaca como o bioma sul americano com a maior diversidade de contatos biogeográficos com biomas muito distintos, possuindo limites ao norte com a

Amazônia, a nordeste com a Caatinga, a leste e sudeste com a Floresta Atlântica e a sudoeste com o Chaco e o Pantanal (SILVA & SANTOS 2005). No Cerrado são encontradas 11 fitofisionomias gerais, sendo quatro formações florestais, quatro savânicas e três campestres (RIBEIRO & WALTER 2008).

AMOSTRAGEM DAS COMUNIDADES DE AVES

As amostragens foram realizadas entre setembro de 2012 e agosto de 2014. Cada fragmento foi amostrado em duas estações, seca e chuvosa, compreendendo um período de 15 h por estação em cada fragmento, resultando em 510 h de esforço amostral. As amostragens, realizadas durante três dias consecutivos por estação em cada fragmento, sempre se iniciavam ao nascer do sol, estendendo-se até 5 h depois.

Em cada fragmento foram montadas 20 redes de neblina, com 12 m de comprimento por 2,5 de altura. As redes foram instaladas ao longo de trilhas abertas no interior da mata, sendo revisadas a cada 30 minutos. As aves capturadas eram cuidadosamente retiradas das redes, sendo posteriormente identificadas e sexadas, e os seus dados bionômicos eram registrados. Em seguida, eram marcadas com anilhas metálicas fornecidas pelo Centro Nacional para a Conservação de Aves Silvestres – CEMAVE, e fotografadas. Após este processo ocorria a soltura dos indivíduos no local de captura.

Visando complementar o método de captura com redes ornitológicas, foi realizada uma amostragem pelo método de pontos de escuta, seguindo os procedimentos recomendados por VIELLIARD et al. (2010). Em cada fragmento foram estabelecidos seis pontos, com distância mínima de 200 m entre eles. As sessões de observação, em cada ponto, tinham duração de 20 minutos. Adicionalmente aos registros obtidos através das metodologias de amostragem descritas acima, foram considerados também os registros auditivos e os encontros visuais feitos durante as revisões das redes e nos intervalos das mesmas, e durante o deslocamento entre os pontos de escuta. Desta forma, estes registros ocasionais serviram como complementação aos dados de composição específica e de riqueza de aves para cada fragmento estudado.

ANÁLISE DOS DADOS

As espécies registradas foram agrupadas em seis guildas tróficas (carnívoros, frugívoros, granívoros, insetívoros, nectarívoros e onívoros) e em seis estratos de ocupação (aéreo, aquático, dossel, intermediário, solo e sub-bosque). Tais classificações foram baseadas na literatura (guilda trófica: WILLIS 1979, MOTTA-JUNIOR 1990, SICK 1997; estrato de ocorrência: PARKER et al. 1996) e adaptadas conforme observações realizadas em campo.

As espécies foram agrupadas ainda em três classes com relação à dependência do ambiente florestal, de acordo com SILVA (1995b): dependente (DFD), independente (DFI) e semidependente (DFS). Espécies dependentes são aquelas que se alimentam e se reproduzem principalmente em florestas, incluindo o cerradão, as florestas secas e as florestas ribeirinhas. Espécies independentes de floresta se alimentam e se reproduzem principalmente no cerrado e em outros tipos de vegetação aberta. Já as espécies semidependentes podem se alimentar ou se reproduzir tanto em florestas como em áreas abertas na região (SILVA & SANTOS 2005).

Segundo SILVA (1996), as espécies foram classificadas de acordo com a localização dos seus centros de distribuição em: elementos Amazônicos, espécies cujos centros de distribuição situam-se na Amazônia; e elementos Atlânticos, com centros de distribuição no sul da Floresta Atlântica. Também foram classificadas de acordo com o grau de sensibilidade (alto, médio e baixo) aos distúrbios ambientais (segundo STOTZ et al. 1996), grau de endemismo no bioma Cerrado (segundo SILVA 1995b) e conforme sua categoria de ameaça em âmbito nacional, segundo o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (BRASIL 2014) e internacional (segundo BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015). A nomenclatura científica e a classificação taxonômica utilizadas seguiram o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2015).

RESULTADOS

RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES

Foram registradas 271 espécies de aves nos fragmentos florestais, distribuídas em 25 ordens e 57 famílias (Apêndice 1). Os fragmentos com maior riqueza foram C12 (n = 114), C5 (n = 111), C11 (n = 110) e NO3 (n = 108), este último caracterizado pelo maior número de espécies exclusivas (n = 14) (Tabela 2). Os fragmentos S15 e L10 apresentaram a menor riqueza, ambos com 74 espécies.

No geral, os insetívoros constituíram a guilda trófica com maior riqueza de espécies (n = 110; 40,60%), seguidos pelos onívoros (n = 71; 26,20%). Na maioria dos fragmentos florestais a guilda mais representativa foi a dos insetívoros, exceto no fragmento S16, no qual houve predomínio de espécies onívoras (Tabela 2). Com relação ao estrato de ocupação, houve um predomínio de espécies de dossel (n = 118; 43,54%) e de estrato intermediário (n = 57; 21,03%), sendo que em todos os fragmentos houve um predomínio de espécies de dossel (Tabela 2). O fragmento NO3 foi o que apresentou o maior número de espécies aquáticas (Tabela 2), algumas registradas exclusivamente nesta localidade, tais como *Dendrocygna viduata*, *Dendrocygna autumnalis* (Anatidae) e *Phalacrocorax brasilianus* (Phalacrocoracidae) (Apêndice I).

Tabela 2. Riqueza de espécies, número de espécies exclusivas, número de espécies por guilda trófica e por estrato de ocorrência em cada fragmento florestal. Guilda Trófica: Carnívoros (CAR); Frugívoros (FRU); Granívoros (GRA); Insetívoros (INS); Nectarívoros (NEC); Onívoros (ONI). Estrato de ocorrência: Aéreos (AER); Aquáticos (AQU); Dossel (EDO); Intermediário (EIN); Solo (ESO); Sub-bosque (ESB).

Fragmento	RIQUEZA		GUILDA TRÓFICA						ESTRATO					
	Total	Exclusivas	CAR	FRU	GRA	INS	NEC	ONI	AER	AQU	EDO	EIN	ESO	ESB
NO1	83	2	5	10	2	37	3	26	1	0	47	14	8	13
NO2	98	7	3	12	5	47	5	26	3	0	51	18	11	15
NO3	108	14	21	14	3	43	3	24	6	7	47	22	15	11
NO4	79	0	7	12	5	34	1	20	3	0	44	11	10	11
C5	111	3	8	11	3	49	6	34	2	0	64	22	9	14
C6	101	6	8	10	5	42	4	32	3	0	54	18	13	13
C7	87	3	7	9	6	35	3	27	1	1	48	14	13	10
C8	98	6	8	12	3	36	8	31	1	1	54	19	10	13
C9	87	3	7	10	3	37	6	24	5	1	43	15	11	12
L10	74	2	4	7	3	29	4	27	2	0	31	16	14	11
C11	110	2	7	8	4	52	6	33	2	1	54	22	14	17
C12	114	6	9	11	5	55	5	29	3	3	50	22	17	19
C13	84	1	6	11	3	34	4	26	2	0	40	16	13	13
C14	82	1	5	7	1	40	2	27	2	0	48	15	9	8
S15	74	4	2	14	2	33	3	20	1	0	40	18	8	7
S16	106	7	7	12	5	36	6	40	3	2	54	18	15	14
S17	77	1	7	8	4	32	3	23	1	0	36	18	13	9
Total	271	-	35	28	12	110	15	71	10	11	118	57	38	37

A maioria das espécies registradas é dependente (n =115; 42,44%) e semidependente de ambientes florestais (n = 88; 32,47%). As espécies dependentes florestais foram as mais representativas na maioria dos fragmentos, exceto nos fragmentos NO3, C7 e S17, onde houve um predomínio de espécies semidependentes. Já nos fragmentos C6 e S16, o número de espécies dependentes foi idêntico ao de semidependentes (Tabela 3).

Tabela 3. Número de espécies com diferentes graus de dependência florestal, de sensibilidade aos distúrbios ambientais, número de elementos Amazônicos, de elementos Atlânticos e de espécies endêmicas do Bioma Cerrado. Dependência florestal: Dependente (DFD); Semidependente (DFS); Independente (DFI). Sensibilidade: Alta (H); Média (M); Baixa (L). Padrão de distribuição: Elementos Amazônicos (AM); elementos Atlânticos (AT). Endemismo: endêmicas do Cerrado (ENC).

	DEPENDÊNCIA FLORESTAL			SENSIBILIDADE			PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO		ENDEMISMO
	DFD	DFS	DFI	H	M	L	AM	AT	ENC
NO1	43	31	9	3	35	45	3	2	1
NO2	43	41	14	6	37	55	6	2	1
NO3	35	45	28	1	41	66	7	1	0
NO4	39	27	13	3	30	46	4	2	0
C5	54	42	15	2	45	64	2	5	2
C6	40	40	21	4	31	66	4	3	1
C7	31	32	24	0	30	57	2	2	0
C8	49	37	12	3	41	54	1	4	0
C9	39	33	15	3	31	53	5	3	1
L10	30	27	17	3	30	41	0	6	3
C11	56	33	21	5	48	57	0	10	1
C12	62	33	19	7	49	58	1	9	2
C13	37	32	15	1	31	52	3	2	1
C14	43	27	12	4	44	34	1	3	0
S15	39	21	14	4	37	33	2	6	5
S16	40	40	26	2	43	61	0	4	1
S17	26	31	20	1	29	47	0	2	2
Total	115	88	68	13	114	142	14	17	7

ASPECTOS CONSERVACIONISTAS

Houve um predomínio de espécies com sensibilidade baixa ($n = 142$; 52,40%) ou média ($n = 116$; 42,80%) aos distúrbios ambientais, no entanto foram registradas 13 espécies (4,80%) consideradas altamente sensíveis aos distúrbios ambientais, que podem ser consideradas indicadoras de qualidade ambiental dos fragmentos. Os fragmentos com maior número de espécies com sensibilidade alta foram C12 (7 espécies, correspondendo a 6,14% da riqueza do fragmento), NO2 (6 espécies, 6,12% da riqueza) e C11 (5 espécies, 4,55% da riqueza) (Tabela 3).

Com relação ao grau de ameaça, foram registradas quatro espécies ameaçadas de extinção: *Penelope ochrogaster* (Cracidae) (registrada nos fragmentos NO1 e NO2), considerada vulnerável em âmbito mundial e nacional; *Anodorhynchus hyacinthinus* (Psittacidae) (NO2), vulnerável em escala mundial e quase-ameaçada no país; *Crax fasciolata* (Cracidae) (NO3, C11, L10 e S16), vulnerável em escala mundial; e *Ramphastos vitellinus* (Ramphastidae) (NO1, NO2, NO4, C5 e S15), vulnerável em escala mundial. Também foram registradas seis espécies que se encontram quase-ameaçadas em âmbito nacional e/ou internacional: *Sarcoramphus papa* (Cathartidae), *Accipiter poliogaster* (Accipitridae), *Aratinga auricapillus*, *Alipiopsitta xanthops* e *Amazona aestiva* (Psittacidae), e *Neothraupis fasciata* (Thraupidae) (Apêndice I). Os fragmentos NO1, NO2, C9 e S15 foram os únicos que contaram com a presença de espécies vulneráveis ou quase-ameaçadas em âmbito nacional (Apêndice I).

Durante as amostragens foram realizados alguns registros relevantes para o estado de Goiás, de oito espécies pouco documentadas: *Accipiter poliogaster* (Accipitridae), *Glaucis hirsutus* (Trochilidae), *Chlorestes notata* (Trochilidae), *Pteroglossus incriptus* (Ramphastidae), *Sclerurus scansor* (Scleruridae), *Myiornis auricularis* (Rhynchocyclidae), *Attila phoenicurus* (Tyrannidae) e *Tiaris fuliginosus* (Thraupidae).

ASPECTOS BIOGEOGRÁFICOS

Foram registradas sete espécies endêmicas do Bioma Cerrado. O fragmento com maior número de espécies endêmicas de Cerrado foi S15, com cinco espécies (Tabela 3). Ao todo, foram registrados 17 elementos Atlânticos e 14 elementos Amazônicos nos remanescentes florestais. Os fragmentos com maior número de elementos Atlânticos foram C11 e C12, com 10 e nove espécies, respectivamente. Por outro lado, os fragmentos NO3, NO2 e C9 se destacaram pelo maior número de elementos Amazônicos, com sete, seis e cinco espécies, respectivamente (Tabela 3).

DISCUSSÃO

RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES

A riqueza total de espécies nos fragmentos florestais ($n = 271$) corresponde a aproximadamente 31,7% do total registrado na região do Cerrado (cerca de 856 espécies, segundo SILVA & SANTOS 2005) e a cerca de 48,6% das espécies registradas no estado de Goiás (cerca de 558 espécies, considerando compilações feitas por HIDASI (2007, 2011) e registros não inclusos naquelas compilações realizados por BAGNO & RODRIGUES (1998), BLAMIREs et al. (2002), HASS (2004), CURCINO et al. 2007, SILVA-JR. et al. (2007), HIDASI et al. (2008), KIRWAN (2008), PEREIRA & SILVA (2009), CANDIA-GALLARDO et al. (2010), CURCINO & FERABOLI (2010), FERREIRA et al. (2010), BIANCALANA et al. (2012), JULIANO et al. (2012), BENITES et al. (2013), LEES (2013), LEES & MARTIN (2014), SERPA et al. (2014), VALLEJOS & DECONTO (2014) e KIRWAN et al. (2015).

A riqueza entre os fragmentos variou de 74 a 114 espécies, sendo similar àquela encontrada em estudos prévios em fragmentos florestais no bioma Cerrado, que variou de 82 a 125 espécies (e.g., PACHECO & OLMOS 2006, CURCINO et al. 2007). Dos quatro fragmentos que se destacaram pela maior riqueza de espécies, três situam-se na região central do estado (C12, C5 e C11), enquanto um deles está localizado no noroeste (NO3). Percebe-se que nesses fragmentos a riqueza geral é incrementada pelo acréscimo de espécies consideradas elementos característicos de biomas limítrofes, como o caso de C11 e C12, ambos no município de Silvânia, região central do estado e que de acordo OLIVEIRA-FILHO & RATTER (1995), é uma região caracterizada por possuir matas que apresentam ligação florística com as florestas semidecíduas montanas do sudeste brasileiro. Já para o fragmento ao noroeste do estado (NO3), que possui ligações com a floresta Amazônica e que é o único dos fragmentos amostrados situado ao lado de um rio de médio porte, tanto o acréscimo de espécies exclusivas, a maioria delas aquáticas, quanto o de elementos Amazônicos, contribuiu para elevar a riqueza geral.

Em todos os fragmentos, exceto em um (S16), os insetívoros constituíram a guilda trófica com maior riqueza de espécies, seguidos pela guilda dos onívoros. Tais resultados corroboram estudos anteriores realizados em formações florestais do

Cerrado (e.g., MARINI 2001, PIRATELLI & BLAKE 2006, CURCINO et al. 2007), e em fragmentos florestais da Floresta Atlântica (ANJOS & BOÇON 1999, ANJOS 2001, BISPO & SCHERER-NETO 2010, GUZZI & FAVRETTO 2014) e da Floresta Amazônica (TERBORGH et al. 1990). No entanto, pesquisas realizadas em fragmentos de floresta estacional semidecidual no sudeste brasileiro (DONATELLI et al. 2004, DONATELLI et al. 2007) e outra em fragmentos de floresta ombrófila densa de planície, no nordeste do país (MORANTE-FILHO et al. 2015) encontraram que os insetívoros, seguidos pelos frugívoros, foram as guildas mais representativas em número de espécies. A maior representatividade de insetívoros no presente estudo é esperada, uma vez que as comunidades de aves do Cerrado são caracterizadas por um elevado número de aves insetívoras (MACEDO 2002).

Com relação ao estrato de ocupação, houve um predomínio de espécies de dossel, resultado similar ao encontrado por DONATELLI et al. (2004) em uma mata semidecídua no sudeste do Brasil, porém distinto daquele encontrado por ANJOS & BOÇON (1999) em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, e por GALINA & GIMENES (2006), em um fragmento florestal urbano no sul do Brasil, que verificaram um predomínio de espécies de estrato intermediário. O fragmento situado no município de Aruanã (NO3) foi o que apresentou o maior número de espécies aquáticas, o que possivelmente é resultado de sua localização, já que este foi o único fragmento amostrado localizado ao lado de um rio de médio porte.

Embora a maioria das espécies registradas é considerada dependente do ambiente florestal ($n = 115$), esse valor corresponde a apenas cerca de 30% das espécies dependentes florestais residentes no bioma do Cerrado (SILVA & SANTOS 2005). O número de espécies semidependentes e independentes florestais registradas, por sua vez, equivale a 56% e 33%, respectivamente, das espécies das respectivas categorias residentes no Cerrado. Em alguns fragmentos florestais no Cerrado também foi verificado o predomínio de espécies dependentes florestais (e.g., MARINI 2001), embora a riqueza de espécies semidependentes ou independentes florestais possa ser maior do que a de dependentes florestais em fragmentos florestais de tamanho reduzido (e.g., ANDRADE & MARINI 2002, MARINI 2001).

No bioma Cerrado a riqueza de aves dependentes florestais concentra-se em áreas mais úmidas situadas ao noroeste do bioma, próximo aos limites com a Amazônia (BLAMIREs et al. 2008). Desta forma, no estado de Goiás a região noroeste é aquela com a maior riqueza de dependentes florestais, comparada a outras regiões

do estado (para mais detalhes, ver mapa em BLAMIREs et al. 2008). No entanto, encontramos um padrão de riqueza distinto, já que alguns fragmentos na região central do estado (C12, C11 e C5) apresentaram maior riqueza de espécies dependentes florestais. Nestes fragmentos a riqueza desse grupo possivelmente foi incrementada pela presença de elementos Atlânticos. Por outro lado, verificamos que os fragmentos com maior número de semidependentes florestais encontram-se no noroeste do estado (NO2 e NO3), corroborando os resultados de BLAMIREs et al. 2008, que também verificaram maiores riquezas dessas espécies em algumas regiões do sul e do norte do estado, não amostradas em nossa pesquisa. Com relação às aves independentes florestais, registramos um pequeno número dessas espécies, o que impede quaisquer comparações com os padrões de riqueza encontrados por BLAMIREs et al. (2008).

ASPECTOS CONSERVACIONISTAS

Nós registramos 13 espécies com sensibilidade alta aos distúrbios ambientais, que podem ser consideradas indicadoras de habitats bem preservados. Dentre elas, destacam-se dois insetívoros de solo, *Sclerurus scansor* (Scleruridae) e *Clibanornis rectirostris* (Furnariidae). Aves pertencentes à esta guilda são intimamente associadas ao interior da floresta e geralmente apresentam baixa capacidade de dispersão, sendo geralmente muito afetadas pela fragmentação florestal (STOUFFER & BIERREGAARD 1995). Três grandes frugívoros de dossel, *Penelope ochrogaster* (Cracidae), *Ramphastos vitellinus* (Ramphastidae) e *Anodorhynchus hyacinthinus* (Psittacidae), também se destacam como excelentes bioindicadores, uma vez que compõem um grupo frequentemente afetado pela fragmentação florestal, que depende de uma abundante oferta de alimento durante todas as estações do ano (WILLIS 1979). Estas aves frugívoras, além de serem muito afetadas pela perda e alteração do habitat, podem ser vítimas da caça ou do comércio ilegal (PÍZO 2001, ANTAS 2006). Outra ave bioindicadora que merece destaque é o gavião florestal *Accipiter poliogaster*. Esta espécie é aparentemente rara em toda a sua área de distribuição (BIERREGAARD et al. 2015), e em algumas regiões ocorre apenas em florestas extensas e bem preservadas, estando ausente de áreas perturbadas e fragmentadas (JULLIEN & THIOLLAY 1996).

Nós registramos quatro espécies ameaçadas de extinção. Uma delas é o mutum-de-penacho, *Crax fasciolata*, vulnerável em âmbito mundial e com

sensibilidade média aos distúrbios ambientais, registrado em quatro fragmentos (NO3, C11, L10 e S16). Embora seja considerada numerosa somente no Pantanal (GWYNNE et al. 2010), a espécie aparentemente é comum em Goiás, pois há diversos registros ao longo do estado (e.g., HASS 2002, 2004, CURCINO et al. 2007, GOMES 2008). Devido a destruição de habitat e a caça, esta ave tem sofrido extinções locais em parte de sua antiga área de distribuição (PACHECO & OLMOS 2006, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015). Portanto, tanto a destruição de seu habitat, principalmente devido ao contínuo e rápido avanço das atividades agrícolas no estado, quanto a caça, constituem perigos potenciais para a manutenção das populações deste cracídeo. O tucano-de-bico-preto, *Ramphastos vitellinus*, vulnerável em âmbito mundial e com sensibilidade alta aos distúrbios ambientais, foi registrado em cinco fragmentos (NO1, NO2, NO4, C5 e S15). No estado de Goiás a espécie é comum, sendo registrada em diversas localidades ao longo do estado (e.g., HASS 2002, 2004, GOMES 2008, WIKIAVES 2015). As principais ameaças ao longo de sua área distribuição são a perda de habitat e a pressão de caça (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015).

As outras duas espécies ameaçadas, *Penelope ochrogaster* e *Anodorhynchus hyacinthinus*, possuem sensibilidade alta aos distúrbios ambientais e foram registradas exclusivamente nos fragmentos do Vale do Araguaia. O jacu-de-barriga-castanha, *Penelope ochrogaster*, vulnerável em âmbito mundial e nacional, foi registrado em apenas dois fragmentos (NO1 e NO2), ambos no município de São Miguel do Araguaia. Esta espécie apresenta três populações disjuntas: uma no Vale do Rio São Francisco, no estado de Minas Gerais, outra no Vale do Araguaia, incluindo seus afluentes no Rio das Mortes, em Goiás e Mato Grosso, e outra na região do Pantanal (ANTAS 2006). No estado de Goiás, a espécie contava com registros históricos nos municípios de Monte Alegre de Goiás e de Aruanã (COLLAR et al. 1992), situados no oeste do estado. Recentemente, KIRWAN et al. (2015) também detectaram a espécie no oeste de Goiás, no município de Montes Claros de Goiás. No entanto, ao consultarmos o banco de dados *Wikiaves* (WIKIAVES 2015), verificamos a ampliação de registros para o norte do estado. No Brasil Central é recomendável o acesso aos habitats preferidos da espécie visando pesquisar populações em áreas que ainda não contam com registros (ANTAS 2006, SILVEIRA et al. 2008). Considerando que esta ave presumivelmente é vítima da caça, como acontece com os demais cracídeos de grande porte na América do Sul (COLLAR et al. 1992), e que a pressão de caça é apontada como um problema no estado de Goiás (BIRDLIFE INTERNATIONAL

2015), acreditamos que esta atividade constitui uma possível ameaça as populações na região. Além disso, como grande parte do estado tem sofrido alterações antrópicas, a destruição de habitat também representa uma potencial ameaça.

A arara-azul, *Anodorhynchus hyacinthinus*, vulnerável em escala mundial e quase-ameaçada no país, foi registrada em apenas um fragmento (NO2), localizado em São Miguel do Araguaia. Nós constatamos a presença de buritis (*Mauritia flexuosa*) no entorno do fragmento, que podem constituir importantes recursos para a alimentação e a reprodução da espécie no estado de Goiás (PINTO 1936, MUNN et al. 1990). No Brasil, este psitacídeo ocorre no Pantanal, no Brasil Central e no leste da Amazônia (COLLAR et al. 1992). Até pouco tempo atrás, os escassos registros da espécie em Goiás se limitavam a região sul do estado (HASS 2004, SILVA JR. et al. 2007), no entanto o aumento no número de detecções e a expansão de sua distribuição para as regiões central, oeste e norte ao longo dos últimos anos se tornam evidentes quando consultamos os registros depositados no *Wikiaves* (WIKIAVES 2015). No entanto, esta ave ainda sofre ameaças constantes no estado de Goiás. As veredas, um dos habitats importantes para a sua alimentação e reprodução (DORNAS et al. 2013), onde os buritis se destacam como árvores emergentes, têm sido descaracterizadas pelas atividades agropecuárias, pela construção de barragens e açudes e pelas queimadas excessivas no Cerrado, e contaminadas com agroquímicos usados em plantações exóticas (RIBEIRO & WALTER 2008, TUBELIS 2009) e, infelizmente, algumas dessas atividades são amplamente difundidas em território goiano. A supressão da vegetação nativa pode reduzir drasticamente a disponibilidade de recursos alimentares deste psitacídeo (DORNAS et al. 2013) e, portanto, se a destruição desses ambientes persistir, provavelmente a manutenção das populações na região será comprometida num futuro próximo. Além disso, o comércio ilegal dessa ave no estado, evidenciado através de apreensões realizadas pelo IBAMA e pela Polícia Militar Ambiental (BASTOS et al. 2008), é um risco evidente às populações.

Embora a maioria dos fragmentos, exceto o C7, contou com a presença de ao menos uma espécie bioindicadora, aqueles situados em Silvânia (C11 e C12) e um em São Miguel do Araguaia (NO2) se destacaram pelo maior número dessas espécies. Os fragmentos C11 e NO2 também contaram com a presença de uma e duas espécies ameaçadas, respectivamente. Portanto, estes resultados evidenciam o bom estado de conservação e a importância desses fragmentos para a manutenção da avifauna regional.

ASPECTOS BIOGEOGRÁFICOS

Ao todo, registramos sete espécies endêmicas do Cerrado, correspondendo a aproximadamente 23% da riqueza de espécies endêmicas deste bioma. Este número é considerável, uma vez que existem apenas 30 espécies endêmicas de Cerrado (SILVA & SANTOS 2005), sendo a maioria delas característica de ambientes abertos. Dentre as aves endêmicas, destacam-se quatro consideradas raras ou escassas no bioma (de acordo com GWYNNE et al. 2010) e que contaram com poucos registros no presente estudo: *Penelope ochrogaster* (registrada em dois fragmentos, NO1 e NO2), *Alipiopsitta xanthops* e *Clibanornis rectirostris* (a primeira espécie registrada apenas no fragmento S15, e a última apenas no C9) e *Myiothlypis leucophrys* (Parulidae) (detectada nos fragmentos S15, C13, C12, L10 e S17). O fragmento situado em Mineiros (S15) contou com o maior número de endemismos de Cerrado. Este fragmento está localizado na microrregião denominada sudoeste de Goiás, de acordo com o Instituto Mauro Borges (2014), que possui climas e paisagens vegetais que não se enquadram nem na área fisiográfica equatorial amazônica, nem na província tropical atlântica (AB'SÁBER & COSTA JR. 1950). A área geobotânica desta região difere muito da província florestal atlântica, representando uma clareira imensa de cerrados e campestres, situada entre o final da zona tropical úmida e semiúmida do oeste e noroeste paulista e a zona marginal da Amazônia mato-grossense (AB'SÁBER & COSTA JR. 1950). Possivelmente tais particularidades explicam o maior número de espécies endêmicas de Cerrado neste fragmento.

Nós registramos 17 elementos Atlânticos durante as amostragens, equivalente a cerca de 22% do total de elementos Atlânticos que expandem sua área de distribuição para florestas de galeria na região do Cerrado (SILVA 1996). Os dois fragmentos situados no município de Silvânia (C11 e C12), contaram com o maior número desses elementos. Como estes fragmentos estão situados na região central do bioma Cerrado, possivelmente a maior similaridade florística entre estes fragmentos e as matas da Floresta Atlântica é um dos fatores responsáveis pela expansão de elementos Atlânticos para esta região. Considerando que na região do Cerrado os elementos Atlânticos são registrados principalmente nos topos dos planaltos (SILVA 1996), a elevada altitude na qual estes fragmentos estão inseridos (acima de 900 m) também pode explicar o maior número desses elementos.

Além dos fragmentos em Silvânia, outros fragmentos situados em altitudes elevadas (acima de 700 m), como o de Luziânia (L10) e o de Mineiros (S15), inclusive aqueles situados mais para o interior do Cerrado, como o fragmento de Barro Alto (C5) e o de Petrolina de Goiás (C8), apresentaram um número representativo de elementos Atlânticos. Todos estes fragmentos estão situados na região central do bioma Cerrado. Portanto, tanto a elevada altitude quanto à similaridade na composição florística entre estes fragmentos e as matas da Floresta Atlântica podem explicar o maior número de elementos Atlânticos observado. Embora os elementos Atlânticos sejam encontrados principalmente em fragmentos situados em planaltos altos na região do Cerrado (SILVA 1996), nós detectamos dois elementos, *Picumnus albosquamatus* (Picidae) e *Dysithamnus mentalis* (Thamnophilidae), em fragmentos situados em baixas altitudes (NO1, NO2, NO3 e NO4) na região noroeste do estado, na Planície do Rio Araguaia. Nossos resultados estão em concordância com SILVA (1996), que afirma que os elementos Atlânticos estendem suas distribuições muito mais no interior da região do Cerrado do que os elementos Amazônicos (SILVA 1996).

Ao todo, registramos 14 elementos Amazônicos, correspondendo a aproximadamente 7% do total de elementos Amazônicos registrados por SILVA (1996) na região do Cerrado. Doze destes elementos foram registrados em fragmentos situados no noroeste do estado (NO1, NO2, NO3 e NO4), no Vale do Rio Araguaia, o que já era esperado, uma vez que as florestas de galeria que seguem os canais do Rio Araguaia, assim como aquelas que seguem os canais de outros grandes rios que correm em direção a Bacia Amazônica, funcionam como conexões para a expansão de elementos Amazônicos na região do Cerrado (SILVA 1996). Estes fragmentos florestais, por estarem situados na porção oeste do Cerrado, apresentam ligação florística mais forte com as florestas da Amazônia (OLIVEIRA-FILHO & RATTER 1995). Todos estes fragmentos situam-se em baixas altitudes (abaixo de 320 m), na Planície do Rio Araguaia, corroborando SILVA (1996) de que as depressões periféricas na parte oeste do Cerrado figuram entre as regiões de principal ocorrência de elementos Amazônicos.

Nós não registramos elementos Amazônicos em quatro fragmentos, um deles situado em Silvânia (C11), região central de Goiás, outro em Luziânia (L10), leste do estado, e dois no município de Catalão (S16 e S17), sul do estado. Estes quatro fragmentos, além de estarem situados em altitudes elevadas (acima de 745 m), encontram-se mais distantes do centro de distribuição de elementos Amazônicos e,

portanto, tanto a altitude quanto a distância podem explicar a ausência desses elementos nestes fragmentos. Segundo SILVA (1996) muitos elementos Amazônicos não estendem sua distribuição para o interior do Cerrado a distâncias superiores a 250 km de seu centro de distribuição.

Algumas espécies foram registradas exclusivamente em fragmentos da região noroeste do estado, nos municípios de Aruanã e de São Miguel do Araguaia, ambos no Vale do Rio Araguaia. O Vale do Araguaia atravessa os estados de Goiás, Mato Grosso, Tocantins e Pará, marcando a transição entre os biomas Amazônia e Cerrado (KIRWAN et al. 2015), sendo dominado principalmente por extensas terras úmidas e tipos abertos de Cerrado, com amplas florestas de galeria ocorrendo ao longo dos rios (SILVA 1997). Embora muito interessante do ponto de vista biogeográfico e ornitológico, tem recebido menos atenção dos ornitólogos do que outras partes do leste do Brasil (KIRWAN et al. 2015). O fragmento de Aruanã (NO3), localizado ao lado do Rio do Peixe, afluente do Rio Araguaia, além de apresentar o maior número de elementos Amazônicos, também contou com o maior número de espécies exclusivas, algumas típicas de habitats ribeirinhos e/ou de ocorrência prevista para o Vale do Araguaia, tais como *Opisthocomus hoazin* (Opisthocomidae), *Sakesphorus luctuosus* (Thamnophilidae) e *Sicalis columbiana* (Thraupidae).

A cigana, *Opisthocomus hoazin*, é considerada um elemento Amazônico (SILVA 1996), sendo encontrada principalmente ao longo da Bacia Amazônica, geralmente em grupos sedentários ao longo da beira de rios, margens de lagos e de córregos lentos em planícies (THOMAS 1996). A choca-d'água, *Sakesphorus luctuosus*, é um elemento Amazônico (SILVA 1996) encontrado no sub-bosque e no estrato intermediário de florestas sazonalmente inundadas e de matas ripárias, e é representado por duas subespécies. A subespécie *S. l. araguayae* (Hellmayr, 1908) é endêmica ao Vale do Rio Araguaia, ocorrendo na drenagem do Rio Araguaia nos estados do Tocantins, Goiás e Sudeste do Mato Grosso (ZIMMER & ISLER 2015). Já o canário-do-amazonas, *Sicalis columbiana*, é considerado escasso no Cerrado e possui ocorrência localizada em áreas abertas com árvores, várzeas arbustivas e praias de areia ao longo de rios ao norte do bioma, como o Rio Araguaia (GWYNNE et al. 2010).

No presente estudo também efetuamos registros de oito espécies pouco documentadas no estado de Goiás, detalhados abaixo:

- ***Accipiter poliogaster***. Este gavião florestal é aparentemente raro em toda a sua área de distribuição, que se estende do leste dos Andes até a Colômbia e do nordeste do Equador, sul da Venezuela e das Guianas até o sul do Brasil, e ainda do leste do Peru, Bolívia e leste do Paraguai até o nordeste da Argentina (BIERREGAARD et al. 2015). No Brasil é encontrado nas regiões amazônica e centro-meridional (SICK 1997). É considerado quase ameaçado em âmbito mundial (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015) e com dados insuficientes no Brasil (ICMBio 2014). Até o momento o único registro documentado para o estado de Goiás era proveniente do município de Aragarças, tratando-se de um exemplar coletado por José Hidasi em 1953 e depositado na Fundação Museu de Ornitologia, em Goiânia. Em 26 de setembro de 2009 nós registramos um indivíduo imaturo próximo à borda do fragmento C11. O gavião estava pousado numa árvore na beira de uma trilha, observando um indivíduo de *Neopelma pallescens* (Pipridae) preso em uma rede de neblina situada sobre a trilha.

- ***Glaucis hirsutus***. Ocorre do centro do Panamá até o oeste da Colômbia, e do leste do Andes até o Sul e centro da Bolívia, e através da Venezuela até as Guianas, e no norte, oeste e leste do Brasil (HINKELMANN et al. 2015). A espécie já foi registrada anteriormente no Distrito Federal (BAGNO & MARINHO-FILHO 2001), mas no estado de Goiás os registros documentados são raros. Dois exemplares foram coletados em outubro de 1934 na Fazenda Formiga (PINTO 1936), e outro exemplar foi coletado em maio de 1956, no município de Formoso (NATURAL HISTORY MUSEUM OF LOS ANGELES COUNTY 2015a). Registros mais recentes foram realizados na Sub-bacia do Ribeirão João Leite (VALLE 2006), na Bacia do Rio Caiapó (SILVA JR. et al. 2007) e no município de Barro Alto (CURCINO 2011). No dia 05 de novembro de 2013 nós registramos um indivíduo pousado à beira de um corpo d'água na borda do fragmento NO2, e no dia seguinte capturamos dois indivíduos em rede de neblina no interior deste mesmo fragmento. No dia 18 de maio de 2014 um indivíduo foi capturado no fragmento C9.

- ***Chlorestes notata***. Sua distribuição se estende do nordeste da Colômbia através do Norte e leste da Venezuela, Trinidad e Tobago, e das Guianas até o leste do Brasil (Pará até a Bahia, e raramente até o sul do Rio de Janeiro) (BÜNDGEN & KIRWAN 2013). Até o momento existia apenas um registro documentado da espécie no estado de Goiás, um exemplar coletado em abril de 1967 por José Hidasi no município de Goianira, depositado na Fundação Museu de Ornitologia. No dia 07 de novembro de 2013 nós registramos um indivíduo no sub-bosque do fragmento NO2.

- ***Pteroglossus inscriptus***. É considerado um elemento Amazônico (SILVA 1996), ocorrendo do centro norte do Brasil até o sul da Amazônia, do sul até o norte da Bolívia, no sudoeste do Mato Grosso (na drenagem do Alto Rio Paraguai), no alto rio Tocantins, e no leste do Brasil, em Pernambuco e leste de Alagoas (SHORT & KIRWAN 2014). No dia 16 de maio de 2014 observamos e fotografamos um indivíduo na borda do fragmento NO2. Este é o primeiro registro documentado da espécie no estado de Goiás.

- ***Sclerurus scansor* (Ménétrières, 1835) (Rufous-breasted Leaf-tosser)**. Sua distribuição compreende a região central, centro-leste e sudeste do Brasil (Mato Grosso, Goiás e Minas Gerais até o Rio Grande do Sul), leste do Paraguai e nordeste da Argentina (REMSEN 2016). No estado de Goiás existem três registros históricos, o primeiro de um exemplar coletado em agosto de 1934 na Fazenda Thomé Pinto, em Jaraguá (PINTO 1936). Os outros registros históricos foram realizados em 1956, sendo um em Formoso (NATURAL HISTORY MUSEUM OF LOS ANGELES COUNTY 2015b) e outro em São João da Aliança (NATURAL HISTORY MUSEUM OF LOS ANGELES COUNTY 2015c). Registros mais recentes foram realizados no município de Itajá, em 2012 (MALACCO 2016a), e no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (FILHO 2011). Nós capturamos dois indivíduos no dia 12 de setembro de 2012, um indivíduo no dia 13 de setembro de 2012, e outro no dia 14 de fevereiro de 2014 no fragmento C12, e também capturamos dois indivíduos no dia 03 de dezembro de 2012, e um indivíduo no dia 05 de dezembro de 2012 no fragmento C11.

- ***Myiornis auricularis***. Há duas subespécies, sendo que *Myiornis auricularis auricularis* (Vieillot, 1818) ocorre do sudeste do Paraguai, nordeste da Argentina e sudeste do Brasil (Rio de Janeiro ao Rio Grande do Sul), enquanto *M. a. cinereicollis* (Wied, 1831) se estende pelo leste do Brasil, no sudeste da Bahia, em Minas Gerais e no Espírito Santo (CLOCK 2016). A espécie já foi registrada no Distrito Federal (BAGNO & MARINHO-FILHO 2001), mas em Goiás conta com apenas dois registros, um realizado no Parque Nacional das Emas (HASS 2004), e outro realizado no município de Itajá, em 2012 (MALACCO 2016b). No dia 14 de setembro de 2012 visualizamos um indivíduo no fragmento C12.

- ***Attila phoenicurus***. Reproduz no sul e sudeste do Brasil, provavelmente no nordeste da Argentina e leste do Paraguai. Os indivíduos migratórios podem ser encontrados no Paraguai, leste da Bolívia, região central do Brasil e no norte e sul da Venezuela durante o inverno austral (WALTHER 2016). Em Goiás, há um registro proveniente do

PNE (HASS 2004), e outro do município de Rio Verde, realizado em 2009 (BESSA 2015). No dia 11 de novembro de 2012 realizamos um registro auditivo da espécie no fragmento C14.

- ***Tiaris fuliginosus***. Ocorre no oeste e no norte da Venezuela, em Trinidad, no sul das Guianas, no leste do Brasil (Maranhão e Ceará até o nordeste de Goiás e Piauí, e do sul de Pernambuco até São Paulo) e no extremo nordeste da Argentina (RISING & JARAMILLO 2011). Embora já tenha sido registrado anteriormente no Distrito Federal (BAGNO & MARINHO-FILHO 2001), os registros da espécie são raros no estado de Goiás, havendo registro de um exemplar coletado em maio de 1956 no município de Formoso (NATURAL HISTORY MUSEUM OF LOS ANGELES COUNTY 2015d), outro registro de exemplar coletado em março de 1988 no município de Nerópolis e depositado no Museu Paraense Emílio Goeldi, e um registro mais recente proveniente da Usina Hidrelétrica Serra da Mesa (HASS 2002). Nós capturamos uma fêmea em rede de neblina no dia 12 de fevereiro de 2014 no fragmento C12.

IMPLICAÇÕES PARA A PESQUISA E CONSERVAÇÃO DA AVIFAUNA

O sul de Goiás foi anteriormente apontado por SILVA (1995a) como uma das áreas prioritárias para explorações ornitológicas na região do Cerrado, que sugeriu que os inventários nessa região fossem direcionados principalmente para áreas de florestas secas tropicais, florestas de galeria e campos rupestres. Atendemos parte dessa demanda ao amostrarmos 17 fragmentos florestais ao longo do estado, e nossos resultados indicam que as regiões central e noroeste do estado, que se destacaram do ponto de vista biogeográfico e conservacionista, também devem ser alvo de futuras pesquisas ornitológicas. Apesar do destaque a essas regiões, acreditamos que também devem ser incentivadas pesquisas em outras regiões, principalmente em ambientes florestais. Segundo SILVA & SANTOS (2005), a avifauna destes ambientes apresenta maior *turnover* de espécies do que a de áreas abertas, e consequentemente a tendência é que a curva de descobrimento de aves florestais no Bioma Cerrado continue crescendo. Esse fato é corroborado pelos nossos resultados, pois a riqueza de espécies nas manchas florestais é incrementada localmente por espécies presentes em diferentes fitofisionomias na paisagem e regionalmente pelas espécies oriundas de biomas limítrofes.

Em alguns fragmentos registramos espécies ameaçadas ou quase-ameaçadas particularmente vulneráveis a caça (e.g., cracídeos como *Penelope ochrogaster* e

Crax fasciolata) ou a apanha e comércio ilegal (e.g., psitacídeos como *Anodorhynchus hyacinthinus* e *Alipiopsitta xanthops*) e, desta forma, para assegurar a conservação destas espécies, ressaltamos a necessidade de ampliação das ações de fiscalização para coibir estas atividades criminosas, práticas presentes no estado Goiás, e de planejamento e execução de programas educativos que conscientizem a população sobre tais crimes ambientais.

No presente estudo, registramos uma elevada riqueza de espécies nos fragmentos e, em alguns deles, a presença de espécies indicadoras de qualidade ambiental. Considerando que entre os 17 fragmentos estudados, apenas dois (C11 e S15) situam-se no interior de unidades de conservação, evidencia-se também a importância das manchas florestais situadas em propriedades privadas para a conservação da avifauna regional. Uma maneira de garantir a preservação contínua dessas áreas florestais é incentivar a criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), unidades de conservação de uso sustentável, que poderiam complementar o sistema de unidades de conservação públicas do estado e ajudar a promover a conectividade com outras áreas protegidas. No Nordeste do estado de Goiás, a presença de diversas RPPNs demonstra o interesse de muitos proprietários de terra em participar de estratégias para a conservação da biodiversidade (LIMA & FRANCO 2014). No entanto, há uma escassez de RPPNs em outras regiões do estado, que possivelmente reflete mais a falta de incentivos do governo para a criação destas áreas, do que o desinteresse dos proprietários de terra.

Porém, como as RPPNs possuem restrições semelhantes às unidades de conservação de proteção integral (LIMA & FRANCO 2014), é esperado que aqueles proprietários de terras interessados apenas na expansão de atividades agropastoris não demonstrem interesse na criação destas áreas protegidas. Nestes casos, são necessárias rigorosas ações de fiscalização para garantir o cumprimento da legislação ambiental. No entanto, o Código Florestal Brasileiro passou por mudanças significativas no ano de 2012 (Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012), que podem ter impactos negativos para a biodiversidade, como o aumento de desmatamentos e a diminuição de cobertura vegetal nativa, com impactos diretos sobre muitas espécies de aves (DEVELEY & PONGILUPPI 2010). Assim, é imprescindível novas alterações naquela legislação ambiental. DEVELEY & PONGILUPPI (2010) enfatizam que as áreas de Reserva Legal devem ser mantidas de forma complementar às áreas de preservação permanente (APPs), uma vez que a composição da avifauna varia entre

as áreas de vegetação nativa situadas próximas e distantes de corpos d'água, e que a manutenção dessa heterogeneidade ambiental é essencial para a conservação das comunidades de aves florestais. Acreditamos que através da elaboração e da aplicação de um Código Florestal mais rígido, mais fragmentos florestais serão mantidos intactos em propriedades particulares, incrementando a quantidade de área florestal da paisagem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SÁBER, A. N.; COSTA JR., M. Contribuição ao estudo do Sudoeste Goiano. **Boletim Paulista de Geografia**, n.4, p. 3-26, 1950.
- ANDRADE, R. D. DE; MARINI, M. Â. Bird species richness in natural forest patches in southeast Brazil. **Lundiana**, v. 3, n. 2, p. 141–150, 2002.
- ANJOS, L. DOS. Bird Communities in five Atlantic Forest fragments in Southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 12, n. -, p. 11–27, 2001.
- ANJOS, L. DOS; BOÇON, R. Bird communities in natural forest patches in Southern Brazil. **Wilson Bulletin**, v. 111, n. 3, p. 397–414, 1999.
- ANTAS, P. T. Z. Jacu-de-barriga-castanha (*Penelope ochrogaster*). In: PEREIRA, S. L; BROOKS, D. M. (Eds.). **Conservando os Cracídeos: A Família de Aves Mais Ameaçadas das Américas**. Houston: Miscellaneous Publications of The Houston Museum of Natural Science, 2006. p.41-44.
- AYOADE, J. O. **Introdução à Climatologia para os Trópicos**. 16 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012.
- BAGNO, M. A.; RODRIGUES, F. H. G. Novos registros de espécies de aves para o Estado de Goiás, Brasil. **Ararajuba**, v. 6, n. 1, p. 64–65, 1998.
- BAGNO, M; MARINHO-FILHO, J. A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes abertos e florestais e ameaças. In: RIBEIRO, J. F; FONSECA, C. E. L; SOUSA-SILVA, J. C. (Eds). **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Brasília: Embrapa Cerrados. 2001. p. 494-528.
- BASTOS, L. F. et al. Apreensão de espécimes da fauna silvestre em Goiás - situação e destinação. **Revista de Biologia Neotropical**, v.5, p. 51-63, 2008.
- BENITES, M.; MAMEDE, S.; BATISTA, F. *Fluvicola nengeta* (Linnaeus, 1766): Novo registro para a avifauna do Parque Nacional das Emas, Brasil. **Ornithologia**, v. 5, n. 2, p. 115–117, 2013.

- BESSA, R. [WA78694, *Attila phoenicurus* Pelzeln, 1868]. **Wiki Aves**: A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/78694>> Acesso em: 02 Jul 2016.
- BIANCALANA, R. N. et al. Range extensions and breeding biology observations of the Sooty Swift (*Cypseloides fumigatus*) in the states of Bahia, Goiás, Minas Gerais and Tocantins. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 20, n. 2, p. 87–92, 2012.
- BIERREGAARD JR, R. O; CHRISTIE, D. A; KIRWAN, G. M. Grey-bellied Goshawk (*Accipiter poliogaster*). In: Hoyo, J; et al (Eds.). **Handbook of the Birds of the World Alive**, 2015. Disponível em: <<http://www.hbw.com/node/53041>>. Acesso em: 15 jun. 2015.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. Threatened Species. Disponível em: <<http://www.birdlife.org/datazone/species>>, 2015. Acesso em: 18 ago. 2015.
- BISPO, A. A.; SCHERER-NETO, P. Taxocenose de aves em um remanescente da Floresta com Araucária no sudeste do Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 121–130, 2010.
- BLAMIRE, D. et al. Ocorrência de *Columbina picui strepitans* Spix, 1825 na região de Mambaí, nordeste do Estado de Goiás, Brasil (Columbiformes, Columbidae). **Ararajuba**, v. 10, n. 1, p. 99–100, 2002.
- BLAMIRE, D. et al. Habitat use and deconstruction of richness patterns in Cerrado birds. **Acta Oecologica**, v. 33, n. 1, p. 97–104, 2008.
- BRASIL. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 dez. 2014. Seção 1, p. 121.
- BÜNDGEN, R.; KIRWAN, G. M. Blue-chinned Emerald (*Chlorostilbon notatus*). In: DEL HOYO, J. et al. (eds.). **Handbook of the Birds of the World Alive**. Barcelona, Lynx Edicions, 2013. Disponível em: <<http://www.hbw.com/node/55435>>. Acesso em: 17 jun. 2015.
- CANDIA-GALLARDO, C. E.; SILVEIRA, L. F.; KUNIY, A. A. A new population of the Cone-billed Tanager *Conothraupis mesoleuca*, with information on the biology, behaviour and type locality of the species. **Bird Conservation International**, v. 20, n. 2, p. 149–160, 2010.
- CARDOSO, M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal. **Acta Geográfica**, v. 8, n. 16, p. 40–55, 2014.

- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Listas das aves do Brasil, 2014. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 02 jun. 2014.
- CLOCK, B. Eared Pygmy-tyrant (*Myiornis auricularis*). In: DEL HOYO, J. et al. (Eds.), 2016. **Handbook of the Birds of the World Alive**. Barcelona, Lynx Edicions. Disponível em: <<http://www.hbw.com/node/57254>>. Acesso em 12 jul 2016.
- COLLAR, N. J. et al. **Threatened birds of the Americas**: the ICBP/IUCN Red Data Book. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 1992.
- CURCINO, A. **Avifauna em áreas de mineração: diversidade e conservação em Niquelândia e Barro Alto - GO**. 2011. 107 f. Tese de Doutorado - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.
- CURCINO, A.; DE SANT'ANA, C. E. R.; HEMING, N. M. Comparação de três comunidades de aves na região de Niquelândia, GO. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 4, p. 574–584, 2007.
- CURCINO, A.; FERABOLI, A. Primeiro registro de *Cyanoloxia moesta* (Hartlaub, 1853) (Aves, Cardinalidae) para o estado de Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 18, n. 2, p. 136–137, 2010.
- DEVELEY, P. F.; PONGILUPPI, T. Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 43–45, 2010.
- DONATELLI, R. J.; COSTA, T. V. V.; FERREIRA, C. D. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 1, p. 97–114, 2004.
- DONATELLI, R. J. et al. Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes no interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 362–375, 2007.
- DORNAS, T. et al. Ocorrências da Arara-azul-grande (*Anodorhynchus hyacinthinus*) no Estado do Tocantins: distribuição, implicações biogeográficas e conservação. **Ornithologia**, v. 6, n. 1, p. 22–35, 2013.
- FERREIRA, A. A. et al. Ocorrência de *Laniisoma elegans* (Passeriformes: Tityridae) no estado de Goiás. **Atualidades Ornitológicas**, v. 156, p. 9, 2010.
- FERREIRA, M. E. et al. Considerations about the land use and conversion trends in the savanna environments of Central Brazil under a geomorphological perspective. **Journal of Land Use Science**, v. 23, p. 1–15, 2013.

- FILHO, R. A. **Plano de manejo da Reserva Natural Serra do Tombador, Cavalcante –Goiás**. Curitiba, Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, 2011.
- GALINA, A. B.; GIMENES, M. R. Riqueza, composição e distribuição espacial da comunidade de aves em um fragmento florestal urbano em Maringá, Norte do Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 28, n. 4, p. 379–388, 2006.
- GOIÁS (Estado). Instituto Mauro Borges. Microrregião do IBGE – Sudoeste de Goiás. Disponível em: <http://www.imb.go.gov.br/down/mapas/microrregioes%20-%20ibge/microrregiao_do_sudoeste_de_goiias.pdf>. Acesso em: 19 out. 2015.
- GOMES, H. B. Levantamento de Avifauna. In: **Estudo Integrado da Bacia Hidrográfica do Rio das Almas**. Brasília: Ambientare Soluções Ambientais Ltda. & BBM Consultoria Ambiental, 2008. p. 259-288.
- GUZZI, A.; FAVRETTO, M. A. Composição da avifauna de um remanescente florestal nas margens do rio Chapecozinho, Santa Catarina, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 9, n. 3, p. 134–146, 2014.
- GWYNNE, J. A. et al. **Aves do Brasil: Pantanal & Cerrado**. São Paulo: Editora Horizonte, 2010.
- HASS, A. **Efeitos da criação do reservatório da UHE Serra da Mesa (Goiás) sobre a comunidade de aves**. 2002. 144 f. Tese de Doutorado - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.
- HASS, A. Levantamento de avifauna do Parque Nacional das Emas. (Encarte 3). In: SCARDUA, F. P. (coord.). **Plano de Manejo do Parque Nacional das Emas**. Brasília: Ibama/MMA, 2004. p. 46-61.
- HIDASI, J. **Aves de Goiás**. Goiânia: Editora da UCG, 2007.
- HIDASI, J. **Aves do Brasil Central**. Goiânia, Editora da PUC Goiás, 2011.
- HIDASI, J.; MENDONÇA, L. G. A.; BLAMIREs, D. Primeiro registro documentado de *Celeus obrieni* (Picidae) para o estado de Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 16, n. 4, p. 373–375, 2008.
- HINKELMANN, C.; BOESMAN, P.; KIRWAN, G. M. Rufous-breasted Hermit (*Glaucis hirsutus*). In: DEL HOYO, J. et al. (Eds.), 2015. **Handbook of the Birds of the World Alive**. Barcelona, Lynx Edicions. Disponível em: <<http://www.hbw.com/node/55350>>. Acesso em 24 jun. 2015.
- JULIANO, R. F. et al. A avifauna urbana como bioindicadora de qualidade ambiental na cidade de Morrinhos/Goiás. In: PESQUERO, M. A.; SILVA, M. V. (orgs.).

Caminhos Interdisciplinares pelo Ambiente, História e Ensino: o Sul Goiano no contexto. Uberlândia: Assis Editora, 2012. p. 67-85.

- JULLIEN, M.; THIOLLAY, J. M. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. **Journal of Biogeography**, v. 23, n. 1, p. 7–25, 1996.
- KIRWAN, G. M. The range of the Pin-tailed Manakin *Ilicura militaris* extends to central Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 16, n. 3, p. 260–261, 2008.
- KIRWAN, G. M.; WHITTAKER, A.; ZIMMER, K. J. Interesting bird records from the Araguaia River Valley, central Brazil, with comments on conservation, distribution and taxonomy. **Bulletin British Ornithologists' Club**, v. 135, n. 1, p. 21–60, 2015.
- LEES, A. C. First records of Chestnutheaded Tanager *Pyrhocomma ruficeps* from Goiás, central Brazil. **Cotinga**, v. 35, p. 97–98, 2013.
- LEES, A. C.; MARTIN, R. W. Exposing hidden endemism in a Neotropical forest raptor using citizen science. **Ibis**, v. 157, n. 1, p. 103–114, 2014.
- LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. Recursos Hídricos do Bioma Cerrado: importância e situação. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília, EMBRAPA, 2008. p. 89-106.
- LIMA, P. C. A. DE; FRANCO, J. L. D. A. As RPPNs como estratégia para a conservação da biodiversidade: o caso da Chapada dos Veadeiros. **Sociedade & Natureza**, v. 26, n. 1, p. 113–125, 2014.
- MACEDO, R. H. F. The avifauna: ecology, biogeography, and behaviour. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The Cerrados of Brazil**. New York, Columbia University Press, 2002. p. 242–263.
- MALACCO, G. [WA657120, *Sclerurus scansor* (Ménétrières, 1835)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/657120>>. Acesso em: 02 jul. 2016(a).
- MALACCO, G. [WA658702, *Myiornis auricularis* (Vieillot, 1818)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/658702>>. Acesso em: 02 jul. 2016(b).
- MARINI, M. Â. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. **Bird Conservation International**, v. 11, n. 1, p. 13–25, 2001.

- MARINI, M. Â.; GARCIA, F. I. Conservação de aves no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 95–102, 2005.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (eds.). **Biodiversity Hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2011. p. 3-22.
- 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. 1–18, 2015.
- MOTTA-JUNIOR, J. C. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. **Ararajuba**, v. 1, n. 65, p. 71, 1990.
- MUNN, C. A.; THOMSEN, J.B.; YAMASHITA, C. The Hyacinth Macaw. In: CHANDLER, W. J. (Ed). **Audubon Wildlife Report 1989/1990**. New York: Academic Press, 1990. p. 405-419.
- NATURAL History Museum of Los Angeles County. LACM Vertebrate Collection. Disponível em: <<http://www.gbif.org/occurrence/657088988>>. Acesso em: 07 out. 2015(a).
- NATURAL History Museum of Los Angeles County. LACM Vertebrate Collection. Disponível em: <<http://www.gbif.org/occurrence/657096503>>. Acesso em: 02 jul. 2016(b).
- NATURAL History Museum of Los Angeles County. LACM Vertebrate Collection. Disponível em: <<http://www.gbif.org/occurrence/657096500>>. Acesso em: 02 jul. 2016(c).
- NATURAL History Museum of Los Angeles County. LACM Vertebrate Collection. Disponível em: <<http://www.gbif.org/occurrence/657096867>>. Acesso em: 07 out. 2015(d).
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. A study of the origin of central brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburg Journal of Botany**, v. 52, n. 2, p. 141–194, 1995.
- PACHECO, J. F.; OLMOS, F. As Aves do Tocantins 1: Região Sudeste. **Revista Brasileira de Ornitologia**, São Paulo, v. 14, n. 2, p. 85-100, 2006.

- PARKER III, T. A.; STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W. Ecological and distributional databases. In: STOTZ, D.F. et al. (Eds.). **Neotropical birds**: ecology and conservation. Chicago: University of Chicago, 1996.
- PEREIRA, K. D. DE L.; SILVA, R. DA. Levantamento da avifauna da área urbana de Anápolis, Goiás. **Ensaio e Ciência**, v. 13, n. 2, p. 33–46, 2009.
- PINTO, O. M. O. Contribuição à ornithologia de Goyaz: notas críticas sobre uma collecção de aves feita no sul do estado. **Revista do Museu Paulista**, v. 20, p. 1-171, 1936.
- PIRATELLI, A.; BLAKE, J. G. Bird communities of the southeastern Cerrado Region , Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 17, p. 213–225, 2006.
- PIZO, M. A. A conservação das aves frugívoras. In: ALBUQUERQUE, J. L. B. et al. (eds.). **Ornitologia e conservação**: da ciência às estratégias. Tubarão: Editora Unisul, 2001. p.49-59.
- REMSEN, J.V., Jr. Rufous-breasted Leaf-tosser (*Sclerurus scansor*). In: DEL HOYO, J. et al. (Eds.), 2016. **Handbook of the Birds of the World Alive**. Barcelona, Lynx Edicions. Disponível em: <<http://www.hbw.com/node/56585>>. Acesso em 12 jul 2016.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado**: Ecologia e Flora. Brasília, EMBRAPA, 2008. p. 151-199.
- RISING, J.; JARAMILLO, A. Sooty Grassquit (*Tiaris fuliginosus*). In: DEL HOYO, J. et al. (Eds.). **Handbook of the Birds of the World Alive**. Barcelona, Lynx Edicions, 2014. Disponível em: <<http://www.hbw.com/node/62155>>. Acesso em: 17 jun. 2015.
- SANO, E. E. et al. **Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal, Bioma Cerrado**: Ano-Base 2002. Brasília, MMA/SBF, 2010(a). p. 96.
- SANO, E. E. et al. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, p. 113–124, 2010(b).
- SEAGRO. Atualização do mapa de uso da terra e cobertura vegetal de Goiás. Disponível em: <<http://www.sieg.go.gov.br>>. Acesso em: 18 ago. 2015.
- SERPA, G. A. et al. Range extension of the known distribution of the Black-backed Grosbeak, *Pheucticus aureoventris* (Passeriformes: Cardinalidae) in Brazil, with the first records for the states of Rondônia, Amazonas and Goiás. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 22, n. 1, p. 38–41, 2014.

- SHORT, L. L.; KIRWAN, G. M. Lettered Araçari (*Pteroglossus inscriptus*). In: DEL HOYO, J. et al. (eds.). **Handbook of the Birds of the World Alive**. Barcelona, Lynx Edicions, 2014. Disponível em: <<http://www.hbw.com/node/56088>>. Acesso em: 17 jun. 2015.
- SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.
- SILVA, J. M. C. Avian inventory of the Cerrado Region, South America : implications for biological conservation. **Bird Conservation International**, v. 5, p. 291–304, 1995(a).
- SILVA, J. M. C. Birds of the Cerrado Region, South America. **Steenstrupia**, v. 21, p. 69–92, 1995(b).
- SILVA, J. M. C. Distribution of Amazonian and Atlantic Birds in gallery forests of the Cerrado Region, South America. **Ornitologia Neotropical**, v. 7, n. 1, p. 1–18, 1996.
- SILVA, J. M. C. DA. Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, p. 435–450, 1997.
- SILVA, J. M. C.; SANTOS, M. P. D. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Orgs.). **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 219-233.
- SILVA, F. A. M.; ASSAD, E. D.; EVANGELISTA, B. A. Caracterização climática do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília, EMBRAPA, 2008. p. 69-88.
- SILVA, E. B. DA et al. A expansão da fronteira agrícola e a mudança de uso e cobertura da terra no centro-sul de Goiás , entre 1975 e 2010. **Ateliê Geográfico**, v. 7, n. 2, p. 116–138, 2013.
- SILVA JR, N. J.; SILVA, H. L. R.; COSTA, M. C.; BUONONATO, M. A.; TONIAL, M. L. S.; RIBEIRO, R. S.; PESSOA, A. M. Avaliação preliminar da fauna silvestre terrestre do Vale do Rio Caiapó, Goiás: implicações para a conservação da biodiversidade regional. **Estudos Goiânia**, v. 34, p. 1057-1094, 2007.
- SILVEIRA, L. F.; SOARES, E. S.; BIANCHI, C. A. **Plano de Ação Nacional para a conservação dos Galliformes ameaçados de extinção** (acaruãs, jacus, jacutingas, mutuns e urus). Brasília, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2008.

- STOTZ, B. F. et al. **Neotropical birds: Ecology and Conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996.
- STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O. Use of Amazonian Forest Fragments by Understory Insectivorous Birds. **Ecology**, v. 76, n. 8, p. 2429–2445, 1995.
- STRATFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. Local Extinctions of Terrestrial Insectivorous Birds in a Fragmented Landscape near Manaus, Brazil. **Conservation Biology**, v. 13, n. 6, p. 1416–1423, 1999.
- TERBORGH, J. et al. Structure and organization of an amazonian forest bird community. **Ecological Monographs**, v. 60, n. 2, p. 213–238, 1990.
- THOMAS, B. T. Family Opisthocomidae (Hoatzin). In: DEL HOYO J., ELLIOT, A.; CHRISTIE, D. (Ed.). **Handbook of the birds of the world** (Vol. 3: Hoatzin to Auks). Barcelona: Lynx Editions, 1996. p. 24–32.
- TUBELIS, D. P. Veredas and their use by birds in the Cerrado, South America: a review. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 363–374, 2009.
- VALLE, N. C. **Estrutura da comunidade de aves em áreas de Cerrado na Sub-bacia do Ribeirão João Leite, Goiás, Brasil**. 2010. 49 f. Dissertação de Mestrado – Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2006.
- VALLEJOS, M. A. V.; DECONTO, L. R. *Phylloscartes roquettei* em Goiás: notas biológicas, biogeográficas e conservacionistas. **Atualidades Ornitológicas**, v. 179, p. 33–37, 2014.
- VELLIARD, J. M. E. et al. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: MATTER, S. V. et al. (orgs.) **Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. p. 47-60.
- WALTHER, B. Rufous-tailed Attila (*Attila phoenicurus*). In: DEL HOYO, J. et al. (Eds.), 2016. **Handbook of the Birds of the World Alive**. Barcelona, Lynx Edicions. Disponível em: <<http://www.hbw.com/node/57521>>. Acesso em 12 jul 2016.
- WIKIAVES. A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com.br>>. Acesso em: 18 out. 2015.
- WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1, p. 1–25, 1979.
- ZIMMER, K.; ISLER, M. L. Glossy Antshrike (*Sakesphorus luctuosus*). In: DEL HOYO, J. et al. (eds.). **Handbook of the Birds of the World Alive**. Barcelona, Lynx

Edicions, 2014. Disponível em: <<http://www.hbw.com/node/56660>>. Acesso em: 15 jul. 2015.

CAPÍTULO 2

EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO E DA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL SOBRE A AVIFAUNA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS NO CERRADO

SHAYANA DE JESUS¹, ARTHUR ÂNGELO BISPO² e WAGNER ANDRÉ PEDRO³

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Estadual Paulista 'Júlio de Mesquita Filho'/ TheMetaLand: Laboratório de Ecologia Teórica, Metacomunidades e Ecologia de Paisagem, Universidade Federal de Goiás, CEP 74690970, Caixa Postal 24265, Goiânia, GO, Brasil.

²Curso Educação Intercultural da Universidade Federal de Goiás, Universidade Federal de Goiás/ Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação/ TheMetaLand: Laboratório de Ecologia Teórica, Metacomunidades e Ecologia de Paisagem, UFG, CEP 74690970, Caixa Postal 24265, Goiânia, GO, Brasil.

³Universidade Estadual Paulista 'Júlio de Mesquita Filho' – FMVA/UNESP – Araçatuba, Rua Clóvis Pestana 793, 16050-680, Araçatuba, SP, Brasil.

RESUMO

As aves podem responder ao processo de fragmentação de habitat em diferentes escalas e de formas distintas, conforme seus requerimentos ecológicos e percepções da paisagem. O objetivo deste estudo foi verificar como a fragmentação florestal influencia a riqueza específica e a riqueza de grupos funcionais de aves em diferentes escalas (escala da paisagem e escala do fragmento). Foram amostrados 17 fragmentos florestais situados ao longo do Estado de Goiás, com tamanho de área entre 92 e 537 ha. As comunidades de aves foram amostradas em duas estações, seca e chuvosa, através de capturas com redes de neblina, pontos de escuta e de registros auditivos e visuais obtidos ocasionalmente. Na escala da paisagem foram utilizadas regressões lineares simples para determinar a relação entre a riqueza específica e riqueza dos grupos funcionais, e a heterogeneidade da paisagem (considerada como o desvio padrão do NDVI para o raio de 5 km), enquanto a regressão *ridge* foi empregada para determinar a relação entre a riqueza específica e a riqueza dos grupos funcionais e a quantidade de área florestal (CAf), quantidade de área de cerrado (CAc) e quantidade de área total (CA_t = CAf + CAc) na paisagem, em

diferentes raios (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10 km). Na escala do fragmento a relação entre a riqueza específica e riqueza dos grupos funcionais e as variáveis ambientais dos fragmentos (área e heterogeneidade do fragmento) foram determinadas através de regressões lineares simples. Na escala da paisagem, as métricas CAf, CAc e CA_t não apresentaram correlação com os grupos funcionais nem com a riqueza específica, para nenhum dos raios analisados. A heterogeneidade ambiental na escala da paisagem também não apresentou correlação com a riqueza específica, e nem com a os grupos funcionais. Na escala do fragmento, o grupo dos nectarívoros foi positivamente correlacionado com a área, enquanto a riqueza específica, a riqueza de espécies semidependentes florestais e a riqueza de espécies de solo foram positivamente correlacionadas com a heterogeneidade ambiental do fragmento. Portanto, apenas variáveis locais tiveram efeitos sobre a riqueza específica e a riqueza dos grupos funcionais. Esta relação mais forte das comunidades de aves com fatores locais pode ser explicada pela maior heterogeneidade ambiental dos fragmentos do Cerrado, propiciada pelo contato com fitofisionomias adjacentes. Desta forma, ressalta-se que a manutenção do mosaico vegetacional natural presente no bioma Cerrado é essencial para garantir a heterogeneidade ambiental necessária para a conservação da avifauna florestal.

PALAVRAS-CHAVE: aves, riqueza específica, grupos funcionais, quantidade de habitat, NDVI

ABSTRACT

Birds may respond to habitat fragmentation process at different scales and in different ways, according to their ecological requirements and landscape perceptions. The objective of this study was to examine how forest fragmentation influences Bird species and functional groups richness at different scales (landscape and fragment scales). Sampling of seventeen forest fragments was carried out throughout the State of Goiás. The fragment areas ranged in size from 92 to 537 ha. Bird communities were sampled during the dry and rainy seasons using mist-nets, the point-count method and random audio-visual recordings. At the landscape scale, simple linear regressions were performed to determine the relationship between species richness, functional group richness, and landscape heterogeneity (considered as the standard deviation of the NDVI with a 5-km radius). A *ridge* regression was performed in order to evaluate the relationship between species richness, functional group richness, the amount of

forested area (CAf), the amount of cerrado area (CAc), and the total area (CA_t = CAf + CAc) at different radii (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, e 10 km). At the fragment scale, the relationship between species richness, functional group richness and the environmental variables of the fragments (area and heterogeneity) were calculated through simple linear regressions. Functional group and species richness were not correlated with the CAc and CA_t metrics at any of the analyzed radii. At the landscape scale, species and functional group richness showed no correlation with environmental heterogeneity. The nectar-feeding group was positively correlated with area, while the species richness, richness of forest semi-dependent species and richness of ground dwelling species were positively correlated with environmental heterogeneity of the fragment. Therefore, only local variables seem to have an effect on species and functional group richness. This stronger relationship between bird communities and local factors can be explained by the greater environmental heterogeneity of the Cerrado fragments, due to their contact with adjacent vegetation types. Thus, the maintenance of the natural vegetation mosaic present in the Cerrado ensures environmental heterogeneity, which is essential to the conservation of forest birds.

KEY-WORDS: birds, species richness, functional groups, habitat amount, NDVI

INTRODUÇÃO

Os efeitos da fragmentação de habitat podem ser muito diferentes entre as espécies (e.g., Thiollay 1997, Uezu *et al.* 2005, 2006, Lees & Peres 2008). Uma maneira bastante útil de compreender como certas características das espécies estão associadas com a sua sensibilidade à redução e fragmentação do habitat é classificá-las em grupos funcionais com base nos seus requerimentos ecológicos (Uezu 2006, Uezu & Metzger 2011). Tal classificação pode ter grande valor para conservação, pois através da identificação dos grupos mais vulneráveis à fragmentação podem ser propostas medidas de manejo da paisagem visando beneficiar tais grupos, e também podem ser identificadas quais áreas são prioritárias para a conservação e quais medidas de manejo são mais adequadas em diferentes situações (Uezu & Metzger 2011).

A categorização das espécies em grupos funcionais pode seguir um ou mais critérios. Um critério frequentemente utilizado para as aves é o agrupamento das

espécies em guildas tróficas, definidas em função do uso do recurso alimentar (carnívoros, insetívoros, frugívoros, onívoros, nectarívoros, etc.) (e.g., Martins 2007, Clough *et al.* 2009, Banks-Leite *et al.* 2010). No entanto, muitos estudos com comunidades de aves (e.g., Willis 1979, Aleixo 1999, Antunes 2005, Antunes *et al.* 2011, Bispo 2010) optam pelo uso de grupos formados através da combinação de dois ou mais critérios, por exemplo, o uso de recurso alimentar, o estrato preferencial de forrageio (solo, sub-bosque, estrato intermediário, dossel) e/ ou a distribuição espacial das espécies conforme suas preferências de habitat (borda de mata, espaço aéreo, interior florestal, etc). Assim, são formados grupos “mistos” tais como “insetívoros de sub-bosque”, “frugívoros de dossel”, “granívoros de borda”, dentre outros.

Além da classificação em guildas tróficas ou em grupos “mistos” formados por diferentes critérios, outro atributo que pode ser usado para organizar as aves em grupos funcionais é a dependência de ambientes florestais (e.g., Ribon 2003, Araújo *et al.* 2006, Roma 2006, Martins 2007, Lees & Peres 2008, Bispo 2010). Cada grupo organizado de acordo com este critério, por sua vez, também poderá responder de forma distinta ao processo de fragmentação. Por exemplo, aves dependentes de áreas florestais podem figurar entre as mais afetadas negativamente pela perda e fragmentação de habitat (Uezu & Metzger 2011).

As diferentes espécies e grupos funcionais diferem em suas respostas e na sua sensibilidade à fragmentação florestal porque suas percepções da paisagem ou matriz circundante podem ser muito distintas (Wiens 1994, Uezu *et al.* 2005, Lees & Peres 2008, Hansbauer *et al.* 2010) em função de suas capacidades de deslocamento através da paisagem, de suas exigências de habitats específicos e de suas interações com outras espécies (Metzger 2001). Para algumas espécies ou grupos funcionais que ocupam determinado fragmento, mesmo que a matriz circundante seja estruturalmente diferente do ambiente florestal, ela não é considerada inóspita, pois tais espécies ou grupos são capazes de se mover ou de utilizar estas áreas (Antongiovanni & Metzger 2005, Castellón & Sieving 2006, Hansbauer *et al.* 2010). No entanto, para outras espécies ou grupos dentro de um fragmento florestal, uma matriz antrópica pode funcionar como uma barreira efetiva (Laurance & Gomez 2005, Uezu *et al.* 2005, Stouffer *et al.* 2006), impedindo a dispersão para fragmentos mais próximos.

A composição e a estruturação das comunidades de aves em fragmentos florestais podem ser influenciadas tanto por fatores locais (e.g., pela diversidade

florística ou pela complexidade estrutural do fragmento), quanto por fatores em uma escala mais ampla, em nível de paisagem (e.g., por parâmetros da paisagem, como a porcentagem de cobertura florestal, a agregação da vegetação e a heterogeneidade ambiental) (e.g., Cleary *et al.* 2005, Clough *et al.* 2009, Bispo 2010, Galitsky & Lawler 2015). E a influência desses fatores, em diferentes escalas, pode diferir entre os grupos funcionais. Desta forma, alguns grupos funcionais poderão responder à fragmentação apenas na escala do fragmento, alguns apenas na escala de paisagem e outros poderão ser afetados em ambas as escalas, dependendo da percepção que cada grupo possui da paisagem de entorno.

Assim, o objetivo deste estudo foi verificar como a fragmentação florestal influencia a comunidade de aves em fragmentos florestais no Cerrado goiano em diferentes escalas (escala da paisagem e escala do fragmento). Especificamente o estudo visou: (1) avaliar os efeitos da quantidade de área natural na paisagem e da heterogeneidade ambiental da paisagem sobre a riqueza específica e sobre a riqueza dos grupos funcionais; e (2) avaliar o efeito do tamanho do fragmento e da heterogeneidade ambiental do fragmento sobre a riqueza específica e sobre a riqueza dos grupos funcionais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O trabalho foi desenvolvido em 17 fragmentos florestais situados ao longo do Estado de Goiás, região Centro-oeste do Brasil (Tabela 1). Os fragmentos, amplamente distribuídos pelo Estado, possuem tamanho de área entre 92 e 537 ha e estão situados em altitudes variando de 245 a 590 metros (Tabela 1). Dois fragmentos estão localizados em unidades de conservação, um deles na Floresta Nacional de Silvânia (C11) e outro no Parque Nacional das Emas (S15), e todos os demais situam-se em propriedades privadas.

O clima da região é considerado tropical seco-úmido, segundo a classificação de Strahler (Ayoade 2012), caracterizado por invernos secos e verões chuvosos (Ribeiro & Walter 2008). A estação chuvosa estende-se de outubro a abril, enquanto a seca estende-se de maio a setembro (Lima & Silva 2008). A temperatura média

anual está em torno de 23,4°C, enquanto a precipitação anual média é cerca de 1500 mm (Silva *et al.* 2008, Cardoso *et al.* 2014).

A região de estudo é recoberta pelo segundo maior bioma brasileiro, o Cerrado, que se destaca como o bioma sul americano com a maior diversidade de contatos biogeográficos com biomas muito distintos, possuindo limites ao norte com a Amazônia, a nordeste com a Caatinga, a leste e sudeste com a Floresta Atlântica e a sudoeste com o Chaco e o Pantanal (Silva & Santos 2005). No Cerrado são encontradas 11 fitofisionomias gerais, sendo quatro formações florestais, quatro savânicas e três campestres (Ribeiro & Walter 2008).

O estado de Goiás segue um ritmo acelerado de devastação (Sano *et al.* 2010a,b, Ferreira *et al.* 2013, Silva *et al.* 2013). Um levantamento das classes de cobertura vegetal natural e antrópica do Cerrado goiano baseado no ano de 2011 revelou que cerca de 65% do estado apresenta cobertura antrópica (SEAGRO 2015).

Tabela 1. Fragmentos florestais amostrados e respectivos municípios, coordenadas geográficas e área (em hectares). Os fragmentos são identificados com as siglas iniciais das regiões do estado (W: oeste; E: leste; C: central; S: sul).

Fragmentos	Municípios	Latitude	Longitude	Área
W1	São Miguel do Araguaia	-13.3741	-50.0372	92.31
W2	São Miguel do Araguaia	-13.4769	50.2434	352.99
W3	Aruanã	-14.5830	-50.8784	102.05
W4	Nova Crixás	-14.5562	-50.4558	138.68
C5	Barro Alto	-15.1017	-48.978	537.37
C6	Goianésia	-15.5454	-49.2237	114.72
C7	Pirenópolis	-15.8920	-48.9376	144.11
C8	Petrolina de Goiás	-16.1669	-49.3605	253.83
C9	Moiporá	-16.5110	-50.6581	222.53
E10	Luziânia	-16.5717	-48.2145	174.39
C11	Silvânia	-16.6318	-48.6669	142.92
C12	Silvânia	-16.6987	-48.6176	109.68
C13	Palmeiras de Goiás	-16.8221	-49.7828	107.12
C14	Guapó	-16.9660	-49.5351	196.48
S15	Mineiros	-17.9065	-52.9835	102.26
S16	Catalão	-18.0461	-47.7186	196.85
S17	Catalão	-18.1352	-48.0136	252.10

Seleção dos fragmentos estudados

Foram selecionados 17 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual com a finalidade de avaliarmos a relação da variação da composição e disposição dos elementos da paisagem sobre as comunidades de aves dessas manchas.

Para a seleção dos fragmentos, foram separados todos os fragmentos florestais com tamanho entre 90 e 500 ha no estado de Goiás, utilizando o mapa de vegetação disponível no *site* do Ministério do Meio Ambiente (MMA 2012). Em seguida, foram selecionados 50% daqueles fragmentos com maior índice de circularidade. Tal seleção foi feita para evitar uma variação no efeito de borda, o que poderia aumentar o ruído nas medidas de diversidade.

Dos fragmentos selecionados foi escolhida a combinação dos 17 fragmentos estudados (Tabela 1). Tal combinação foi feita de forma a maximizar a variação na quantidade de área remanescente e na conectividade da paisagem de entorno, buscando a maior heterogeneidade possível, em termos de fragmentação, nesses fragmentos.

Análise da paisagem

O mapa de vegetação foi obtido através da classificação supervisionada de imagens de satélite Landsat 8 (resolução de 30 m; bandas 5, 4 e 3). Esta imagem foi obtida no ano de 2013, portanto dentro do período no qual foram feitas as amostragens em campo. A classificação foi feita na escala 1:25.000, sendo mapeadas as seguintes classes: Floresta, Cerrado, Meio Antrópico e Água. Para o cálculo das métricas da paisagem, foram consideradas três categorias: Floresta, Cerrado e não-floresta. Na classificação, não foi possível distinguir entre as diferentes formações florestais do Cerrado (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão), e nem entre diferentes fitofisionomias savânicas e campestres. Desta forma, a categoria Floresta inclui todas as formações florestais existentes no Bioma, enquanto a categoria Cerrado inclui todas as demais fitofisionomias, sejam elas savânicas ou campestres.

Para avaliar a paisagem de entorno, inicialmente foram estabelecidas diferentes distâncias de raios (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10 km) a partir do centro dos fragmentos florestais. A partir do mapa gerado, diferentes métricas da paisagem foram

calculadas no programa Fragstats 4.2 (McGarigal & Marks 1995). Posteriormente, uma análise de componentes principais (PCA) revelou que as métricas da paisagem calculadas (um total de 32 métricas) apresentaram colinearidade muito alta. Assim, optou-se pela escolha de apenas uma métrica, a quantidade de área (CA) natural na paisagem. Trata-se de uma métrica de composição da paisagem, ou seja, uma métrica que engloba a variedade e a abundância de tipos de manchas na paisagem, sem considerar a posição e localização dessas manchas (Couto 2004, Casimiro 2009). Esta métrica foi escolhida porque diversos estudos mostram que a perda de habitat na paisagem tem um efeito muito maior do que a fragmentação *per se* sobre as medidas de biodiversidade (Fahrig 2003), e que a quantidade ou a porcentagem de área de habitat na paisagem podem afetar a riqueza de espécies (*e.g.*, Pearson 1993, Findlay & Houlihan 1997, Bispo 2010, Smith *et al.* 2011, Bernardo 2012, Martensen *et al.* 2012).

Também foi calculado o índice de vegetação NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), a partir das imagens de satélite Landsat 8. O NDVI é um dos índices de vegetação baseados nas técnicas de sensoriamento remoto mais extensivamente utilizados, e indica a presença e atividade fotossintética da vegetação verde, separando áreas de vegetação de outras coberturas de solo (Parviainen *et al.* 2010).

Para o cálculo do NDVI foi utilizada a seguinte equação:

$$NDVI = (NIR - R)/(NIR + R),$$

Na equação acima, *NIR* corresponde ao valor da reflectância na região do infravermelho próximo (banda 4), enquanto *R* é o valor de reflectância na região do vermelho (banda 3) do espectro eletromagnético. Os valores do índice NDVI variam entre -1 e 1, com valores negativos indicando a presença de água, valores próximos a zero representando rochas e solo exposto, e valores próximos a 1 indicando a presença de cobertura vegetal.

O desvio padrão do NDVI em torno de cada fragmento foi utilizado como uma medida de heterogeneidade ambiental da paisagem, já que este tem sido utilizado em outros estudos para indicar a heterogeneidade de habitat (*e.g.*, Riera *et al.* 1998, Seto *et al.* 2004, Bacaro *et al.* 2011, Côrrea *et al.* 2011, St-Louis *et al.* 2014). Áreas que apresentam elevados valores de desvio padrão do NDVI podem indicar alta

heterogeneidade por se tratarem de locais onde a cobertura densa da vegetação se alterna com locais de vegetação esparsa, ou de ambientes com diferentes estágios sucessionais de vegetação (Parviainen *et al.* 2010).

O cálculo do NDVI foi efetuado apenas para o raio de 5 km em torno dos fragmentos florestais. Em paisagens temperadas, os efeitos da paisagem sobre a avifauna são frequentemente analisados em escalas menores, muitas vezes iguais ou inferiores a 1 km (*e.g.*, Pearson 1993, Robles 2010, Galisty & Lawler 2015). Tal escolha pode ser baseada no tamanho de território das espécies encontradas naquelas paisagens (*e.g.*, Galisty & Lawler 2015) e, portanto, provavelmente não é adequada para as aves tropicais. Bispo (2010), por exemplo, ao estudar comunidades de aves em fragmentos florestais no sudeste do Brasil, encontrou um maior número de relações com os grupos funcionais de aves para o raio de 5 km. No bioma Cerrado, a distribuição fragmentada dos habitats naturais pode favorecer os movimentos de algumas espécies de aves, que se deslocam entre as diferentes fitofisionomias existentes na paisagem para obter recursos sazonalmente disponíveis (Cavalcanti 1992, Lins 1994, Tubelis & Cavalcanti 2001, Piratelli & Blake 2006). Portanto, considerando a mobilidade das aves do Cerrado, pode-se inferir que a escala de 5 km é apropriada para as análises aqui efetuadas.

Análise dos fragmentos florestais

Foram calculados o índice de vegetação NDVI de cada fragmento, a partir das imagens de satélite Landsat 8, e a área de cada fragmento, a partir do mapa de vegetação obtido por meio da classificação supervisionada destas imagens. O cálculo do NDVI foi efetuado no programa ArcGis 10.1, enquanto o cálculo da área foi realizado no programa Fragstats 4.2 (McGarigal & Marks 1995). O desvio padrão do NDVI serviu como uma medida de heterogeneidade ambiental dos fragmentos.

Amostragem das comunidades de aves

As amostragens nos fragmentos foram realizadas em duas estações, seca e chuvosa, compreendendo um período de 15 horas por estação em cada fragmento,

resultando em 510 horas de esforço amostral. As amostragens, realizadas durante três dias consecutivos por estação em cada fragmento, sempre se iniciavam no nascer do sol, estendendo-se até 5 h depois.

Em cada fragmento foram montadas 20 redes de neblina, com 12 m de comprimento por 2,5 de largura. As redes foram instaladas ao longo de trilhas abertas no interior da mata, sendo revisadas a cada 30 minutos. As aves capturadas eram cuidadosamente retiradas das redes e transportadas em sacos de pano, sendo posteriormente identificadas e sexadas, e os seus dados bionômicos eram registrados. Em seguida, eram marcadas com anilhas metálicas fornecidas pelo Centro Nacional para a Conservação de Aves Silvestres – CEMAVE, e fotografadas. Após este processo ocorria a soltura dos indivíduos no local de captura.

Em ambientes com fitofisionomias mais complexas em estrutura, como é o caso das florestas, é recomendável associar diferentes métodos visando caracterizar melhor a comunidade quanto à composição específica (Karr 1981). Assim, visando complementar o método de captura com redes ornitológicas, foi realizada uma amostragem qualitativa pelo método de pontos de escuta, seguindo os procedimentos recomendados por Vielliard *et al.* (2010). Em cada fragmento foram estabelecidos seis pontos, com distância mínima de 200 m entre eles. As sessões de observação, em cada ponto, tinham duração de 20 minutos.

Adicionalmente aos registros obtidos através das metodologias de amostragem descritas acima, foram considerados também os registros auditivos e os encontros visuais feitos durante as revisões das redes e nos intervalos das mesmas, e durante o deslocamento entre os pontos de escuta. Desta forma, estes registros ocasionais serviram como complementação aos dados de composição específica e de riqueza de aves para cada fragmento estudado.

Análise dos Dados

Riqueza de espécies e de grupos funcionais

Todas as espécies registradas foram categorizadas, conforme suas exigências ecológicas, em 14 grupos funcionais (Tabela 2), considerando os seguintes atributos:

1. Uso de recursos alimentares (dieta) e/ou estrato preferencial de forrageio (sete

grupos); 2. Estrato preferencial de forrageio (quatro grupos); e 3. Dependência do ambiente florestal (três grupos).

A classificação das espécies em grupos compostos de dieta e/ou estrato de ocorrência foi baseada em literatura (Willis 1979, Motta-Junior 1990, Sick 1997) e adaptada conforme observações realizadas em campo. Grupos que apresentaram número de espécies inferior a 15, e que não puderam ser unidos a outros grupos devido às suas particularidades nos requerimentos ecológicos (*e.g.*, aves aquáticas, insetívoros aéreos) não foram analisados devido ao pequeno tamanho amostral. Em alguns casos, grupos com pequeno número de espécies, mas com dieta e requerimentos ecológicos similares à de outro grupo, foram unidos àquele (*e.g.*, insetívoros de solo + insetívoros de sub-bosque), visando a realização de análises mais acuradas. Assim, foram analisadas as seguintes guildas tróficas: 1. Carnívoros (CAR); 2. Frugívoros de dossel (FD); 3. Insetívoros de dossel (IND); 4. Insetívoros de estrato intermediário (INI); 5. Insetívoros de solo e sub-bosque (INSSB); 6. Nectarívoros (NEC); 7. Onívoros de dossel e estrato intermediário (ONDI).

Tabela 2. Riqueza de espécies e de grupos funcionais em cada fragmento florestal. Grupos Funcionais: Guildas tróficas: Carnívoros (CAR); Frugívoros de dossel (FD); Insetívoros de dossel (IND); Insetívoros de estrato intermediário (INI); Insetívoros de solo e de sub-bosque (INSSB); Nectarívoros (NEC); Onívoros de dossel e de estrato intermediário (ONDI); Estrato preferencial de forrageio: Dossel (EDO); Intermediário (EIN); Sub-bosque (ESB); Solo (ESO); Dependência florestal: Dependente (DFD); Semidependente (DFS); Independente (DFI). As siglas dos fragmentos seguem a Tabela 1.

	Riqueza	CAR	FD	IND	INI	INSSB	NEC	ONDI	EDO	EIN	ESB	ESO	DFD	DFS	DFI
W1	83	5	10	14	12	11	3	21	47	14	13	8	43	31	9
W2	98	7	12	13	12	11	5	23	51	18	15	11	43	41	14
W3	108	13	11	13	14	13	3	17	47	22	11	15	35	45	28
W4	79	7	11	12	10	11	1	18	44	11	11	10	39	27	13
C5	111	8	10	18	16	14	6	30	64	22	11	9	54	42	15
C6	101	8	9	13	13	14	4	27	54	18	14	13	40	40	21
C7	87	6	7	16	9	10	3	23	48	14	13	13	31	32	24
C8	98	3	9	17	15	13	8	23	54	19	10	10	49	37	12
C9	87	7	8	12	11	13	6	21	43	15	13	11	39	33	15
E10	74	4	6	5	10	13	4	21	31	16	12	14	30	27	17
C11	110	7	7	17	16	18	6	27	54	22	11	14	56	33	21
C12	114	7	9	17	16	21	5	23	50	16	17	17	62	33	19
C13	84	5	10	6	12	15	4	21	40	15	13	13	37	32	15
C14	82	5	6	16	13	10	2	23	48	18	9	9	43	27	12
S15	74	2	13	12	11	10	3	17	40	18	8	8	39	21	14
S16	106	4	10	14	10	10	6	30	54	18	15	15	40	40	26
S17	77	7	7	8	13	11	3	19	36	18	13	13	26	31	20

De acordo com o estrato preferencial de forrageio, baseado em Parker III *et al.* (1996), as espécies foram classificadas em quatro estratos: dossel (EDO), estrato intermediário (EIN), sub-bosque (ESB) e solo (ESO). As espécies aquáticas e aéreas não foram incluídas nas análises, devido ao pequeno número de espécies registradas, e por não se enquadrarem em nenhum dos estratos acima. As espécies foram agrupadas ainda em três classes com relação à dependência do ambiente florestal, de acordo com Silva (1995): dependente (DFD), independente (DFI) e semidependente (DFS).

Efeitos na escala da paisagem X escala do fragmento

A quantidade de área natural (CA) na paisagem foi dividida em: quantidade de área florestal (CAf), quantidade de área de cerrado (CAc) e quantidade de área total (CA_t), considerada a soma entre CAf e CAc. A categoria florestal inclui todas as formações florestais existentes nas paisagens, enquanto a categoria cerrado inclui todas as demais fitofisionomias, sejam elas savânicas ou campestres. Para determinar a relação entre a riqueza e a riqueza dos grupos funcionais (variáveis dependentes) e a quantidade de área (CAf, CAc e CA_t) nos diferentes raios, foi utilizada a regressão *ridge*, uma variante da regressão linear múltipla. Tal escolha foi feita já que se trata de uma comparação das variáveis da paisagem (CA_t, CAc e CAf) de entorno dos fragmentos, delimitadas em diferentes raios e, portanto, assume-se que há autocorrelação espacial e forte colinearidade entre elas, e a regressão *ridge* tenta remediar o problema da multicolinearidade entre as variáveis. A partir dos valores da regressão *ridge*, foram confeccionados gráficos mostrando a variação nos valores de beta para as quantidades de área (florestal, cerrado e total) nos diferentes raios.

Foram utilizadas regressões lineares simples para determinar a relação entre a riqueza e a riqueza dos grupos funcionais (variáveis dependentes) e a heterogeneidade da paisagem (variável independente). No eixo x foi plotada a variável independente, enquanto nos eixos y foram inseridas as variáveis dependentes (riqueza total e riqueza dos grupos funcionais).

Foram utilizadas regressões lineares simples para determinar a relação entre a riqueza de espécies e a riqueza dos grupos funcionais (variáveis dependentes) e as variáveis ambientais do fragmento (área e heterogeneidade do fragmento) (variáveis independentes). Nos eixos x foram plotadas as variáveis independentes, enquanto nos eixos y foram inseridas as variáveis dependentes (riqueza total e riqueza dos grupos funcionais).

Os valores da quantidade de área na paisagem para as diferentes escalas encontram-se na Tabela 3, enquanto os valores da heterogeneidade do fragmento, área do fragmento e heterogeneidade da paisagem são apresentados na Tabela 4.

Tabela 3. Quantidade de área florestal (CAF), de cerrado (CAC) e total (CAT) na paisagem para os raios de 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10 km em torno dos fragmentos florestais. As siglas dos fragmentos seguem a Tabela 1.

	1 km			2 km			3 km			4 km			5 km		
	CAF	CAC	CAT	CAF	CAC	CAT	CAF	CAC	CAT	CAF	CAC	CAT	CAF	CAC	CAT
W1	110.25	69.21	179.46	125.28	178.47	303.75	290.97	667.53	958.5	781.2	1176.3	1957.5	1217.52	1571.4	2788.92
W2	207.36	33.3	240.66	405.18	162.45	567.63	508.05	410.58	918.63	807.3	816.21	1623.51	1068.3	1265.13	2333.43
W3	167.76	30.24	198	531.9	189.9	721.8	979.83	502.92	1482.75	1397.34	1122.66	2520	1806.3	2007.63	3813.93
W4	125.64	15.84	141.48	254.34	101.16	355.5	491.85	302.49	794.34	1012.32	620.46	1632.78	1420.92	1088.91	2509.83
C5	182.07	37.26	219.33	661.59	178.02	839.61	1377.9	456.03	1833.93	2056.05	969.57	3025.62	3199.5	1370.43	4569.93
C6	147.06	30.15	177.21	392.94	155.97	548.91	881.1	474.75	1355.85	1458.54	932.13	2390.67	2028.87	1637.37	3666.24
C7	145.35	83.43	228.78	475.38	409.14	884.52	918.09	974.34	1892.43	1682.73	1716.93	3399.66	2397.96	2623.32	5021.28
C8	209.34	38.88	248.22	252.72	208.8	461.52	351.54	556.56	908.1	535.68	1193.22	1728.9	761.22	2093.76	2854.98
C9	135.45	131.85	267.3	353.7	461.61	815.31	717.3	929.07	1646.37	1292.49	1547.73	2840.22	2165.31	2284.92	4450.23
L10	138.87	46.44	185.31	180.63	175.23	355.86	354.06	328.68	682.74	491.31	511.47	1002.78	686.52	904.23	1590.75
C11	78.03	130.23	208.26	208.26	422.82	631.08	379.89	599.04	978.93	603.45	682.38	1285.83	948.15	846.63	1794.78
C12	92.25	5.76	98.01	149.94	49.23	199.17	260.73	113.04	373.77	428.13	208.98	637.11	621.72	375.12	996.84
C13	103.86	18.81	122.67	147.6	73.17	220.77	424.71	245.7	670.41	817.83	550.17	1368	1196.01	869.13	2065.14
C14	176.13	16.92	193.05	355.41	48.96	404.37	501.93	128.34	630.27	721.53	296.19	1017.72	1008.81	532.44	1541.25
S15	215.46	22.14	237.6	454.23	315	769.23	759.42	847.98	1607.4	944.73	1612.98	2557.71	1087.02	2653.02	3740.04
S16	174.96	51.84	226.8	353.79	338.58	692.37	678.51	778.86	1457.37	1243.35	1254.24	2497.59	1639.62	1917.81	3557.43
S17	173.88	33.3	207.18	330.57	243.99	574.56	630.63	541.89	1172.52	991.89	869.76	1861.65	1564.02	1381.68	2945.7
	6 km			7 km			8 km			9 km			10 km		
	CAF	CAC	CAT	CAF	CAC	CAT	CAF	CAC	CAT	CAF	CAC	CAT	CAF	CAC	CAT
W1	1856.3	2182.1	4038.3	2655.6	2927.2	5582.8	3403.9	3770.3	7174.17	4045.77	4718.52	8764.29	4722.93	5685.21	10408.1
W2	1329	1813.5	3142.5	1580	2170.4	3750.4	2238.5	2735.6	4974.12	2909.88	3320.37	6230.25	3752.37	4483.17	8235.54
W3	2642.7	3024.9	5667.6	3861.7	4178.1	8039.8	5037.8	5321.6	10359.4	6572.61	6487.74	13060.4	8591.22	7996.86	16588.1
W4	1605.2	1524.3	3129.6	1918.6	2135.1	4053.7	2480.4	2882.7	5363.1	3076.38	3759.39	6835.77	3573.54	4749.93	8323.47
C5	4524	1984.6	6508.6	6039.3	2887.8	8927.1	7480.3	3821.2	11301.5	9009.72	4709.07	13718.8	10737.9	5778.72	16516.6
C6	2749.1	2666.9	5416	3638.6	3938.7	7577.3	4933.8	5180.9	10114.7	6280.92	6413.22	12694.1	7570.53	8089.02	15659.6
C7	3279.7	3862	7141.7	4259.3	5460.8	9720	5460.8	7296.1	12757	6661.17	9323.1	15984.3	7900.47	11542.9	19443.3
C8	1107.1	2995	4102.1	1571	4023.2	5594.2	2127.7	5115.2	7242.84	2655.27	6475.05	9130.32	3237.57	7863.66	11101.2
C9	2743.5	3012	5755.5	3532.1	3946.3	7478.5	4615.7	5013.8	9629.46	5794.83	6072.03	11866.9	6853.59	7198.83	14052.4
L10	1120.5	1352.3	2472.8	1407.9	2044.3	3452.1	1721.3	2807.6	4528.89	2104.92	3834.36	5939.28	2559.06	5375.25	7934.31
C11	1356.8	1080.4	2437.2	1877.2	1318.7	3195.9	2452.5	1521.7	3974.22	3146.67	1823.58	4970.25	3813.21	2194.2	6007.41
C12	908.37	601.29	1509.7	1239.2	863.37	2102.6	1664.8	1319.5	2984.31	2175.03	1691.91	3866.94	2727	2011.86	4738.86
C13	1810.6	1256.4	3067	2529.3	1657.7	4187	3287.1	2260.3	5547.33	4493.79	2880.54	7374.33	6029.28	3489.66	9518.94
C14	1349.2	819.36	2168.6	1835.5	1314.8	3150.3	2459.3	2002.8	4462.02	3042.9	2649.24	5692.14	3735.27	3388.68	7123.95
S15	1323.1	3792.6	5115.7	1659	5149	6808	1994.9	6631.7	8626.59	2423.52	8241.48	10665	3154.77	9757.44	12912.2
S16	2126.1	2509.1	4635.2	2744.3	3351.8	6096.1	3262.1	4399.8	7661.88	4175.64	5889.15	10064.8	5108.67	7392.51	12501.2
S17	2140.6	1858.7	3999.2	2793.6	2496.9	5290.5	3571.2	3243.9	6815.07	4310.64	4182.75	8493.39	5029.92	5132.79	10162.7

Tabela 4. Heterogeneidade dos fragmentos (expressa através dos valores do desvio padrão do NDVI), área dos fragmentos (em hectares) e heterogeneidade da paisagem para o raio de 5 km em torno dos fragmentos (valores do desvio padrão do NDVI). As siglas dos fragmentos seguem a Tabela 1.

	Heterogeneidade do fragmento	Área do fragmento	Heterogeneidade da paisagem
W1	0.028984019	92.30663623	0.070011044
W2	0.026388944	352.9926415	0.070254549
W3	0.047683561	102.0526235	0.083603765
W4	0.028332252	138.681729	0.070069426
C5	0.04818915	537.3745227	0.090305298
C6	0.045173113	114.7200817	0.05129151
C7	0.043830923	144.1111753	0.063873347
C8	0.04765247	253.8311528	0.059576798
C9	0.037990084	222.5267826	0.05646973
E10	0.036831071	174.3934939	0.090702373
C11	0.027724102	142.92206	0.070460065
C12	0.046044212	109.6836871	0.083918814
C13	0.034689181	107.1191659	0.063103471
C14	0.027338022	196.4802317	0.050689751
S15	0.022272254	102.258269	0.0686161
S16	0.038918271	196.8483776	0.100181719
S17	0.036004961	252.0975886	0.06660345

RESULTADOS

Efeitos na escala da paisagem

A quantidade de área florestal (CAf), quantidade de área de cerrado (CAc) e quantidade de área total (CA_t) não apresentaram correlação com os grupos funcionais nem com a riqueza específica, para nenhum dos raios analisados. As relações entre a quantidade de área e a riqueza específica, e entre a quantidade de área e a riqueza dos grupos funcionais formados com base na dependência florestal e no estrato preferencial de ocorrência são representados nas Figuras 1-2.

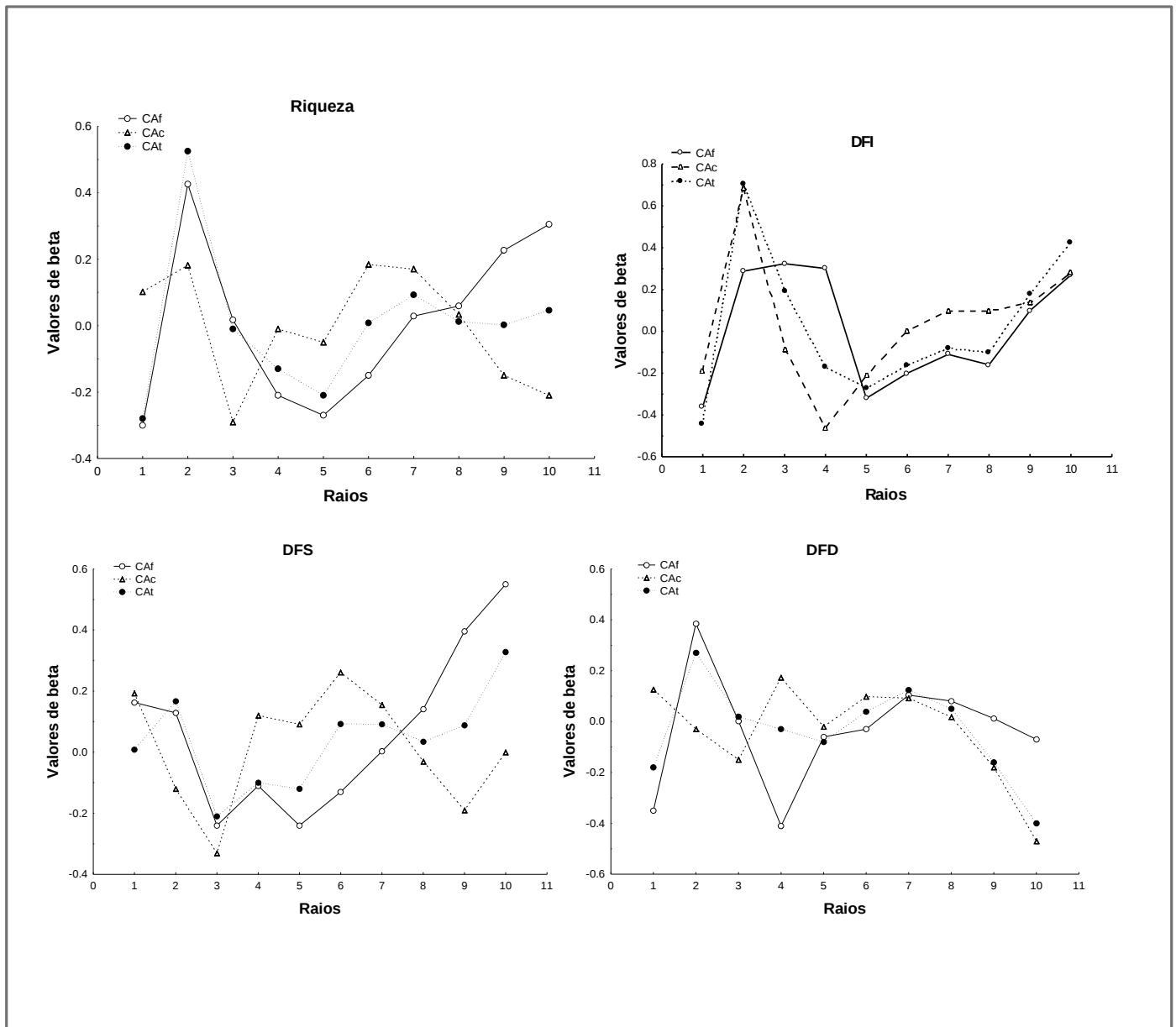


Figura 1. Relação entre a riqueza específica, riqueza de espécies independentes (DFI), semidependentes (DFS) dependentes florestais (DFD), e a quantidade de área florestal (CAf), quantidade de área de cerrado (CAc) e quantidade de área total (CAf + CAc) nos diferentes raios (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10 km).

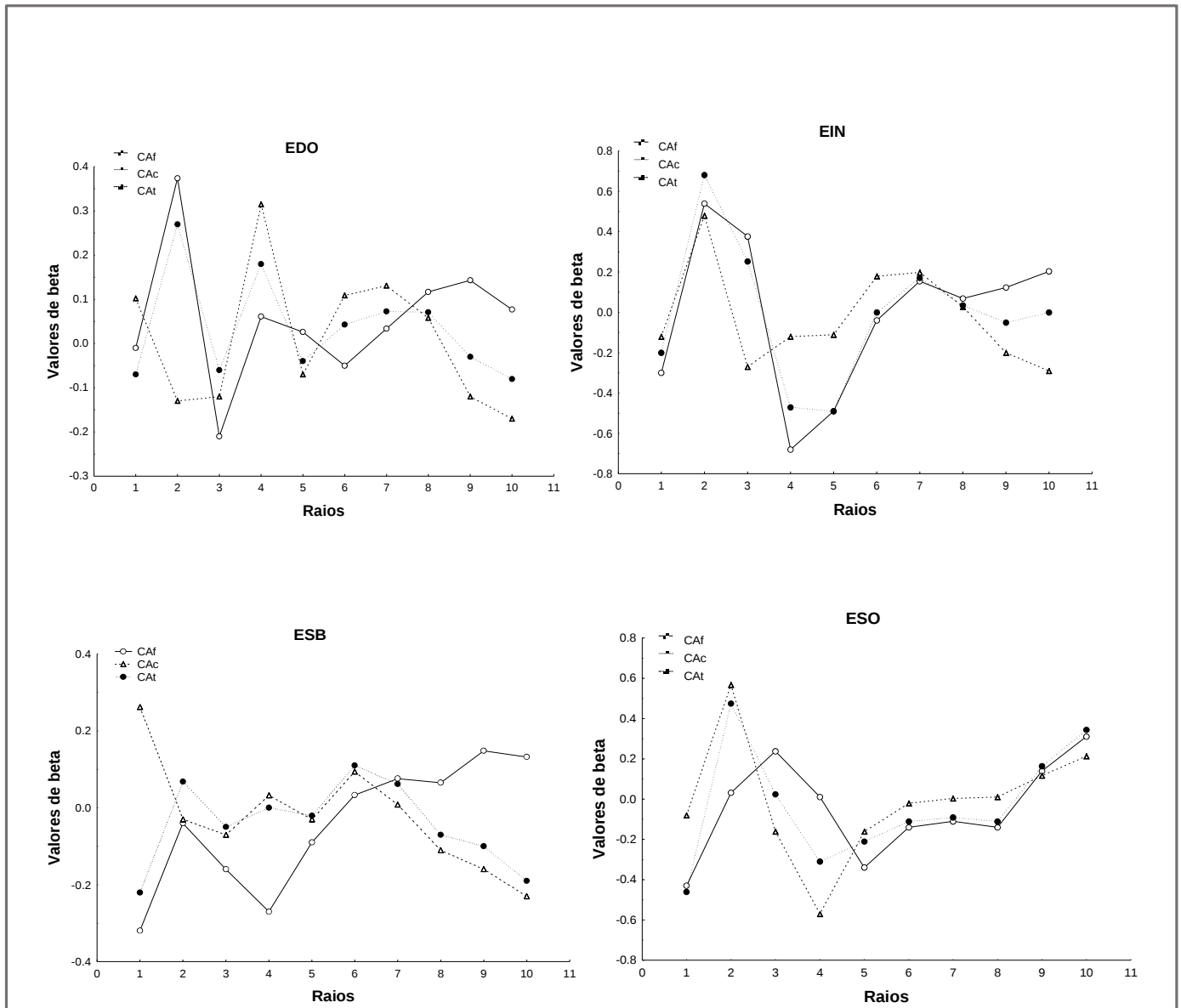


Figura 2. Relação entre a riqueza de espécies de dossel (EDO), de estrato intermediário (EIN), de sub-bosque (ESB) e de solo (ESO) e a quantidade de área florestal (CAf), quantidade de área de cerrado (CAc) e quantidade de área total (CAat = CAf + CAc) nos diferentes raios (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10 km).

A heterogeneidade ambiental na escala da paisagem não apresentou correlação com a riqueza específica, e nem com os grupos funcionais analisados (Tabela 5).

Tabela 5. Resultados das regressões lineares simples para a heterogeneidade ambiental na escala da paisagem. São apresentados os valores de r^2 , os valores de p e respectivas fórmulas das regressões. Dependência florestal: Dependente (DFD); Semidependente (DFS); Independente (DFI); Estrato preferencial de forrageio: Dossel (EDO); Intermediário (EIN); Sub-bosque (ESB); Solo (ESO); Guildas tróficas: Carnívoros (CAR); Frugívoros de dossel (FD); Insetívoros de dossel (IND); Insetívoros de estrato intermediário (INI); Insetívoros de solo e de sub-bosque (INSSB); Nectarívoros (NEC); Onívoros de dossel e de estrato intermediário (ONDI);

	HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM		
Grupos	r^2	p	Fórmula
Riqueza	0.1306	0.1541	$y = 67.3037 + 356.1422 \cdot x$
DFD	0.0171	0.6172	$y = 35.513 + 86.2002 \cdot x$
DFS	0.0761	0.2839	$y = 24.777 + 124.6487 \cdot x$
DFI	0.1498	0.1248	$y = 7.0138 + 145.2933 \cdot x$
EDO	0.0103	0.6989	$y = 42.4095 + 54.5888 \cdot x$
EIN	0.1579	0.1142	$y = 11.2906 + 104.2042 \cdot x$
ESB	0.0908	0.2399	$y = 7.7278 + 64.9955 \cdot x$
ESO	0.1493	0.1255	$y = 6.747 + 72.9922 \cdot x$
CAR	0.0092	0.7146	$y = 4.9847 + 16.7476 \cdot x$
FD	0.0382	0.4521	$y = 7.0999 + 28.3546 \cdot x$
IND	0.0004	0.9419	$y = 13.4845 - 5.1552 \cdot x$
INI	0.0008	0.9163	$y = 12.2157 + 4.4085 \cdot x$
INSSB	0.0216	0.5734	$y = 10.5928 + 31.348 \cdot x$
NEC	0.0741	0.2904	$y = 1.7962 + 34.2763 \cdot x$
ONDI	0.0629	0.3314	$y = 17.5538 + 70.7468 \cdot x$

Efeitos na escala do fragmento

O único grupo funcional que apresentou correlação com a área do fragmento foi o dos nectarívoros (NEC), positivamente correlacionado com a área ($r^2 = 0.2762$; $p < 0.05$) (Tabela 6, Figura 3).

A riqueza específica ($r^2 = 0.3064$; $p < 0.05$), a riqueza de espécies semidependentes florestais (DFS) ($r^2 = 0.3977$; $p < 0.05$) e de espécies de solo (ESO) ($r^2 = 0.2573$; $p < 0.05$), foram positivamente correlacionadas com a heterogeneidade do fragmento (Tabela 6, Figura 4).

Tabela 6. Resultados das regressões lineares simples para área e heterogeneidade ambiental do fragmento. São apresentados os valores de r^2 , os valores de p e respectivas fórmulas das regressões. As relações significativas estão marcadas em negrito ($p < 0.05$).

Grupos	AREA DO FRAGMENTO			HETEROGENEIDADE DO FRAGMENTO		
	r^2	p	fórmula	r^2	p	fórmula
Riqueza	0.0638	0.3279	$y = 86.734 + 0.031 \cdot x$	0.3064	0.0212	$y = 59.9248 + 891.4049 \cdot x$
DFD	0.0435	0.4221	$y = 38.381 + 0.0171 \cdot x$	0.0167	0.6209	$y = 36.5299 + 139.3992 \cdot x$
DFS	0.166	0.1045	$y = 29.2738 + 0.0229 \cdot x$	0.3977	0.0066	$y = 16.5489 + 465.7809 \cdot x$
DFI	0.0375	0.4565	$y = 19.0792 - 0.0091 \cdot x$	0.4665	0.059	$y = 6.846 + 286.2248 \cdot x$
EDO	0.2306	0.0510	$y = 40.1471 + 0.0322 \cdot x$	0.1037	0.2075	$y = 35.8821 + 283.6387 \cdot x$
EIN	0.0832	0.2614	$y = 16.9088 + 0.0094 \cdot x$	0.1288	0.1572	$y = 13.0596 + 153.8132 \cdot x$
ESB	0.0074	0.7431	$y = 11.9129 + 0.0023 \cdot x$	0.1485	0.1266	$y = 7.3654 + 135.8695 \cdot x$
ESO	0.1009	0.2141	$y = 13.3663 - 0.0075 \cdot x$	0.2573	0.0377	$y = 6.1925 + 156.6032 \cdot x$
CAR	0.0062	0.7634	$y = 5.8487 + 0.0017 \cdot x$	0.1611	0.1103	$y = 1.9662 + 114.6933 \cdot x$
FD	0.0006	0.9284	$y = 9.0363 + 0.0004 \cdot x$	0.0282	0.5198	$y = 10.5778 - 39.7756 \cdot x$
IND	0.0648	0.3240	$y = 11.4884 + 0.0085 \cdot x$	0.0586	0.3492	$y = 9.2052 + 106.5806 \cdot x$
INI	0.0839	0.2595	$y = 11.4303 + 0.0058 \cdot x$	0.1099	0.1937	$y = 9.3522 + 86.5513 \cdot x$
INSSB	0.0104	0.6975	$y = 13.3389 - 0.0027 \cdot x$	0.1163	0.1803	$y = 8.4602 + 118.8644 \cdot x$
NEC	0.2762	0.0303	$y = 2.6637 + 0.0082 \cdot x$	0.0255	0.5405	$y = 3.0295 + 32.8483 \cdot x$
ONDI	0.2155	0.0605	$y = 19.4792 + 0.0163 \cdot x$	0.1002	0.2158	$y = 17.2339 + 145.8599 \cdot x$

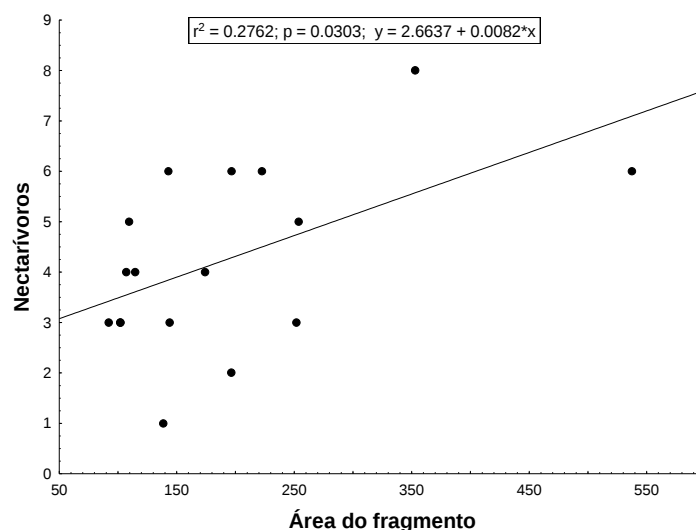


Figura 3. Relação entre a riqueza de nectarívoros e a área dos fragmentos florestais.

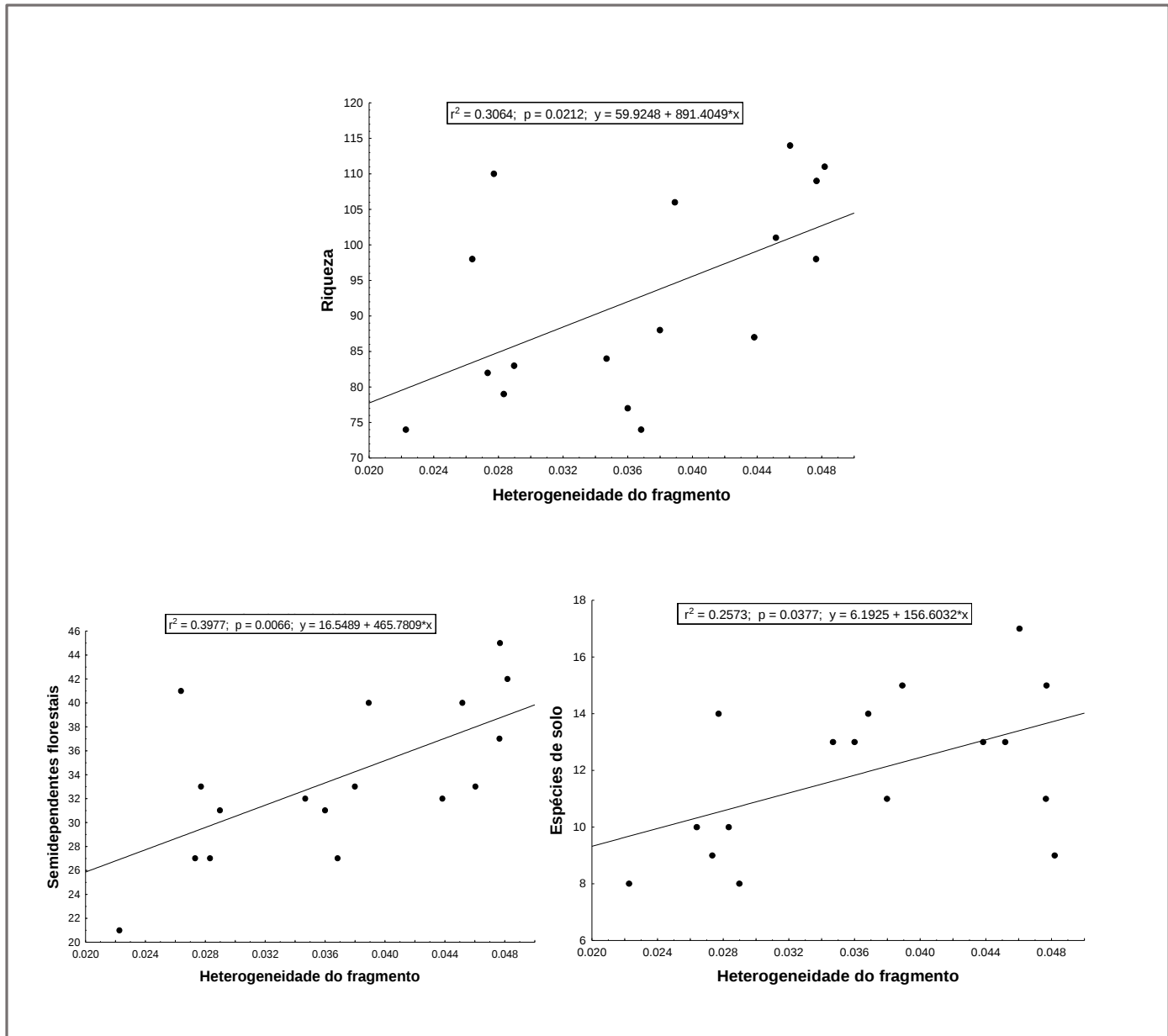


Figura 4. Relações entre a riqueza específica, riqueza de espécies semidependentes florestais, riqueza de espécies de solo e a heterogeneidade ambiental dos fragmentos florestais.

DISCUSSÃO

Escala da paisagem

No presente estudo, nem a riqueza específica e nem a riqueza dos diferentes grupos funcionais apresentaram correlação com a quantidade de área florestal, com

quantidade de área de cerrado ou com a soma da quantidade de área de ambas as vegetações na paisagem, para nenhuma das escalas (raios) em questão.

Este resultado é contraditório àqueles encontrados em fragmentos florestais na Floresta Atlântica, na região sudeste do país. Em fragmentos no noroeste paulista, Bispo (2010) verificou que a riqueza de espécies, assim como a riqueza de seis grupos funcionais (carnívoros, frugívoros de solo, insetívoros de solo, insetívoros de sub-bosque, espécies de sub-bosque e espécies dependentes florestais) foram relacionadas positivamente com a porcentagem de cobertura florestal na paisagem. Dos seis raios utilizados naquele estudo (1, 2, 3, 5, 7 e 10 km), o de 5 km foi o que apresentou maior número de relações (relação com a riqueza de espécies e com a riqueza de cinco dos grupos). Martensen *et al.* (2012) amostraram comunidades de aves de sub-bosque em fragmentos florestais no estado de São Paulo, e também encontraram uma forte relação entre a riqueza específica e a quantidade de cobertura florestal na paisagem.

As divergências encontradas entre estudos que abordam os efeitos da fragmentação sobre comunidades de aves podem ser causadas por diferenças na configuração das paisagens e pela composição distinta de espécies (e.g., Uezu & Metzger 2011). No presente estudo, sugere-se que os resultados encontrados diferiram daqueles obtidos em fragmentos de Floresta Atlântica devido às diferenças entre as paisagens estudadas, resultantes das distintas histórias de ocupação, uso do solo, configurações e composições das paisagens, e às diferentes composições e características ecológicas das espécies entre as duas regiões.

O histórico de ocupação, de fragmentação e de uso do solo difere entre muito entre as duas regiões. A trajetória de devastação na Floresta Atlântica teve início no século XVI (Neves 2006), enquanto o processo de ocupação e desmatamento do Cerrado é mais recente, uma vez que a ocupação mais intensiva aconteceu apenas nos anos de 1930, mas somente a partir da década de 70 as taxas de desmatamento se tornaram muito elevadas, devido a expansão da agricultura intensiva (Klink & Moreira 2002). Considerando que muitas espécies só apresentam respostas à fragmentação com o passar do tempo (e.g., Brooks *et al.* 1999, Colli *et al.* 2003, Metzger *et al.* 2009), e que o tempo de fragmentação nas paisagens goianas, assim como no restante do Cerrado, é relativamente recente (inferior a 50 anos), talvez esse

intervalo ainda seja muito curto para desencadear respostas das comunidades de aves à perda de habitat. Portanto, esta pode ser uma das possíveis razões para a avifauna florestal não ter apresentado relação com a quantidade de área natural na paisagem.

A composição e a configuração das paisagens também diferem muito entre estas duas regiões. Com relação a quantidade total de vegetação remanescente, a Floresta Atlântica conta atualmente com apenas cerca de 12,5% da cobertura original (SOS Mata Atlântica 2014), enquanto o Cerrado possui cerca de 61% de vegetação natural (Sano *et al.* 2010b). O território goiano também difere do território paulista (onde foram realizados os estudos de Bispo 2010 e Martensen *et al.* 2012), pois no estado de Goiás restam cerca de 35% de cobertura vegetal natural (SEAGRO 2015), enquanto o estado de São Paulo conta somente com 15,6% de vegetação remanescente (SOS Mata Atlântica 2014).

Além disso, ao contrário da Floresta Atlântica, o Bioma Cerrado é formado por um rico mosaico vegetacional composto por 11 fitofisionomias, incluindo formações florestais, savânicas e campestres (Ribeiro & Walter 2008). Neste mosaico, a presença da fitofisionomia florestal denominada cerradão, assim como das fitofisionomias savânicas, particularmente do cerrado *sensu stricto*, caracterizado pela presença de estratos arbóreo e arbustivo-herbáceo bem definidos (Ribeiro & Walter 2008), provavelmente aumenta a conectividade estrutural das paisagens. Estas fitofisionomias podem tornar algumas matrizes muito mais permeáveis para as espécies de aves que vivem em fragmentos florestais do Cerrado, comparadas às matrizes hostis que cercam os fragmentos florestais em algumas regiões da Floresta Atlântica, como por exemplo, aquelas matrizes predominantes no noroeste paulista, compostas por pastagens e cultivos diversos, tais como de cana-de-açúcar, café e laranja (e.g., Bispo 2010). Considerando que em regiões que ainda possuem certa conectividade para as espécies, o tempo de resposta das espécies à fragmentação pode ser mais longo (Uezu *et al.* 2005), a maior conectividade das paisagens goianas, devido a presença de fitofisionomias diversas, pode ajudar a explicar a ausência de relação entre quantidade de área natural na paisagem e riqueza da avifauna.

Com relação a composição de espécies, Martensen *et al.* (2012) afirmam que a maioria das comunidades de aves tropicais é composta por uma grande proporção

de espécies raras e especialistas, e pelo fato das espécies especialistas serem mais sensíveis as alterações de habitat do que espécies generalistas e possuírem menor mobilidade através da matriz, é esperado que sejam rapidamente afetadas quando a quantidade de habitat na paisagem diminui. Os autores mencionam que esta é uma possível razão para os maiores valores limiares de cobertura de habitat na paisagem que eles encontraram (em torno de 30-50% de cobertura florestal), comparados aos valores obtidos em estudos prévios (e.g., entre 10-30%, Andrén 1994, Radford *et al.* 2005, Pardini *et al.* 2010). Abaixo dos limiares de cobertura de habitat, os efeitos da fragmentação agravam os impactos da perda de habitat, resultando em um declínio rápido nos tamanhos populacionais ou na riqueza de espécies (Andrén 1994, Radford *et al.* 2005).

No entanto, no caso das paisagens aqui estudadas, além da composição de espécies ser muito distinta daquela encontrada em fragmentos da Floresta Atlântica, a proporção de espécies especialistas e de espécies sensíveis as alterações ambientais possivelmente também é menor. Aqui foi registrado um número elevado de espécies semidependentes e independentes florestais (88 e 68 espécies, respectivamente, constituindo cerca de 82% da riqueza total). Estas aves podem ser consideradas generalistas, pois não dependem exclusivamente dos ambientes florestais, e por utilizarem diferentes fitofisionomias na paisagem, possuem maior capacidade de movimentação através da matriz. Além disso, foi registrado um pequeno número de espécies altamente sensíveis aos distúrbios ambientais (apenas 13 espécies, cerca de 4,8% da riqueza total). Portanto, estas características ecológicas peculiares às aves do Bioma Cerrado (menor sensibilidade aos distúrbios ambientais e maior mobilidade pela matriz) podem tornar os declínios na riqueza de espécies e de grupos funcionais em função da quantidade de área de habitat na paisagem provavelmente visíveis apenas em limiares mais baixos de cobertura de habitat natural do que aqueles encontrados em estudos anteriores (e.g., Andrén 1994, Martensen *et al.* 2012).

Portanto, a partir das informações acima apresentadas, sugere-se que o fato da avifauna não ter respondido à quantidade de habitat nas paisagens aqui estudadas pode estar relacionado tanto ao tempo de ocorrência da fragmentação, que pode não ser longo o suficiente para afetar as comunidades de aves florestais, como também

pode ser resultante da maior conectividade estrutural e conectividade funcional. A conectividade estrutural (ou espacial) diz respeito à maior permeabilidade das matrizes aqui estudadas, enquanto a conectividade funcional refere-se a maior intensidade de movimentação de muitas espécies na paisagem. Por isso, mesmo grupos funcionais geralmente considerados suscetíveis a perda de habitat em outros estudos, tais como os insetívoros de sub-bosque (e.g., Willis 1979, Ribon *et al.* 2003, Bispo 2010), não apresentaram relação com a quantidade de habitat natural na paisagem. Por outro lado, em paisagens com matrizes muito resistentes, Uezu & Metzger (2011) verificaram que mesmo grupos que não são considerados suscetíveis (e.g., onívoros de sub-bosque) foram afetados pela perda e a fragmentação de habitat, atribuindo a maior sensibilidade desses grupos funcionais à menor capacidade das espécies atravessarem a matriz. Outra possível explicação para a ausência de efeitos da quantidade de habitat na paisagem sobre a riqueza específica é a substituição de espécies exibida pelas comunidades de aves aqui estudadas (ver Capítulo III). Segundo Banks-Leite *et al.* (2012), na presença da substituição de espécies, a riqueza pode subestimar os efeitos da perda de habitat sobre as comunidades de aves. Portanto, nestes casos, a riqueza não é uma métrica informativa, pois a perda de habitat poderá afetar fortemente a composição de espécies, sem causar qualquer alteração na riqueza de espécies.

A heterogeneidade ambiental na escala da paisagem, medida através do desvio padrão do índice de vegetação NDVI, também não apresentou correlação com a riqueza específica nem com a riqueza dos grupos funcionais analisados. Esta ausência de relação não é esperada, já que Cerrado é um mosaico de vegetação (Ribeiro & Walter 2008), no qual a movimentação das espécies de aves entre diferentes fitofisionomias é bastante comum (e.g., Negret 1983, Lins 1994, Tubelis *et al.* 2004). Portanto, seria esperado que a avifauna respondesse à heterogeneidade ambiental da paisagem. Uma possível explicação para a ausência de relação é que as respostas da avifauna à heterogeneidade ambiental nessa escala podem ser espécie-específicas, e assim não podem ser detectadas nos grupos funcionais. Dentro de um determinado grupo, algumas espécies podem ser mais afetadas pela heterogeneidade da paisagem, enquanto outras não apresentam quaisquer respostas, e assim a análise em grupos funcionais não é adequada para detectar os efeitos da heterogeneidade ambiental na escala da paisagem.

Escala do fragmento: Relação espécie-área

Na escala local, apenas a riqueza de nectarívoros foi correlacionada com a área do fragmento. Este resultado é similar aqueles reportados por Willis (1979), em fragmentos florestais no sudeste do Brasil, por Lees & Peres (2008), em fragmentos florestais na Amazônia brasileira, e por Chang *et al.* (2013), em pequenos fragmentos tropicais da China.

As aves nectarívoras dependem de recursos alimentares que variam tanto espacial quanto temporalmente e possuem alta capacidade de dispersão, o que sugeriria que suas respostas à fragmentação se dariam principalmente na escala da paisagem. No entanto, aqui foi observado o oposto: uma resposta na escala local, especificamente ao tamanho do fragmento. Willis (1979) sugeriu uma explicação para a relação espécie-área encontrada, afirmando que, apesar dos nectarívoros serem capazes de se deslocar facilmente entre fragmentos, eles dependem de diferentes espécies vegetais em floração ao longo do ano, e somente alguns fragmentos maiores devem possuir diversidade de plantas suficiente para manter estas populações.

A princípio, esta parece uma boa explicação para os fragmentos aqui estudados, ou seja, apenas os maiores fragmentos poderiam ter a gama de recursos necessários para garantir a permanência de maior número de nectarívoros. Assim, o deslocamento destas aves para fragmentos vizinhos seria desvantajoso, já que muitos deles poderiam ter uma carência de recursos alimentares. Consequentemente, fragmentos maiores e com maior disponibilidade de recursos suportariam maior número de espécies nectarívoras. No entanto, esta explicação não é válida para o presente estudo, já que no Cerrado há um padrão peculiar de florescimento das plantas que afeta os movimentos de aves nectarívoras. Neste bioma, as plantas ornitófilas florescem quase continuamente dentro das florestas de galeria na estação seca, enquanto na fitofisionomia campestre denominada *campo sujo*, elas florescem somente na estação chuvosa (Oliveira 1998). Este padrão de florescimento resulta no movimento local de beija-flores para as florestas de galeria durante a época seca, fenômeno provavelmente comum no Cerrado (Macedo 2002), e possivelmente no movimento inverso (ou seja, das florestas de galeria para outras fitofisionomias) na estação chuvosa. Portanto, as aves nectarívoras não dependem unicamente da floração de espécies vegetais presentes nas florestas, e assim elas não ficam restritas

a estes ambientes, mesmo que eles apresentem maiores áreas, mas se deslocam para outros tipos vegetacionais acompanhando a floração das plantas.

Em outro estudo, Lees & Peres (2008) sugeriram uma explicação distinta para a forte relação entre a riqueza de nectarívoros e a área do fragmento. Eles amostraram 31 fragmentos florestais, de tamanho entre 1 a 14.476 ha, e sugeriram que a maior variação no tamanho dos fragmentos e o maior isolamento espacial dos mesmos pode ter resultado na influência da área sobre a riqueza dessas aves. No entanto, esta explicação também não é válida para os fragmentos aqui estudados, pois eles possuem uma variação bem menor no tamanho de área, mas ainda assim foi encontrada uma relação espécie-área para as aves nectarívoras. Uma vez que encontramos influência da área apenas para este grupo, não se pode descartar a hipótese de que este resultado possa estar enviesado, devido ao pequeno número de nectarívoros registrado. Foram registradas apenas 15 espécies, o menor número de espécies dentre todos os grupos funcionais analisados, e em muitos fragmentos foi registrado um número inferior a cinco espécies, o que pode ter ocasionado um viés amostral nas análises.

Outras pesquisas com a avifauna em fragmentos florestais no Brasil encontraram relação entre área do fragmento e riqueza específica (*e.g.*, Anjos & Boçon 1999, Marini 2001, Lees & Peres 2008, Bispo 2010, Uezu & Metzger 2011), assim como uma maior gama de relações entre área e riqueza de grupos funcionais. Assim, foi verificada a influência da área do fragmento sobre a riqueza de espécies dependentes florestais (*e.g.*, Marini 2001, Andrade & Marini 2002, Bispo 2010), semidependentes florestais (Marini 2001), de aves de sub-bosque (*e.g.*, Bispo 2010), de frugívoros (*e.g.*, Willis 1979, Lees & Peres 2008), de nectarívoros (Lees & Peres 2008), de carnívoros (Bispo 2010), de insetívoros (Ribon 2003), de insetívoros de solo (Willis 1979), de insetívoros de sub-bosque (Uezu & Metzger 2011), de onívoros (Lees & Peres 2008) e de granívoros (Marini 2001, Lees & Peres 2008). As relações foram sempre positivas, exceto aquelas encontradas por Marini (2001) para as aves semidependentes florestais e para as aves granívoras, cujas riquezas foram negativamente relacionadas com a área do fragmento.

No entanto, nosso estudo não suporta a relação espécie-área, uma vez que encontramos influência da área apenas para o grupo dos nectarívoros. Andrade &

Marini (2002), ao amostrarem 12 fragmentos florestais no sudeste do Brasil, de tamanhos entre 0,09 e 1,02 ha, também não encontraram relação entre a riqueza de espécies de aves e a área do fragmento, e sugeriram que a ausência dessa relação provavelmente foi relacionada a presença de muitas espécies independentes florestais. Porém, nos fragmentos aqui estudados a participação das espécies independentes florestais não foi representativa, sugerindo que outra explicação deve ser mais provável. O estudo de Andrade & Marini (2002) também revelou que, quando apenas as espécies dependentes florestais foram consideradas separadamente, elas foram afetadas pela área do fragmento, corroborando a predição de que aves dependentes florestais requerem maiores fragmentos florestais para sua sobrevivência. Este resultado difere do encontrado no presente estudo, já que aqui não foi encontrada relação entre riqueza de aves dependentes florestais e área do fragmento.

No presente estudo, uma possível explicação para a ausência da relação entre área e riqueza específica, e entre área e riqueza de outros funcionais, é a pequena variação no tamanho dos fragmentos amostrados e o fato dos fragmentos amostrados possuírem grande área, entre 92 e 537 ha. A combinação destes dois fatores, maiores áreas do fragmento e pequena variação na área dos fragmentos, pode ter contribuído para evitar que padrões observados na comunidade de aves fossem explicados pelo tamanho da área. Em pesquisa no sudeste do Brasil, por exemplo, Bispo (2010) amostrou a avifauna em fragmentos relativamente grandes. Porém, estes fragmentos também apresentaram grande variação de tamanho (entre 58.59-2192.76 ha), e isto pode ter produzido os efeitos da área sobre a riqueza específica, e da área sobre a riqueza de cinco grupos funcionais encontrada naquele estudo. Marini (2001), ao estudar comunidades de aves em fragmentos florestais no sudeste do Brasil com maior variação de tamanho (entre 7.5-230 ha), também encontrou uma robusta relação espécie-área.

Outro fator que pode ter contribuído para a ausência de relação entre a área do fragmento e a riqueza específica, e entre a área e a riqueza de outros funcionais, pode ser a quantidade de habitat original nas paisagens onde os fragmentos estão situados. Em paisagens com menor quantidade de habitat natural, o isolamento entre os fragmentos se torna maior (Andrén 1994, Fahrig 2003) e, nestas circunstâncias o

tamanho dos fragmentos pode afetar fortemente as comunidades de aves (Marini 2001, Martensen *et al.* 2008, Uezu *et al.* 2011). Em paisagens com maiores quantidades de habitat florestal remanescente, a presença de espécies altamente sensíveis aos distúrbios ambientais também pode fortalecer a relação entre área do fragmento e riqueza de espécies (Martensen *et al.* 2012).

Por outro lado, em paisagens com cobertura de habitat original intermediária (em torno de 31%), onde os fragmentos florestais estão separados por curtas distâncias e muitos fragmentos estão ligados por corredores, a conectividade dos fragmentos pode desempenhar maior importância quando comparada ao tamanho dos fragmentos (Martensen *et al.* 2008, Martensen *et al.* 2012). Este pode ser o caso dos fragmentos florestais aqui estudados, já que estes estão situados em paisagens com um nível intermediário de cobertura de habitat natural (porcentagem de cobertura de floresta e cerrado entre 12 e 48%; média = 28%). Provavelmente nestas circunstâncias a área do fragmento tem menor importância.

Escala do fragmento: Relação espécie-heterogeneidade

A riqueza específica, assim como a riqueza das espécies semidependentes florestais (DFS) e das espécies de solo (ESO), apresentaram relação positiva com a heterogeneidade ambiental do fragmento.

A relação positiva entre riqueza específica e heterogeneidade ambiental do fragmento corrobora a hipótese da heterogeneidade, que prevê o aumento da riqueza de espécies com o aumento da heterogeneidade de habitat (*e.g.*, Bazzaz 1975, MacArthur & MacArthur 1961.) Os ambientes mais heterogêneos podem abrigar comunidades mais ricas por possuírem maior quantidade de micro-habitats, maior gama de microclimas, maior espectro de recursos e por fornecerem maneiras diversas de exploração dos recursos ambientais (Bazzaz 1975, Townsend *et al.* 2010). Diversos estudos com a avifauna corroboram esta hipótese (*e.g.*, MacArthur & MacArthur 1961, Rotenberry 1985, Poulsen 2002, Raman 2006, Huang *et al.* 2014, Nieto *et al.* 2015, St-Louis *et al.* 2014, Mohd-Azlan *et al.* 2015).

A relação positiva entre riqueza de espécies e heterogeneidade de habitat têm sido encontrada com frequência em outros estudos no bioma Cerrado, tanto para invertebrados (e.g., rola-bostas: Durães *et al.* 2005, Almeida & Louzada 2009; formigas: Pacheco & Vasconcelos 2012) quanto para vertebrados (e.g., mamíferos: Bonvicino *et al.* 1996, Alho 2005; aves: Negret 1983, Tubelis & Cavalcanti 2000, Tubelis & Cavalcanti 2001). No entanto, existem também pesquisas no Cerrado que não corroboram a hipótese da heterogeneidade (e.g., rola-bostas: Milhomem *et al.* 2003, Silva *et al.* 2010; mamíferos: Machado *et al.* 2013; aves: Laranjeiras *et al.* 2012, Morante-Filho *et al.* 2015).

No presente estudo, devem ser levadas em conta as particularidades ambientais dos fragmentos florestais do bioma Cerrado para uma compreensão mais clara das relações entre riqueza específica e heterogeneidade ambiental na escala do fragmento. O Cerrado apresenta-se como um mosaico vegetacional, com fitofisionomias que englobam formações muito diversas, como as florestais, as savânicas e as campestres (Ribeiro & Walter 2008). As transições entre os diferentes tipos fitofisionômicos são muito comuns, e nestes ecótonos encontra-se uma maior diversidade florística, pois além de táxons particulares, estão presentes também elementos florísticos típicos de fitofisionomias vizinhas (Ribeiro & Walter 2008). Desta forma, as formações florestais presentes no Cerrado podem apresentar interfaces com muitos outros tipos de vegetação, ficando sujeitas a diferentes influências florísticas que podem resultar numa grande heterogeneidade florística (Oliveira & Ratter 1995).

Os fragmentos florestais que possuem transições mais abruptas com fitofisionomias adjacentes (tais como Cerradão, Cerrado *stricto sensu*, dentre outras), possivelmente apresentarão maior heterogeneidade, tanto em termos de composição florística, quanto em termos de estruturação vertical da vegetação. Assim, a heterogeneidade ambiental desses fragmentos florestais pode estar contribuindo para fortalecer as relações entre a riqueza específica e a riqueza de aves semidependentes florestais com a heterogeneidade na escala local.

A relação positiva entre a riqueza das espécies semidependentes florestais e a heterogeneidade ambiental do fragmento pode ser explicada pela alta mobilidade de muitas espécies da avifauna dentro do mosaico natural do Cerrado. Neste mosaico

de habitats, a distribuição dos recursos é sazonal e favorece os movimentos de algumas espécies entre os diferentes habitats (Negret 1983, Cavalcanti 1992, Lins 1994). Assim, no período seco, espécies de aves típicas de formações vegetacionais mais abertas podem se deslocar para ambientes florestais, enquanto que na época chuvosa, espécies típicas de mata visitam as formações de vegetação aberta (Negret 1983, Lins 1994). Essa mobilidade acompanhando a sazonalidade de recursos é muito frequente entre os diferentes tipos vegetacionais, e assim aves que habitam florestas de galeria ou matas ciliares podem se deslocar para fitofisionomias adjacentes, tais como o cerradão (Negret 1983), o cerrado *sensu stricto* (Cavalcanti 1992, Lins 1994, Tubelis 2004) e as veredas (Negret 1983, Tubelis 2009), aves que vivem em diferentes fisionomias campestres podem se deslocar entre elas (Tubelis & Cavalcanti 2001) e aves de fitofisionomias mais abertas podem se deslocar para áreas de florestas (Negret 1983, Lins 1994) ou veredas (Tubelis 2009).

Desta forma, embora existam espécies indicadoras de determinados habitats (Piratelli & Blake 2006) e algumas fitofisionomias sejam mais similares entre si quanto a composição de espécies (e.g., Negret 1983, Piratelli & Blake 2006, Tubelis & Cavalcanti 2001), com os deslocamentos frequentes muitas espécies passam a compartilhadas entre diferentes fitofisionomias, reduzindo o número de espécies encontradas exclusivamente numa única fitofisionomia. E, por sua vez, uma determinada fitofisionomia pode ter um incremento na sua riqueza específica, devido a presença de aves características de outros tipos vegetacionais. No presente estudo, embora não tenham sido amostradas diferentes fitofisionomias do Cerrado, como estudos anteriores fizeram (e.g., Negret 1983, Lins 1994, Tubelis & Cavalcanti 2001, Piratelli & Blake 2006), a participação de espécies que ocupam fitofisionomias mais abertas foi evidenciada pelo número representativo de espécies semidependentes florestais.

As aves semidependentes florestais são definidas por Silva (1995) como aquelas aves que podem se alimentar ou se reproduzir tanto em florestas como em áreas abertas na região, e aqui elas representaram cerca de 32,35% da riqueza específica dos fragmentos, comparada aos 42,64% das espécies dependentes florestais. A maior proximidade dos fragmentos florestais com outras fitofisionomias, tais como o Cerrado *stricto sensu* e o Cerradão, verificada em alguns dos fragmentos aqui estudados, possivelmente contribuiu para que estas espécies oriundas de ambientes mais abertos utilizassem os ambientes florestais.

No presente estudo, foram registradas diversas espécies semidependentes florestais que vivem predominantemente em fitofisionomias mais abertas, dentre elas *Nystalus maculatus* (Bucconidae), *Ramphocelus carbo*, *Coryphospingus cucullatus* e *Coryphospingus pileatus* (Thraupidae). Assim, estes fragmentos florestais se tornam uma importante extensão do habitat para estas aves semidependentes florestais, como já era esperado, tendo em vista que elas podem depender das florestas tanto para alimentação quanto para reprodução. Considerando que as fitofisionomias savânicas e campestres são caracterizadas por uma menor complexidade estrutural e menor heterogeneidade do que ambientes florestais (Ribeiro & Walter 2008), com as formações vegetacionais mais abertas, como Cerrado *stricto sensu*, campo sujo, campo limpo e veredas apresentando estratificação mínima em termos de diversificação de biótipos utilizáveis pelas aves, e as matas possuindo maior complexidade da vegetação (Negret 1983), é provável que muitas espécies de aves não encontrem todos os recursos necessários nestas fitofisionomias mais abertas, e assim é compreensível que dependam da heterogeneidade ambiental dos fragmentos. Por isso, a relação entre a riqueza de espécies semidependentes florestais e heterogeneidade ambiental é esperada, e assim, quanto mais heterogêneos os fragmentos florestais, maior a riqueza de espécies semidependentes florestais.

Esta considerável contribuição de espécies semidependentes florestais no incremento da riqueza dos fragmentos florestais evidencia a necessidade de preservar todo o mosaico vegetacional natural do Cerrado. Piratelli & Blake (2006) ressaltaram que as aves do Cerrado necessitam de um mosaico de habitats, e que é essencial garantir o deslocamento delas através deste mosaico para a manutenção das populações. Este estudo reforça a afirmação desses autores, evidenciando a importância desse mosaico natural para as aves de ambientes florestais.

Também foi verificada uma relação positiva entre a riqueza de espécies de solo e a heterogeneidade do fragmento. As espécies que forrageiam no solo são intimamente associadas ao interior da floresta, possuindo menor capacidade de dispersão através de ambientes não florestais (Laurance & Gomez 2005, Hansbauer *et al.* 2008). Consequentemente, podem ser mais afetadas pela fragmentação, com muitas espécies desaparecendo de fragmentos pequenos e/ou isolados (Stratford & Stouffer 1999, Stouffer & Bierregaard 1995, Ribon *et al.* 2003). Como as espécies com pequena capacidade de dispersão tendem a perceber a paisagem num contexto mais

local (Metzger 2001), é esperado que as aves de solo respondam ao processo de fragmentação florestal na escala do fragmento.

No presente estudo, algumas espécies de passeriformes de solo, tais como *Sclerurus scansor* (Scleruridae), *Arremon taciturnus* e *Arremon flavirostris* (Passerellidae) são exemplos de espécies fortemente associadas ao interior dos fragmentos e de deslocamento baixo. Para estas espécies é compreensível que a heterogeneidade do fragmento seja mais importante do que variáveis da paisagem, já que a paisagem de entorno pode constituir um ambiente inóspito para estas aves. A cobertura e o volume de serapilheira nos ambientes florestais são superiores ao encontrado em habitats mais abertos, como o cerrado *sensu stricto*, campo sujo e cerradão (Silva *et al.* 2010) e, assim, as florestas são mais adequadas para o forrageamento dessas espécies, que costumam revirar folhas e galhos caídos no solo em busca de alimentos, como sementes e pequenos artrópodos.

Os fragmentos mais heterogêneos provavelmente são mais importantes para este grupo por oferecerem maior disponibilidade de recursos alimentares e toda a gama de recursos necessários para sua sobrevivência, evitando desta maneira que estas aves abandonem o fragmento em busca de outras manchas florestais na paisagem e que se desloquem por matrizes que podem ser muito hostis (como agricultura e pastagens), ficando assim mais vulneráveis a riscos de predação.

Efeitos em escala da paisagem X escala local

No presente estudo, apenas variáveis locais (especialmente a heterogeneidade do fragmento) tiveram efeitos sobre a riqueza específica e a riqueza dos grupos funcionais. As variáveis da paisagem analisadas (quantidade de área e heterogeneidade ambiental) não influenciaram a riqueza específica e nem a riqueza de grupos funcionais. Os resultados aqui encontrados corroboram parcialmente aqueles encontrados por Galitsky & Lawler (2015), em paisagens temperadas. Os autores amostraram comunidades de aves em remanescentes de carvalhos nos Estados Unidos, e também verificaram que os fatores locais foram mais importantes para a riqueza específica do que fatores na escala da paisagem. Porém, tanto fatores locais quanto fatores na escala de paisagem foram igualmente importantes para definir a composição funcional daquelas comunidades de aves.

As pesquisas que avaliaram a influência de fatores locais e de fatores da paisagem sobre a riqueza específica da avifauna renderam resultados diversos. Assim, alguns estudos verificaram que variáveis da paisagem são mais importantes do que variáveis locais (e.g., Manu *et al.* 2006, Martensen *et al.* 2008), outros verificaram o oposto (e.g., Galitsky & Lawler 2015), enquanto outros encontraram correlações da riqueza com as variáveis medidas em ambas as escalas (e.g., Beier *et al.* 2002, Pearman 2002, Cleary *et al.* 2005, Uezu & Metzger 2011, Martensen *et al.* 2012). Cleary *et al.* (2005) sugerem que as diferenças entre os estudos provavelmente são consequências das técnicas utilizadas para medição das variáveis ambientais e para a análise dos dados, e não de diferenças fundamentais nas características ecológicas das comunidades estudadas. No entanto, de acordo com Uezu & Metzger (2011), as divergências entre estudos podem ser resultado de diferenças na configuração das paisagens e na composição distinta de espécies.

Galitsky & Lawler (2015) enfatizaram que os resultados que eles encontraram poderiam ser diferentes se características distintas fossem utilizadas para descrever os grupos funcionais. Isto é válido para o presente estudo, ou seja, se aqui fossem utilizadas outras características para definir os grupos funcionais (e.g., algumas daquelas utilizadas por Uezu & Metzger 2011, tais como a proximidade ao limite de distribuição, flexibilidade no uso de diferentes tipos florestais e abundância relativa das espécies), provavelmente seriam encontradas distintas relações entre os grupos funcionais e as métricas locais e da paisagem.

Galitsky & Lawler (2015) também mencionam que, embora tenham selecionado um conjunto de variáveis identificadas em múltiplos estudos como importantes por influenciarem a riqueza de espécies e grupos funcionais de aves, ainda assim eles não capturaram todos os fatores que determinam a presença de espécies em um dado local. Isso também pode ser estendido para o presente estudo, pois embora tenham sido escolhidas variáveis que podem influenciar a riqueza de espécies ou de grupos funcionais de aves, tais como a área do fragmento (e.g., Lees & Peres 2008, Uezu & Metzger 2011), a quantidade de habitat na paisagem (e.g., Smith *et al.* 2011, Martensen *et al.* 2012), e a heterogeneidade ambiental (e.g., MacArthur & MacArthur 1961, Poulsen 2002, St-Louis *et al.* 2014), é evidente que esta escolha não englobou todos os fatores que influenciam as comunidades de aves. Portanto, o resultado aqui

encontrado deve ser analisado com cuidado, ou seja, o fato da riqueza específica e riqueza dos grupos funcionais apresentarem relação apenas com fatores locais não significa que os fatores na escala da paisagem não são importantes para as comunidades de aves florestais no Cerrado.

Segundo Tews *et al.* (2004) os possíveis efeitos da heterogeneidade ambiental para um determinado grupo de espécies podem diferir conforme a escala espacial utilizada, e também podem variar conforme a variável medida. Aqui, o efeito da heterogeneidade diferiu entre as escalas, pois foram visíveis apenas na escala do fragmento. Com relação à mensuração da heterogeneidade ambiental, optou-se por uma única variável (desvio-padrão do índice de vegetação NDVI). Estudos realizados tanto em regiões temperadas quanto em tropicais, verificaram que os índices de vegetação NDVI, usados para quantificar a heterogeneidade de habitat, foram bons preditores para a riqueza de espécies de aves (*e.g.*, Bacaro *et al.* 2011, St-Louis *et al.* 2014, Nieto *et al.* 2015). Neste estudo, o uso do NDVI também se mostrou apropriado, uma vez que foi encontrada uma forte relação entre a heterogeneidade ambiental do fragmento e três variáveis dependentes (riqueza específica, riqueza de aves semidependentes florestais e riqueza de aves de solo).

Para avaliar a resposta de besouros à heterogeneidade ambiental no Cerrado goiano, em diferentes escalas (24 *buffers* em torno dos pontos amostrais, variando de 30 até 2500 m), Corrêa *et al.* (2011) também utilizaram o desvio-padrão do NDVI, mas não encontraram relação entre a riqueza de espécies e a heterogeneidade. Portanto, este resultado difere do encontrado para as aves no presente estudo. Conforme literatura disponível, estes são os únicos estudos no Cerrado que utilizaram medidas do NDVI para prever a riqueza de espécies, e assim, sugere-se o uso dessas medidas em futuros estudos neste Bioma, visando testar sua eficácia tanto em comunidades de aves, assim como em outros grupos animais. O uso do NDVI possui grandes vantagens, dentre elas a facilidade na obtenção dos índices e a redução de recursos financeiros. A partir de imagens de satélite devidamente classificadas, os valores do NDVI podem ser facilmente calculados. Já o uso de outras medidas de heterogeneidade, como por exemplo, de variáveis estruturais da vegetação (altura do dossel, altura do sub-bosque, número de árvores, dentre outras) exige trabalho de campo, demandando um maior tempo para a obtenção das variáveis e maiores custos

financeiros. Nieto *et al.* (2015) verificaram que as medidas de NDVI representaram uma maneira simples e barata para estimar a riqueza de aves em grandes escalas no sul da América do Sul.

Considerações finais

As relações entre a riqueza específica, riqueza de espécies semidependentes florestais e de espécies de solo, com a heterogeneidade ambiental dos fragmentos florestais podem ser explicadas pela maior heterogeneidade dos fragmentos do bioma Cerrado, propiciada pelo contato com fitofisionomias adjacentes. Assim, sugere-se que a conservação da avifauna em fragmentos florestais no Cerrado Goiano não depende apenas da presença de fragmentos florestais de maior tamanho, mas depende essencialmente da heterogeneidade ambiental dessas manchas florestais. E, por sua vez, a heterogeneidade ambiental desses fragmentos depende da sua maior proximidade com fitofisionomias adjacentes, sejam elas florestais, savânicas ou campestres. Em outras palavras, a manutenção do mosaico vegetacional natural presente no bioma Cerrado garante a heterogeneidade ambiental necessária para a conservação da avifauna florestal. A riqueza específica nos fragmentos florestais é incrementada pela presença de espécies de aves semidependentes florestais, que vivem em fitofisionomias adjacentes mais abertas, mas que dependem das florestas para propósitos reprodutivos e/ou para a alimentação.

O contínuo avanço da destruição do Cerrado goiano representa uma grande ameaça para a conservação das espécies de aves de ambientes florestais. Mesmo que as áreas florestais sejam mantidas intactas, se a destruição de fitofisionomias campestres e savânicas persistir, os efeitos indiretos sobre as comunidades de aves florestais serão visíveis, pois estes fragmentos florestais podem ficar cada vez mais isolados, cercados por uma matriz predominantemente antrópica, composta essencialmente de pastagens e cultivos agrícolas. Esta matriz pode prejudicar o deslocamento das aves, particularmente das semidependentes florestais que se deslocam para áreas florestais, e conseqüentemente acarretar diminuição da riqueza de espécies em ambientes florestais. E este isolamento também causará ruptura na ligação entre os ambientes florestais e outras fitofisionomias naturais. Portanto,

ressalta-se que para garantir a heterogeneidade ambiental e a riqueza de aves dos fragmentos florestais, é necessário preservar todo o mosaico vegetacional natural do Cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **The Condor**, v. 101, p. 537-548, 1999.
- ALHO, C. J. R. Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patch Cerrado landscape. **Arquivos do Museu Nacional**, v. 63, n. 1, p.41-48, 2005.
- ALMEIDA, S. S. P.; LOUZADA, J. N. C. Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do cerrado e sua importância para a conservação. **Neotropical Entomology**, v. 38, n. 1, p. 32-43, 2009.
- ANDRADE, R. D. DE; MARINI, M. Â. Bird species richness in natural forest patches in southeast Brazil. **Lundiana**, v. 3, n. 2, p. 141–150, 2002.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355-366, 1994.
- ANJOS, L. DOS; BOÇON, R. Bird communities in natural forest patches in Southern Brazil. **Wilson Bulletin**, v. 111, n. 3, p. 397–414, 1999.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation** v. 122, p. 441-451, 2005.
- ANTUNES, A. Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 13, n. 1, p. 47-61, 2005.
- ANTUNES, A. Z. et al. Comparação entre as comunidades de aves de duas fitofisionomias florestais contíguas no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, n. 3, p. 213-226, 2011.
- ARAÚJO, H. F. P.; RODRIGUES, R. C.; NISHIDA, A. K. Composição da avifauna em complexos estuarinos no estado da Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 14, n. 3, p. 249-259, 2006.

- AYOADE, J. O. **Introdução à Climatologia para os Trópicos**. 16 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012.
- BACARO, G. et al. Geostatistical modelling of regional bird species richness: exploring environmental proxies for conservation purpose. **Biodiversity Conservation**, v. 20, p. 1677-1694, 2011.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, v. 119, p. 918-926, 2010.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. **Ecology**, v. 93, p. 2560-2569, 2012.
- BAZZAZ, F. A. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. **Ecology**, v. 56, p. 485-488, 1975.
- BEIER, P.; DRIELEN, M. V.; KANKAM, B. O. *Avifaunal Collapse* in West African Forest Fragments. **Conservation Biology**, v. 16, n. 4, p. 1097-1111, 2002.
- BERNARDO, P. V. S. **Padrões de distribuição de mamíferos de médio e grande porte em paisagens fragmentadas**. 2012. 90 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2012.
- BISPO, A. A. **Fragmentação florestal: efeitos em múltipla escala sobre a diversidade de aves em remanescentes florestais no noroeste do estado de São Paulo**. 2010. 99 f. Tese de Doutorado - Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2010.
- BONVICINO, C. R.; CERQUEIRA, R.; SOARES, V. A. Habitat use by small mammals of upper Araguaia river. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 56, n. 4, p. 761-767, 1996.
- BROOKS, T.; PIMM, S. L.; OYUGI, J. O. Time-lag between deforestation and Bird extinction in tropical forest fragments. **Conservation Biology**, v. 13, p. 1140-1150, 1999.
- CARDOSO, M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal. **Acta Geográfica**, v. 8, n. 16, p. 40–55, 2014.
- CASIMIRO, P. C. Estrutura, composição e configuração da paisagem conceitos e princípios para a sua quantificação no âmbito da ecologia da paisagem. **Estudos Regionais**, v. 20, p. 75-99, 2009.

- CASTELLÓN, T. D.; SIEVING, K. E. An Experimental Test of Matrix Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. **Conservation Biology**, v. 20, n.1, p.135-145, 2006.
- CAVALCANTI, R. B. The importance of forest edges in the ecology of open country cerrado birds. In: FURLEY, P. A.; PROCTOR, J.; RATTER, J. A. (eds.). **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. London: Chapman & Hall, 1992, p. 513-518.
- CHANG, X.; QUAN, R.; WANG, L. Bird conservation in extremely small tropical rainforest patches in southwest China. **Biological Conservation**, v. 158, p. 188-195, 2013.
- CLEARY, D. F. R. et al. Associations of bird species richness and community composition with local landscape-scale environmental factors in Borneo. **Landscape Ecology**, v. 20, p. 989-1001, 2005.
- CLOUGH, Y. et al. Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1032-1041, 2009.
- COLLI, G. R. et al. A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (eds.). **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2003. p. 317-324.
- COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em Fragstats. **Investigação Operacional**, v.24, n.1, p.109-137, 2004
- CORRÊA, C.C. et al. Utilização do NDVI na avaliação da resposta de besouros herbívoros à complexidade e heterogeneidade ambiental em diferentes escalas no Bioma Cerrado. In: XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2011, Curitiba. **Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Curitiba: INPE, 2011. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2011/files/p0745.pdf>> Acesso em: 24 jul. 2016.
- DURÃES, R.; MARTINS, W. P.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) assemblages across a natural forest-cerrado ecotone in Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 34, n. 5, p. 721-731, 2005.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

- FERREIRA, M. E. et al. Considerations about the land use and conversion trends in the savanna environments of Central Brazil under a geomorphological perspective. **Journal of Land Use Science**, v. 23, p. 1-15, 2013.
- FINDLAY, C. S.; HOULAHAN, J. Anthropogenic Correlates of Species Richness in Southeastern Ontario Wetlands. **Conservation Biology**, p. 1000-1009, v. 11, n. 4, 1997.
- 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, p. 287-299, 2015.
- HANSBAUER, M. M. et al. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic Rainforest. **Biological Conservation**, v. 141, p. 782-791, 2008.
- HANSBAUER, M. M. et al. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. **Landscape Ecology**, v. 25, p. 407-417, 2010.
- HUANG, Q. et al. The Influence of Vegetation Height Heterogeneity on Forest and Woodland Bird Species Richness across the United States. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8: p. 1-10, 2014.
- KARR, J. R. Surveying birds in the tropics. **Studies in Avian Biology**, v. 6, p. 62-67, 1981.
- KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation and land-use. In: Oliveira, P. S.; Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 69-88,
- LARANJEIRAS, T. O. et al. Bird communities in diferente phytophysionomies of the cerrado biome. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 47, n. 1, p. 41-51, 2012.
- LAURANCE, S. G. W.; GOMEZ, M. S. Clearing width and movements of understory rainforest birds. **Biotropica**, v. 37, n. 1, p. 149-152, 2005.
- LEES, A. C.; PERES, C. A. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. **Animal Conservation**, v. 11, p. 128-137, 2008.

- LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. Recursos Hídricos do Bioma Cerrado: importância e situação. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília, EMBRAPA, 2008. p. 89-106.
- LINS, L. V. **O papel da mata ciliar na estruturação de uma comunidade de aves do cerrado (Brasília, DF)**. 1994. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1994.
- MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. On Bird Species Diversity. **Ecology**, v. 42, n. 3, p. 594-598, 1961.
- MACEDO, R. H. F. The avifauna: ecology, biogeography, and behaviour. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The Cerrados of Brazil**. New York, Columbia University Press, 2002. p. 242–263.
- MACHADO, F. S.; GREGORIN, R.; MOUALLEM, P. S. B. Small mammals in high altitude phytophysognomies in southeastern Brazil: are heterogeneous habitats more diverse? **Biodiversity Conservation**, v. 22, p. 1769-1782, 2013.
- MANU, S.; PEACH, W.; CRESSWELL, W. The effects of edge, fragment size and degree of isolation on avian species richness in highly fragmented forest in West Africa. **Ibis**, v. 149, n. 2, p. 287-297, 2006.
- MARINI, M. Â. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. **Bird Conservation International**, v. 11, n. 1, p. 13–25, 2001.
- 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, p. 2184-2192, 2008.
- 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.
- MARTINS, F.C. **Estrutura de comunidades de aves em remanescentes de Floresta Estacional Decidual na região do Vale do Rio Paranã – GO e TO**. 2007. 133 f. Tese de Doutorado - Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Forest Service General, US. (Technical Report PNW: 351), 1995.
- METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, p. 1-9, 2001.

- METZGER et al. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1166-1177, 2009.
- MILHOMEM, M. S.; VAZ DE MELLO, F. Z.; DINIZ, I. R. Técnicas de coleta de besouros copronecrófagos no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 11, p. 1249-1256, 2003.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. Cobertura vegetal do Brasil. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>. Acesso: 12 jan 2012.
- MOHD-AZLAN, J.; NOSKE, R. A.; LAWES, M. J. The Role of Habitat Heterogeneity in Structuring Mangrove Bird Assemblages. **Diversity**, v. 7, p. 118-136, 2015.
- MORANTE-FILHO, J. C. Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. **PLoS ONE** v. 10, n. 6: e0128923, 2015.
- MOTTA-JUNIOR, J. C. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. **Ararajuba**, v. 1, n. 65, p. 71, 1990.
- NEGRET, A. J. **Diversidade e abundância da avifauna da reserva ecológica do IBGE, Brasília - DF**. 1983. 136 f. Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília, Brasília, 1983.
- NEVES, A. C. M. Determinantes do desmatamento na Mata Atlântica: Uma Análise Econômica. 2006. 83 f. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.
- NIETO, S.; FLOMBAUM, P.; GARBULSKY, M. F. Can temporal and spatial NDVI predict regional bird-species richness? **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 729-735, 2015.
- OLIVEIRA, G. M. **Disponibilidade de recursos florais para beija-flores no cerrado de Uberlândia, MG**. 1998. 62 f. Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília, Brasília, 1998.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. A study of the origin of central brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburg Journal of Botany**, v. 52, n. 2, p. 141–194, 1995.
- PACHECO, R.; VASCONCELOS, H. L. Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, p. 797-809, 2012.

- PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE** 5:e13666, 2010.
- PARKER III, T. A.; STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W. Ecological and distributional databases. In: STOTZ, D.F. et al. (Eds.). **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago, 1996.
- PARVIAINEN, M.; LUOTO, M.; HEIKKINEN, R. K. NDVI-based productivity and heterogeneity as indicators of plant-species richness in boreal landscapes. **Boreal Environment Research**, v. 15, p. 301-318, 2010.
- PEARMAN, P.B. The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. **Ecological Monographs**, v. 72, p. 19-39, 2002.
- PEARSON, S. M. The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering bird populations. **Landscape Ecology**, v. 8, n. 1, p. 3-18, 1993.
- PIRATELLI, A.; BLAKE, J. G. Bird communities of the southeastern Cerrado Region , Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 17, p. 213–225, 2006.
- POSSO, S. R. et al. Avian composition and distribution in a mosaic of cerrado habitats (RPPN Parque Ecológico João Basso) in Rondonópolis, Mato Grosso, Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 21, n. 4, p. 243–256, 2013.
- POULSEN, B. O. Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, p. 1551-1566, 2002.
- RADFORD, J. Q.; BENNETT, A. F.; CHEERS, G. J. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. **Biological Conservation**, v. 124, p. 317-337, 2005.
- RAMAN, T. R. S. Effects of habitat structure and adjacent habitats on birds in tropical rainforest fragments and shaded plantations in the Western Ghats, India. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 1577-1607, 2006.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília, EMBRAPA, 2008. p. 151-199.
- RIBON, R. **Aves em fragmentos de Mata Atlântica do sudeste de Minas Gerais: incidência, abundância e associação à topografia**. 2003. 123 f. Tese de Doutorado - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

- RIBON, R.; SIMON, J. E.; MATTOS, G. T. Bird extinction in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1827-1839, 2003.
- RIERA, J.L. et al. Analysis of Large-Scale Spatial Heterogeneity in Vegetation Indices among North American Landscapes. **Ecosystems**, v. 1, p. 268-282, 1998.
- ROBLES, A. J. **Patch-and landscape-scale effects on area sensitivity of grassland birds in Iowa**. 2010. 71 f. Dissertation - Iowa State University, Iowa, 2010.
- ROMA, J. C. **A fragmentação e seus efeitos sobre aves de fitofisionomias abertas do Cerrado**. 2006. 210 f. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, 2006.
- ROTENBERRY, J. T. The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristics? **Oecologia**, v. 67, p. 213-217, 1985.
- SANO, E. E. et al. **Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal, Bioma Cerrado: Ano-Base 2002**. Brasília, MMA/SBF, 2010(a). p. 96.
- SANO, E. E. et al. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, p. 113–124, 2010(b).
- SEAGRO. Atualização do mapa de uso da terra e cobertura vegetal de Goiás. Disponível em: <<http://www.sieg.go.gov.br>>. Acesso em: 18 ago. 2015.
- SETO, K. C. et al. Linking spatial patterns of bird and butterfly species richness with Landsat TM derived NDVI. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 20, p. 4309–4324, 2004.
- SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.
- SILVA, J. M. C. Birds of the Cerrado Region, South America. **Steenstrupia**, v. 21, p. 69–92, 1995.
- SILVA, J. M. C.; SANTOS, M. P. D. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Orgs.). **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 219-233.
- SILVA, F. A. M.; ASSAD, E. D.; EVANGELISTA, B. A. Caracterização climática do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília, EMBRAPA, 2008. p. 69-88.

- SILVA, R. J.; DINIZ, S.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Heterogeneidade do Habitat, Riqueza e Estrutura da Assembléia de Besouros Rola-Bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em Áreas de Cerrado na Chapada dos Parecis, MT. **Neotropical Entomology**, v. 39, n. 6, p. 934-940, 2010.
- SILVA, E. B. DA et al. A expansão da fronteira agrícola e a mudança de uso e cobertura da terra no centro-sul de Goiás , entre 1975 e 2010. **Ateliê Geográfico**, v. 7, n. 2, p. 116–138, 2013.
- SMITH, A. C.; FAHRIG, L.; FRANCIS, C. M. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. **Ecography**, v. 34, p. 103-113, 2011.
- ST-LOUIS, V. et al. Modelling avian biodiversity using raw, unclassified satellite imagery. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 369, p. 1-10, 2014.
- STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O. Use of Amazonian Forest Fragments by Understory Insectivorous Birds. **Ecology**, v. 76, n. 8, p. 2429-2445, 1995.
- STOUFFER, P. C. et al. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. **Conservation Biology**, v. 20, n. 4, p. 1212-1223, 2006.
- STRATFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. Local Extinctions of Terrestrial Insectivorous Birds in a Fragmented Landscape near Manaus, Brazil. **Conservation Biology**, v. 13, n. 6, p. 1416–1423, 1999.
- TEWS, J. et al. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, p. 79-92, 2004.
- THIOLLAY, J. M. Disturbance, selective logging and bird diversity: a Neotropical forest study. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, p. 1155-1173, 1997.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 3ª edição. Porto Alegre: Artmed, 2010.
- TUBELIS, D. P.; CAVALCANTI, R. B. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. **Bird Conservation International**, v. 10, p. 331-350, 2000.
- TUBELIS, D. P.; CAVALCANTI, R. B. Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a central Brazilian Cerrado. **Ornitologia Neotropical**, v. 12, p. 57-73, 2001.

- TUBELIS, D. P.; COWLING, A.; DONNELLY, C. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. **Biological Conservation**, v. 118, n. 3, p. 353-364, 2004.
- TUBELIS, D. P. Veredas and their use by birds in the Cerrado, South America: a review. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 363–374, 2009.
- VIELLIARD, J. M. E. et al. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: MATTER, S. V. et al.(orgs.) **Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. p. 47-60.
- UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, p. 507-519, 2005.
- UEZU, A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. 2006. 193 f. Tese de Doutorado - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- UEZU, A.; METZGER, J. P. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity Conservation**, v. 20, p. 3627–3643, 2011.
- WIENS, J. A. Habitat fragmentation: island vs. Landscape perspectives on bird conservation. **Ibis**, v. 137, p. S97–S104, 1994.
- WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1, p. 1–25, 1979.

CHAPTER 3

BIRD DIVERSITY ALONG A GRADIENT OF FRAGMENTED HABITATS OF THE CERRADO

SHAYANA DE JESUS¹, WAGNER ANDRÉ PEDRO² and ARTHUR ÂNGELO BISPO³

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Estadual Paulista 'Júlio de Mesquita Filho'/ TheMetaLand: Laboratório de Ecologia Teórica, Metacomunidades e Ecologia de Paisagem, Universidade Federal de Goiás, CEP 74690970, Caixa Postal 24265, Goiânia, GO, Brasil.

²Universidade Estadual Paulista 'Júlio de Mesquita Filho' – FMVA/UNESP – Araçatuba, Rua Clóvis Pestana 793, 16050-680, Araçatuba, SP, Brasil.

³Curso Educação Intercultural da Universidade Federal de Goiás, Universidade Federal de Goiás/ Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação/ TheMetaLand: Laboratório de Ecologia Teórica, Metacomunidades e Ecologia de Paisagem, UFG, CEP 74690970, Caixa Postal 24265, Goiânia, GO, Brasil.

ABSTRACT

Understanding the factors that affect biodiversity is of central interest to ecology, and essential to species conservation and ecosystems management. We sampled bird communities in 17 forest fragments in the Cerrado biome, the Central-West region of Brazil. We aimed to know the communities structure pattern and the influence of geographical distance and environmental variables on them, along a gradient of fragmented habitats at both local and landscape scales. Eight structural variables of the fragments served as an environmental distance measurement at the local scale while five metrics served as an environmental distance measurement at the landscape scale. Species presence-absence data were used to calculate the dissimilarity index. Beta diversity was calculated using three indices (β_{sim} , β_{nes} and β_{sor}), representing the spatial species turnover, nestedness and total beta diversity, respectively. Spatial species turnover was the predominant pattern in the structure of the communities. Variations in beta diversity were explained only by the environmental variables of the landscape with spatial configuration being more important than the composition. This fact indicates that, in Cerrado of Goiás avian communities structure, deterministic

ecological processes associated to differences in species responses to landscape fragmentation are more important than stochastic processes driven by species dispersal.

KEY WORDS: beta diversity, environmental distance, forest fragments, landscape scale, turnover

RESUMO. Compreender os fatores que afetam a diversidade das espécies é de interesse central à ecologia, e essencial para a conservação da biodiversidade e para o manejo dos ecossistemas. Nós amostramos as comunidades de aves de 17 fragmentos florestais no bioma Cerrado, região Centro-oeste do Brasil, visando conhecer o padrão de estruturação das comunidades e a influência da distância geográfica, de variáveis ambientais na escala local e de variáveis ambientais na escala da paisagem sobre a diversidade ao longo de um gradiente de habitats fragmentados. Oito variáveis estruturais dos fragmentos serviram como medida de distância ambiental na escala local, enquanto cinco métricas serviram como medida de distância ambiental na escala da paisagem. Os dados de presença e ausência das espécies foram utilizados para os cálculos de dissimilaridade. A diversidade beta foi calculada através de três índices (β_{sim} , β_{nes} e β_{sor}), que representam a substituição de espécies, o aninhamento e a diversidade beta total, respectivamente. A substituição espacial foi o padrão predominante na estruturação das comunidades. As variações na diversidade beta foram explicadas somente pelas variáveis ambientais das paisagens, e a configuração foi mais importante do que a composição da paisagem. Este fato indica que processos ecológicos determinísticos, associados às diferentes respostas das espécies à fragmentação das paisagens, são mais importantes do que processos estocásticos, dirigidos pela dispersão das espécies, na estruturação das comunidades de aves florestais no Cerrado goiano.

PALAVRAS CHAVE: diversidade beta, distância ambiental, fragmentos florestais, escala da paisagem, substituição espacial.

INTRODUCTION

Understanding the processes responsible for the emergence and maintenance of beta diversity is essential to biodiversity conservation and management of ecosystems. These process play a key role in the identification and conservation

planning and proposition of ecological restoration practices (e.g., Gutiérrez-Cánovas et al. 2013, Kattan et al. 2006, Margules and Pressey 2000, McKnight 2007, Pressey et al. 1993). In addition, as beta-diversity represents changes in both richness and identity of species, it is advantageous to detect changes that are too subtle or too complex to be noticed in species richness (Banks-Leite et al. 2012).

Variation in communities along a gradient of habitats (beta-diversity) can be assigned to two distinct phenomena: the spatial species turnover and the nestedness of communities. They are the outcome of species replacement and the loss or gain of species, two contrasting processes, respectively (Baselga et al. 2007, Baselga 2010). In all situations in which two or more communities are not identical, these communities will be described by any of these patterns or a combination of the two (Baselga 2010). As turnover and nestedness are patterns generated by different processes, the partitioning of beta diversity into these two components ensures a clearer understanding of the mechanisms responsible for variations in communities composition (Svenning et al. 2011). The differentiation of such components is also fundamental to the understanding of biogeographical, ecological and conservation issues (Baselga 2010).

When species distributions are structured by a nested pattern, poorer communities represent a subset of those with larger species numbers (Ulrich and Gotelli 2007, Ulrich et al. 2009). Nested communities result from a non-random process of species loss or gain (Baselga 2010). In animal communities, this pattern may be promoted by several factors such as the structure and quality of habitat, size and isolation of habitat patches and, natural and anthropogenic disturbances. These factors may act independently or interact in combinations (e.g., Bloch et al. 2007, Fernández-Juricic 2002, González-Oreja et al. 2012, Gutiérrez-Cánovas et al. 2013, Wright et al. 1998).

On the other hand, in communities structured by the spatial turnover, the species composition vary between communities due to environmental differences among sites or spatial and historical constraints (Baselga 2010, Chen et al. 2011, Qian et al. 2005). The forest fragmentation process can cause many environmental changes that affect biodiversity (Fahrig 2003, Haddad et al. 2015). In fragmented landscapes, species-specific responses to environmental changes (e.g., Uezu et al. 2005) and habitat fragmentation in different landscapes (e.g., Watson et al. 2005) may result in a

pattern of species replacement along the fragmentation gradient (e.g., Banks-Leite et al. 2012).

Beta diversity can be influenced not only by geographical distance (Keil et al. 2012, Qian et al. 2005) but also by environmental dissimilarity (Jankowski et al. 2009, Veech and Crist 2007) or it can even be the result of the interaction of both factors (Baselga and Jiménez-Valverde 2007, Chen et al. 2011, Steinitz et al. 2006, Tuomisto et al. 2003). When the geographical distance is the most important factor, the species composition will fluctuate randomly through space, indicating that the structure of the community is based on limited dispersion (Legendre et al. 2005, Tuomisto and Ruokolainen 2006). When the environmental differences are the most important factors, the species composition will vary along the environmental gradient as a result of the different species-specific responses (Tuomisto and Ruokolainen 2006). Furthermore, the communities may be influenced not only by local environmental factors, but also by those at the landscape scale (e.g., Banks-Leite et al. 2012, Cleary et al. 2005, Zurita and Bellocq 2010). Therefore, it is essential to study beta diversity at different scales.

The Cerrado biome is one of the 35 regions considered as biodiversity *hotspots* (Mittermeier et al. 2011). It is under an increasing anthropogenic pressure due to the expansion of agricultural activities (Ferreira et al. 2013, Sano et al. 2010, Silva et al. 2013). In this context, understanding the factors responsible for structuring animal communities in fragmented landscapes is of particular importance from a conservationist point of view. It may assist in elaborating effective measures to species and their habitats conservation and management. In the present study, we intend to identify the factors responsible for variation in bird communities composition (beta diversity) of forest fragments in the Cerrado biome in order to elucidate the following issues: (1) if bird communities in these fragments are structured by nestedness or spatial species turnover patterns; and (2) if the variation in species composition between the fragments are influenced by the geographical distance, the structural variables of the fragments (local scale) or the environmental variables of the surrounding landscapes (landscape scale). As the process of forest fragmentation may alter the environmental conditions and species have specific ecological requirements, we expect them to respond differently to such changes. Furthermore, we expect to find dissimilarities in species composition between the fragments promoted by the species replacement mechanism as a result of environmental fluctuation mainly. We predict

that environmental characteristics of the landscape are more important than local characteristics in structuring these communities due to the fact that the fragments are inside of a natural mosaic composed of different vegetation types including forest, savanna and grassland. Additionally, the fragments are in landscapes with different levels of fragmentation.

MATERIAL AND METHODS

STUDY AREA

The field work was conducted in 17 forest fragments located throughout the State of Goiás, in the Central-West region of Brazil (Figure 1, Table I). The fragments ranged from 92 to 537 ha (Table I). They are located in landscapes with different levels of forest coverage, fragmentation and connectivity. Two fragments are located in protected areas, one at "The National Forest of Silvânia" (C11) and the other at "Emas National Park" (S15). The others are inside of private properties.

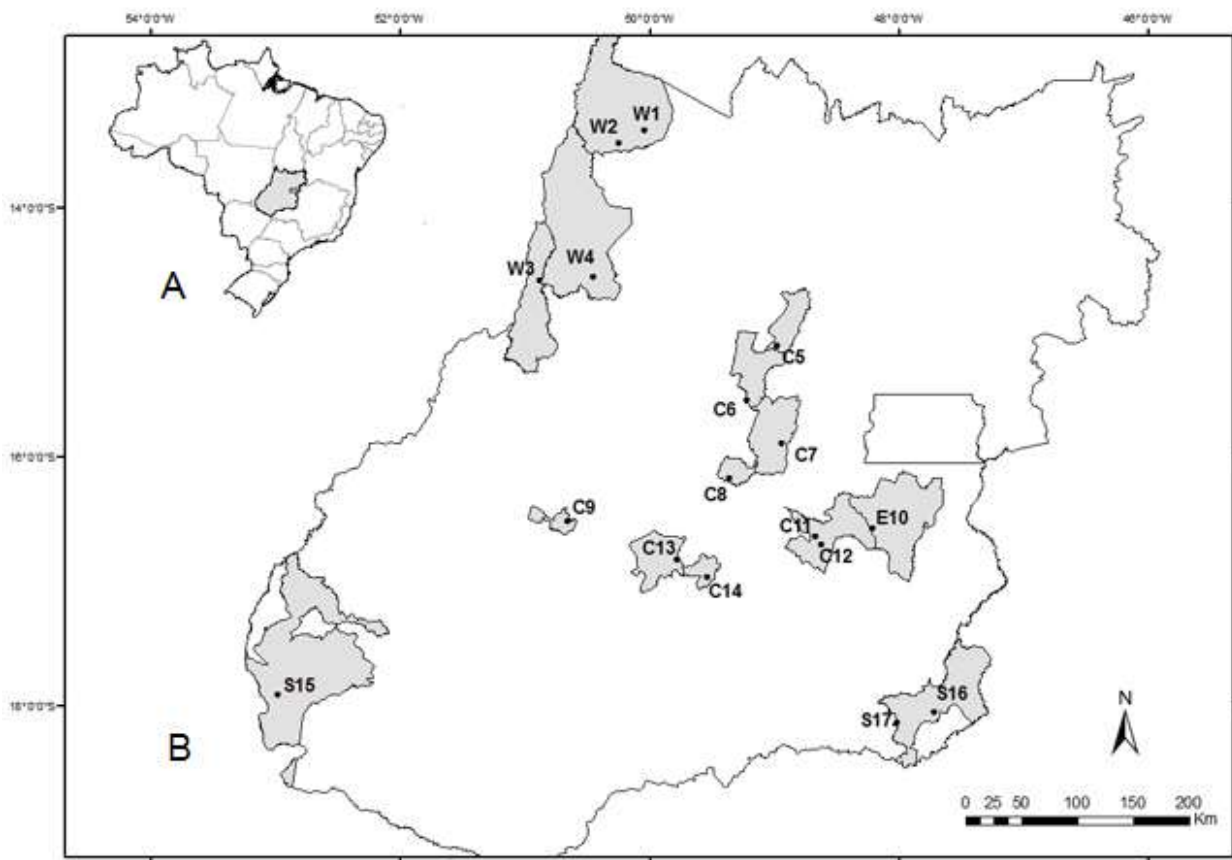


Figure 1. A. Map of Goiás State. B. Location of the seventeen forest fragments sampled in the State of Goiás. The gray areas are the municipalities where the fragments are located.

The study area is covered by the Cerrado which is the second largest Brazilian biome (IBGE 2014). This biome is a natural mosaic of 11 general physiognomies comprised of four forest, four savannic and three grassland formations (Ribeiro and Walter 2008). The climate of the region is tropical moist/dry, according to the Strahler classification (Ayoade 2012), with dry winters and rainy summers (Ribeiro and Walter 2008). The rainy season extends from October to April, and the dry season from May to September (Lima and Silva 2008). The annual mean temperature is 23.4° C, and the annual mean precipitation is 1500 mm (Cardoso et al. 2014, Silva et al. 2008).

Table I. Sampled forest fragments and respective municipalities, geographical coordinates, area (hectares) and sampling period (month/year). The fragments are identified with the initial letters of the regions of the state (W: west; E: east; C: central; S: south).

Fragments	Municipalities	Latitude	Longitude	Area	Sampling period
W1	São Miguel do Araguaia	-13.3741	-50.0372	92.31	01/2014; 05/2014
W2	São Miguel do Araguaia	-13.4769	-50.2434	352.99	11/2013; 05/2014
W3	Aruanã	-14.5830	-50.8784	102.05	01/2014; 08/2014
W4	Nova Crixás	-14.5562	-50.4558	138.68	02/2014; 08/2014
C5	Barro Alto	-15.1017	-48.978	537.37	09/2012; 04/2014
C6	Goianésia	-15.5454	-49.2237	114.72	03/2014; 07/2014
C7	Pirenópolis	-15.8920	-48.9376	144.11	02/2014; 06/2014
C8	Petrolina de Goiás	-16.1669	-49.3605	253.83	02/2013; 10/2013
C9	Moiporá	-16.5110	-50.6581	222.53	10/2013; 05/2014
E10	Luziânia	-16.5717	-48.2145	174.39	11/2013; 07/2014
C11	Silvânia	-16.6318	-48.6669	142.92	12/2012; 09/2013
C12	Silvânia	-16.6987	-48.6176	109.68	09/2012; 02/2014
C13	Palmeiras de Goiás	-16.8221	-49.7828	107.12	02/2013; 08/2013
C14	Guapó	-16.9660	-49.5351	196.48	11/2012; 09/2013
S15	Mineiros	-17.9065	-52.9835	102.26	12/2013; 08/2014
S16	Catalão	-18.0461	-47.7186	196.85	03/2013; 08/2013
S17	Catalão	-18.1352	-48.0136	252.10	08/2013; 04/2014

SAMPLING OF FRAGMENT STRUCTURAL VARIABLES

Three plots of 10 x 10 m were placed in each fragment along trails within the forest. They were located at the beginning, the middle and the end of the mist nets transect. The following structural habitat variables were collected in each plot: height of leaf litter (HLL), percentage of understory coverage (PUC), percentage of canopy coverage (PCC), number of trees higher than 1.50 m and diameter at breast height greater than 5 cm (NTT), average diameter at breast height (DBH), number of decaying trees (NDT), number of fallen logs (NFL), and number of lianas (LIA). Leaf litter height was measured with a graduated ruler at the four plot corners and at the center of each plot, totalizing five samples per plot. The understory coverage was estimated using a 2-m rod marked at 20-cm intervals, totalizing 10 intervals. Measurements were taken at the four corners of the plot. The rod was placed at one corner at a time and an observer, at the diagonal opposite side, estimated the number of sessions covered by vegetation. Canopy coverage readings were taken using a densiometer at the central point and at the four corners of each parcel. The reading procedures, consisted of virtually dividing each quadrant into four parts. Then, we systematically counted the amount of quadrant quarters that represented the canopy. All living trees higher than 1.50 m and with diameter at breast height greater than 5 cm, decaying trees with diameter at breast height greater than 5 cm, fallen logs and lianas in the parcel were directly quantified. These eight structural variables served as a measure of environmental distance at the local scale.

LANDSCAPE ANALYSIS

After supervised classification of Landsat 8 satellite images (30-m resolution; bands 5, 4 and 3) and mapping of coverage classes (Forest, Cerrado, anthropogenic environment and water), we calculated landscape metrics, considering two coverage classes: forest and non-forest. The metrics were calculated using Fragstats v 4.2 (McGarigal and Marks 1995) for a 5 km radius from each forest fragment center. Subsequently, five metrics were selected and used together as a measure of environmental distance at the landscape scale: CA (forested area), TCA (total forest fragment core area), NP (number of forest fragments), SHAPE (mean forest fragment shape), and CLUMPY (aggregation of forest fragments). CA and TCA are composition metrics. The others represent landscape configuration metrics.

BIRD COMMUNITIES SAMPLING

Sampling in the fragments took place between September 2012 and August 2014 (Table I). Each fragment was sampled in two different seasons: dry and rainy. Sampling effort was comprised of a 15-hour period in each fragment per season, totalizing 510 hours. The surveys were conducted during three consecutive days and always started at sunrise and finished five hours later. In each fragment, 20 mist-nets were placed along trails within the forest and checked every 30 minutes. The captured birds were carefully removed from the nets, being identified afterward. Then, the individuals were released at the same trapping spot. A qualitative sampling was also performed using the point count method (Vielliard et al. 2010). Six point-counts sites were placed, with a minimum distance of 200 m between each other, in each fragment. Observation sessions were conducted for 20 minutes at each point-count site. Species presence-absence data, obtained through two different methodologies (mist-nets and point-count), were used to calculate species dissimilarity.

DATA ANALYSIS

BETA DIVERSITY

To calculate beta diversity, we partitioned it into the nestedness and turnover components. This procedure is essential to analyze and understand the processes that are influencing beta diversity (Baselga 2010). In accordance with the methods proposed by Baselga (2010), three beta-diversity indexes were calculated: the Simpson dissimilarity index (β_{sim}), the nestedness index (β_{nes}) and the Sorensen dissimilarity index (β_{sor}). They represent the beta-diversity pattern that results from the replacement of species, beta diversity related to nestedness and total beta diversity, respectively. The indexes were calculated using the following formulas:

$$\beta_{sim} = \frac{\min(b, c)}{a + \min(b, c)}$$

$$\beta_{sor} = \frac{b + c}{2a + b + c}$$

$$\beta_{nes} = 1 + \frac{\max(b, c) - \min(b, c)}{2a + \min(b, c) + \max(b, c)} \times \frac{a}{a + \min(b, c)}$$

In the formulas above, a represents the number of shared species by two sites, while b and c represent the number of species unique to each site (Baselga 2010). The indexes vary between 0 (no dissimilarity) and 1 (maximum dissimilarity, i.e. beta diversity is high).

All analysis were performed in the R software (R Core Development Team 2013) using the *vegan package*, based on species presence-absence data. The calculation was conducted in pairs in order to evaluate the dissimilarity between all pairs of the 17 landscapes. Afterwards, the mean beta diversity was calculated for each landscape and among the entire landscape set.

VARIATION IN BETA DIVERSITY: INFLUENCE OF GEOGRAPHICAL DISTANCE X ENVIRONMENTAL DISTANCE

The Mantel test evaluates the correlation between two dissimilarity matrices. Therefore, we used it to test whether the variation in beta diversity between the fragments was influenced by the geographical or environmental distances between them. The three beta-diversity indices (the Simpson index, the nestedness index, the Sorensen index) were used to calculate species dissimilarity. Geographical coordinates of the fragments were used to calculate the geographical distance. Eight structural variables of the fragments (HLL, UCP, CCP, NTT, DBH, NDT, NFL and LIA) were used to calculate the environmental distance at the local scale. Five landscape metrics (CA, NP, SHAPE, CLUMPY, and TCA) were used to calculate the environmental distance at the landscape scale, considering a 5-km radius. We tested the influence of geographical and environmental distances on beta diversity at both local and landscape scales. The calculations were conducted in the R software (R Core Development Team 2013) using the *vegan package*.

RESULTS

Spatial species turnover explained most part of variation in beta diversity ($\beta_{sim} = 0.4641$, 88,32% of explanation) among the communities while nestedness poorly explained such variation ($\beta_{nes} = 0.0614$, 11, 68% of explanation).

Total beta diversity, species replacement and nestedness, at the local scale, were not influenced by either the geographical or the environmental distances between fragments (Table II). However, the environmental distance between the fragments, represented by five metrics (CA, NP, SHAPE, CLUMPY and TCA), influenced species replacement (β_{sim}) at the local scale (Table II).

Table II. Partial Mantel test values (r = the correlation coefficient; p = level of significance) considering geographical and environmental distances at the local scale, and geographical and environmental distances at the landscape scale of the 17 forest fragments.

	Distance	r	p
Total β diversity	geographical	-0.03279	0.58094
	environmental - local scale	-0.08184	0.70293
Turnover	geographical	0.05332	0.38706
	environmental - local scale	-0.03527	0.58804
Nestedness	geographical	0.1458	0.84402
	environmental - local scale	-0.06188	0.63984
Total β diversity	geographical	-0.004636	0.47215
	environmental – landscape scale	0.08341	0.053195
Turnover	geographical	0.08341	0.28237
	environmental – landscape scale	0.2436	0.018398
Nestedness	geographical	-0.1541	0.90981
	environmental – landscape scale	-0.1458	0.89461

There was a relationship between the species turnover and environmental distance of the surrounding landscape. Therefore, each metric was analyzed separately in order to evaluate their influence on species diversity. Our analysis revealed that only two variables, NP (number of forest fragments) and CLUMPY (aggregation of forest fragments), had significant effects on beta diversity. These variables positively influenced not only the total beta diversity but also the species turnover (Table III).

Table III. Partial Mantel test values (r = the correlation coefficient; p = level of significance) considering the geographical and environmental distances of the surrounding landscapes of the 17 forest fragments.

	Distance	r	p
Total β diversity	geographical	-0.02987	0.56734
	environmental - CA	-0.0686	0.67733
Turnover	geographical	0.05119	0.38556
	environmental - CA	-0.06692	0.68523
Nestedness	geographical	-0.1374	0.78972
	environmental - CA	0.01592	0.38886
Total β diversity β	geographical	-0.04898	0.62664
	environmental - NP	0.2047	0.025297
Turnover	geographical	0.03245	0.41546
	environmental - NP	0.2116	0.017998
Nestedness	geographical	-0.1306	0.74963
	environmental - NP	-0.0691	0.74933
Total β diversity	geographical	-0.02661	0.54665
	environmental - SHAPE	-0.026	0.56664
Turnover	geographical	0.06001	0.36056
	environmental - SHAPE	0.02042	0.42236
Nestedness	geographical	-0.1488	0.85751
	environmental - SHAPE	-0.07705	0.69613
Total β diversity	geographical	-0.02949	0.58514
	environmental - CLUMPY	0.3328	0.0033997
Turnover	geographical	0.05696	0.40496
	environmental - CLUMPY	0.3865	0.00059994
Nestedness	geographical	-0.1395	0.78862
	environmental - CLUMPY	-0.1895	0.9814
Total β diversity	geographical	-0.00719	0.49495
	environmental - TCA	0.1163	0.20728
Turnover	geographical	0.07551	0.31457
	environmental - TCA	0.1296	0.15468
Nestedness	geographical	-0.1459	0.84452
	environmental - TCA	-0.05624	0.60844

DISCUSSION

Spatial species turnover was the predominant pattern in the structure of communities. The explanation for the replacement pattern leans on the Niche Theory. This theory posits that the distribution of each species is limited by a combination of abiotic and biotic variables that determine their multidimensional niche (Brown 1984, Hutchinson 1957). As responses to environmental factors occur in accordance with adaptations and limitations of each species (Wiens 1989), there may be changes in species composition along environmental gradients (Tuomisto and Ruokolainen 2006).

Only the variation of environmental features of the landscape had influence on the studied communities while environmental variation, at the local scale, did not influence them. The unique effects of landscape variables on bird communities are consistent with the results obtained by Seoane et al. (2004). They found that, at the landscape scale, the vegetation variables of the surrounding matrix were better predictors of bird distribution than the vegetation coverage at the local scale. However, in some cases, the bird communities may be primarily associated to local features and secondarily to features measured at a larger spatial scale (e.g., MacFaden and Capen 2002). They might also be affected by both, local and landscape variables (e.g., Cleary, et al. 2005, Ikin et al. 2014, Leyequién et al. 2010). Additionally, in other situations, the environmental variables are not important to bird communities structure. For instance, Baselga et al. (2015) examined the beta diversity of bird communities in agricultural landscapes of France. They found that the change in land cover had little impact on the communities. Therefore, the authors suggested that changes in species composition were caused by stochastic processes in which species appeared and disappeared randomly from the sampled localities.

In the present study, the surveyed fragments are located in landscapes with different levels of forest coverage, fragmentation and connectivity. Some fragments are in more fragmented landscapes (e.g., C6, S16, C9 and C7) while others are located in landscapes with more connectivity (e.g., W3, S15, W4 and W2). Environmental differences of different sites can cause geographic variation in the species pool (Wright et al. 1998), as observed in this study. We found that variables that represent the landscapes configuration were more important than those variables that represent their composition. This suggests that, while some species may be disappearing from fragments located in very fragmented landscapes, others may be benefiting from them. Thus, the ultimate result is not species loss (which would lead to a nested pattern of

communities). Actually, there is a species replacement pattern between fragments along the fragmentation gradient studied herein.

As the sampled sites are located in a fragmented region, we could expect nested bird communities in the fragments. Even though habitat fragmentation is not a direct cause of nestedness, it can contribute to the formation of communities, as fragmented landscapes have patches that differ in size and isolation (Ulrich et al. 2009). In these landscapes, habitat specialists species that are less abundant may be able to persist in larger and/or less isolated fragments. Contrastingly, these species may be extinct in smaller fragments (Ulrich et al. 2009). Such species loss can make communities in fragmented areas to become subsets of those existing communities in continuous landscapes. However, it is worth to note that many commonly used metrics can detect nestedness even in non-nested communities (Almeida et al. 2008). Thus, many previous studies may have erroneously suggested that communities in fragmented landscapes are nested subsets of those existing in intact landscapes (Banks-Leite et al. 2012).

The observed turnover as a community structuring pattern, the unique influence of environmental features of the landscape and the major importance of landscape configuration compared to its composition, can be explained by peculiarities of the fragmentation pattern in the Cerrado. The Cerrado is a natural vegetational mosaic primarily composed of a typical savannic coverage (Eiten 1994), interspersed with other forest and grassland physiognomies (Ribeiro and Walter 2008). Anthropogenic fragmentation in the Cerrado, which is naturally fragmented, is altering its landscape configuration. Consequently, it is also modifying the effects that the interaction among the landscape environments have on bird communities. Changes in properties of the habitat matrix can influence not only resources availability for different bird species but also the connectivity between forest fragments (Watson et al. 2005). When fragmentation creates open environments, the contrast between the surrounding matrix and the forest fragment increases, and the edge effects can be more drastic (Colli et al. 2003). Such situation may favor the establishment of edge or open-area species while the forest-interior species may be more prone to become locally extinct (Lovejoy et al. 1986, Wiens 1989). The species turnover between the fragments studied herein is the result of different species responses to changes in the landscape configuration caused by fragmentation.

Therefore, as landscape configuration is more important than habitat loss for Cerrado forest birds, it is expected that variables describing the changes in landscape configuration would be more important, as we found in our study. We believe that these results are particular to the Cerrado biome or other environments that are a natural mosaic of habitats. In the Atlantic forest, which was originally a forested landscape that covered a wide latitudinal range along the Brazilian coast (Scott and Casteleti 2005), bird communities can be primarily affected by habitat loss, and secondarily by fragmentation (Zurita and Bellocq 2010). Banks-Leite et al. (2012) investigated the effect of habitat loss on bird communities in landscapes with different levels of forest coverage in the Atlantic forest in southeastern Brazil. They found that some species require a high percentage of forest coverage to persist while others can benefit from habitat loss. Such circumstances lead to a replacement in species composition. Therefore, these authors suggested that habitat loss affected each species individually in the studied communities.

Birds, in general, are a taxonomic group with great mobility. The effects of geographical distance on the beta diversity may vary due to organisms with different dispersal abilities. Bird communities of the Cerrado can be considered quite vagile. They frequently move between different physiognomies of the landscape in order to explore resources that are seasonally available (e.g., Cavalcanti 1992, Piratelli and Blake 2006, Tubelis and Cavalcanti 2001). In the present study, canopy species were predominant ($n = 118$; 43.38% of the total species richness). They are characterized by their greater mobility when compared to lower strata species (ground and understory). Therefore, considering the mobility of the communities studied herein, the results are in accordance with our expectations. Thus, it is understandable that environmental heterogeneity is more important than geographical distance in determining beta diversity in these communities. A recent study conducted in the Amazon, also detected the absence of geographical distance influence on the dissimilarity of bird communities. Pomara et al. (2014) sampled bird communities in upland forests situated near to the Amazon River flood plains. These authors found that the dissimilarity in species composition was explained by local floristic variation (represented by the family Melastomataceae) and forest fragmentation at the landscape scale. Therefore, even for the Amazonian birds which tend to be more sedentary (Bierregaard 1990, Stouffer and Bierregaard 1995), environmental changes

may be more important than geographical distance in the variation of the communities composition.

Species groups with lower dispersal abilities were frequently related to geographical distance when compared to groups with greater dispersion (e.g. Qian 2009, Steinitz et al. 2006, Thompson and Townsend 2006, Tuomisto et al. 2003). As an example, Nogueira et al. (2009) found that, in Cerrado regions, the lizard species turnover between different localities was highly dependent upon geographical distance. Ferro and Diniz (2007) found that beta diversity of the Arctiidae species (Insecta, Lepidoptera) was positively related to geographical distance of the sampled sites.

Only environmental distance influenced beta diversity of avian communities at the landscape scale. This indicates that deterministic ecological process, in association with different species responses to landscape connectivity and isolation, are more important than stochastic process (driven by species dispersion) in structuring bird communities in the Cerrado of Goiás. Our results also show that the fragmentation process in the Cerrado of Goiás is acting as a landscape modifier. This process is causing species replacement in the remaining forest patches along the gradient of fragmentation. In more fragmented landscapes, more sensitive species are probably disappearing and being replaced by those that are favored by environmental changes induced by fragmentation. On the other hand, less fragmented areas undergo the inverse process.

We emphasize that there is a need for developing management strategies for the entire Cerrado of Goiás in order to ensure the forest avifauna conservation. In case of grassland and savanna destruction continues, even if forest areas are kept intact, the effects on forest bird communities will be observable. The forest fragments can become gradually surrounded by a predominantly anthropogenic landscape. It increases the degree of isolation of forest fragments besides affecting the movement of many bird species in this landscapes. Consequently, species that are sensitive to isolation may become locally extinct, including those species with distribution restricted to these landscapes.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank everyone who helped us during the fieldwork, and the owners and managements who authorized the sampling inside their private areas. Danielly Ferreira

de Almeida for undertaking the classification of the Landsat images used, and Paulo Vitor dos Santos Bernardo for helping in the calculation of landscape metrics and in the analysis with R program. To the ICMBio for the exploration licenses granted (nº36056-1, 36056-4, 37054-1), and CEMAVE for licenses and metal bands (nº 3554/1, 3554/2). Finally, we thank CAPES for granting the doctorate scholarship to the main author in this article, and FAPEG (Public call 05/2012; Project 039158) for the financial support to benefit the field campaigns.

REFERENCES

- ALMEIDA-NETO M, GUIMARAES P, GUIMARAES PR, LOYOLA RD AND ULRICH W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117:1227-1239.
- AYOADE JO. 2012. *Introdução à Climatologia para os Trópicos*, 16^a ed, Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 350 p.
- BANKS-LEITE C, EWERS RM and METZGER JP. 2012. Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. *Ecology* 93: 2560-2569.
- BASELGA A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecol Biogeogr* 19: 134-143.
- BASELGA A AND JIMÉNEZ-VALVERDE A. 2007. Environmental and geographical determinants of beta diversity of leaf beetles (Coleoptera: Chrysomelidae) in the Iberian Peninsula. *Ecol Entomol* 32: 312-318.
- BASELGA A, JIMÉNEZ-VALVERDE A AND NICCOLINI G. 2007. A multiple-site similarity measure independent of richness. *Biol Lett* 3: 642-645.
- BASELGA A, BONTHOUX S AND BALENT G. 2015. Temporal Beta Diversity of Bird Assemblages in Agricultural Landscapes: Land Cover Change vs. Stochastic Processes. *PLoS One* 10: e0127913.
- BIERREGAARD RO.1990. Species composition and trophic organization of the understory bird community in a Central Amazonian Terra Firme Forest. In: GENTRY A (Ed), *Four Neotropical Rainforests*, New Haven: Yale University Press, p. 217-236.

- BLOCH CP, HIGGINS CL AND WILLIG MR. 2007. Effects of large-scale disturbance on metacommunity structure of terrestrial gastropods: temporal trends in nestedness. *Oikos* 116: 395-406.
- BROWN JH. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *Am Nat* 124: 255-279.
- CARDOSO MRD, MARCUZZO FFN AND BARROS JR. 2014. Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal. *Acta Geográfica* 8: 40-55.
- CAVALCANTI RB. 1992. The importance of forest edges in the ecology of open country cerrado birds. In: FURLEY PA ET AL. (Eds), *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries*, London: Chapman & Hall, p. 513-518.
- CHEN S, JIANG G, ZHANG J, LI Y AND QIAN H. 2011. Species turnover of amphibians and reptiles in eastern China: disentangling the relative effects of geographic distance and environmental difference. *Ecol Res* 26: 949-956.
- CLEARY DFR, GENNER MJ, BOYLE TJB, SETYAWATIS T, ANGRAETI CD AND MENKEN SBJ. 2005. Associations of bird species richness and community composition with local landscape-scale environmental factors in Borneo. *Landscape Ecol* 20: 989-1001.
- COLLI GR, ACCACIO GM, ANTONINI Y, CONSTANTINO R, FRANCESCHINELLI EV, LAPS RR, SCARIOT A, VIEIRA MV AND WIEDERHECKER HC. 2003. A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. In: RAMBALDI, DM and OLIVEIRA DAS (Eds), *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, p. 317-324.
- EITEN GA. 1994. A vegetação do Cerrado. In: PINTO MN (Ed), *Cerrado: Caracterização, ocupação e perspectivas*. 2.ed. Brasília: UNB, SEMATEC, p. 9-65.
- FAHRIG L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol System* 34: 487-515.
- FERNÁNDEZ-JURICIC E. 2002. Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia* 131: 269-278.
- FERREIRA ME, FERREIRA JR LG, LATRUBESSE EM AND MIZIARA F. 2013. Considerations about the land use and conversion trends in the savanna environments of Central Brazil under a geomorphological perspective. *J Land Use Sci* 23:1-15.

- FERRO VG AND DINIZ IR. 2007. Composição de espécies de Arctiidae (Insecta, Lepidoptera) em áreas de Cerrado. *Rev Bras Zool* 24: 635-646.
- GONZÁLEZ-OREJA JA, DE LA FUENTE-DÍAZ-ORDAZ AA, HERNÁNDEZ-SANTÍN L, BONACHE-REGIDOR C AND BUZO-FRANCO D. 2012. Landscape and Urban Planning Can human disturbance promote nestedness? Songbirds and noise in urban parks as a case study. *Landscape Urban Plan* 104: 9-18.
- GUTIÉRREZ-CÁNOVAS C, MILLÁN A, VELASCO J, VAUGHAN IP, ORMEROD SJ. 2013. Contrasting effects of natural and anthropogenic stressors on beta diversity in river organisms. *Global Ecol Biogeogr.* 22:796-805.
- HADDAD NM ET AL. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci. Adv.* 1: 1-9.
- HUTCHINSON GE. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harb Sym* 22: 415-427.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística..2004. Mapa de Biomas do Brasil, primeira aproximação. Rio de Janeiro: IBGE. Available online at: <www.ibge.gov.br>. Access: 14 July 2016.
- IKIN K, BARTON PS, STIRNEMANN IA, STEIN JR, MICHAEL D, CRANE M, OKADA S AND LINDENMAYER DB. 2014. Multi-Scale Associations between Vegetation Cover and Woodland Bird Communities across a Large Agricultural Region. *PLoS One* 9: e97029.
- JANKOWSKI J, CIECKA AL, MEYER NY AND RABENOLD KN. 2009. Beta diversity along environmental gradients: implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. *J Anim Ecol* 78: 315-327.
- KATTAN GH, FRANCO P, SAAVEDRA-RODRÍGUEZ CA, VALDERRAMA C, ROJAS V, OSORIO D AND MARTÍNEZ J. 2006. Spatial components of bird diversity in the Andes of Colombia: implications for designing a regional reserve system. *Conserv Biol* 20: 1203-1211.
- KEIL P ET AL. 2012. Patterns of beta diversity in Europe: the role of climate, land cover and distance across scales. *J Biogeogr* 39:1473-1486.
- LEGENDRE P, BORCARD D AND PERES-NETO PR. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecol Monogr* 75:435-450.
- LEYEQUIÉN E, DE BOER WF AND TOLEDO VM. 2010. Bird community composition in a shaded coffee agro-ecological matrix in Puebla, Mexico: the effects of landscape heterogeneity at multiple spatial scales. *Biotropica* 42: 236-245.

- LOVEJOY TE ET AL. 1986. Edge effects and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé ME (Ed), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Massachusetts: Sinauer Associates, p. 257-285.
- LIMA JEFW AND SILVA EM. 2008. Recursos Hídricos do Bioma Cerrado: importância e situação. In: SANO SM ET AL. (Eds), *Cerrado: Ecologia e Flora*, Brasília: EMBRAPA, p. 89-106.
- MACFADEN SW AND CAPEN DE. 2002. Avian habitat relationships at multiple scales in a New England forest. *Forest Sci* 48: 243-253.
- MCGARIGAL K AND MARKS B. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland (OR): US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. General Technical Report PNW-GTR-351.
- MARGULES CR AND PRESSEY RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- MCKNIGHT MW. 2007. Broad-scale patterns and determinants of beta-diversity. A dissertation submitted to the faculty of the University of North Carolina at Chapel Hill in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in the Curriculum in Ecology. Chapel Hill.
- MITTERMEIER RA, TURNER WR, LARSEN FW, BROOKS TM AND GASCON C. 2011. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: ZACHOS FE AND HABEL JC (Eds), *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas*, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin, p. 3-22.
- NOGUEIRA C, COLLI GR AND MARTINS M. 2009 Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian. *Austral Ecol* 34: 83-96.
- PIRATELLI A AND BLAKE JG. 2006. Bird communities of the Southeastern Cerrado Region, Brazil. *Ornitol Neotrop* 17: 213-225.
- POMARA LY, RUOKOLAINEN K AND YOUNG KR. 2014. Avian species composition across the Amazon River: the roles of dispersal limitation and environmental heterogeneity. *J Biogeogr* 41: 784-796.
- PRESSEY RL, HUMPHRIES CJ, MARGULES CR, VANE-WRIGHT RI AND WILLIAMS PH. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecol Evol* 8: 124-128.
- QIAN H, RICKLEFS RE AND WHITE PS. 2005. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecol Lett* 8: 15-22.

- QIAN H. 2009. Beta diversity in relation to dispersal ability for vascular plants in North America. *Glob Ecol Biogeogr* 18: 327-332.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2013) A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.Rproject.org>
- RIBEIRO JF AND WALTER BMT. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO SM ET AL. (Eds), *Cerrado: Ecologia e Flora*, Brasília: EMBRAPA, Pp. 151-199.
- SANO EE, ROSA R, BRITO JLS AND FERREIRA LG. 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environ Monit Assess* 166: 113-124.
- SEOANE J, BUSTAMANTE J AND DIAZ-DELGADO R. 2004. Competing roles for landscape, vegetation, topography and climate in predictive models of bird distribution. *Ecol Model* 171: 209-222.
- SILVA JMC AND CASTELETI CHM. 2005. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL C AND CÂMARA IG (Eds), *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas*. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica Conservação Internacional, p. 43-59.
- SILVA FAM, ASSAD ED AND EVANGELISTA BA. 2008. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. In: SANO SM ET AL. (Eds), *Cerrado: Ecologia e Flora*, Brasília: EMBRAPA, p. 69-88.
- SILVA EB, FERREIRA JR LG, DOS ANJOS AF AND MIZIARA F. 2013. A expansão da fronteira agrícola e a mudança de uso e cobertura da terra no centro-sul de Goiás, entre 1975 e 2010. *Ateliê Geográfico* 7:116-38.
- STEINITZ O, HELLER J, TSOAR A, ROTEM D AND KADMON R. 2006. Environment, dispersal and patterns of species similarity. *J Biogeogr* 33: 1044-1054.
- STOUFFER PC AND BIERREGAARD RO. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76: 2429-2495.
- SVENNING J, FLØJGAARD C AND BASELGA A. 2011. Climate , history and neutrality as drivers of mammal beta diversity in Europe: insights from multiscale deconstruction. *J Anim Ecol* 80: 393-402.
- THOMPSON R AND TOWNSEND C. 2006. A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. *J Anim Ecol* 75: 476-484.

- TUBELIS DP AND CAVALCANTI RB. 2001. Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a central Brazilian Cerrado. *Ornitol Neotropical* 12: 57-73.
- TUOMISTO H, RUOKOLAINEN K AND YLI-HALLA M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science* 299: 241-244.
- TUOMISTO H AND RUOKOLAINEN K. 2006. Analyzing or explaining beta diversity? Understanding the targets of different methods of analysis. *Ecology* 87: 2697-2708.
- UEZU A, METZGER JP AND VIELLIARD JM. 2005. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol Conserv* 123:507-519.
- ULRICH W AND GOTELLI NJ. 2007. Disentangling community patterns of nestedness and species co-occurrence. *Oikos* 116: 2053-2061.
- ULRICH W, ALMEIDA-NETO M AND GOTELLI NJ. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118: 3-17.
- VEECH JA AND CRIST TO. 2007. Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions. *Global Ecol Biogeogr* 16: 650-656.
- VIELLIARD JME, ALMEIDA MEC, ANJOS L AND SILVA WR. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: MATTER SV et al. (Eds), *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento*, Rio de Janeiro: Technical Books, p. 47-60.
- WATSON JEM, WHITTAKER RJ AND FREUDENBERGER D. 2005. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? *J Biogeogr* 32: 1353-1370.
- WIENS JA. 1989. *The ecology of bird communities*, vol. 2: Processes and variations. Cambridge: Cambridge University Press, XVIII, p. 316.
- WRIGHT DH, PATTERSON BD, MIKKELSON GM, CUTLER A AND ATMAR W. 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia* 113: 1-20.
- ZURITA GA AND BELLOCQ MI. 2010. Spatial patterns of bird community similarity: bird responses to landscape composition and configuration in the Atlantic forest. *Landscape Ecol* 25: 147-158.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através da amostragem de 17 fragmentos florestais ao longo do estado de Goiás, foi possível mostrar a riqueza da avifauna florestal e a distribuição de elementos Amazônicos e Atlânticos ao longo do estado. Foram registradas espécies endêmicas do Bioma Cerrado, espécies com sensibilidade alta aos distúrbios ambientais, espécies ameaçadas de extinção e espécies pouco documentadas para o estado. Assim, destaca-se o valor biogeográfico e conservacionista desses fragmentos florestais e ressalta-se a necessidade de preservação destas manchas para garantir a manutenção da avifauna regional.

Tanto a riqueza específica como a riqueza dos grupos funcionais foram influenciadas somente por variáveis locais. Sugere-se que esta relação mais forte da riqueza da avifauna com fatores locais é explicada pela maior heterogeneidade ambiental dos fragmentos do Cerrado, propiciada pelo contato com fitofisionomias adjacentes. Desta forma, ressalta-se que a manutenção de todo o mosaico vegetacional natural presente no bioma Cerrado é essencial para garantir a heterogeneidade ambiental necessária para a conservação da avifauna florestal.

Por outro lado, a diversidade beta das comunidades de aves foi influenciada apenas por variáveis da paisagem. A influência da distância ambiental na escala da paisagem, sem qualquer influência da distância geográfica, indica que processos ecológicos determinísticos, associados às diferentes respostas das espécies à conectividade e isolamento das paisagens, são mais importantes do que processos estocásticos, dirigidos pela dispersão das espécies, na estruturação dessas comunidades. Os resultados mostram que o processo de fragmentação no Cerrado goiano está atuando como um modificador da paisagem, ocasionando a substituição das espécies presentes nas manchas florestais remanescentes ao longo do gradiente de fragmentação. Em paisagens mais fragmentadas, provavelmente espécies mais sensíveis estão desaparecendo e cedendo lugar a espécies que são favorecidas pelas alterações ambientais advindas da fragmentação, enquanto nas paisagens menos fragmentadas ocorre o inverso.

Apêndice 1. Lista das espécies de aves registradas nos fragmentos florestais do estado de Goiás. Dieta (D): carnívoros (C); frugívoros (F); granívoros (G); insetívoros (I); nectarívoros (N); onívoros (O). Estrato de ocorrência (E): Aéreo (A); Aquático (AQ); Dossel (D); Intermediário (I); Solo (S); Sub-bosque (SB). Dependência florestal (DF): Dependente (DFD); Semidependente (DFS); Independente (DFI). Sensibilidade aos distúrbios ambientais (SA): Alta (H); Média (M); Baixa (L). Padrão de distribuição: Elementos Amazônicos (*AM); elementos Atlânticos (*AT). Endemismo: endêmicas do Cerrado (*ENC); Categorias de ameaça: vulnerável (VU); quase ameaçada (NT); em escala nacional (B) e internacional (I).

Táxon	D	E	DF	SA	Fragmentos florestais
Tinamiformes Huxley, 1872					
Tinamidae Gray, 1840					
<i>Crypturellus undulatus</i> (Temminck, 1815)	O	S	DFD	L	NO1-NO4, C5, C6, C8, C9, L10, C11-C14, S15-S17
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	O	S	DFI	L	NO1, NO2, C5, C6, C7, L10, C13, S15
Anseriformes Linnaeus, 1758					
Anhimidae Stejneger, 1885					
<i>Anhima cornuta</i> (Linnaeus, 1766)	O	S	DFI	M	NO1
Anatidae Leach, 1820					
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	O	AQ	DFI	L	NO3
<i>Dendrocygna autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)	O	AQ	DFI	L	NO3
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	O	AQ	DFI	M	NO2, NO3, C9, C11, C12
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	O	AQ	DFI	L	C12, S16
Galliformes Linnaeus, 1758					
Cracidae Rafinesque, 1815					
<i>Penelope supercilialis</i> Temminck, 1815	F	S	DFD	M	NO4, S16
<i>Penelope ochrogaster</i> Pelzelin, 1870 *ENC, *VU (B, I)	F	D	DFD	H	NO1, NO2
<i>Crax fasciolata</i> Spix, 1825 *VU (I)	F	S	DFD	M	NO3, L10, C11, S16
Ciconiiformes Bonaparte, 1854					

Ciconiidae Sundevall, 1836					
<i>Jabiru mycteria</i> (Lichtenstein, 1819)	C	AQ	DFI	M	NO3
Suliformes Sharpe, 1891					
Phalacrocoracidae Reichenbach, 1849					
<i>Nannopterum brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	C	AQ	DFI	L	NO3
Anhingidae Reichenbach, 1849					
<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	C	AQ	DFI	M	C12
Pelecaniformes Sharpe, 1891					
Ardeidae Leach, 1820					
<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)	C	AQ	DFI	M	S16
<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	C	AQ	DFI	L	NO3
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	C	AQ	DFI	L	NO3
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	O	S	DFI	M	C6
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	C	AQ	DFI	L	C7
Threskiornithidae Poche, 1904					
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)	O	S	DFS	M	NO3, L10, C11-C13
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	O	S	DFI	L	NO2, NO3, C5-C8, L10, C11-C14, S16, S17
Cathartiformes Seeböhm, 1890					
Cathartidae Lafresnaye, 1839					
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	C	A	DFI	L	NO1-NO4, C9, C12
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	C	A	DFI	L	NO3, NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
<i>Sarcoramphus papa</i> (Linnaeus, 1758) *NT (B)	C	A	DFS	M	C9
Accipitriformes Bonaparte, 1831					
Accipitridae Vigors, 1824					
<i>Chondrohierax uncinatus</i> (Temminck, 1822)	C	D	DFS	L	NO3, C7
<i>Harpagus diodon</i> (Temminck, 1823)	C	D	DFD	M	C5
<i>Accipiter poliogaster</i> (Temminck, 1824) *NT (I)	C	D	DFD	H	C11
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	I	A	DFS	M	NO3, NO4, C5, C8, C11, C14
<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	C	D	DFS	M	NO2, NO3
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	C	D	DFI	L	NO2, NO3, NO4

<i>Urubitinga urubitinga</i> (Gmelin, 1788)	C	D	DFS	M	NO2, NO3, C11
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	C	D	DFI	L	NO1-NO4, C5-C7, C9, L10, C11-C14, S15-S17
<i>Geranoaetus albicaudatus</i> (Vieillot, 1816)	C	S	DFI	L	C9, C10, C12, S16, S17
<i>Buteo nitidus</i> (Latham, 1790)	C	D	DFS	M	NO2, C5, C8
<i>Buteo brachyurus</i> Vieillot, 1816	C	D	DFS	M	C5, C12
<i>Spizaetus tyrannus</i> (Wied, 1820) *AM	C	D	DFD	M	C6
Eurypygiiformes Furbringer, 1888					
Eurypygidae Selby, 1840					
<i>Eurypyga helias</i> (Pallas, 1781) *AM	C	S	DFD	M	NO3, C9
Gruiformes Bonaparte, 1854					
Aramidae Bonaparte, 1852					
<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	C	S	DFI	M	NO3
Rallidae Rafinesque, 1815					
<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)	O	S	DFS	H	NO2, L10, C12, C14, S16
<i>Laterallus melanophaius</i> (Vieillot, 1819)	O	S	DFS	L	NO2, S16
<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	O	S	DFS	M	S16
Columbiformes Latham, 1790					
Columbidae Leach, 1820					
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	G	S	DFI	L	NO2, NO3, C5-C9, C11-C13, S15-S17
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	G	S	DFI	L	NO1-NO4, C5-C9, C11, C13, C14, S16, S17
<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)	F	S	DFS	L	NO3, C8, S16
<i>Patagioenas speciosa</i> (Gmelin, 1789)	F	D	DFS	M	NO1-NO4, C5, C13
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	F	D	DFS	M	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	F	D	DFD	M	NO1-NO3, C7, L10, C12, C13, S15
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	F	S	DFS	L	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	F	S	DFD	M	C7-C9, C12
Opisthocomiformes Sclater, 1880					
Opisthocomidae Swainson, 1837					
<i>Opisthocomus hoazin</i> (Statius Muller, 1776) *AM	F	I	DFS	M	NO3

Cuculiformes Wagler, 1830

Cuculidae Leach, 1820

<i>Coccyua minuta</i> (Vieillot, 1817) *AM	I	I	DFD	L	NO2, NO4
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	I	D	DFS	L	NO1-NO4, C5-C9, C11-C14, S15-S17
<i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817	I	D	DFS	L	C9, L10
<i>Crotophaga major</i> Gmelin, 1788	I	I	DFS	M	NO2
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	I	SB	DFI	L	NO3, NO4, C5, C6, C14, S16

Strigiformes Wagler, 1830

Strigidae Leach, 1820

<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	C	D	DFS	L	NO3, C5, C12, S17
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	C	D	DFS	L	NO1-NO4, C5, C6, C13, C14

Nyctibiiformes Yuri, Kimball, Harshman, Bowie, Braun, Chojnowski, Han, Hackett, Huddleston, Moore, Reddy, Sheldon, Steadman, Witt & Braun, 2013

Nyctibiidae Chenu & Des Murs, 1851

<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	I	D	DFS	L	C6, S17
---	---	---	-----	---	---------

Caprimulgiformes Ridgway, 1881

Caprimulgidae Vigors, 1825

<i>Antrostomus rufus</i> (Boddaert, 1783)	I	S	DFS	L	NO3, S17
<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)	I	S	DFS	L	NO3, NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S15, S17
<i>Hydropsalis torquata</i> (Gmelin, 1789)	I	S	DFI	L	S17

Apodiformes Peters, 1940

Apodidae Olphe-Galliard, 1887

<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)	I	A	DFI	L	C9
---	---	---	-----	---	----

Trochilidae Vigors, 1825

<i>Glaucis hirsutus</i> (Gmelin, 1788)	N	SB	DFD	L	NO2, C9
<i>Phaethornis ruber</i> (Linnaeus, 1758)	N	SB	DFD	M	NO1, NO2, C8, C11-C13
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	N	SB	DFS	L	NO1, NO2, NO4, C5, C8, C9, C11, C12, S16
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	N	I	DFI	L	C6, C7, C9, L10, C12, S15, S17
<i>Aphantochroa cirrochloris</i> (Vieillot, 1818) *AT	N	I	DFD	M	C8

<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817) ^{*AT}	N	I	DFD	M	S16
<i>Anthracothonax nigricollis</i> (Vieillot, 1817)	N	I	DFS	L	NO2, NO3, C5, C6, C9
<i>Chlorestes notata</i> (Reich, 1793)	N	I	DFS	L	NO2
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	N	I	DFS	L	NO2, NO3, C5, L10, C12, C13, S16, S17
<i>Thalurania furcata</i> (Gmelin, 1788)	N	I	DFS	M	NO2, NO3, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
<i>Amazilia versicolor</i>	N	I	DFD	L	NO1, NO2, C11
<i>Amazilia fimbriata</i> (Gmelin, 1788)	N	I	DFS	L	C6, C7, C11
<i>Helimaster squamosus</i> (Temminck, 1823)	N	D	DFD	M	C5, S16
<i>Calliphlox amethystina</i> (Boddaert, 1783)	N	I	DFS	L	C5
Trogoniformes A. O. U., 1886					
Trogonidae Lesson, 1828					
<i>Trogon viridis</i> Linnaeus, 1766 ^{*AM}	O	D	DFD	M	NO1, NO2
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	O	D	DFD	M	C5, C9, C11-C14, S16, S17
<i>Trogon curucui</i> Linnaeus, 1766	O	D	DFD	M	NO3, NO4
Coraciiformes Forbes, 1844					
Alcedinidae Rafinesque, 1815					
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	C	I	DFI	L	NO2, NO3, S16
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	C	I	DFS	L	NO3, S16
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	C	I	DFS	L	NO3, C12, C13
<i>Chloroceryle inda</i> (Linnaeus, 1766)	C	SB	DFS	M	NO3
Momotidae Gray, 1840					
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818) ^{*AT}	I	I	DFD	M	L10, C11, C12
<i>Momotus momota</i> (Linnaeus, 1766)	I	I	DFD	M	NO1-NO4, C5-C9, C12-C14, S15
Galbuliformes Fürbringer, 1888					
Galbulidae Vigors, 1825					
<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	I	I	DFS	L	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S16, S17
Bucconidae Horsfield, 1821					
<i>Nystalus chacuru</i> (Vieillot, 1816)	O	D	DFI	M	C6, C7
<i>Nystalus maculatus</i> (Gmelin, 1788)	O	D	DFS	M	L10
<i>Nonnula rubecula</i> (Spix, 1824)	I	I	DFD	H	C6, L10, C11, C12, S16, S17

<i>Monasa nigrifrons</i> (Spix, 1824)	I	I	DFD	M	NO1-NO4, C5, C6, C8, C9, C11-C14, S16, S17
<i>Chelidoptera tenebrosa</i> (Pallas, 1782)	I	D	DFS	L	NO1, NO3, C8
Piciformes Meyer & Wolf, 1810					
Ramphastidae Vigors, 1825					
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	F	D	DFS	M	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
<i>Ramphastos vitellinus</i> Lichtenstein, 1823 ^{*VU (I)}	F	D	DFD	H	NO1, NO2, NO4, C5, S15
<i>Pteroglossus inscriptus</i> Swainson, 1822 ^{*AM}	F	D	DFD	M	NO2
<i>Pteroglossus castanotis</i> Gould, 1834	F	D	DFD	H	NO2-NO4, C6, C8, C9, C12, C14, S15
Picidae Leach, 1820					
<i>Picumnus albosquamatus</i> d'Orbigny, 1840 ^{*AT}	I	I	DFS	L	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11, C13, C14, S15-S17
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	I	I	DFS	L	NO2
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	I	D	DFS	L	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11, C12, C14, S16, S17
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	I	D	DFS	L	NO1-NO3, C5-C8, C14, S16
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	I	S	DFI	L	C12
<i>Celeus ochraceus</i> (Spix, 1824)	I	D	DFD	M	NO1, NO4, C5, C6
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	I	D	DFD	M	C7, C11, C12, C14, S15
<i>Celeus flavus</i> (Statius Muller, 1776) ^{*AM}	I	D	DFD	M	NO1, NO4,
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	I	D	DFS	L	NO3, C7, C8, C11, C12, C14, S16
<i>Campephilus melanoleucos</i> (Gmelin, 1788)	I	D	DFD	M	NO2, NO4, C12
Cariamiformes Furbinger, 1888					
Cariamidae Bonaparte, 1850					
<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	C	S	DFI	M	C11, C14, S17
Falconiformes Bonaparte, 1831					
Falconidae Leach, 1820					
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	C	S	DFI	L	NO1, NO3, NO4, C6, C7, L10, C11-C13, S16, S17
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	C	S	DFI	L	C7, C13

	<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	C	D	DFS	L	NO1-NO4, C5-C9, C14, S17
	<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	C	D	DFS	M	C6
	<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	C	D	DFI	L	C6
Psittaciformes Wagler, 1830						
Psittacidae Rafinesque, 1815						
(I), *NT (B)	<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i> (Latham, 1790)* ^{VU}	F	D	DFS	H	NO2
	<i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)	F	D	DFS	M	NO1, NO4, C5, C6, C9, C13, S15, S16
	<i>Primolius auricollis</i> (Cassin, 1853)	F	D	DFS	M	NO3
	<i>Diopsittaca nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	F	D	DFS	M	NO4, C5-C7, S15, S16
	<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	F	D	DFS	L	C5, C6, C8, C9, L10, C11-C13, S16, S17
	<i>Aratinga auricapillus</i> (Kuhl, 1820) * ^{AT} , * ^{NT} (I)	F	D	DFD	M	C5, C8
	<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	F	D	DFI	M	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11-C13, S15-S17
	<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	F	D	DFI	L	C11, S16, S17
	<i>Brotoyeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	F	D	DFS	M	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S16, S17
	<i>Alipiopsitta xanthops</i> (Spix, 1824)* ^{ENC} , * ^{NT} (B, I)	F	D	DFI	M	S15
	<i>Pionus menstruus</i> (Linnaeus, 1766) * ^{AM}	F	D	DFD	L	NO3, NO4, C6, C7, C9, C13, S15
	<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	F	D	DFS	M	S15
	<i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)	F	D	DFD	M	NO1-NO4, C8, C12, C14, S15, S16
	<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758) * ^{NT} (I)	F	D	DFD	M	NO3, C8, C11-C14, S15-S17
Passeriformes Linnaeus, 1758						
Thamnophilidae Swainson, 1824						
	<i>Formicivora grisea</i> (Boddaert, 1783)	I	SB	DFS	L	NO2-NO4
	<i>Formicivora melanogaster</i> Pelzeln, 1868	I	SB	DFS	M	NO1
	<i>Formicivora rufa</i> (Wied, 1831)	I	SB	DFD	L	C6
	<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823) * ^{AT}	I	SB	DFD	H	NO1, NO2, NO4, C5, C6, C8, C9, L10, C11-C14, S15
	<i>Herpsilochmus atricapillus</i> Pelzeln, 1868	I	D	DFD	M	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11, C12, C14, S15-S17
	<i>Herpsilochmus longirostris</i> Pelzeln, 1868 * ^{ENC}	I	D	DFD	M	C5, C6, S15

1820)	<i>Sakesphorus luctuosus</i> (Lichtenstein, 1823) *AM	I	SB	DFD	M	NO3
	<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)	I	SB	DFS	L	C8, C9, C12, C13, S16
	<i>Thamnophilus pelzelni</i> Hellmayr, 1924	I	SB	DFD	L	NO1-NO4, C5-C7, L10, C13
	<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	I	SB	DFD	L	C5, L10, C11-C13, S16
	<i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)	I	SB	DFS	L	NO1-NO4, C5-C9, C12, C13
	Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873					
	<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831) *AT	I	SB	DFD	M	C11
	Scleruridae Swainson, 1827					
	<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétrières, 1835) *AT	I	S	DFD	H	C11, C12
	Dendrocolaptidae Gray, 1840					
	<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	I	I	DFD	M	C5, C6, C8, C11, C12, C14, S15, S17
	<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818) *AT	I	I	DFD	H	C11, C12, S15
	<i>Xiphorhynchus guttatus</i> (Lichtenstein, 1820)	I	I	DFD	L	NO1-NO4, C5, C6, C8, C9, C12-C14
	<i>Campylorhamphus trochilrostris</i> (Lichtenstein,	I	I	DFD	H	C6, C8, C12
	<i>Dendroplex picus</i> (Gmelin, 1788)	I	I	DFS	L	NO3, C5, C12
	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	I	I	DFI	M	NO3, C5, C7, S17
	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	I	I	DFD	M	C5, C8, C11-C14, S16
	Xenopidae Bonaparte, 1854					
	<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	I	D	DFD	M	NO1, C5, C7, C8, C11, C13, C14, S16
	Furnariidae Gray, 1840					
	<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	I	S	DFI	L	C6, C11, C14
	<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	I	S	DFD	M	C12
	<i>Clibanornis rectirostris</i> (Wied, 1831) *ENC	I	S	DFD	H	C9
	<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821) *AT	I	SB	DFD	M	C9, L10, C11, C12, C14
	<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)	I	D	DFD	M	C8
	<i>Phacellodomus rufifrons</i> (Wied, 1821)	I	I	DFS	M	L10
	<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859	I	SB	DFD	L	NO3, C6, C8, C12, C14, S17
	<i>Synallaxis albescens</i> Temminck, 1823	I	SB	DFI	L	C7
	<i>Synallaxis scutata</i> Sclater, 1859	I	SB	DFS	M	NO1, C8, C9, C11-C13, S16

	<i>Cranioleuca vulpina</i> (Pelzeln, 1856)	I	I	DFI	M	NO3
	<i>Cranioleuca semicinerea</i> (Reichenbach, 1853)	I	D	DFS	M	C8
	Pipridae Rafinesque, 1815					
	<i>Neopelma pallescens</i> (Lafresnaye, 1853)	I	SB	DFD	M	NO2-NO4, C5-C8, L10, C11, C12, S15-S17
	<i>Pipra fasciicauda</i> Hellmayr, 1906	I	I	DFD	M	NO1-NO4, C5-C9, C12-C14, S17
	<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823) * ^{ENC}	I	I	DFD	M	L10, C11, C12, S15-S17
	Onychorhynchidae Tello, Moyle, Marchese & Cracraft,					
2009	<i>Myiobius atricaudus</i> Lawrence, 1863	I	I	DFD	M	S16
	Tityridae Gray, 1840					
	<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838) * ^{AT}	I	SB	DFD	M	C11, C12
	<i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823)	O	D	DFD	M	NO1-NO4, C6, C14
	<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	O	D	DFD	M	NO1, C5, C8, C13, S16
	<i>Tityra semifasciata</i> (Spix, 1825) * ^{AM}	O	D	DFD	M	NO3, C9
	<i>Pachyramphus viridis</i> (Vieillot, 1816)	I	D	DFS	M	NO2, C11
	<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	I	D	DFS	L	NO1-NO4, C5, C7, C9, S15
	<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	I	D	DFD	M	C5, C6, C9, C11
	Platyrinchidae Bonaparte, 1854					
	<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	I	SB	DFD	M	C5, L10, C11, C12, S15
	Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907					
	<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	I	SB	DFD	M	NO1, NO2, NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
	<i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1830) * ^{AT}	I	SB	DFD	M	C7, L10, C11, C12, S15-S17
	<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	I	D	DFD	M	NO1, C5, C11, C12, C14, S16, S17
	<i>Tolmomyias flaviventris</i> (Wied, 1831)	I	D	DFD	L	NO1-NO4, C5, C7, L10, C12, C14, S15
	<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	I	I	DFS	L	C5, C6, C8, L10, C11-C13, S15
	<i>Poecilotriccus latirostris</i> (Pelzeln, 1868)	I	SB	DFD	L	NO1-NO3, C5, C8, C9, C13
	<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818) * ^{AT}	I	I	DFD	L	C12
	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	I	I	DFS	M	NO1, NO2, C6, S17

Tyrannidae Vigors, 1825

<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	O	D	DFI	L	NO1-NO4, C5-C8, L10, C11, S16, S17
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	O	D	DFS	L	NO2, C11, S16, S17
<i>Elaenia spectabilis</i> Pelzeln, 1868	O	D	DFD	L	C7, C11, S15
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	O	D	DFD	L	C5, C12
<i>Elaenia chiriquensis</i> Lawrence, 1865	O	D	DFI	M	S16
<i>Elaenia obscura</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	O	D	DFD	M	L10, C11, S15
<i>Myiopagis gaimardii</i> (d'Orbigny, 1839)	I	D	DFD	M	NO1-NO4, C5, C7-C9, C12, C14, S15, S16
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	I	D	DFD	M	NO1, NO4, C5-C8, C11, C13, C14, S16, S17
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	I	D	DFD	M	NO2, C8, C9, C11, C12, C14
<i>Capsiempis flaveola</i> (Lichtenstein, 1823)	I	I	DFD	L	NO3, C8
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	I	D	DFS	M	C6-C8, C11, C12, S15-S17
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	I	I	DFS	L	C7
<i>Attila phoenicurus</i> Pelzeln, 1868	I	I	DFD	H	C14
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	O	D	DFS	L	NO2, C6
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	I	I	DFI	L	C11, C14, S15
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	I	I	DFS	L	NO1, NO3, NO4, C5, C6, C9, L10, C11, C13, S15-S17
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	I	I	DFS	L	NO1, C6-C9, S17
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)	I	D	DFD	M	NO1, NO4, C5, C7-C9, C11, C12, C14, S15
<i>Casiornis rufus</i> (Vieillot, 1816)	I	I	DFD	M	NO1-NO4, C5, C7-C9, L10, C11, C13, S16, S17
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	O	D	DFI	L	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S16, S17
<i>Philohydor lictor</i> (Lichtenstein, 1823)	I	SB	DFD	L	NO2
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	O	D	DFD	L	NO4, C5, C7-C9, C11-C14, S16
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	O	D	DFS	L	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11, C12, C14, S16, S17
<i>Myiozetetes cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)	O	D	DFD	L	NO1-NO3, C5, C7-C9, L10, C11-C14, S16, S17
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	O	D	DFS	L	C6, S16

<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	I	D	DFI	L	NO3, C5, C7, C11, C12, S16
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	I	D	DFI	L	S15
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	O	D	DFS	L	C6, C7
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	I	D	DFD	L	NO4, C5, C6, C8, C9, C11, C12, S16
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	I	I	DFD	L	NO1, NO3, C5, C7, C8, C11, C13, C14, S15, S17
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	I	I	DFD	M	NO1, NO4, C5, C7, C8, L10, C11, C12, C14, S15, S16
<i>Contopus cinereus</i> (Spix, 1825) * ^{AT}	I	I	DFD	L	C5
<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)	I	I	DFI	L	NO2, C9, C11, C13, C14, S15
Vireonidae Swainson, 1837					
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	O	D	DFS	L	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	O	D	DFD	L	C5, C6, C8, C11-C13, S15, S16
<i>Hylophilus pectoralis</i> Sclater, 1866 * ^{AM}	I	D	DFD	L	NO2, NO3, C6, C7, C9, C12-C14,
Corvidae Leach, 1820					
<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823) * ^{ENC}	O	I	DFI	M	C5, L10, S15
<i>Cyanocorax cyanopogon</i> (Wied, 1821)	O	D	DFS	M	NO1-NO3, C5, C7, C12, C14, S16, S17
Hirundinidae Rafinesque, 1815					
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	I	A	DFI	L	C6
<i>Alopocheilidon fucata</i> (Temminck, 1822)	I	A	DFI	M	NO3
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	I	A	DFI	L	NO3, C6, C8, C9, L10, C12, S16
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	I	A	DFI	L	C13
<i>Tachycineta albiventer</i> (Boddaert, 1783)	I	A	DFI	L	NO3, S16
Troglodytidae Swainson, 1831					
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	I	SB	DFI	L	C7, C8, C11, C13, S17
<i>Pheugopedius genibarbis</i> (Swainson, 1838)	I	SB	DFD	L	NO1-NO4, C5, C6, C8, C9, C11-C13, S16
<i>Cantorchilus leucotis</i> (Lafresnaye, 1845)	I	SB	DFD	L	NO1-NO3, C5, C6, C9, L10, C11-C14, S15
Polioptilidae Baird, 1858					
<i>Polioptila dumicola</i> (Vieillot, 1817)	I	D	DFS	M	NO3, C5-C9, L10, C11-C14, S15, S16
Turdidae Rafinesque, 1815					

<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	O	I	DFS	L	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	O	I	DFI	L	C5, C7, L10, C11, C12, C14, S16
<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887)	O	I	DFD	L	C11, C12
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	O	I	DFD	M	C11, C12
Mimidae Bonaparte, 1853					
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	O	D	DFI	L	S16
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850					
<i>Arremon taciturnus</i> (Hermann, 1783)	G	S	DFD	M	NO1, NO2, NO4, C5-C9, C11-C13, S15
<i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838 * ^{AT}	G	S	DFD	M	C12
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947					
<i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	I	D	DFD	M	NO2, C5, C8, C11-C14, S15-S17
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	I	SB	DFD	L	NO1, NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	I	S	DFD	M	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
<i>Myiothlypis leucophrys</i> (Pelzeln, 1868) * ^{ENC}	I	S	DFD	M	L10, C12, C13, S15, S17
Icteridae Vigors, 1825					
<i>Psarocolius decumanus</i> (Pallas, 1769)	O	D	DFD	M	NO1, NO3, NO4, C14, S16
<i>Cacicus cela</i> (Linnaeus, 1758) * ^{AM}	O	D	DFD	L	NO1-NO4, C5, C6, C9, C13
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)	O	D	DFS	M	NO2, NO3, C5, C6, C8, C9, C13, C14, S17
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	O	D	DFI	L	NO2, C7, C9, C11, C13, S15, S17
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	O	S	DFI	L	S16
Thraupidae Cabanis, 1847					
<i>Neothraupis fasciata</i> (Lichtenstein, 1823) * ^{NT (I)}	O	I	DFI	M	S15
<i>Cissopis leverianus</i> (Gmelin, 1788) * ^{AM}	O	D	DFD	L	C8
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	O	D	DFS	L	NO1, NO2, NO4, C5-C9, L10, C11, C13, C14, S16, S17
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	O	D	DFS	M	NO2, NO4, C7, C9, L10, C13, S15, S16
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	O	D	DFI	M	C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	O	D	DFD	L	NO2-NO4, C5-C8, L10, C11, C14, S16, S17
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	O	D	DFD	L	NO1, NO2, NO4, C5-C8, C13, C14

	<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	G	S	DFI	L	NO4, C6, C7, L10
	<i>Sicalis columbiana</i> Cabanis, 1851	G	S	DFI	L	NO3
	<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	O	D	DFD	L	NO1, NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
	<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	G	S	DFI	L	NO4, C7, C8, L10
	<i>Eucometis penicillata</i> (Spix, 1825)	O	I	DFD	M	NO1, NO2, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17
	<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818) *AT	O	I	DFD	M	L10, C11, S15, S16
	<i>Coryphospingus pileatus</i> (Wied, 1821)	O	SB	DFS	L	NO1, C5, C6
	<i>Coryphospingus cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	O	SB	DFS	L	C7, C8, C14, S16, S17
	<i>Tachyphonus rufus</i> (Boddaert, 1783)	O	D	DFD	L	NO2, C5, C6, C8, C9, S16
	<i>Ramphocelus carbo</i> (Pallas, 1764)	O	D	DFS	L	NO1-NO4, C5, C6, C12, C13, S16
	<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	O	D	DFD	L	NO1, C6, C7, C9, L10, C11, C12, C14, S15, S16
	<i>Cyanerpes cyaneus</i> (Linnaeus, 1766) *AM	O	D	DFD	L	C5, S15
	<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	O	D	DFS	L	NO2, NO3, C5-C7, C9, L10, C11-C13, S16, S17
	<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	N	D	DFS	L	C8, C9, L10, C11, C13, C14, S15, S16
	<i>Tiaris fuliginosus</i> (Wied, 1830)	G	SB	DFD	L	C12
	<i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)	G	SB	DFI	L	NO4, C6, C7, L10, C11, C12, S16, S17
	<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	G	SB	DFI	L	S16, S17
	<i>Sporophila angolensis</i> (Linnaeus, 1766)	G	SB	DFI	L	S16
	<i>Saltator maximus</i> (Statius Muller, 1776)	O	D	DFD	L	NO1, NO2, NO4, C5-C7, C9, L10, C11-C14, S15, S17
	<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	O	D	DFS	L	NO1, C5, C6, C8, C11-C14, S15-S17
	<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye,	O	D	DFS	L	C8
1837)	Cardinalidae Ridgway, 1901					
	<i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822)	O	D	DFI	L	C8
	<i>Cyanoloxia brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	G	SB	DFD	M	C8
	Fringillidae Leach, 1820					
	<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	O	D	DFS	L	NO1-NO4, C5-C9, L10, C11-C14, S15-S17

Euphonia violacea (Linnaeus, 1758)

O D DFD L C5, C6, C8, C9, C11, C12, C14
