



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Efeitos da Fragmentação de Habitat nas Comunidades de Aves do Cerrado

Renata Duarte Alquezar de Oliveira

Brasília – DF

2013

Efeitos da Fragmentação de Habitat nas comunidades de Aves do Cerrado

Renata Duarte Alquezar de Oliveira

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Ecologia
da Universidade de Brasília como parte
dos requisitos necessários para a obtenção
do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Bomfim Machado

Brasília – DF

2013

Dissertação de Mestrado

RENATA DUARTE ALQUEZAR DE OLIVEIRA


Título:

“Efeitos da fragmentação de habitat nas comunidades de aves do Cerrado”.

Banca Examinadora:



Prof. Dr. Ricardo Bomfim Machado
Presidente / Orientador
ZOO/UnB



Prof. Dr. Alexandre Uezu
Membro Titular
IPÊ



Prof. Dr. Miguel Ângelo Marini
Membro Titular
ZOO/UnB

Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira
Membro Suplente
ECL/UnB

CÉUS, O QUE AS PESSOAS IRIAM ACHAR
SE OS ANIMAIS PASSASSEM UM TRATOR
NOS BAIRROS E PLANTASSEM NOVAS
ÁRVORES ???



Dedico esta dissertação aos meus avós Jacinta, João e Amelina, e em especial ao Fredão, que não pôde presenciar a conclusão desta etapa, mas que com certeza estaria orgulhoso. Dedico também a meu falecido tio, que nos deixou bruscamente neste último ano.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, à minha família e aos meus amigos mais próximos pelo apoio, pela compreensão e pela paciência. Agradeço em especial à Carol e à Priscila, que sempre estiveram dispostas a me escutar e a me ajudar. Às amigas da biologia, Luisa, Lorena, Gabi, Ana Luisa, Marina, Doda e Caroline. Às amigas do laboratório, Vivian, Babi e Tatá, pelas conversas e ajudas. Aos amigos da ecologia, pela companhia, pelo café e pelas horas de descontração.

Ao meu orientador, “Pacheco”, pela confiança e pela orientação. Agradeço também aos professores Dra. Regina Macedo e Dr. Roberto Cavalcante pela ajuda e pelo incentivo. Aos meus estagiários Ana Carolina Gomes, Juliana Zuany, Cinthya Cordova e Diego pela ajuda em campo e em laboratório. A Daniel Gressler, Luane Santos e André Guaraldo pela ajuda na identificação dos cantos desconhecidos. A Lilian Manica por ter me acolhido como estagiária e por ter me ensinado a trabalhar com as aves. A Danilo Fortunato pela ajuda com as análises estatísticas e pela companhia em campo e em laboratório, à Carolina, Nelma e Vivian, pelas correções e sugestões no texto final.

Aos proprietários das áreas particulares, que permitiram a realização das gravações. Em especial a Ricardo Monterosa que deu todo apoio necessário ao uso da área do Parque das Nascentes, a Paulo Alexandre, Ana Cristina, Ricardo Mesquita e Dona Marialba por acomodarem minha equipe nas expedições feitas na Chapada dos Veadeiros, e a seus respectivos caseiros (Edson, Zuzinha e Batista) por nos receberem tão bem. Agradeço também aos amigos do OBSERVAVES, por compartilharem seus conhecimentos e ajudarem na identificação de alguns cantos.

Agradeço ao CNPq pela bolsa concedida, ao SISBIOTA, à Rede ComCerrado e ao FUNBIO pelo financiamento, e aos membros da banca, Miguel Marini, Alexandre Uezo e Emerson Vieira, pela presença e sugestões.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE TABELAS.....	viii
LISTA DE ANEXOS.....	ix
RESUMO.....	1
ABSTRACT	3
INTRODUÇÃO GERAL	5
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	8
Capítulo 1 - Comunidades de Aves Associadas aos Fragmentos de Cerrado sentido restrito no Brasil Central.....	11
RESUMO.....	12
ABSTRACT.....	13
INTRODUÇÃO.....	14
OBJETIVOS.....	16
MÉTODOS.....	16
Áreas de Estudo.....	16
Coleta de dados	22
Análises	26
RESULTADOS	28
DISCUSSÃO.....	33
CONCLUSÃO	36
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	37
Capítulo 2 - Impactos da Fragmentação do Cerrado sobre Comunidades de Aves do Brasil Central	43
RESUMO.....	44
ABSTRACT.....	46
INTRODUÇÃO.....	48
OBJETIVOS.....	50
HIPÓTESES.....	51
MÉTODOS.....	51
Áreas de estudo.....	51
Coleta de dados	53
Análises	54
RESULTADOS	61
DISCUSSÃO.....	75
CONCLUSÃO.....	81
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	83
CONCLUSÃO GERAL	89

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

- Figura 1- Localização das Unidades de Conservação e fragmentos amostrados. Nota: o limite do Parque Nacional de Brasília (PNB-A) utilizado no estudo corresponde à área da unidade antes de sua ampliação em 2008.18
- Figura 2- Gravador SongMeter SM2+ sem capa protetora à esquerda e gravador instalado em forquilha de árvore à 3 metros de altura.....23
- Figura 3- Localização dos pontos amostrais e sua respectiva numeração (1 a 32), na região do Parque Nacional Chapada dos Veadeiros.24
- Figura 4- Localização dos pontos amostrais e sua respectiva numeração (33 a 64), na região do Parque Nacional de Brasília.....24
- Figura 5- Configuração de gravação programada no programa em “Song Meter Configuration Utility 3.2.1”.....25
- Figura 6- Esquema de sorteio dos períodos de gravação utilizados.....26
- Figura 7- Curvas de riqueza estimada para cada área amostrada, método Jackknife2.....31
- Figura 8- Agrupamento de áreas de acordo com a dissimilaridade na composição de espécies e riqueza (β SOR), de acordo com β NES e β SIM. Baseando-se no critério de Ward.....33

Capítulo 2

- Figura 1- Ilustração de como o aninhamento é quantificado pela métrica NODF. (Adaptado de Almeida-Neto *et al.* (2008)).....58
- Figura 2- Descrição dos passos envolvidos na análise de espécies indicadoras com combinação de grupos de sítios. Em cinza estão indicados sítios com pelo menos um indivíduo da espécie analisada e sítios que pertencem às combinação de grupos de sítios. (adaptado de De Cáceres *et al.* (2010))60
- Figura 3- Classificação de cobertura e uso do solo na região da Chapada dos Veadeiros. Linha preta- contorno do parque e dos fragmentos. Linha vermelha- contorno do buffer de 1 km, delimitando o entorno das áreas.62
- Figura 4- Classificação de cobertura e uso do solo na região de Brasília. Linha preta- contorno do parque e dos fragmentos. Linha vermelha- contorno do buffer de 1 km, delimitando o entorno das áreas.63
- Figura 5- Porcentagem de áreas nativas e antrópicas no entorno das áreas de estudo.....64
- Figura 6- Análise de componentes principais (PCA). Pontos dos gravadores de cada área (1 a 8- PNCV A, 9 a 16- PNCV B, 17 a 24- PNCV C, 25 a 32- PNCV D, 33 a 40- PNB A, 41 a 49- PNB B, 50 a 57- PNB C e 58 a 64- PNB D) e grupos

de áreas indicados pela análise (A- parques, B- fragmentos da região da Chapada, C- fragmento da região de Brasília e C1- fragmento B de Brasília).	65
Figura 7- Comparação da riqueza e da frequência de registros na região da Chapada (PNCV) e de Brasília (PNB) (acima), e da riqueza e frequência de registros em áreas protegidas e fragmentos (abaixo).....	66
Figura 8- Frequência de registro de guildas dentro dos Parques Nacionais (PNB e PNCV), nos fragmentos em torno dos parques (Frag PNB, Frag PNCV), e as respectivas porcentagens de guildas dentro de cada área. (Fru) – frugívoros; (Ins) – insetívoros; (Oni) – onívoros; (Car) – carnívoros; (Gra) – granívoros; (Nec) – nectarívoros; (Pred.sem) – predadores de sementes.....	68
Figura 9- Matrizes de cada comunidade analisada, ordenadas por riqueza e tamanho da área, e valores de NODF total e NODF das colunas. (** p<0.01). Tabela completa em anexo 3.4.	69
Figura 10- Análise de Correspondência. Áreas estudadas em cinza, espécies em vermelho, linha pontilhada em vermelho delimitando os grupos formados. Código das espécies: 1a- <i>M. chimachima</i> , 1b- <i>R. magnirostris</i> , 1c- <i>P. maximiliani</i> , 1d- <i>A. leucophthalma</i> , 1e- <i>S. frontalis</i> , 1f- <i>S. islerorum</i> , 1g- <i>H. meridionalis</i> , 1h- <i>M. ruficollis</i> , 1i- <i>S. virescens</i> , 2a- <i>V. chilensis</i> , 2b- <i>T. caudatus</i> , 2c- <i>F. rufus</i> , 2d- <i>P. sulphuratus</i> , 2e- <i>C. squammata</i> , 2f- <i>C. gujanensis</i> , 2g- <i>T. melancholicus</i> , 2h- <i>T. torquatus</i> , 2i- <i>P. dumicola</i> e 2j- <i>C. ani</i>	75

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela I. Informações de coordenada geográfica, tamanho em hectares, altitude média, paisagem predominante no entorno e informações sobre queimadas recentes em cada área de estudo.	22
Tabela II. Número de registros e número de espécies registradas em cada área amostrada.	29
Tabela III. Espécies selecionadas para o grupo 1 (associadas aos registros da primeira campanha) e para o grupo 4 (associadas aos registros da quarta campanha), na análise de espécies indicadoras, valor da estatística da análise e nível de significância da associação (valor de p).	30
Tabela IV. Número de espécies observadas em cada área, valores estimados de riqueza de Jackknife 2 e porcentagem de espécies amostradas em relação à riqueza estimada (observada/estimada).	30
Tabela V. Diversidade beta entre áreas, par a par ($\beta_{SOR} = \beta_{SIM} + \beta_{NES}$).	32

Capítulo 2

Tabela I. Classes de cobertura e uso de solo, no interior e no entorno das áreas de estudo da região da Chapada dos Veadeiros.	61
Tabela II. Classes de cobertura e uso de solo, no interior e no entorno das áreas de estudo da região de Brasília.	61
Tabela III. Valores de F e significância da ANOVA, para as variáveis resposta riqueza e frequência de registros.	65
Tabela IV. Valores de variância das variáveis de efeito aleatório e estimativa e valor de p das variáveis fixas do modelo selecionado.	67
Tabela V. Espécies selecionadas na primeira análise. Os componentes A e B usados para a cálculo da estatística ($\sqrt{\text{IndVal}}$), e o valor de p em 1000 permutações.	70
Tabela VI. Espécies selecionadas na segunda análise. O grupo 1 representa as áreas protegidas (PNCV A e PNB A) e o grupo 2 representa os fragmentos (PNCV B-D e PNB B-D). Os componentes A e B usados para a cálculo da estatística ($\sqrt{\text{IndVal}}$), e o valor de p em 1000 permutações.	73

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1- Coordenadas geográficas, altitude e campanha correspondente dos pontos amostrados em cada área. Parque Nacional Chapada dos Veadeiros (PNCV A), Fragmento 1 (PNCV B), Fragmento 2 (PNCV C), Fragmento 3 (PNCV D), Parque Nacional de Brasília (PNB A), Fragmento 1 (PNB B), Fragmento 2 (PNB C) e Fragmento 3 (PNB D).....	I
Anexo 2- Espécies de aves registradas nas áreas de estudo. Nomenclatura científica e nome popular segundo CBRO (2012); Sensibilidade à fragmentação segundo Stotz <i>et al.</i> (1996): (B) baixa sensibilidade, (M) média sensibilidade e (A) alta sensibilidade; Guilda segundo Sick (1997) e Sigrist (2006): (oni) onívoros, (fru) frugívoros, (ins) insetívoros, (gran) granívoros, (car) carnívoros, (nec) nectarívoros; (pred.sem) predadores de sementes. E presença da espécie nas áreas de cada região: PNB e PNCV.....	III
Anexo 3.1- Importância das variáveis para cada componente da PCA.....	IX
Anexo 3.2- Colinearidade entre variáveis independentes da paisagem.....	IX
Anexo 3.3- Passos utilizados para a seleção do GLMM.	X
Anexo 3.4-Valores de NODF totais, NODF de colunas, NODF de linhas, preenchimento da matriz e número de espécies de cada matriz, para matrizes ordenadas por riqueza e por tamanho da área. (**p=0.001).....	XI

RESUMO

A fragmentação é um processo que envolve perdas de habitat e isolamento de manchas de vegetação nativa. O Cerrado é um bioma que vem perdendo grandes áreas para a agricultura e pecuária, e por isso vem sofrendo os impactos negativos deste processo. As áreas abertas de Cerrado representam ambientes de menor interesse para ornitólogos, do que as áreas de mata de galeria, devido à sua menor diversidade. Porém, este é o ambiente que mais sofre com a perda de habitat e que tem menor proteção de leis ambientais (as matas são prioridade). Por isso, a compreensão da resposta da avifauna frente à fragmentação de áreas abertas do Cerrado é importante para o manejo e para a formulação de iniciativas de conservação que incluam estas áreas nas leis de proteção ambiental. Neste trabalho foram amostradas duas Unidades de Conservação e três fragmentos no entorno de cada uma, totalizando oito áreas de estudo. As áreas foram monitoradas durante quatro campanhas, com utilização de gravadores automáticos. As gravações foram escutadas em laboratório e os cantos foram identificados com auxílio de bibliotecas digitais. No primeiro capítulo, foram caracterizadas as comunidades encontradas em cada área. No total, foram feitos 7.713 registros, com 168 espécies, distribuídas em 18 ordens e 44 famílias, sendo que a frequência de registros esteve correlacionada com a riqueza de cada área ($p=0.005$). Foi utilizado o estimador de riqueza “Jackknife 2” e este mostrou que o número de espécies observadas se aproximou bastante do número de espécies estimado para cada área. A diversidade β estimada para cada área mostrou que a maior diferença entre áreas está no componente de substituição de espécies, mas não mostrou separação entre as regiões de Brasília e Chapada dos Veadeiros. No segundo capítulo foi investigada a resposta das aves à fragmentação de habitat e os possíveis fatores que influenciam esta resposta. Na região de Brasília, a proporção de onívoros e granívoros foi maior dentro dos

fragmentos, enquanto os carnívoros tiveram menor proporção nos fragmentos. Na região da Chapada não houve variação significativa das guildas. Na análise de espécies indicadoras, oito espécies foram associadas às áreas protegidas e dez espécies foram associadas aos fragmentos. Na análise de aninhamento, todas as comunidades avaliadas se mostraram significativamente aninhadas, mas o aninhamento foi maior quando as áreas foram ordenadas por riqueza do que quando foram ordenadas por tamanho. O GLMM apontou tamanho da área como variável negativamente associada à riqueza de espécies e proporção de paisagens nativas do entorno como variável positivamente correlacionada à riqueza de espécies. Esta pesquisa ressalta a importância do estudo de áreas abertas do Cerrado e a importância da proteção de áreas grandes e médias para a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Aninhamento, Avifauna, Bioacústica, Cerrado, Conservação, Diversidade β , Ecologia de Paisagens, Espécies indicadoras, Guilda trófica, Parque Nacional de Brasília, Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, Riqueza.

ABSTRACT

Fragmentation is a process that involves loss of habitat and isolation of vegetation patches. Cerrado is a biome that is losing large areas for agriculture and cattle raising, and is suffering the negative impacts of this process. The cerrado open areas seems to be less interesting to ornithologists than gallery forest, due to its lower diversity, but it is the most affected by habitat loss and the less protected from environment laws (forests are priority). Therefore, understanding birds' response to fragmentation of open cerrado areas is important for the management and the formulation of conservation initiatives that include these areas in environmental protection laws. In this work two protected areas and three fragments around each one were sampled, totalizing eight study areas. The areas were monitored for four campaigns, using automatic recorders. The recordings were analyzed in laboratory and the singing birds were identified with aid of digital libraries. In the first chapter, the communities found in each area were characterized. In total, 7.713 records were made, with 168 species belonging to 18 orders and 44 families, and the records frequency was correlated to richness of each area ($p = 0.005$). The richness estimator "Jackknife 2" showed that the number of species observed was near to the estimated number of species for each area. The estimated β diversity showed that the biggest difference between areas is in species substitution component, but showed no separation between regions of Brasilia and Chapada dos Veadeiros. In the second chapter we investigated the birds' response to habitat fragmentation and the factors that can possibly influence it. In Brasilia's region, the omnivorous and granivores proportion was higher inside the fragments, while carnivores had smaller proportions inside the fragments. In Chapada dos Veadeiros' region, there was no significant variation between guilds proportions. In species indicator analysis, eight species were associated to protected areas and ten

species were associated to fragments. In nestedness analysis, all evaluated communities were significantly nested, but nestedness was higher in matrices ordered by richness than in matrices ordered by area size. GLMM analysis pointed area size as a variable negatively associated to richness, and native landscape proportion on the area's buffer as a variable positively associated to richness. This research highlights the importance of studying open cerrado areas and the importance of protecting large and medium size areas for the biodiversity conservation.

Palavras-chave: Birds, Bioacoustic, Cerrado, Conservation, β diversity, Indicator species, Landscape ecology, Nestedness, Parque Nacional de Brasília, Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, Richness, Trofic guild.

INTRODUÇÃO GERAL

A perda de habitat e a fragmentação de ecossistemas foram apontadas como as principais causas de ameaças para 86% das 1.213 espécies de aves ameaçadas de extinção em 2004 (Baillie *et al.*, 2004). O termo fragmentação de ecossistemas é definido como "a modificação ou remoção de grandes áreas de vegetação natural que resulta na criação de um mosaico de ambientes fragmentados e isolados" (Kattan *et al.*, 1994), "subdivisão de ambientes contínuos em porções menores" (Andren, 1994; Wiens, 1994) ou simplesmente a "perda de uma continuidade" (Lord & Norton, 1990). A redução da área disponível, aumento do número de fragmentos de vegetação nativa, redução do tamanho e o aumento do isolamento dos fragmentos são apontados como os quatro principais efeitos do processo de fragmentação (Fahrig, 2003). Dependendo do tipo de ambiente impactado, o surgimento do efeito de borda também pode ser um importante fator no processo (Ewer & Didham, 2006).

Os efeitos da fragmentação de habitat têm sido estudados em várias regiões e com muitos grupos taxonômicos, pois os impactos negativos sobre a biodiversidade são muito expressivos (Saunders *et al.*, 1991; Mac Nally *et al.*, 2000). O padrão geral observado na literatura é a alteração na composição e abundância relativa das espécies, redução no tamanho das populações, aumento do isolamento de populações, aumento da probabilidade de extinção local de espécies, dentre outros efeitos negativos (Andrén, 1994; Boulinier & Nichols, 2001; Schtickzelle *et al.*, 2006). Além da alteração dos ecossistemas impactados, o processo de fragmentação e ocupação do solo insere novos ambientes na paisagem, em particular na área entre os fragmentos remanescentes dos ecossistemas nativos. Tal conjunto de elementos, geralmente englobados no termo 'matriz de paisagem' (*sensu* Forman & Godron, 1986) têm recebido uma atenção especial na literatura, haja vista a expressiva influência da matriz nas espécies dos fragmentos (Gascon *et al.*, 1999; Ricketts, 2001; Franklin & Lindenmayer, 2009).

A despeito da existência de padrões gerais na resposta das espécies frente à perda e fragmentação de habitats, sabe-se que a resposta varia entre espécies (Mac Nally *et al.*, 2000), sendo que espécies de grande porte, de elevado nível trófico, especialistas ou com baixa mobilidade tendem a apresentar maior vulnerabilidade às alterações ambientais (Holt *et al.*, 1999; Feeley *et al.*, 2007; Van Houtan *et al.*, 2007). Além disto,

espécies que apresentam uma maior abundância tendem a ser menos sensíveis ao processo de fragmentação que aquelas menos abundantes (Watson, 2003).

No Brasil, estudos sobre a fragmentação de habitat têm sido desenvolvidos desde a década de 70 (Willis, 1979; Lovejoy *et al.*, 1986; Bierregaard Jr & Lovejoy, 1989), com uma grande ênfase em ecossistemas tipicamente florestais, como a Amazônia (Laurance & Bierregaard Jr, 1997) e a Mata Atlântica (Brooks *et al.*, 1999; Chiarello, 1999; Pardini *et al.*, 2005; Piratelli *et al.*, 2008; Metzger *et al.*, 2009). Talvez por sua natureza não-florestal, os estudos de fragmentação no Cerrado são mais escassos, embora o bioma tenha sido, em termos absolutos, o que mais perdeu área para as atividades antrópicas (Machado *et al.*, 2004).

O Cerrado é um complexo de biomas (Batalha, 2011) de grande importância biológica e também econômica, que cobre cerca de dois milhões de Km² e representa 23% da cobertura total do Brasil (Ratter *et al.*, 1997). É considerado um dos 34 *hotspots* mundiais para a conservação (Myers *et al.*, 2000, Mittermeier *et al.*, 2004) e possui uma rica avifauna, com aproximadamente 850 espécies (Silva, 1995; Silva & Santos, 2005). Apesar disso, até recentemente recebeu pouca atenção de iniciativas para sua conservação e vem perdendo extensas áreas para a agricultura e para a pecuária (Klink & Machado, 2005).

No Cerrado encontramos um mosaico vegetacional natural (Eiten, 1972) composto por formações campestres (campo sujo, campo limpo e campo rupestre), savânicas (cerrado sentido restrito, parque de cerrado, vereda e palmeiral) e formações florestais (matas de galeria e cerradão) (Ribeiro & Walter, 1998). Em alguns locais, como na região da Chapada dos Veadeiros, há formação de fragmentos naturais de cerrado sentido restrito em meio a extensos campos úmidos, o que torna o Cerrado peculiar e com grandes chances de apresentar respostas à fragmentação diferentes daquelas encontradas em outros biomas (Machado, 2000). Poucos estudos abordam os impactos da fragmentação do Cerrado na avifauna (Machado, 2000; Marini, 2001; Roma, 2006).

Em estudo realizado no entorno de Brasília, não foram encontradas diferenças no número de espécies registradas em áreas contínuas e isoladas, podendo a estrutura do entorno das áreas estar mais relacionada à riqueza de espécies do que o tamanho da área, porém, um terço das espécies apresentou maior abundância nas áreas isoladas

(Machado, 2000). Em matas de galeria na região do Triângulo Mineiro, Marini (2001) observou maior riqueza e maior exclusividade de espécies nos fragmentos maiores. Para o autor, apenas as espécies granívoras apresentaram resposta à fragmentação, tendo sua proporção decrescida com o aumento do tamanho do fragmento. Segundo resultados encontrados em remanescentes de Cerrado entre Minas Gerais e Goiás, fragmentos naturais de Cerrado responderam à relação espécie-área, mas fragmentos antrópicos não, sendo que o menor fragmento apresentou a maior riqueza de espécies. (Roma, 2006).

Estudos realizados em ambientes florestais de Cerrado e em outros ambientes savânicos podem apresentar padrões diferenciados (como observado nos trabalhos citados). Uma das causas pode ser a baixa sensibilidade a alterações de habitat de grande parte das espécies de área aberta do Cerrado (Stotz *et al.*, 1996) e a predominância dessas espécies em relação às espécies mais sensíveis. No Cerrado, as áreas de mata de galeria representam por lei, áreas prioritárias para a conservação, enquanto áreas abertas nem sempre recebem a devida importância. Por isso, torna-se importante a análise qualitativa da perda potencial de espécies, avaliando quais espécies estão sendo perdidas e qual é o impacto desta perda na atividade funcional do ecossistema. Este estudo teve como objetivo principal analisar o efeito da fragmentação do habitat na composição das comunidades de aves no cerrado sentido restrito. Na primeira parte da dissertação foram caracterizadas as comunidades de aves encontradas em cada área estudada e na segunda parte foi avaliada a resposta das aves frente à perda de habitat e ao isolamento das áreas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDREN, H. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- BAILLIE, J. E. M., BENNUN, L. A., BROOKS, T. M., BUTCHART, S. H. M., CHANSON, J. S., COKELISS, Z., HILTON-TAYLOR, C., HOFFMANN, M., MACE, G.; MAINKA, S. A., POLLOCK, C. M., RODRIGUES, A. S. L., STATTERSFIELD, A. J. & STUART, S. N. (2004) *IUCN Red List of Threatened Species - a global species assessment*. Cambridge, UK: The IUCN Species Survival Commission.
- BATALHA, M. A. (2011). O Cerrado não é um bioma. *Biota Neotropical*, 11(1), 1-4.
- BIERREGAARD JR., R. O. & LOVEJOY, T. E. (1989). Effects of forest fragmentation on Amazonian bird communities. *Acta Amazonica*, 19:215-241.
- BOULINIER, T. & NICHOLS, J. D. (2001). Forest fragmentation and bird community dynamics: inference at regional scales. *Ecology*, 82: 1159-1169.
- BROOKS, T., TOBIAS, J. & BALMFORD, A. (1999). Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Animal Conservation*, 2: 211-222.
- CHIARELLO, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89: 71-82.
- EITEN, G. (1972). The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical review* 38: 201-341.
- EWER, R.M. & DIDHAM, R.K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81: 117-142.
- FAHRIG, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34(1), 487-515.
- FEELEY, K.J., GILLESPIE, T.W., LEBBIN, D.J. & WALTER, H.S. (2007). Species characteristics associated with extinction vulnerability and nestedness rankings of birds in tropical forest fragments. *Animal Conservation*, 10: 493-501.
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M. (1986) *Landscape Ecology*. New York: John Wiley & Sons,
- FRANKLIN, J. F. & LINDENMAYER, D. B. (2009) Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *PNAS*, 106: 349-350.
- GASCON, C., LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD JR., R. O., MALCOLM, J. R., STOUFFER, P. C., VASCONCELOS, H. L., LAURANCE, W. F., ZIMMERMANN, B.; TOCHER, M. & BORGES, S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91:223-229.
- HOLT, R. D., LAWTON, J. H., POLIS, G. A., & MARTINEZ, N. D. (1999). Trophic rank and the species area relationship. *Ecology*, 80:1495–1504.
- KATTAN, G.H., ALVAREZ-LÓPEZ, H. & GIRALDO, M. (1994). Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology*, 8(4): 138-146.
- KLINK, C. A., & MACHADO, R. B.(2005).Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19(3), 707-713.
- LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD JR., R. O. (1997) *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: The University of Chicago Press.

- LORD, J. M. & NORTON, D. A. (1990) Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology*, 4(2):197-202.
- LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD JR., R. O., RYLANDS, A. B., MALCOLM, J. R., QUINTELA, C. E., HARPER, L. H., BROWN JR., K. S., POWELL, A. H., POWELL, G. V. N., SCHUBART, H. O. R. & HAYS, M. B. (1986) Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOUL, M.E. (Ed.). *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Ginn Associates Inc. Publishers, p.257-285.
- MACHADO, R. B. (2000). A fragmentação do Cerrado e efeitos sobre a avifauna na região de Brasília-DF. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Brasília, DF.
- MACHADO, R. B., RAMOS NETO, M. B., PEREIRA, P. G. P., CALDAS, E. F., GONÇALVES, D. A., SANTOS, N. S., TABOR, K., & STEININGER, M. (2004) Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Conservation International*. Brasília, DF, Brasil.
- MAC NALLY, R., BENNETT, A.F. AND HORROCKS, G. (2000). Forecasting the impacts of habitat fragmentation. Evaluation of species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation on birds in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biological Conservation*, 95: 7-29.
- MARINI, M. Â. (2001) .Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International*, 11(01): 13-25.
- METZGER, J. P., MARTENSEN, A. C., DIXO, M., BERNACCI, L. C., RIBEIRO, M. C., TEIXEIRA, A. M. G. & PARDINI, R.(2009) Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142: 1188-1177.
- MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J. & FONSECA, G.A.B. (2004). Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. *CEMEX & Agrupacion Sierra Madre*, Cidade do México.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B. & KENT, J. (2000).Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- PARDINI, R., DE SOUZA, S. M., BRAGA-NETO, R. & METZGER, J. P. (2005). The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, 124: 253-266.
- PIRATELLI, A. J., SOUSA, S. D., CORRÊA, J. S., ANDRADE, V. A., RIBEIRO, R. Y., AVELAR, L. H. & OLIVEIRA, E. F. (2008). Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68:259-268.
- RATTER, J. A. RIBEIRO, J. F. & BRIDGEWATER, S. (1997). The brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, 80: 223-230.
- RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. (1998). Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M., ALMEIDA, S. P. (ed). *Cerrado: ambiente e flora*. Brasília, *Embrapa Cerrados*, p.87-166.
- RICKETTS, T. H. (2001). The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist*, 1:87-99.
- ROMA, J. C. (2006). A fragmentação e seus efeitos sobre aves de fitofisionomias abertas do Cerrado. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Brasília, DF.

- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- SILVA, J. M. C., (1995). Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia*, 21: 69-92.
- SILVA, J.M.C. & SANTOS, M.P.D. (2005). A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação (A. Scariot, J.C. Souza-Silva & J.M. Felfili, eds.). *Ministério do Meio Ambiente*, Brasília, p.220-233.
- SCHTICKZELLE, N., MENNECHEZ, G. & BAGUETE, M. (2006). Dispersal depression with habitat fragmentation in the bog fritillary butterfly. *Ecology*, 87: 1057-1065
- STOTZ, D. F., FITZPATRICK, J. W., PARKER III, A., & MOSKOVITS, D. K. 1996. Neotropical birds: Ecology and Conservation. *The University of Chicago Press*, Chicago.
- VAN HOUTAN, K.S., PIMM, S.L., HALLEY, J.M., BIERREGAARD JR, R.O. & LOVEJOY, T.E. (2007). Dispersal of Amazonian birds in continuous and fragmented forest. *Ecology Letters*, 10: 219-229.
- WATSON, D. M. (2003) Long-term consequences of habitat fragmentation--highland birds in Oaxaca, Mexico. *Biological Conservation*, 111: 283-303.
- WIENS, J. A. (1994). Habitat fragmentation: island v. landscape perspectives on bird conservation. *Ibis*, 137: 97-104.
- WILLIS, E.O. (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33(1): 1-25.

Capítulo 1 - Comunidades de Aves Associadas aos Fragmentos de Cerrado sentido restrito no Brasil Central

RESUMO

Comunidades de aves associadas ao cerrado sentido restrito de áreas localizadas no Brasil Central foram caracterizadas por meio da análise da riqueza, composição e frequência relativa das espécies. Utilizamos o método de bioacústica para gerar listas de espécies em diferentes áreas situadas no Distrito Federal e na Chapada dos Veadeiros, Goiás. Foram utilizados oito gravadores automáticos SongMeter SM2+ e foram amostradas quatro áreas na região de Brasília e quatro áreas na região da Chapada dos Veadeiros. Em cada área amostramos oito pontos divididos em quatro campanhas, totalizando 64 pontos amostrais. Foi realizada uma correlação de Pearson para avaliar a associação entre número de espécies e frequência de registros de cada área, uma análise de espécies indicadoras para identificar espécies associadas a diferentes períodos (campanhas), uma análise de estimador de riqueza e uma análise de dissimilaridade entre as comunidades de cada área. Foram analisadas 240 horas de gravação e foram gerados 7.713 registros de 168 espécies de aves distribuídas em 18 ordens e 44 famílias. Dentre as 168 espécies registradas, 31 espécies foram registradas em todas as áreas estudadas, 39 espécies foram registradas em apenas uma das áreas, foram registradas 11 espécies endêmicas e 15 espécies características de ambiente florestal. Em todas as áreas a frequência de registros esteve correlacionada à riqueza de espécies ($p=0.005$), foram indicadas sete espécies com associação aos períodos chuvosos, o estimador Jackknife 2 apontou que 65 a 78% da riqueza estimada foi observada nas áreas, e a dissimilaridade entre as comunidades foi melhor explicada pelo componente de substituição de espécies da diversidade β . As áreas mais ricas apresentaram espécies com alta frequência de registros, sendo estas espécies mais generalistas e oportunistas. Devido à similaridade na composição de espécies das áreas das duas regiões estudadas, podemos concluir que não há separação biogeográfica entre as regiões de Brasília e Chapada dos Veadeiros.

Palavras-chave: Avifauna, Bioacústica, Cerrado, Diversidade β , Parque Nacional de Brasília, Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, Riqueza.

ABSTRACT

Bird communities associated to cerrado sensu stricto areas located in Central Brazil were characterized by analyzing richness, composition and relative frequency of species. We used the bioacoustics' method to generate lists of species in different areas located at Distrito Federal and Chapada dos Veadeiros, Goiás. We used eight automatic recorders SongMeter SM2 + to sample four areas in Brasilia's region and four areas in Chapada dos Veadeiros' region. In each area we sampled eight points divided into four campaigns, totalizing 64 sampling points. We performed a Pearson correlation to assess the association between number of species and records' frequency in each area, an indicator species analysis to identify species associated to different periods (campaigns), an analysis of richness estimator and an analysis of communities' dissimilarity between areas. We analyzed 240 hours of recording which generated 7.713 records of 168 bird species distributed in 18 families and 44 orders. Among the 168 species recorded, 31 species were recorded in all studied areas, 39 species were recorded in only one area, there were 11 endemic species and 15 species characteristic of forest environment. In all areas the records' frequency was correlated to species richness ($p= 0.005$), were given seven species associated with the rainy season, the Jackknife 2 estimator indicated that 65-78% of the estimated richness was observed in the areas, and the dissimilarity among communities was best explained by the turnover species component of β diversity. The richest areas showed species with higher records' frequency, which are more generalist and opportunistic species. Due to the similarity in species composition of the areas of the two regions studied, we can conclude that there is no biogeographical separation between Brasilia's and Chapada dos Veadeiros' regions.

Keywords: Birds, Bioacoustic, β diversity, Cerrado, Parque Nacional de Brasília, Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, Richness.

INTRODUÇÃO

O Cerrado possui uma rica avifauna que compreende cerca de 850 espécies (Silva & Santos, 2005), sendo destas, 36 endêmicas ao bioma (Silva, 1997; Marini & Garcia, 2005). A riqueza e abundância de espécies estão diretamente relacionadas à estruturação da vegetação do Cerrado (Tubelis, 1997), sendo que 51% das espécies de aves do Cerrado estão associadas aos ambientes florestais e o restante (49%) pode ser encontrado em ambientes abertos (campos e variações de cerrado) (Silva, 1995).

Estudos realizados no Cerrado registraram em média 196 espécies de aves nas diversas fitofisionomias do bioma (Ribon *et al.*, 1995; Piratelli, 1999; Santos, 2001; Tubellis & Cavalcanti, 2001; Melo-Júnior *et al.*, 2001; Almeida, 2003; Moura *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2005; Vale, 2006; Valadão *et al.*, 2006a; Valadão *et al.*, 2006b; Pacheco & Olmos, 2006; Lopes & Braz, 2007; Faria, 2007; Curcino *et al.*, 2007; Motta-Júnior *et al.*, 2008; Da Silva, 2008; Faria *et al.*, 2009; Marçal Júnior *et al.*, 2009; Correa & Moura, 2009; Manica *et al.*, 2010; Telles & Dias, 2010; Cavarzere *et al.*, 2011; Rego *et al.*, 2011), sendo 41 espécies o valor mínimo encontrado (Almeida, 2003) e 275 espécies o valor máximo encontrado em uma única área (Pacheco & Olmos, 2006). Estes mesmos estudos indicam que Tyraniidae, Emberizidae e Thraupidae são as famílias de passeriformes mais representativas, e insetívoros e onívoros são as guildas alimentares mais representativas no Cerrado.

Captura com redes de neblina, observações diretas em pontos fixos ou por meio de transeções são os métodos comumente utilizados para amostragem de aves, mas cada um deles apresenta restrições e limitações para o registro das espécies. Sendo assim, a escolha do método deve ser feita de forma consciente, de acordo com os objetivos de cada estudo (Bibby *et al.*, 2000). Neste trabalho, adotamos uma abordagem bastante comum em estudos ornitológicos, que é o registro das espécies por meio de suas vocalizações (Anjos, 2007), porém, os registros foram obtidos com gravadores digitais automáticos, dispostos em diversos pontos nas áreas de amostragem. A técnica, ainda pouco utilizada no Brasil, tem se mostrado eficiente para o monitoramento de comunidades de aves, anfíbios, répteis, insetos e outros grupos (Acevedo & Villanueva-Rivera, 2006; Marques *et al.*, 2009).

Os equipamentos de gravação apresentam algumas vantagens em relação aos procedimentos tradicionais (registro das espécies em campo por um pesquisador), pois

diversas áreas podem ser amostradas simultaneamente. Com isto, eliminam-se as diferenças temporais entre as amostras e um maior número de áreas pode ser amostrado (Hobson *et al.*, 2002; Buxton & Jones, 2012). Nesta metodologia, a presença de um observador treinado e experiente não é necessária em campo (Haselmayer & Quinn, 2000; Hobson *et al.*, 2002), aspecto que reduz eventuais interferências da presença humana nas atividades de vocalização das aves e em seus comportamentos (Acevedo & Villanueva-Rivera, 2006). Ademais, a metodologia fornece registros permanentes do local estudado, que podem ser revisados a qualquer momento ou enviados para especialistas para confirmação das identificações (Haselmayer & Quinn, 2000; Acevedo & Villanueva-Rivera, 2006), favorece estudos de longa duração e reduz a variação de identificação de espécies entre observadores (Hobson *et al.*, 2002; Brandes, 2008; Celis-Murillo *et al.*, 2009). Por fim, há redução das despesas de manutenção de uma equipe (alimentação, estadia e deslocamento) devido ao menor tempo de permanência em campo. Apesar de todas as vantagens, a identificação das vocalizações em laboratório pode demandar um grande tempo, mesmo quando são utilizadas técnicas de reconhecimento automático de sons (Rempel *et al.*, 2005; Kasten *et al.*, 2010).

Assim como os outros métodos citados, a bioacústica apresenta suas próprias restrições, pois espécies que vocalizam pouco, ou sazonalmente, ou ainda que emitem apenas chamados curtos possuem menos chances de serem registradas (Acevedo & Villanueva-Rivera, 2006), além disso, espécies que possuem cantos de baixa amplitude são registradas apenas a pequenas distâncias, enquanto cantos de alta amplitude podem ser registrados a longas distâncias (obs.pess.). Conforme mencionado anteriormente, a identificação correta dos cantos gravados pode ser auxiliada pelo uso de programas de reconhecimento automático de padrões sonoros digitais como, por exemplo, o programa *Songscope* (Wildlife Acoustics, 2011). Caso não seja possível a utilização deste, é necessária a presença de pesquisadores com vasta experiência de campo e conhecimento para o reconhecimento das centenas de espécies gravadas e de seus cantos matinais e atípicos (obs. pess.).

A biodiversidade, amostrada por meio dos diversos métodos, pode ser medida de várias maneiras, sendo que a forma mais fácil e mais comumente utilizada é a riqueza (Flynn *et al.*, 2009), que é o número de espécies registrados em uma comunidade (Begon *et al.*, 1986). Porém, esta medida pode ser insuficiente para caracterizar uma comunidade, pois dificilmente conseguimos encontrar todas as espécies presentes em

uma área ou região e, mesmo que fosse possível, a medida de riqueza não é informativa sobre como a composição das espécies varia entre duas áreas, cujas composições podem ser muito diferentes (Ricklefs, 1987; Rosenzweig, 1995). Outra forma de medir a diversidade é a utilização de índices de diversidade. Os índices de Shannon e de Simpson são os mais conhecidos e seu uso é geralmente restrito a situações comparativas, pois o valor do índice só contém significado quando comparado a outro valor, ou seja, comunidades distintas em contextos distintos podem apresentar o mesmo valor (Magurran, 2004).

Para encontrar um valor aproximado da riqueza total de espécies de uma comunidade, podemos utilizar estimadores de riqueza (Melo, 2008). Estes são baseados principalmente no número de espécies raras observadas, para estimar o número total de espécies da comunidade. Dentre os estimadores não paramétricos mais conhecidos e mais utilizados, estão Chao 1 e 2, Jackknife 1 e 2 e bootstrap (Magurran, 2004).

A diversidade β representa a substituição de espécies entre comunidades, provendo a ligação entre a diversidade local (α) e regional (γ) (Whittaker, 1972) e tem sido utilizada com frequência para avaliar a substituição de espécies em um gradiente ambiental (Harrison *et al.*, 1992), ou a mudança de composição de espécies entre áreas (Qian *et al.*, 2005; Novotny *et al.*, 2007). A diversidade β é um conceito chave para a compreensão do funcionamento de ecossistemas, para a conservação da biodiversidade e para o manejo adequado de ecossistemas (Legendre *et al.*, 2005).

OBJETIVOS

- Caracterizar e descrever as comunidades das áreas estudadas em termos de riqueza e frequência relativa dos registros das espécies;
- Avaliar a eficiência do método de bioacústica para amostragem em áreas de cerrado sentido restrito;

MÉTODOS

Áreas de Estudo

A pesquisa foi realizada em duas unidades de conservação (UC) do bioma Cerrado: Parque Nacional Chapada dos Veadeiros (PNCV) e Parque Nacional de Brasília (PNB). As regiões possuem clima tropical úmido, com duas estações bem

definidas: uma chuvosa, com início em setembro/outubro, e uma seca, com início em abril/maio. A temperatura média anual é de 20,1°C, variando de 16° C nos meses de inverno (seco) a 31°C nos meses de verão (chuvoso). A precipitação média anual é de 1200 a 1600 mm na região de Brasília, e de 1400 a 1800 na região da Chapada dos Veadeiros (Da Silva *et al.*, 2008). Ambas as UCs estão na ecorregião Planalto Central Goiano, onde há predominância de latossolos (Arruda *et al.*, 2008). Todas as áreas pesquisadas estão situadas entre 1000 e 1300 m de altitude.

Uma inspeção visual em imagens disponíveis no Google Earth foi o ponto de partida para a escolha de quatro áreas de amostragem em cada região, sendo uma área localizada dentro da unidade de conservação (PNB ou PNCV) e três fragmentos no entorno dessas (total de oito áreas de estudo). Os critérios de seleção das áreas foram: áreas com vegetação de cerrado sentido restrito (*sensu* Ribeiro & Walter, 1998), com distância mínima de 3 km e máxima de 6 km de cada unidade de conservação, e áreas com diferentes tamanhos (Figura 1). Os fragmentos escolhidos possuem distúrbios antrópicos em seu entorno (pastagens, plantações, áreas rurais, cidades, dentre outros).

(1) Região do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV)

A região da Chapada dos Veadeiros começou a ser povoada por volta de 1737, mas os primeiros registros cartográficos da povoação de Veadeiros foram publicados apenas em 1836. A região era inicialmente formada apenas pelo município de Cavalcante, que abrangia todas as comunidades conhecidas atualmente na região (São Jorge, Alto Paraíso, Cavalcante, Colinas do Sul e Teresina de Goiás) (Plano de Manejo PNCV, 2009).

Em 1912 foi criado o povoado de São Jorge, e em 1953 foi criado o município de Alto Paraíso, sendo São Jorge constituído principalmente por garimpeiros. Além da exploração do ouro, a cultura do trigo está intimamente ligada ao desenvolvimento da região. Com o governo de Juscelino Kubitschek e com a construção de Brasília, a região passou por um processo de crescimento, sendo que o asfaltamento da GO-118 (Brasília-Nordeste Goiano) em 1985 contribuiu para que a visitação à região aumentasse gradativamente (Plano de Manejo PNCV, 2009).

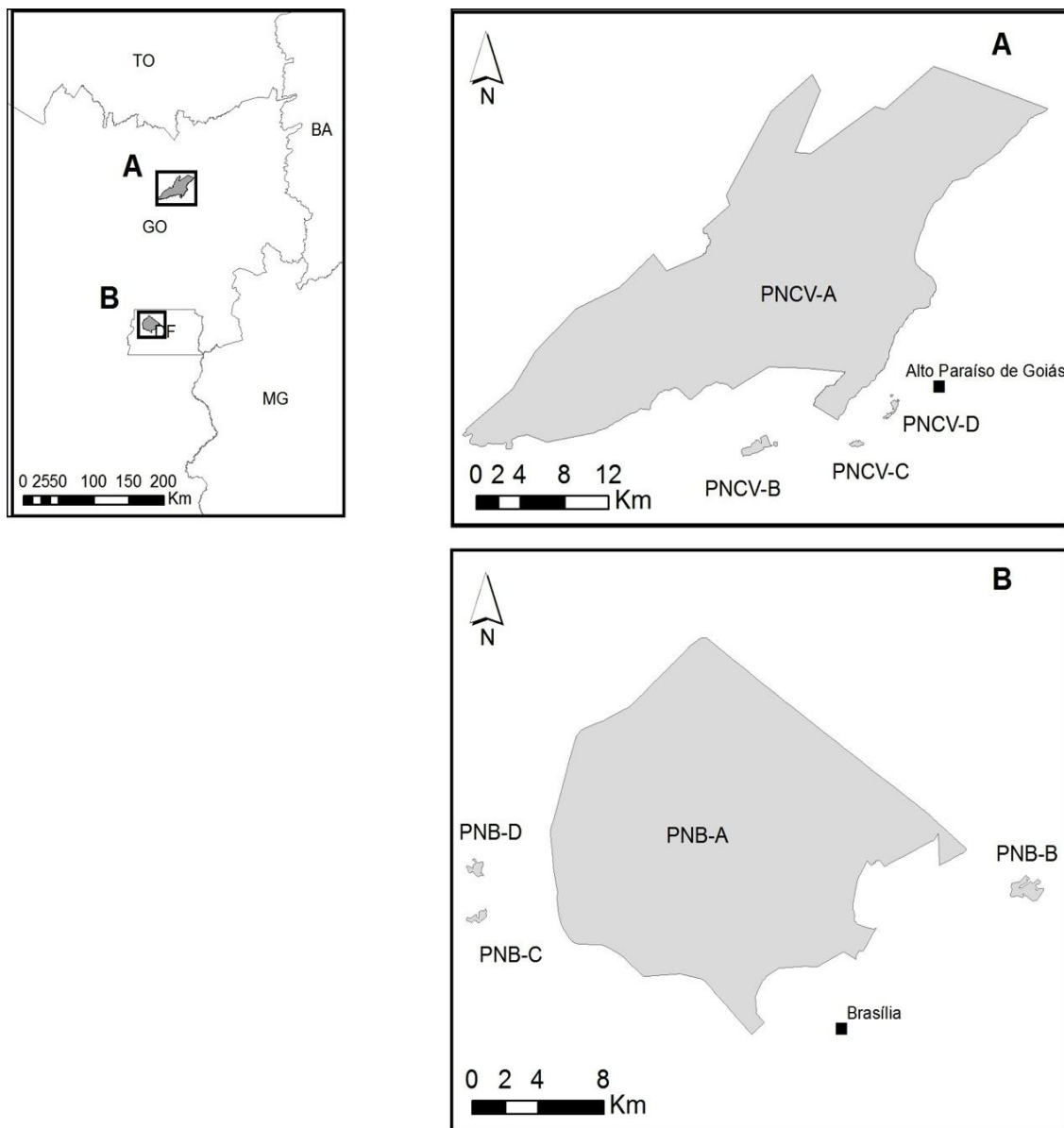


Figura 1- Localização das Unidades de Conservação e fragmentos amostrados. Nota: o limite do Parque Nacional de Brasília (PNB-A) utilizado no estudo corresponde à área da unidade antes de sua ampliação em 2008.

O padrão histórico do uso da terra em Alto Paraíso se assenta no predomínio de pastagens naturais (campos limpos) ou plantadas, que representavam juntas 78,2% das terras utilizadas em 1970. Com o passar do tempo, as pastagens plantadas foram aumentadas, representando sozinha, 26,4% das terras utilizadas em 1995, e coincidindo com o aumento do rebanho bovino no município. Em 1990, o município de Alto Paraíso de Goiás apresentava 9.780 ha de área plantada, valor que em 2004 caiu para 3.450 ha. (Plano de Manejo PNCV, 2009).

O PNCV foi criado em 1961 com o nome de Parque Nacional do Tocantins e originalmente possuía uma área de 660.000 ha. Ao longo do tempo sua área foi sistematicamente reduzida, passando para 171.924 ha em 1971 (Brasil, 1972) e para aproximadamente 60.000 ha em 1981 (Brasil, 1981). Dados disponibilizados pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio (2011) indicam que o PNCV possui uma área de 65.514 ha, com altitudes que variam de 500 m a 1600 m. Possui áreas de cerrado e manchas de campos rupestres preservadas, com várias espécies de plantas endêmicas e alta riqueza de espécies lenhosas (Munhoz & Proença, 1998). Está a 260 km de Brasília, na região nordeste do estado de Goiás (ICMBio, 2011), localizado nas coordenadas 14°2' S e 47°38' W. Em seu entorno são encontradas pequenas vilas que desenvolvem a atividade turística, áreas de garimpo e atividade pecuária (Hauff & Milano, 2005).

- Área contínua (PNCV A)

Dentro do PNCV foi amostrada a área correspondente ao módulo de pesquisa instalado em 2012 pela Universidade de Brasília, no âmbito do projeto SISBIOTA (CNPq). O módulo, composto por um retângulo de 5 x 1 km e 10 trilhas paralelas de 250 m, está localizado nas coordenadas 14°07' S 47°41' W, e possui aproximadamente 750 ha de Cerrado. O local não possuía registro de fogo nos últimos 5 anos, mas teve uma parte da área queimada durante a seca de 2012. A área possui campos, veredas, mata de galeria, cerrado rupestre, cerrado típico e cerrado denso, porém, apenas as duas últimas fisionomias foram amostradas.

- Fragmento 1 (PNCV B)

Está localizado nas coordenadas 14°10' S 47°39' W e possui área de 202 ha. É propriedade particular, possui estradas, trilhas, várias casas e cercas. Não está completamente isolado na paisagem (possui em seu entorno vegetação nativa correspondente a outras fitofisionomias, como campos limpos e matas de galeria), e possui pequenas áreas de pasto em seu entorno. Possui vegetação relativamente bem conservada, com árvores de médio e grande porte e não foi atingida por fogo nos últimos 5 anos.

- Fragmento 2 (PNCV C)

Está localizado nas coordenadas 14°10' S 47°34' W e possui área de 37 ha. É propriedade particular e está localizado dentro da Fazenda São Bento. O fragmento em

si não possui estradas ou trilhas bem definidas (apenas em seu entorno), é um dos menores, não está isolado na paisagem (possui campo limpo em seu entorno), não foi atingido por fogo nos últimos 5 anos, possui muitas bromeliáceas no chão e árvores de médio a grande porte, bem espaçadas entre si. Entre ele e o parque existe criação extensiva de gado, uma pequena plantação de eucaliptos e uma rodovia.

- Fragmento 3 (PNCV D)

Está localizado nas coordenadas 14°8' S 47°32' W e possui área de 63 ha. É propriedade particular e também está dentro da Fazenda São Bento. O fragmento possui muitas estradas, foi atingido por fogo recentemente (2011) e foi observada a presença de gado transitando em suas estradas. Em seu entorno mais próximo (± 100 m) há área de pasto em regeneração e em seu entorno mais distante (mais de 100 m) há criação extensiva de gado. Possui arvoretas e árvores de médio e grande porte, pouco espaçadas entre si.

(2) Região do Parque Nacional de Brasília (PNB)

Os primeiros registros de fazendas e de roças na região do PNB e entorno constam de 1770, mas a região só foi povoada mais recentemente, devido à construção de Brasília e à vinda de trabalhadores por volta de 1956 (Plano de Manejo PNB, 2009).

No lado leste do PNB, onde estão localizados 2 fragmentos de estudo (PNB C e D), são encontradas chácaras rurais de produção agrícola intensiva, estabelecidas pelo programa de assentamento do INCRA em 1962, e talhões de povoamento de pinus e eucalipto, estabelecidos na década de 70. No lado sudeste do PNB, onde se encontra o fragmento PNB B, são encontradas chácaras rurais sem interesses produtivos. O Núcleo rural onde o fragmento está inserido foi criado em 1998 pela lei nº 1.834 (Plano de Manejo PNB, 2009).

O PNB está localizado, nas coordenadas 15°38' S e 47°1' W e possui altitudes que variam de 830 a 1330 m. A unidade foi criada em 1961 com uma área de 30.000 ha (Brasil, 1961), mas foi ampliado para 42.389 ha em 2005. O PNB protege ecossistemas típicos do Cerrado, abriga as bacias dos córregos Torto e Bananal e a represa de Santa Maria, que abastece de água parte do plano piloto de Brasília (ICMBio, 2011), sendo tido como a maior área de preservação natural em meio urbano (Horowitz, 2003). O parque possui estradas e trilhas internas (mais de 250 km) que atravessam diversos ambientes e fragmentam habitats. Seu entorno é composto por núcleos rurais,

loteamentos irregulares, chácaras, criação de gado e agricultura familiar (Núcleo Rural Lago Oeste, Vila Basevi, Núcleo Rural Boa Esperança, Granja do Torto, aterro de lixo do Jockey Club e invasão da Estrutural) (Horowitz, 2003).

- Área contínua (PNB A)

Dentro do PNB foi amostrada a área correspondente ao módulo de pesquisa instalado em 2012 pela Universidade de Brasília, no âmbito do projeto SISBIOTA (CNPq). O módulo, composto por um retângulo de 5 x 1 km e 10 trilhas paralelas de 250 m, está localizado nas coordenadas 15°42' S 48°0' W, e possui aproximadamente 750 ha de Cerrado. A área sofreu queimada nos últimos 5 anos, possui mata de galeria, cerrado ralo, campo sujo, cerrado típico e cerrado denso, porém, apenas as últimas duas fisionomias foram amostradas.

- Fragmento 1 (PNB B)

Está localizado nas coordenadas 15°42' S 47°49' W e possui área de 152 ha. A área é responsabilidade da Associação dos Chacareiros do Núcleo Rural do Jerivá (ASCAJE) e do Centro de Comunicações e Guerra Eletrônica do Exército (CECOMGEX) e está localizada próximo à torre de TV digital. O fragmento possui estradas antigas e pequenas trilhas, não possuía registro de fogo nos últimos anos, mas teve uma pequena parte de sua vegetação queimada durante a seca de 2012. Seu entorno é composto por áreas de agricultura familiar, plantação de eucaliptos e uma rodovia. É bem conservado, possui diferentes habitats, com borda de mata de galeria, cerradão, cerrado denso, cerrado ralo e campo úmido. Os gravadores foram instalados apenas nas áreas de cerrado típico e cerrado denso.

- Fragmento 2 (PNB C)

Está localizado nas coordenadas 15°43' S 48°7' W e possui área de 49 ha. A área é propriedade do Mosteiro Santa Clara e está localizada na área rural de Brazlândia. Possui estradas, algumas trilhas e não possuía registro de fogo há mais de 5 anos, mas uma pequena parte da área foi queimada durante a seca de 2012. Seu entorno possui áreas de agricultura extensiva, pequenas criações de gado e moradias. Possui borda de mata, cerrado ralo e cerrado típico com árvores de médio porte.

- Fragmento 3 (PNB D)

Está localizado nas coordenadas 15°41' S 48°7' W e possui área de 41 ha. A área é propriedade particular e está localizada na área rural de Brazlândia. Possui estradas e casas em seu interior e não possui registro de fogo nos últimos 5 anos. Seu entorno é similar ao entorno do PNB C. Possui borda de mata, cerrado ralo e cerrado típico, com árvores de médio porte.

Tabela I. Informações de coordenada geográfica, tamanho em hectares, altitude média, paisagem predominante no entorno e informações sobre queimadas recentes em cada área de estudo.

Local	Coordenadas	Tamanho	Altitude média	Entorno	Última queimada
PNCV A	14°07' S 47°41' W	65.514 ha	1187 m	-	2012
PNCV B	14°10' S 47°39' W	202 ha	1197 m	Pasto e vegetação nativa	> 5 anos
PNCV C	14°10' S 47°34' W	37 ha	1227 m	Pasto, eucaliptos e vegetação nativa	> 5 anos
PNCV D	14°8' S 47°32' W	63 ha	1253 m	Pasto e vegetação nativa	2011
PNB A	15°42' S 48°0' W	42.389 ha	1090 m	-	< 5 anos
PNB B	15°42' S 47°49' W	152 ha	1154 m	Agricultura familiar, eucaliptos	2012
PNB C	15°43' S 48°7' W	49 ha	1128 m	Agricultura e pasto	2012
PNB D	15°41' S 48°7' W	41 ha	1158 m	Agricultura e pasto	> 5 anos

Coleta de dados

A coleta foi feita entre os meses de março de 2012 e outubro de 2012. Foram realizadas quatro campanhas em cada área, sendo a primeira campanha de 21/março a 01/abril, a segunda campanha de 27/maio a 04/junho, a terceira campanha de 24/julho a 02/agosto e a quarta campanha de 24/setembro a 03/outubro.

As espécies de aves presentes em cada área foram registradas com utilização do método de bioacústica. Gravações foram feitas com oito gravadores SongMeter SM2+, resistentes à água, especializados em gravações de longa duração para o monitoramento acústico de aves, anfíbios, morcegos, peixes, cetáceos e outros. O equipamento permite que as gravações sejam programadas para horários e intervalos específicos, é operado

por 4 baterias (ou fonte de energia externa) e possui espaço para a utilização de até 4 cartões de memória (Wildlife Acoustics, 2011). No presente estudo foram utilizados cartões SD de 16 gigas, instalados em cada gravador. Em cada gravador também foram acoplados dois microfones omnidirecionais SMX-II (fornecidos pelo próprio fabricante do gravador), sendo um microfone para cada canal do gravador.

Os gravadores foram instalados em forquilhas de árvores (Figura 2), a uma altura média de 3 m, de forma que os microfones ficassem com o mínimo possível de obstrução (folhas e galhos próximos). Foram configurados para gravar com uma taxa de amostragem (*sample rate*) de 44 KHz e 16 bits, utilizando filtro de passagem alta (*high-pass*) de 180 Hz e ganho de 48 dB. A aplicação do filtro de passagem alta objetivou a atenuação de sons de baixa frequência, que geralmente formam o ruído de fundo das gravações.



Figura 2- Gravador SongMeter SM2+ sem capa protetora à esquerda e gravador instalado em forquilha de árvore à 3 metros de altura.

Em cada campanha foram colocados dois gravadores em cada área (ver anexo I para coordenadas geográficas dos pontos, Figura 3 para pontos na região da Chapada dos Veadeiros e Figura 4 para pontos da região de Brasília), sendo que a posição dos gravadores foi escolhida de forma a garantir a independência das gravações (distância mínima de 150 m entre os gravadores).

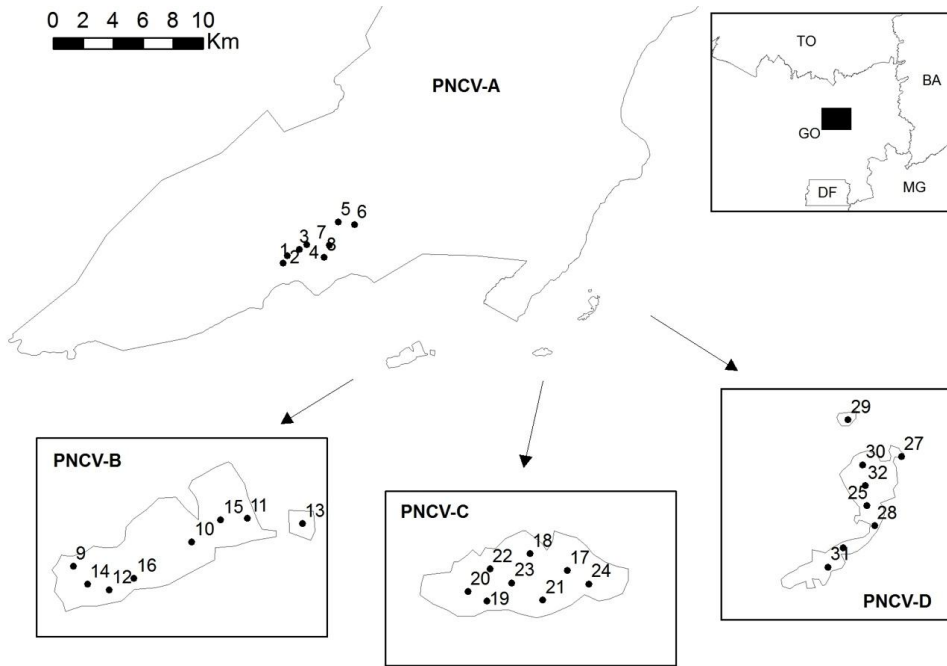


Figura 3- Localização dos pontos amostrais e sua respectiva numeração (1 a 32), na região do Parque Nacional Chapada dos Veadeiros.

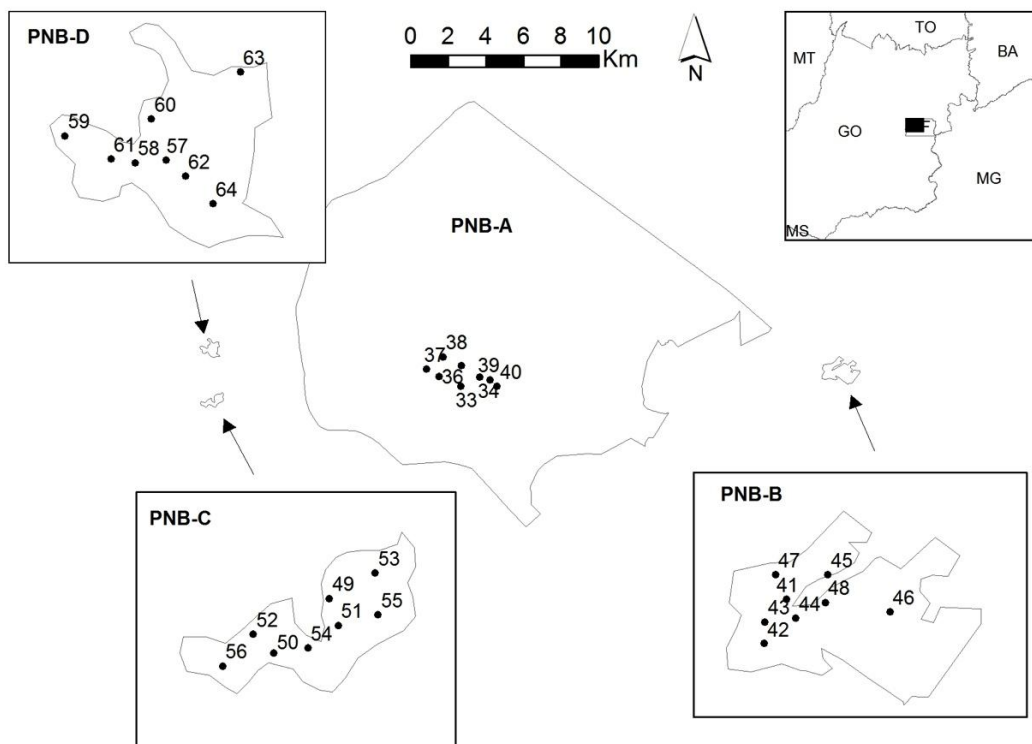


Figura 4- Localização dos pontos amostrais e sua respectiva numeração (33 a 64), na região do Parque Nacional de Brasília.

Os gravadores foram programados para gravar cinco sequências de 30 minutos cada (total 2,5 h por dia), com intervalos de 10 minutos entre elas. As gravações foram iniciadas 30 minutos antes do nascer do sol (05:30 ou 05:40, dependendo da época do ano), pois algumas espécies vocalizam principalmente neste período e atingem seu pico de atividade com os primeiros raios de sol (Blake, 1992). Os gravadores permaneceram por três dias em cada área, totalizando 7,5 h/gravador/área (Figura 5). Sendo assim, no total, cada área teve 60 horas de gravação (4 campanhas).

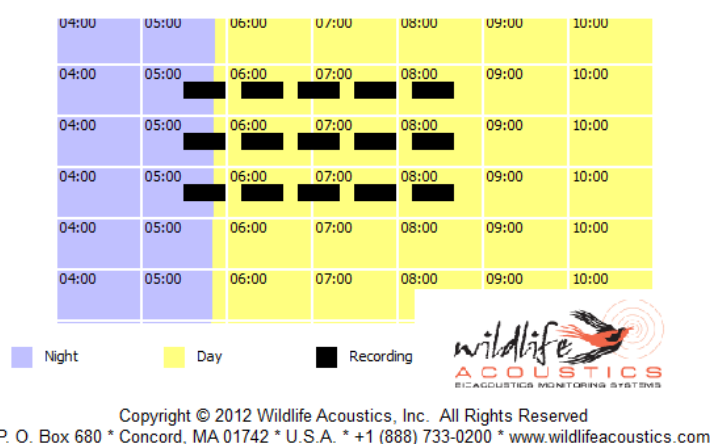


Figura 5- Configuração de gravação programada no programa em “Song Meter Configuration Utility 3.2.1”

Nas oito áreas estudadas tivemos um total de 480 horas de gravação, mas por não haver tempo suficiente para análise de todas as gravações, foram analisadas apenas 240 horas. Assim, as sequências de 30 minutos foram divididas em duas unidades temporais de 15 minutos. Para cada 30 minutos de amostragem da área, foram escutados 15 minutos de um gravador e 15 minutos de outro (escolhidos por sorteio) (Figura 6). Durante a escuta, foram anotadas todas as espécies registradas em cada unidade de 15 minutos. Os registros obtidos representam unicamente a presença das espécies nas unidades de 15 minutos, pois foram desconsiderados os registros de diferentes indivíduos que eventualmente vocalizassem dentro de uma mesma unidade de tempo.

As gravações foram revisadas com auxílio do programa Cool Edit Pro 2.1 e um fone de ouvido Philips SHL5500. Os cantos foram identificados por meio de comparação com cantos/chamados obtidos em bancos de cantos disponíveis na internet (Xeno-canto, Macaulay Library e Wikiaves).

Horários	05:30		06:10		06:50		07:30		08:10		Total hrs
	06:00		06:40		07:20		08:00		08:40		
Unidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Gravador 1	x		x			x	x		x		1,25
Gravador 2		x		x	x			x		x	1,25

Figura 6- Esquema de sorteio dos períodos de gravação utilizados.

Uma vez que apenas a presença das espécies foi registrada em cada unidade, foi utilizada a frequência de registros como um substituto da abundância dos indivíduos de cada espécie. Cada espécie foi considerada apenas uma vez em cada dia, desta forma, caso uma espécie tenha sido registrada em todos os dias e em todas as campanhas, o total de registros possíveis é de 24 (6 registros por campanha, ou 24 registros por área). Mesmo quando se tratavam de espécies que são geralmente encontradas aos casais (ex.: *Furnarius rufus*, *Suiriri suiriri*, *Suiriri islerorum*, *Cypsnagra hirundinacea*), grupos pequenos (*Neothraupis fasciata*) ou grupos grandes (ex.: *Crotophaga ani*, *Guira guira*, *Colaptes campestris*, *Cyanocorax cristatellus* e psitacídeos), foi considerada somente a presença/ausência da espécie. Assim o dado (frequência de registros) foi a forma mais parcimoniosa encontrada para representar a abundância das espécies.

As espécies identificadas foram nomeadas de acordo com a lista de espécies do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2011).

Análises

Aspectos gerais das comunidades

Um teste de correlação de Pearson foi utilizado para avaliar como a frequência de registros e o número de espécies observadas estão relacionados.

Foi utilizada uma Análise de Espécies Indicadoras para verificar se existem espécies que aparecem em períodos restritos da coleta (ex: apenas na época de chuva ou seca), sendo que cada grupo foi formado por um período de coleta (campanha). Para isso, foi utilizado o pacote “*indicspecies*” (De Cáceres & Jasen, 2013), disponível no programa R (R Core Development Team, 2009). Para mais detalhes da análise, ver capítulo 2.

Estimador de riqueza

Com os dados obtidos para todas as áreas e todas as espécies registradas, e tomando cada dia de gravação como uma amostra (total de 24 amostras para cada área), foi utilizado o estimador Jackknife 2 para se estimar a riqueza total de espécies presente em cada área. Jackknife 2 é um estimador não-paramétrico baseado em incidência, que utiliza a riqueza observada, as espécies que aparecem uma única vez nas amostras (*uniques*), as espécies que aparecem duas vezes nas amostras (*duplicates*) e leva em conta o número de amostras utilizado:

$$S = S_{obs} + \frac{Q_1(2m - 3)}{m} - \frac{Q_2(m - 2)^2}{m(m - 1)}$$

Onde, S é a riqueza estimada, S_{obs} é a riqueza observada, Q₁ é o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra, Q₂ é o número de espécies que ocorrem em apenas duas amostras e m é o número de amostras. O estimador foi escolhido por alcançar a assíntota em mais áreas do que os outros estimadores testados (Chao 2, Jackknife 1 e Bootstrap), permitindo a comparação entre áreas, como sugerido por Santos (2006). Os estimadores foram calculados no programa R (R Core Development Team, 2009), utilizando o pacote “*vegan*” (Oksanen *et al.*, 2011).

Dissimilaridade entre comunidades

A composição de espécies nas diferentes áreas foi avaliada por meio de uma análise de dissimilaridade (diversidade β), utilizando os procedimentos dados por Baselga (2010). Segundo o autor, a diversidade β reflete dois fenômenos diferentes e opostos: a substituição espacial de espécies e o aninhamento das comunidades (β_{SOR} = β_{SIM} + β_{NES}), que são cruciais para compreensão das questões biogeográficas e ecológicas das comunidades. Vale salientar que a medida de β_{NES} proposta por Baselga (2010) não é equivalente à medida de aninhamento, pois não mede quão perfeitamente aninhada é a matriz, mas mede quão dissimilares são as matrizes em relação à riqueza de espécies (Almeida-Neto *et al.* 2012; Baselga 2012). Para verificar qual componente da diversidade β está relacionado à riqueza, foi utilizado um ANOSIM (análise de similaridade) com 10.000 aleatorizações. Para isto, foram utilizados os pacotes “*betapart*” (Baselga & Orme, 2012) e “*vegan*” (Oksanen *et al.*, 2013), disponíveis no programa R (R Core Development Team, 2009).

Como medida de dissimilaridade foi utilizado o Índice de Dissimilaridade de Sorensen (β_{SOR}), definido pela seguinte fórmula:

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

Onde, a é o número de espécies comuns a duas áreas, b e c é o número de espécies encontrado em cada área. O índice varia entre 0 (nenhuma dissimilaridade) e 1 (dissimilaridade total).

Para descrever a substituição de espécies sem a influência da riqueza, foi utilizado o Índice de Dissimilaridade de Simpson (β_{SIM}), calculado pela seguinte fórmula:

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

E para calcular β_{NES} , foi utilizada a diferença entre os dois índices.

Para formação dos grupamentos, foi utilizado o método de mínima variância de Ward e o pacote “*vegan*” (Oksanen *et al.*, 2013), disponível no programa R (R Core Development Team, 2009). Nesta análise foram utilizadas todas as espécies identificadas nas gravações.

RESULTADOS

Aspectos gerais das comunidades

Nos 64 pontos amostrados foram feitos 7.713 registros, com 168 espécies. Destes, 3.106 registros e 121 espécies na região da Chapada dos Veadeiros e 4.607 registros e 150 espécies na região de Brasília (Tabela II). Dentre as 168 espécies registradas, 31 espécies foram registradas em todas as áreas estudadas, 39 espécies foram registradas em apenas uma das áreas, foram registradas 11 espécies endêmicas e 15 espécies características de ambiente florestal.

As 168 espécies registradas estão distribuídas em 18 ordens, sendo 21 famílias de não Passeriformes e 23 famílias de Passeriformes, o que representa 20% da avifauna total do Cerrado e 41% da avifauna do Cerrado não exclusiva a ambiente florestal. Dentre as 31 espécies mais frequentes e que estavam presentes em todas as áreas, estão: *Crypturellus parvirostris*, *Amazona aestiva*, *Aratinga aurea*, *Brotogeris chiriri*, *Melanopareia torquata*, *Lepidocolaptes angustirostris*, *Camptostoma obsoletum*, *Elaenia cristata*, *Suiriri suiriri*, *Cyanocorax cristatellus* e *Troglodytes musculus*.

Tabela II. Número de registros e número de espécies registradas em cada área amostrada.

	PNCV A	PNCV B	PNCV C	PNCV D	PNB A	PNB B	PNB C	PNB D
Nº de registros	748	854	752	752	915	1303	1150	1239
Total de spp.	76	96	66	72	95	102	104	95
Frugívoros	15	18	13	13	13	13	15	14
Insetívoros	21	27	18	17	33	31	34	25
Carnívoros	6	6	4	2	7	6	5	8
Onívoros	18	25	15	20	23	29	30	31
Granívoros	5	6	5	7	5	10	8	8
Pred.sem.	7	12	8	9	10	10	9	5
Nectarívoros	4	2	3	4	4	3	3	4

A família Tyrannidae foi a que apresentou maior número de espécies (26), seguida pela família Psittacidae (13), Thraupidae (13) e Emberizidae (11). Também foram registradas 11 espécies endêmicas ou quase endêmicas do Cerrado (Silva, 1997; Marini & Garcia, 2005): *Alipiopsitta xanthops*, *Herpsilochmus longirostris*, *Melanopareia torquata*, *Antilophia galeata*, *Suiriri islerorum*, *Cyanocorax cristatellus*, *Neothraupis fasciata*, *Saltatricola atricollis*, *Charitospiza eucosma*, *Porphyrospiza caerulescens* e *Basileuterus leucophrys*.

Dentre as 15 espécies registradas nas gravações que são características de ambiente florestal, mas não restritas a este, podemos citar: *Herpsilochmus atricapillus*, *Sittasomus griseicapillus*, *Antilophia galeata*, *Schiffornis virescens*, *Corythops delalandi*, *Basileuterus flaveolus*, *Basileuterus hypoleucus* e *Geothlypis aequinoctialis*.

Foi encontrada correlação significativa entre frequência de registros em cada área vs número de espécies observadas em cada área ($t= 4.250$; $gl= 6$; $p= 0.005$).

A análise de espécies indicadoras selecionou sete espécies que mostraram associação a dois períodos distintos da coleta de dados. *Volatinia jacarina*, *Columbina talpacoti* e *Sporophila nigricollis* foram associadas ao período da primeira campanha de coleta (março/abril), enquanto *Elaenia chiriquensis*, *Rhynchotus rufescens*, *Hydropsalis parvula* e *Molothrus bonariensis* se mostraram associados ao período da quarta campanha (setembro/outubro) (Tabela III).

Tabela III. Espécies selecionadas para o grupo 1 (associadas aos registros da primeira campanha) e para o grupo 4 (associadas aos registros da quarta campanha), na análise de espécies indicadoras, valor da estatística da análise e nível de significância da associação (valor de p).

Grupo 1			Grupo 4		
	Stat	valor de p		Stat	valor de p
<i>Volatinia jacarina</i>	0.663	<0.01	<i>Elaenia chiriquensis</i>	0.915	<0.001
<i>Columbina talpacoti</i>	0.54	<0.01	<i>Rhychotus rufescens</i>	0.899	<0.001
<i>Sporophila nigricollis</i>	0.536	<0.01	<i>Hydropsalis parvula</i>	0.801	<0.001
			<i>Molothrus bonariensis</i>	0.559	<0.01

Estimador de riqueza

A curva do estimador Jackknife 2 se aproximou bastante ou alcançou a assíntota na maioria das áreas, mostrando que o esforço de amostragem foi suficiente. Contudo, nas áreas PNCV B, PNCV D e PNB A as curvas ainda apresentaram tendência ao incremento de espécies, caso as amostras continuassem (Figura 7). A porcentagem de espécies observadas em relação ao número de espécies estimado variou entre 65 e 78% (Tabela IV).

Tabela IV. Número de espécies observadas em cada área, valores estimados de riqueza de Jackknife 2 e porcentagem de espécies amostradas em relação à riqueza estimada (observada/estimada).

	PNCV A	PNCV B	PNCV C	PNCV D	PNB A	PNB B	PNB C	PNB D
Obs	76	96	66	72	95	103	104	95
Jack2	97,3	147,1	85,4	110,7	141,5	140,3	143,2	121,0
% obs	78%	65%	77%	65%	67%	73%	72%	78%

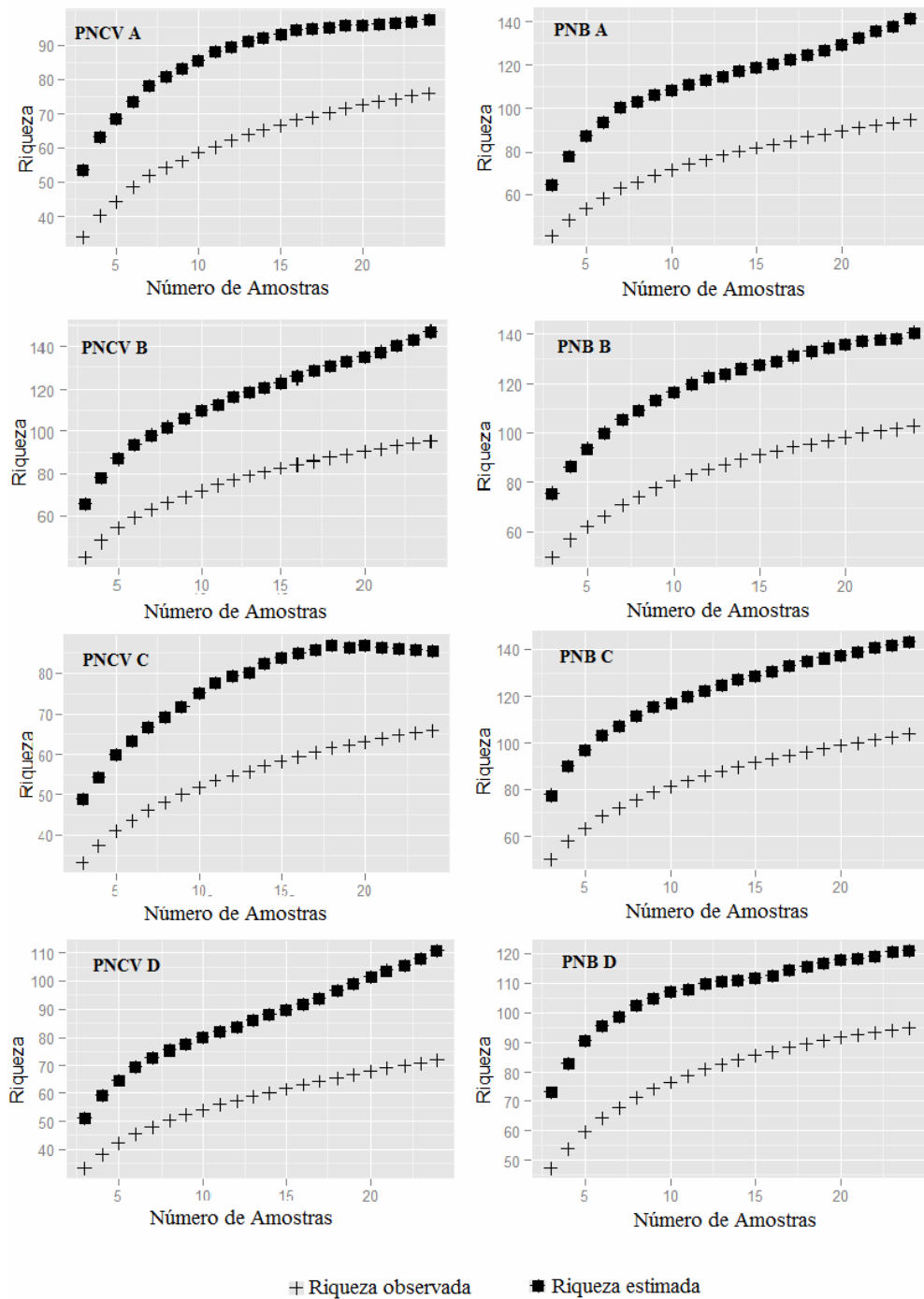


Figura 7- Curvas de riqueza estimada para cada área amostrada, método Jackknife2.

Dissimilaridade entre comunidades

Dentre as 168 espécies registradas, 31 estiveram presentes em todas as oito áreas estudadas e 39 foram restritas a apenas uma área. De acordo com os valores encontrados pelo cálculo do índice de dissimilaridade de Sorrensen, podemos observar que o maior componente de dissimilaridade foi encontrado no β_{SIM} (componente de substituição de

espécies) e que β_{NES} representa uma parte muito pequena da diversidade β das áreas. (Tabela V).

Tabela V. Diversidade beta entre áreas, par a par ($\beta_{SOR} = \beta_{SIM} + \beta_{NES}$).

β_{SOR}							
	PNB A	PNB B	PNB C	PNB D	PNCV A	PNCV B	PNCV C
PNB B	0.262						
PNB C	0.306	0.227					
PNB D	0.284	0.252	0.236				
PNCV A	0.345	0.329	0.333	0.345			
PNCV B	0.319	0.286	0.330	0.298	0.313		
PNCV C	0.354	0.384	0.388	0.341	0.239	0.283	
PNCV D	0.329	0.337	0.306	0.305	0.310	0.333	0.275

β_{SIM}							
	PNB A	PNB B	PNB C	PNB D	PNCV A	PNCV B	PNCV C
PNB B	0.231						
PNB C	0.273	0.223					
PNB D	0.284	0.221	0.200				
PNCV A	0.263	0.210	0.210	0.263			
PNCV B	0.315	0.260	0.302	0.294	0.223		
PNCV C	0.212	0.212	0.212	0.196	0.181	0.121	
PNCV D	0.222	0.194	0.152	0.194	0.291	0.222	0.242

β_{NES}							
	PNB A	PNB B	PNB C	PNB D	PNCV A	PNCV B	PNCV C
PNB B	0.031						
PNB C	0.032	0.003					
PNB D	0.000	0.031	0.036				
PNCV A	0.081	0.119	0.122	0.081			
PNCV B	0.003	0.026	0.027	0.003	0.090		
PNCV C	0.141	0.172	0.176	0.144	0.057	0.162	
PNCV D	0.107	0.142	0.154	0.110	0.019	0.111	0.032

De acordo com o resultado encontrado pelo ANOSIM, o único componente da diversidade beta que está significativamente relacionado à riqueza das áreas é β_{NES} (ANOSIM= 1; p=0,03). β_{SIM} (ANOSIM= -0,70; p=0,85) e β_{SOR} (ANOSIM= 0,48; p=0,28) não representam diretamente os efeitos da riqueza das áreas.

A medida de β_{SOR} leva em conta a riqueza e a composição de espécies das áreas, o β_{SIM} reflete efeitos da composição e o β_{NES} efeitos da riqueza. Sendo assim, na análise

de *cluster* feita pelo método de Ward, a matriz de dissimilaridade de β_{SOR} separou as áreas de acordo com as regiões onde elas se encontram; e β_{NES} e β_{SIM} não apresentaram nenhum padrão para as regiões (Figura 8), mostrando que as áreas não são biogeograficamente distintas e que seus padrões de diversidade podem ser analisados em conjunto.

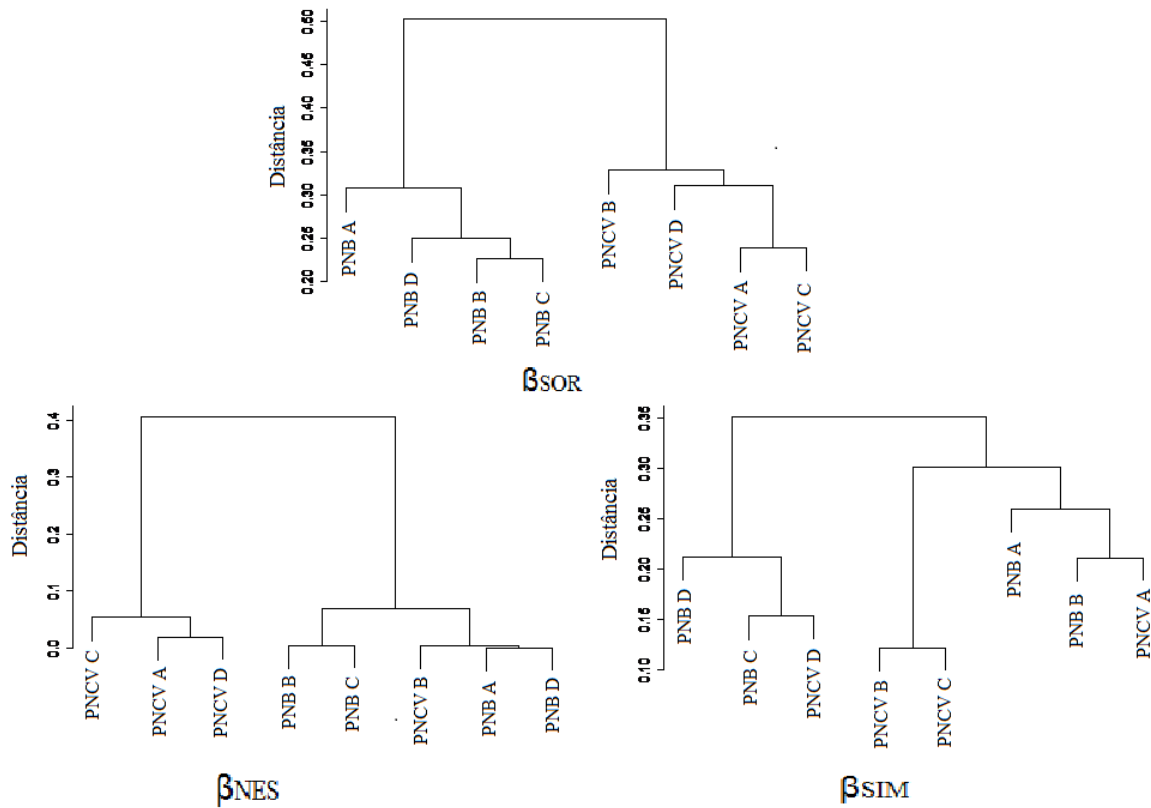


Figura 8- Agrupamento de áreas de acordo com a dissimilaridade na composição de espécies e riqueza (β_{SOR}), de acordo com β_{NES} e β_{SIM} . Baseando-se no critério de Ward.

DISCUSSÃO

As 168 espécies registradas representam 19% da avifauna do Cerrado (850 espécies) e 40% da avifauna não restrita a ambiente florestal (416 espécies, ou 49% do total). O valor de riqueza encontrado está um pouco abaixo do que a média de riqueza (196 espécies) encontrada em 24 estudos de censo realizados no Cerrado (Ribon *et al.*, 1995; Piratelli, 1999; Santos, 2001; Tubellis & Cavalcanti, 2001; Melo-Júnior *et al.*, 2001; Almeida, 2003; Moura *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2005; Vale, 2006; Valadão

et al., 2006^a; Valadão *et al.*, 2006b; Pacheco & Olmos, 2006; Lopes & Braz, 2007; Faria, 2007; Curcino *et al.*, 2007; Motta-Júnior *et al.*, 2008; Da Silva, 2008; Faria *et al.*, 2009; Marçal Júnior *et al.*, 2009; Correa & Moura, 2009; Manica *et al.*, 2010; Telles & Dias, 2010; Cavarzere *et al.*, 2011; Rego *et al.*, 2011). Porém, a grande maioria destes estudos foi realizada em diversas fitofisionomias de Cerrado, e em alguns casos, em áreas de ecótono, o que pode aumentar os valores encontrados. Como a riqueza encontrada neste estudo corresponde apenas às áreas de cerrado sentido restrito, o valor de riqueza pode ser considerado adequado. Utilizando dados de 11 estudos realizados no Cerrado, Batalha *et al.* (2010) listaram 551 espécies, sendo 182 espécies características de áreas abertas do Cerrado.

As espécies registradas em todas as áreas de estudo apresentaram alta frequência de registros, o que mostra que estas são espécies com alta atividade e pouca sensibilidade à fragmentação de habitat. Algumas espécies de mata também foram registradas nas gravações, porém, a frequência de registro destas foi baixa e muitas vezes se restringiu a apenas um registro. O registro de tais espécies pode ser explicado pela utilização de áreas de cerrado sentido restrito por espécies características de mata (Tubelis *et al.*, 2004), ou pela alta amplitude dos cantos, permitindo que estes sejam registrados a longas distâncias.

Além da riqueza de espécies, a frequência de registros também pode representar um importante fator que diferencie grandes áreas conservadas de áreas menores e mais perturbadas. Como já foi mostrado em outros estudos, inclusive para outros grupos animais (Fonseca & Robinson, 1990), algumas espécies se beneficiam de níveis baixos e médios de perturbação do ambiente e apresentam elevadas abundâncias, enquanto outras espécies apresentam baixa abundância e um risco futuro de não conseguir sobreviver em áreas pequenas e perturbadas (Saunders *et al.*, 1991). Como riqueza de espécies e frequências de registros estão correlacionadas, podemos assumir que áreas mais ricas apresentaram algumas espécies com maior número de registros. Tais espécies são geralmente aquelas que se beneficiam dos impactos da fragmentação de habitat, mostrando que neste estudo, a riqueza encontrada nas áreas mais ricas foi influenciada pela presença de espécies abundantes (com alta frequência de registros).

Nesse sentido, a hipótese do distúrbio intermediário (Connell, 1978; Connell *et al.*, 1984) poderia ser aplicada para explicar as diferenças observadas na riqueza de espécies e na frequência de registros entre as regiões estudadas. Esta hipótese prevê que

uma maior diversidade de espécies pode ser mantida sob níveis intermediários de perturbação.

A análise de espécies indicadoras associou espécies apenas às campanhas 1 e 4, e o período destas campanhas corresponde ao final das chuvas (campanha 1) e início das chuvas (campanha 4). No início do período de chuvas, muitas espécies migratórias chegam ao Cerrado (Machado, 2000; Marini, 2001), ou mesmo espécies residentes aumentam sua atividade devido às condições propícias à reprodução (Marini, 1992). Por estes motivos, algumas espécies só foram registradas nas campanhas 1 e 4. Não houve associação de espécies às campanhas 2 e 3 pois as espécies registradas nestas campanhas permanecem na área estudada durante todo o ano, apresentando baixa atividade.

Como mostrado pelo estimador escolhido, as áreas foram adequadamente amostradas e foi observada 65 a 78% de sua riqueza estimada. A variação na porcentagem de espécies observadas pode estar relacionada às diferenças de nível de distúrbio associado às áreas e à heterogeneidade de paisagem encontrada no entorno dos fragmentos. Dentre as áreas que não atingiram a assíntota estão “PNCV B”, “PNCV D” e “PNB A”.

Através da análise de dissimilaridade, as regiões pesquisadas puderam ser separadas em dois grandes grupos, mas nota-se que este resultado pode ter sido influenciado pela riqueza encontrada nas áreas de cada região. Assim, quando o índice β_{SOR} é decomposto em $\beta_{SIM} + \beta_{SNE}$, as diferenças entre as regiões ficam mais claras. A retirada do componente da riqueza (β_{SIM}), não causou a formação de dois conjuntos distintos, que seria obtido pela separação da região da Chapada dos Veadeiros e a região de Brasília. Com isto, pode ser concluído que a composição de espécies das regiões é consideravelmente semelhante, sendo que elas podem formar um conjunto biogeográfico único. Uma situação semelhante a essa foi observada para o grupo de espécies do gênero *Mimosa* (Leguminosae), pois a região do Distrito Federal e a Chapada dos Veadeiros foram apontadas como um único centro de endemismo de altitude para o grupo (Simon & Proença, 2000). Em um estudo conduzido por Nogueira e colaboradores (Nogueira *et al.*, 2011) foi encontrado que as chapadas do alto Tocantins, que incluem a região de Veadeiros e de Brasília, representam uma área de endemismo para o grupo dos répteis Squamata. Os dados obtidos em campo sugerem

que a Chapada dos Veadeiros e a região de Brasília compartilham boa parte das espécies e possuem uma baixa diversidade β .

O método utilizado para as amostragens em campo registrou adequadamente a presença de espécies que vocalizam frequentemente, mas assim como outros métodos, a bioacústica deve ser aliada a outro método para ser mais eficiente. A comparação de métodos mostra que a bioacústica é tão eficiente quanto, ou melhor, do que o censo por ponto (Haselmayer & Quinn, 2000; Hobson *et al.*, 2002; Acevedo & Villanueva-Rivera, 2006; Celis-Murillo *et al.*, 2009; Hutto & Stutzman, 2009; Celis-Murillo *et al.*, 2012), mas a identificação de espécies que cantam pouco e que seriam registradas com auxílio de pistas visuais, não se torna possível, deixando necessariamente algumas espécies fora da lista. O método se mostrou altamente eficiente para o registro de psitacídeos, devido à frequência e amplitude da vocalização das espécies deste grupo, porém o método se mostrou muito ineficiente para a identificação de beija-flores, pois estes variam bastante seu repertório, há pouca informação disponível dos cantos das espécies e poucos pesquisadores capazes de diferenciar as espécies deste grupo. Outros problemas registrados para o método foram: o tempo requerido para análise das gravações e a sensibilidade do método aos efeitos de ventos fortes, já que estes reduziram a quantidade de cantos gravados e dificultaram a identificação dos poucos registros. O mesmo problema foi observado por Buxton & Jones (2012).

CONCLUSÃO

A riqueza de algumas áreas foi aumentada pela presença de espécies generalistas e oportunistas, representadas por espécies que apresentaram alto número de registros nas gravações. A análise de espécies indicadoras associou sete espécies às campanhas realizadas no período chuvoso da região, sendo a alta atividade destas espécies associada ao período reprodutivo. Segundo a análise de estimador de riqueza, 65 a 78% da riqueza estimada foi amostrada nas áreas estudadas. A análise de dissimilaridade mostrou que apesar de existirem fatores que separam as duas regiões estudadas (riqueza), não existem diferenças na composição de espécies das regiões, sendo que elas poderiam ser consideradas como pertencentes a uma mesma unidade biogeográfica. Por fim, o método de bioacústica se mostrou eficiente para amostragem da maior parte da comunidade de aves das áreas de cerrado sentido restrito, sendo restritivo para espécies que apresentam baixa atividade de vocalização.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACEVEDO, M. A., & VILLANUEVA-RIVERA, L. J. (2006). Using automated digital recording systems as effective tools for the monitoring of birds and amphibians. *Wildlife Society Bulletin*, 34: 211-214.
- ALMEIDA, M.E.C. (2003). Estrutura de comunidades de aves em áreas de Cerrado da região nordeste do Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, *Universidade Federal de São Carlos*.
- ALMEIDA-NETO, M., FRENSEL, D.M.B. & ULRICH, W. (2012). Rethinking the relationship between nestedness and beta diversity: a comment on Baselga (2010). *Global Ecology and Biogeography*, 21: 772-777.
- ANJOS, L. (2007). A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 15(2):239-243.
- ARRUDA, M.B., PROENÇA, C.E.B., RODRIGUES, S.C., CAMPOS, R.N., MARTINS, R.C. & MARTINS, E.S. (2008). Ecorregiões, Unidades de Conservação e Representatividade Ecológica do Bioma Cerrado. In: SANO, S.M., DE ALMEIDA, S.P. & RIBEIRO, J.F (eds). Cerrado: Ecologia e Flora. *Embrapa Cerrados*, Brasília, p. 229-272.
- BASELGA, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 134–143.
- BASELGA, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 1223-1232.
- BASELGA A. & ORME, D.L. (2012). Betapart: R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 808-812.
- BATALHA, M.A., CIANCIARUSO, M.V. & MOTTA-JUNIOR, J.C. (2010). Consequences of simulated loss of open Cerrado áreas to bird functional diversity. *Natureza & Conservação*, 8(1): 34-40.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. (1986) *Ecology: individuals, populations and communities*. Boston, USA: Blackwell Scientific Publications.
- BIBBY, C.J., BORGES, N.D., HILL, D.A. & MUSTOE, S.H. (2000) *Bird census techniques*. 2 ed. London, Academic Press. 302p.
- BLAKE, J. G.(1992). Temporal variation in point counts of birds in a lowland wet forest in Costa Rica. *The Condor*, 94: 265-275.
- BRANDES, T. S. (2008). Automated sound recording and analysis techniques for BIRD surveys and conservation. *Bird Conservation International*, 18: 163-173.
- BRASIL. (1961). Decreto no. 241 de 29 de novembro de 1961. Cria o Parque Nacional de Brasília, no Distrito Federal e dá outras providencias.
- BRASIL. (1972). Decreto no. 70.492 de 11 de maio de 1972 – Dá nova denominação ao Parque Nacional do Tocantins, altera dispositivos do Decreto no. 49875 de 11 de janeiro de 1961 e dá outras providencias.
- BRASIL. (1981). Decreto no. 86.173 de 2 de julho de 1981. Altera os limites do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros.
- BUXTON, R. T. & JONES, I. L. (2012). Measuring nocturnal seabird activity and status using acoustic recording devices: application for island restoration. *Journal of Field Ornithology*, 83(1): 47-60.

- CAVARZERE, V., MORAES, G.P., DALBETO, A.C., MACIEL, F.G. & DONATELLI, R.J. (2011). Birds from Cerradão woodland, an overlooked forest of the Cerrado region, Brazil. *Papéis avulsos de Zoologia*, 51(17): 259-273.
- CBRO (2011). Conselho Brasileiro de Registros Ornitológicos, Lista das Aves do Brasil.
- CELIS-MURILLO, A., DEPPE, J. L., & ALLEN, M. F. (2009). Using soundscape recordings to estimate bird species abundance, richness, and composition. *Journal of Field Ornithology*, 80: 64-78.
- CELIS-MURILLO, A., DEPPE, J. L., & WARD, M.P. (2012). Effectiveness and utility of acoustic recordings for surveying tropical birds. *Journal of Field Ornithology*, 83(2): 166-179.
- CONNELL, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199(24): 1302-1310.
- CONNELL, J. H., TRACEY, J. G. & WEBB, L. J. (1984). Compensatory recruitment, growth, and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. *Ecological Monographs*, 54(2): 141-164.
- COOL EDIT PRO 2.1. Syntrillium Software Corporation, University of Arizona.
- CORREA, B.S. & MOURA, A.S. (2009). Levantamentos de comunidade de aves em um sistema de fragmentos florestais interconectados por corredores ecológicos no município de Lavras, Minas Gerais. *Revista Agroambiental*, 94-106.
- CURCINO, A., SANT'ANA, C.E.R. & HEMING, N.M. (2007). Comparação de três comunidades de aves na região de Niquelândia, GO. *Revista Brasileira de Ornithologia*, 15(4): 574-584.
- DA SILVA, M.T.M. (2008). Riqueza e abundância relativa de aves de dois fragmentos de Cerrado na região central do estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, *Universidade Federal de São Carlos*, São Paulo.
- DA SILVA, F.A.M., ASSAD, E.D. & EVANGELISTA, B.A. (2008). Caracterização Climática do Bioma Cerrado. In: SANO, S.M., DE ALMEIDA, S.P. & RIBEIRO, J.F (eds). Cerrado: Ecologia e Flora. *Embrapa Cerrados*, Brasília, p.69-88.
- DE CACERES, M. & JASEN, F. (2013b). Indicspecies. R package version 1.6.7. Disponível em: <http://cran.r-project.org/> <visitado em 11/03/2013>
- FARIA, I.P. (2007). Registros de aves globalmente ameaçadas, raras e endêmicas para a região de Vicente Pires, Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Ornithologia*, 15(1): 117-122.
- FARIA, L.C.P., CARRARA, L.A., AMARAL, F.Q., VASCONCELOS, M.F., DINIZ, M.G., ENCARNÇÃO, C.D., HOFFMANN, D., GOMES, H.B., LOPES, L.E. & RODRIGUES, M. (2009). Aves da Fazenda Brejão: uma área prioritária para conservação do Cerrado no noroeste de Minas Gerais, Brasil. *Biota Neotropica*, 9(3): 223-240.
- FLYNN, D.F.B., GOGOL-PROKURAT, M., NOGEIRE, T., MOLINARI, N., RICHERS, B.T., LIN, B.B., SIMPSON, N., MAYFIELD, M.M. & DECLERCK, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12: 22-33.
- FONSECA, G.A.B & ROBINSON, J.G. (1990). Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation*, 53: 265-294.
- GOOGLE EARTH V. 6.1.0.5001. Cnes/Spot Image (2012), Maplink/Tele Atlas 2012, GeoEye 2012. <http://www.earth.google.com>
- HARISSON, S., ROSS, S.J. & LAWTON, J.H. (1992). Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, 61:151-158.

- HASELMAYER, J., & QUINN, J. S. (2000). A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in Amazonian Southeast Peru. *The Condor*, 102: 887-893.
- HAUFF, S.N. & MILANO, M.S. (2005). Opiniões de funcionários de parques brasileiros sobre ações de manejo em localidades rurais situadas no seu entorno e interior. *Floresta*, Curitiba, PR 35(2), 335-350.
- HOBSON, K. A., REMPEL, R. S., GREENWOOD, H., TURNBULL, B., & VAN WILGENBERG, S.L. (2002). Acoustic surveys of birds using electronic recordings: New potential from an omnidirectional microphone system. *Wildlife Society Bulletin*, 30: 709-720.
- HOROWITZ, C. (2003). A sustentabilidade da biodiversidade em Unidades de Conservação de Proteção Integral: Parque Nacional de Brasília. Tese de Doutorado. Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília, DF. 329p.
- HUTTO, R.L. & STUTZMAN, R.J. (2009). Human versus autonomous recording units: a comparison of point-count results. *Journal of Field Ornithology*, 80(4): 387-398.
- ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, (2011). Disponível em: www.icmbio.gov.br/parna_veadeiros/ <visitado em 17/04/2011>
- ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2011). Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/o-que-fazemos/visitacao/ucs-abertas-a-visitacao/32-parques-nacionais/213-parque-nacional-de-brasilia> <visitado em 20/04/2011>
- KASTEN, E. P.; MCKINLEY, P. K. & GAGE, S. H. (2010). Ensemble extraction for classification and detection of bird species. *Ecological Informatics*, 5:153-166.
- LEGENDRE, P., BORCARD, D. & PERES-NETO, P.R. (2005). Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75:435-450.
- LOPES, L.E. & BRAZ, V.S. (2007). Aves da região de Pedro Afonso, Tocantins, Brasil. *Revista Brasileira de Ornithologia*, 15(4): 530-537.
- MACAULAY LIBRARY. The Cornell Lab of Ornithology, Cornell University, Ithaca, New York. Disponível em: <http://macaulaylibrary.org/>
- MACHADO, R. B. (2000). A fragmentação do Cerrado e efeitos sobre a avifauna na região de Brasília-DF. Tese de Doutorado. Brasília, Universidade de Brasília.
- MAGURRAN, A.E. (2004). Medindo a diversidade biológica. Editora UFPR.
- MANICA, L.T., TELLES, M. & DIAS, M.M. (2010). Riqueza e composição de espécies em um fragmento de Cerrado no Estado de São Paulo. *Brazilian Journal of Biology*, 70(2): 243-254.
- MARÇAL JÚNIOR, O., FRANCHIN, A. G., ALTEFF, E. F., SILVA JÚNIOR, E.L. & MELO, C. (2009). Levantamento da avifauna na Estação Ecológica do Panga. *Bioscience Journal*, 25(6): 49-164.
- MARQUES, T.A., THOMAS, L., WARD, J., DIMARZIO, N. & TYACK, P.L. (2009). Estimating cetacean population density using fixed passive acoustic sensors: An example with Blainville's beaked whales. *Journal of Acoustic Society*. 125 (4): 1982-1994.
- MARINI, M.Â. (1992). Notes on the breeding and reproductive biology of the Helmet Manakin. *The Wilson Bulletin*, 104(1): 168-173.
- MARINI, M.Â. (2001). Effects of forest fragmentation on birds of the Cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International*. 11: 13-25.
- MARINI, M.Â. & GARCIA, F.I. (2005). Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1): 95-102.

- MELO-JÚNIOR, T.A. DE VASCONCELOS, M.F., FERNANDES, G.W. & MARINI, M.Â. (2001). Bird species distribution and conservation in Serra do Cipó, Minas Gerais, Brazil. *Bird Conservation International*, 11: 189-204.
- MELO, A.S. (2008). O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 8(3): 21-27.
- MOTTA-JUNIOR, J.C., GRANZINOLLI, M.A.A. & DEVELEY, P.F. (2008). Aves da estação ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrópica*, 8(3): 207-227.
- MOURA, N.G. de, LARANJEIRAS, T.O., CARVALHO, A.R. & SANT’ANA, C.E.R.de. (2005). Composição e diversidade da avifauna em duas áreas de cerrado dentro do campus da Universidade Estadual de Goiás – Anápolis. *Revista Saúde e Ambiente*, 6(1): 34-40.
- MUNHOZ, C.B.R. & PROENÇA, C.E.B. (1998). Composição florística do Município de Alto Paraíso de Goiás na Chapada dos Veadeiros. *B. Herb. Ezechias Paulo Heringer*, 3,102-150.
- NOGUEIRA, C., RIBEIRO, S., COSTA, C. & COLLI, G. R. (2011). Vicariance and endemism in a Neotropical savanna hotspot: distribution patterns of Cerrado squamate reptiles. *Journal of Biogeography*, 38(10): 1907-1922.
- NOVOTNY, V., MILLER, S.E., HULCR, J., DREW, R.A., BASSET, Y., JANDA, M., SETLIFF, G.P., DARROW, K., STEWART, A.J.A., AUGA, J., ISUA, B., MOLERN, K., MANUMBOR, M., TARNTIAI, E., MOGIA, M. & WEIBLEN, G.D. (2007). Low beta diversity of herbivorous insects in tropical forests. *Nature*, 448: 692-695.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R., O’HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H. & WAGNER, H. (2013). Vegan: Community ecology package. R package version 2.0-6. Disponível em: <http://cran.r-project.org/> <visitado em 18/02/2013>
- PACHECO, J.F. & OLMOS, F. (2006). As aves do Tocantins 1: Região Sudeste. *Revista Brasileira de Ornithologia*, 14(2): 85-100.
- PIRATELLI, A.J. (1999). Comunidades de aves de sub-bosque na região leste de Mato Grosso do Sul. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- PLANO DE MANEJO PNB. (2009) Plano de Manejo Parque Nacional de Brasília. ICMBIO, Brasília.
- PLANO DE MANEJO PNCV. (2009) Plano de Manejo Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. ICMBIO, Brasília.
- QIAN, H., RICKLEFS, R.E. & WHITE, P.S. (2005). Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters*, 8:15-22.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, (2009). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>
- REGO, M.A., SILVEIRA, L.F., PIACENTINI, V.Q., SCHUNCK, F., MACHADO, E., PINHEIRO, R.T. & REIS, E. (2011). As aves da estação ecológica serra geral do Tocantins, Centro do Brasil. *Biota Neotrópica*, 11(1): 283-297.
- REMPEL, R.S., HOBSON, K.A., HOLBORN, G., VAN WILGENBURG, S.T. & ELLIOTT, J. (2005). Bioacoustic Monitoring of Forest Songbirds: Interpreter Variability and Effects of Configuration and Digital Processing Methods in the Laboratory. *Journal of Field Ornithology*, 76(1): 1-11.
- RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. (1998). Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M., ALMEIDA, S. P. (ed). Cerrado: ambiente e flora. Brasília, *Embrapa Cerrados*, p.87-166.

- RIBON, R., ESTEVÃO, G.R.M., SIMON, J.E., SILVA, N.F., PACHECO, S. & PINHEIRO, R.T. (1995). Aves do cerrado de Três Marias, estado de Minas Gerais. *Revista Ceres*, 42(242): 344-352.
- RICKLEFS, R. E. (1987) Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 27:15-.
- RODRIGUES, M., CARRARA, L.A., FARIA, L. P. & GOMES, H. B.(2005) Aves do Parque Nacional da Serra do Cipó: o Vale do Rio Cipó, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(2): 326-338.
- ROSENZWEIG, M. L. (1995) Species diversity in space and time. Cambridge, UK: Cambridge U. Press.
- SANTOS, M.P.D. (2001). Composição da avifauna nas áreas de proteção ambiental serra da tabatinga e chapada das mangabeiras, Brasil. *Bol. Museu Paraense Emílio Goeldi, ser. Zool.* 17(1): 43-67.
- SANTOS, A.J. (2006). Estimativas de riqueza em espécies. In: CULLEN JR, L., VALLADARES-PADUA, C. & RUDRAN, R. (organizadores). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba, Ed. Universidade Federal do Paraná. P. 19-41.
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, 5(1): 18-32.
- SILVA, J. M. C. (1995). Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia*, 21: 69-92.
- SILVA, J. M. C. (1997). Endemic BIRD species and conservation in the Cerrado region, South America. *Biodiversity and Conservation*, 6: 435-450.
- SILVA, J.M.C. & SANTOS, M.P.D. (2005). A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In: SCARIOT, A., SOUZA-SILVA, J.C. & FELFILI, J.M. (eds). Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação *Ministério do Meio Ambiente*, Brasília, p.220-233.
- SIMON, M. F. & PROENÇA, C. (2000). Phytogeographic patterns of *Mimosa* (Mimosoideae, Leguminosae) in the Cerrado biome of Brazil: an indicator genus of high-altitude centers of endemism? *Biological Conservation*, 96: 279-296.
- TELLES, M. & DIAS, M.M. (2010). Bird communities in two fragments of Cerrado in Itirapina, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3): 537-550.
- TUBELIS, D.P. (1997). Estrutura de comunidades de aves em habitats preservados e alterados de cerrado na região do DF. Dissertação de Mestrado. Brasília, Universidade de Brasília.
- TUBELIS, D.P. & CAVALCANTI, R.B. (2001). Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a central brazilian cerrado. *Ornitologia Neotropical*, 12: 57-73.
- TUBELIS, D.P., COWLING, A. & DONNELLY, C. (2004). Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Biological Conservation*, 118: 353-364.
- VALADÃO, R.M., FRANCHIN, A.G. & MARÇAL JÚNIOR, O. (2006a). A avifauna no Parque Municipal Victório Siquierolli, zona urbana de Uberlândia (MG). *Biotemas*, 19(1): 81-91.
- VALADÃO, R.M., MARÇAL JÚNIOR, O. & FRANCHIN, A.G. (2006b). A avifauna no Parque Municipal Santa Luzia, zona urbana de Uberlândia, Minas Gerais. *Bioscience Journal*, 22(2): 97-108.
- VALLE, N.C. (2006) Estrutura da comunidade de aves em áreas de Cerrado na sub-bacia do Ribeirão João Leite, Goiás, Brasil. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável. *Universidade Católica de Goiás*.

WHITTAKER, R.H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2): 213-251

WILDLIFE ACOUSTICS. (2011). Song Meter User Manual, Model SM2+. Firmware Version 3.1.0, Wildlife Acoustics, Inc. Concord, Massachusetts. Disponível em <http://www.wildlifeacoustics.com>

WIKIAVES.COM. Disponível em <http://www.wikiaves.com.br>

XENO-CANTO FOUNDATION. Disponível em <http://www.xeno-canto.org>

Capítulo 2 - Impactos da Fragmentação do Cerrado sobre Comunidades de Aves do Brasil Central

RESUMO

Neste capítulo, foi investigada a resposta das aves à fragmentação de habitat e os possíveis fatores que influenciam esta resposta. A composição de espécies de oito áreas (seis fragmentos e duas Unidades de Conservação) de cerrado sentido restrito foi registrada por meio do método de bioacústica. Foram calculadas métricas da paisagem para caracterizar as áreas amostradas, uma ANOVA para verificar possíveis diferenças nos valores de riqueza e de frequência de registros, um GLMM para avaliar qual métrica da paisagem melhor explica as variações de riqueza, um teste de proporção binomial para verificar a existência de diferenças na frequência de registro de cada guilda, uma Análise de Aninhamento para avaliar se as espécies de áreas menos ricas e menores representam subconjuntos de áreas mais ricas e maiores, e uma Análise de Espécies Indicadoras para selecionar espécies associadas a cada tipo de área. Foram definidas 8 classes de paisagem para a região da Chapada dos Veadeiros e 9 para a região de Brasília, incluindo classes de áreas nativas e antrópicas. O entorno das áreas da região da Chapada dos Veadeiros apresentou em média 82% de paisagens nativas e 18% de paisagens antrópicas, enquanto o entorno das áreas da região de Brasília apresentou em média 46% de paisagens nativas e 54% de paisagem antrópica. Na ANOVA houve diferença significativa de riqueza e de frequência de registros entre regiões ($p < 0.001$), e de riqueza entre tipos de áreas (fragmento ou área protegida) ($p = 0.04$). O modelo que melhor explicou os padrões de riqueza encontrados inclui as variáveis “área”, “prop.buffer” e “região”, sendo que área e região apresentaram efeito negativo sobre a riqueza e prop.buf apresentou efeito positivo sobre a riqueza. No teste de proporção binomial, não foram encontradas diferenças significativas para nenhuma guilda na região da Chapada dos Veadeiros. Na região de Brasília, a frequência de registro de carnívoros foi menor nos fragmentos do que dentro do parque ($p = 0.001$), enquanto as frequências de onívoros ($p = 0.003$) e granívoros ($p = 0.006$) foram maiores nos fragmentos do que dentro do parque. Todas as comunidades analisadas foram significativamente aninhadas, sendo que as matrizes ordenadas por riqueza tiveram valores de NODF total e NODF das colunas (áreas) mais altos do que as matrizes ordenadas por tamanho da área. Na Análise de Espécies Indicadoras foram selecionadas 58 espécies na primeira análise e 14 espécies na segunda análise. Com este estudo pudemos constatar que as duas regiões estudadas possuem diferentes históricos de fragmentação e diferentes graus de antropização, porém, em ambas as regiões, os

fragmentos apresentaram maior riqueza do que as áreas protegidas. As análises executadas indicam que onívoros, granívoros e insetívoros são guildas que respondem positivamente à fragmentação de habitat e ao aumento de antropização nas áreas de cerrado sentido restrito, enquanto carnívoros parecem responder negativamente. Esta pesquisa ressalta a importância do estudo de áreas abertas do Cerrado e a importância da proteção de áreas grandes e médias para a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Aninhamento, Avifauna, Cerrado, Conservação, Ecologia de Paisagens, Espécies indicadoras, Guilda trófica.

ABSTRACT

In this chapter, we investigated birds' response to habitat fragmentation and the possible factors that influence it. The species composition of eight cerrado sensu stricto areas (six fragments and two protected areas) was estimated by bioacoustics' method. Landscape metrics were calculated to characterize the sampled areas, an ANOVA was performed to check for possible differences in richness and records' frequency, a GLMM was performed to assess which landscape metrics best explains richness variations, a binomial proportion test to verify differences in the number of records of each guild, a nestedness analysis to evaluate if species of poor and smaller areas represent subsets of richer and bigger areas, and a species indicator analysis to select species associated to each kind of area. Eight landscape classes were defined for Chapada's region, and nine classes for Brasilia's, including native and anthropic classes. The areas' buffer in Chapada dos Veadeiros' region showed 82% of native landscapes and 18% of anthropogenic landscapes, while the areas' buffer in Brasilia's region showed 46% of native landscapes and 54% of anthropogenic landscape. In ANOVA, there were significant differences of richness and records' frequency between regions ($p < 0.001$), and richness between areas types (fragment or protected area) ($p = 0.04$). The model that best explained the richness patterns found includes the variables "area", "prop.buffer" and "region", with area and region showing negative effect on richness and prop.buf showing a positive effect on richness. In binomial proportion test, no significant differences were found for any guild in the Chapada dos Veadeiros' region. In Brasilia's region, the carnivores' records frequency were lower in fragments than within the park ($p = 0.001$), while the frequency of omnivorous ($p = 0.003$) and granivores ($p = 0.006$) were higher in fragments than in the park. All communities analyzed were significantly nested, but matrices ordered by richness had values of total NODF and columns NODF (fields) higher than matrices ordered by area size. On species indicator analysis, 58 species were selected in the first analysis and 14 species in the second analysis. With this study, we confirmed that the two studied regions have different fragmentation histories and different levels of human disturbance, however, in both regions, fragments showed greater richness than protected areas. The performed analysis indicate that omnivores, granivores and insectivores are guilds that respond positively to habitat fragmentation and increased human disturbance in cerrado sensu

stricto areas, while carnivores seem to respond negatively. This research highlights the importance of studying Cerrado open areas and the importance of protecting large and medium size areas for biodiversity conservation.

Keywords: Birds, Cerrado, Conservation, Indicator species, Landscape Ecology, Nestedness, Trophic guild.

INTRODUÇÃO

A fragmentação é definida como um processo que envolve perda de hábitat e isolamento de áreas nativas (Fahrig, 2003), sendo este isolamento causado por fatores antrópicos (abertura de estradas, plantações, pastagem, cidades) ou por fatores naturais (ocorrência de incêndios, inundações e outras perturbações naturais). Apesar da existência de causas naturais, a modificação humana é considerada o fator mais importante para o aumento da fragmentação (Fahrig, 2003). Para compreender os impactos da fragmentação de hábitat, a Ecologia de Paisagens utiliza conceitos propostos pela Teoria da Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson, 1967), onde ilhas inseridas em uma matriz aquática sofrem extinção e imigração diferencial, que variam de acordo com seu tamanho e com a distância para a ilha mais próxima. Neste contexto, as ilhas são representadas por manchas de vegetação remanescente e a matriz é o ambiente que circunda as manchas, podendo esta ser composta por vegetação natural ou por componentes antrópicos (como pastos, plantações, etc).

Apesar dos avanços trazidos pelas ideias desta teoria para a Ecologia de Paisagens, como por exemplo, a importância do tamanho da área de reservas e da conectividade destas para manutenção da biodiversidade, Laurance (2008) afirma que a Teoria de Biogeografia de Ilhas representa uma caricatura da realidade encontrada em paisagens fragmentadas, pois a abordagem não captura todos os elementos que se mostram importantes para a compreensão das consequências da fragmentação de habitat. Sendo assim, o estudo de paisagens fragmentadas deve investigar outros fatores que possam explicar as respostas encontradas, como por exemplo, a permanência estável e até o aumento de populações de espécies resistentes em manchas de tamanho reduzido e em ambientes altamente fragmentados (Laurance, 2008).

A perda de espécies em ambientes fragmentados (Marini, 2001; Howe & Miriti, 2004) tem sido apontada como consequência de um processo previsível e não aleatório, pois quando a área de um ambiente é reduzida e isolada, há aumento da probabilidade de que populações locais sofram extinção devido às alterações na disponibilidade de recursos, no padrão demográfico e na estrutura genética da população (Wiens, 1989). As sequências ordenadas de extinções podem resultar em padrões de aninhamento (Patterson & Atmar, 1986; Patterson & Atmar, 2000), pois as espécies que permanecem nos fragmentos podem representar subconjuntos de comunidades de manchas maiores

(Parks & Harcourt, 2002; Michalski & Peres, 2005; Wethered & Lawes, 2005). Além de tamanho da área e distância para o fragmento mais próximo, outros aspectos são importantes para explicar as mudanças em áreas fragmentadas, dentre eles podemos citar: a forma do fragmento, o efeito de borda e o tipo de matriz que envolve o fragmento. Segundo Fahrig (2003), a perda de hábitat possui forte efeito negativo sobre a biodiversidade, enquanto o isolamento possui um efeito menos intenso, que pode ser negativo ou positivo.

O conceito de aninhamento foi proposto por volta de 1950, mas apenas em 1980 foi sugerida uma forma de medir este padrão. Patterson & Atmar (1986) sugeriram o uso da medida de temperatura para estimar o grau de aninhamento de comunidades. Segundo o padrão proposto, espera-se que as comunidades estejam aninhadas quando a composição de espécies de uma comunidade menos rica representa um subconjunto das espécies de uma comunidade mais rica. Apesar do aninhamento não ser um resultado direto da fragmentação de hábitat, é esperado que este padrão apareça devido à formação de manchas com diferentes tamanhos e graus de isolamento (Ulrich *et al.*, 2009). Muitos estudos têm utilizado o padrão de aninhamento para explicar os padrões encontrados nas comunidades que foram estruturadas pela fragmentação de habitat (Blake, 1991; Cutler, 1991; Roma, 2006; Mitsuo *et al.*, 2011).

Espera-se que comunidades aninhadas sigam a predição da Teoria de Biogeografia de Ilhas, onde áreas maiores devem necessariamente conter mais espécies do que áreas menores (Atmar & Patterson, 1993). Porém, este argumento só é válido para comunidades perfeitamente aninhadas, o que raramente é encontrado na natureza (Ulrich *et al.*, 2009). A fragmentação de habitat pode ocasionar uma mudança significativa na composição de espécies da comunidade, sem que ocorra declínio na riqueza de espécies dos fragmentos menores (Gomes *et al.*, 2008; Giraudo *et al.*, 2008). Sendo assim, ambientes perturbados pela fragmentação podem conter uma riqueza de espécies equivalente ou superior aos ambientes conservados, mas com a mudança na composição da comunidade, pode ocorrer perda de espécies endêmicas, sensíveis a ambientes fragmentados (Shahabuddin & Ponte, 2005) ou de alta importância ecossistêmica, e adição de espécies oportunistas que se beneficiam de ambientes menos conservados (Grilli, 2010).

Para avaliar a resposta da avifauna frente à fragmentação de habitat, é comum a utilização de critérios de classificação como: guildas tróficas (Renjifo, 1999; Machado,

2000; Marini, 2001; Anjos *et al.*, 2004; Arriaga-Weiss *et al.*, 2008; Banks-Leite *et al.*, 2010), grau de sensibilidade a distúrbios antrópicos (Roma, 2006; Piratelli *et al.*, 2008; Banks-Leite *et al.*, 2010) e dependência de ambiente florestal (Marini, 2001; Castelletta *et al.*, 2005; Roma, 2006; Giraudo *et al.*, 2008). Guildas tróficas (ex: insetívoros, frugívoros, granívoros) são utilizadas para que se compreenda a organização das espécies sob um ponto de vista funcional, sendo frequente o uso da abordagem como ferramenta para comparar mudanças na riqueza e composição de grupos de espécies das comunidades estudadas (Terborgh & Robinson, 1986). A classificação quanto à sensibilidade a distúrbios geralmente é baseada em Stotz *et al.* (1996) e provê um direcionamento sobre quais espécies podem ser beneficiadas ou prejudicadas com a fragmentação de habitat. A dependência de habitat é uma das classificações mais utilizadas, pois prevê que espécies dependentes de floresta sejam mais prejudicadas pela perda de habitat, sendo mais adequada para ambientes em que o fragmento é representado por ambientes florestais de Cerrado (mata de galeria e cerradão).

Espécies indicadoras são aquelas que devido às suas características, podem ser utilizadas como indicadores ecológicos de tipos de comunidades, condições de habitat ou mudanças ambientais (Landres *et al.*, 1988; Rolstad *et al.*, 2002; Niemi & McDonald, 2004). A identificação dessas espécies é comumente feita em estudos de monitoramento da fauna, estudos ecológicos e biogeográficos (Dufrene & Legendre, 1997), pois geralmente, refletem o estado do ambiente, provendo evidências sobre impactos no ambiente, ou predizendo a diversidade de outros táxons e comunidades (McGeoch, 1998). Espécies especialistas são indicadores potencialmente melhores do que espécies generalistas, devido à maior previsibilidade de sua resposta a mudanças ambientais (De Cáceres & Legendre, 2009).

Neste capítulo foram apresentadas as respostas da comunidade de aves de cerrado sentido restrito frente à perda de habitat e isolamento, e foram investigados os fatores que desencadearam tal resposta.

OBJETIVOS

- Identificar os parâmetros da paisagem que melhor expliquem os padrões de riqueza encontrados;
- Verificar a existência ou ausência de padrões de aninhamento das comunidades;

- Identificar espécies de aves que representem os grupos de áreas de acordo com suas características (fragmentos e áreas protegidas).

HIPÓTESES

(H1) Os padrões de riqueza serão explicados por métricas da paisagem que reflitam os impactos antrópicos da perda de habitat.

(H2) Fragmentos serão representados por espécies generalistas e oportunistas, enquanto áreas protegidas serão representadas por espécies especialistas e mais sensíveis à perda de habitat.

(H3) As áreas estudadas apresentarão padrão aninhado.

a) Áreas menores (fragmentos) e menos ricas representarão subconjuntos das áreas maiores (áreas protegidas) e mais ricas.

MÉTODOS

Áreas de estudo

A pesquisa foi realizada em duas unidades de conservação (UC) do bioma Cerrado: Parque Nacional Chapada dos Veadeiros (PNCV) e Parque Nacional de Brasília (PNB). As regiões possuem clima tropical úmido, com duas estações bem definidas: uma chuvosa, com início em setembro/outubro, e uma seca, com início em abril/maio. A temperatura média anual é de 20,1°C, variando de 16° C nos meses de inverno (seco) a 31°C nos meses de verão (chuvoso). A precipitação média anual é de 1200 a 1600 mm na região de Brasília, e de 1400 a 1800 na região da Chapada dos Veadeiros (Da Silva *et al.*, 2008). Ambas as UCs estão na ecorregião Planalto Central Goiano, onde há predominância de latossolos (Arruda *et al.*, 2008). Todas as áreas pesquisadas estão situadas entre 1000 e 1300 m de altitude.

Uma inspeção visual em imagens disponíveis no Google Earth foi o ponto de partida para a escolha de 4 áreas de amostragem em cada região, sendo uma área localizada dentro da unidade de conservação (PNB ou PNCV) e três fragmentos no entorno dessas (total de oito áreas de estudo). Os critérios de seleção das áreas foram: áreas com vegetação de cerrado sentido restrito (*sensu*) (Ribeiro & Walter, 1998), com distância mínima de 3 km e máxima de 6 km de cada unidade de conservação, e áreas

com diferentes tamanhos. Os fragmentos escolhidos possuem distúrbios antrópicos em seu entorno (pastagens, plantações, áreas rurais, cidades, dentre outros).

(1) Região do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV)

A Chapada dos Veadeiros começou a ser povoada por volta de 1737, mas os primeiros registros cartográficos da povoação de Veadeiros foram publicados apenas em 1836. A região era inicialmente formada apenas pelo município de Cavalcante, que abrangia todas as comunidades conhecidas atualmente na região (São Jorge, Alto Paraíso, Cavalcante, Colinas do Sul e Teresina de Goiás) (Plano de Manejo PNCV, 2009).

Em 1912 foi criado o povoado de São Jorge, e em 1953 foi criado o município de Alto Paraíso, sendo São Jorge constituído principalmente por garimpeiros. Além da exploração do ouro, a cultura do trigo está intimamente ligada ao desenvolvimento da região. Com o governo de Juscelino Kubitschek e com a construção de Brasília, a região passou por um processo de crescimento, sendo que o asfaltamento da GO-118 (Brasília-Nordeste Goiano) em 1985 contribuiu para que a visitação à região aumentasse gradativamente (Plano de Manejo PNCV, 2009).

O padrão histórico do uso da terra em Alto Paraíso se assenta no predomínio de pastagens naturais (campos limpos) ou plantadas, que representavam juntas 78,2% das terras utilizadas em 1970. Com o passar do tempo, as pastagens plantadas foram aumentadas, representando sozinha, 26,4% das terras utilizadas em 1995, e coincidindo com o aumento do rebanho bovino no município. Em 1990, o município de Alto Paraíso de Goiás apresentava 9.780 ha de área plantada, valor que em 2004 caiu para 3.450 ha. (Plano de Manejo PNCV, 2009).

(2) Região do Parque Nacional de Brasília (PNB)

Os primeiros registros de fazendas e de roças na região do PNB e entorno constam de 1770, mas a região só foi povoada mais recentemente, devido à construção de Brasília e à vinda de trabalhadores por volta de 1956 (Plano de Manejo PNB, 2009).

No lado leste do PNB, onde estão localizados 2 fragmentos de estudo (PNB C e D), são encontradas chácaras rurais de produção agrícola intensiva, estabelecidas pelo programa de assentamento do INCRA em 1962, e talhões de povoamento de pinus e eucalipto, estabelecidos na década de 70. No lado sudeste do PNB, onde se encontra o

fragmento PNB B, são encontradas chácaras rurais sem interesses produtivos. O Núcleo rural onde o fragmento está inserido foi criado em 1998 pela lei nº 1.834 (Plano de Manejo PNB, 2009).

Ver “Capítulo 1” para mais detalhes sobre os fragmentos estudados.

Coleta de dados

Em cada área foram registradas as espécies de aves presentes, com utilização do método de bioacústica e o uso de gravadores digitais automáticos. Este método é semelhante ao método de censo por ponto, porém, não é necessária a presença de um observador e as gravações são analisadas em laboratório.

As gravações foram feitas com oito gravadores SongMeter SM2+ (Wildlife Acoustics, 2011). Em cada campanha foram colocados dois gravadores em cada área (ver anexo I para coordenadas geográficas dos pontos, e “Capítulo 1” para figuras das regiões). Os gravadores foram programados para gravar cinco sequências de 30 minutos cada (total 2,5 hrs por dia), com intervalos de 10 minutos entre elas, iniciando 30 minutos antes do nascer do sol (05:30 ou 05:40) - pois algumas espécies vocalizam principalmente neste período e atingem seu pico de atividade com os primeiros raios de sol (Blake, 1992). Os gravadores permaneceram por três dias em cada área, totalizando 7,5 hrs/gravador, por área, por campanha.

As sequências de 30 minutos foram divididas em duas de 15 minutos. Para cada 30 minutos de amostragem da área, foram escutados 15 minutos de um gravador e 15 minutos de outro (escolhidos por sorteio). Durante a escuta, foram anotadas todas as espécies registradas em cada unidade de 15 minutos. Sendo assim, no total, cada área teve 30 horas de gravação (2,5 hrs/dia x 3 dias x 4 campanhas), e as áreas juntas totalizaram 240 horas de gravação.

Por não ser possível identificar quantos indivíduos são registrados na gravação, não foi possível calcular a abundância de cada espécie. Por isso, foi calculada a frequência de registros. Como foram utilizados dois gravadores em cada fragmento durante três dias, consideramos que uma espécie tem a oportunidade de ser registrada a cada dia e em cada gravador, totalizando um máximo de seis registros por campanha, ou 24 registros por área.

Análises

Métricas da paisagem

- Preparação das imagens

Para cada uma das regiões (PNCV e entorno e PNB e entorno) foram utilizados mapas de uso da terra gerados a partir da classificação de imagens do satélite LandSat 5. Os mapas foram fornecidos pelo Laboratório de Planejamento para a Conservação, (Departamento de Zoologia, UnB), e foram gerados conforme descrição a seguir. As imagens foram obtidas na página do Instituto Nacional de Pesquisa Espacial (INPE), tendo sido selecionadas imagens de 08/08/2011 (passagem 221-071) para a região de Brasília e 07/08/2011 (passagem 221-070) para a região da Chapada dos Veadeiros. Como as imagens fornecidas pelo INPE apresentam um deslocamento espacial, foi feito um novo registro de cada banda utilizada (bandas 2, 3, 4, 5 e 7) com base em imagens LandSat 5 obtidas na página da iniciativa *Global Land Cover Facility* (GLCF), onde estão disponíveis imagens ortoretificadas, porém mais antigas. Dessa página foram obtidas imagens LandSat para as mesmas regiões, mas datadas de 04/06/1989 e 02/07/2006 para as regiões de Brasília e Chapada dos Veadeiros, respectivamente.

A partir do georreferenciamento de cada par de imagens (imagem antiga do GLCF e imagem mais atual do INPE) foram selecionados até 30 pontos de controle espalhados de maneira homogênea em cada região. As imagens do INPE foram então reamostradas (transformação quadrática com reamostragem pelo vizinho-mais-próximo), mas a resolução espacial original foi mantida. Após o registro das imagens, realizado no programa Idrisi versão Selva (Eastman, 2011), foi feita uma análise de componentes principais (PCA) com as bandas 2, 3, 4, 5 e 7 para cada uma das regiões (Veadeiros e Brasília). O objetivo da análise, que seguiu os procedimentos de Richards (1993) foi gerar novas imagens que eliminassem a correlação entre as bandas e os eventuais ruídos do imageamento. Os dois primeiros componentes de cada grupo de imagem (Veadeiros e Brasília) representaram 93,8% (76,5% do componente 1 e 17,3% do componente 2) e 96,3% (90,8% do componente 1 e 5,5% do componente 2), respectivamente.

Os dois primeiros componentes de cada região foram utilizados em uma análise de classificação não supervisionada que gerou grupamentos (*cluster*) pelo método de Kmeans. De modo resumido, a técnica consiste em avaliar a distribuição de frequência

do número digital dos pixels da imagem para a definição do número de classes desejadas. A partir daí, o programa calcula o valor médio de cada cluster (centroide) e passa a agrupar os pixels nas classes definidas *a priori* (Eastman, 2011).

- Gravadores

Métricas relacionadas à posição relativa de cada gravador em função de características da paisagem foram calculadas manualmente no programa ArcGIS (ESRI, 2009). Tais métricas foram: (1) distância para a mata mais próxima, (2) distância para a borda do fragmento; (3) distância para a estrada de terra mais próxima; (4) distância para a estrada asfaltada mais próxima; (5) distância para a vila mais próxima; (6) distância para a cidade mais próxima; (7) distância para a área mais próxima com vegetação semelhante e (8) distância para o pasto ou agricultura mais próxima.

A distância para a mata mais próxima foi considerada como métrica importante pois o registro de espécies associadas a ambiente florestal pode significar um aumento na riqueza amostrada pelo gravador. O efeito de borda pode causar uma mudança na composição da comunidade de aves registradas pelo gravador devido a mudanças físicas e bióticas geradas na borda dos fragmentos (Yahner, 1988), enquanto a proximidade a estradas asfaltadas e de terra pode aumentar o nível de fragmentação do hábitat e a mortalidade de aves por atropelamento (Novelli *et al.*, 1988; Melo & Santos-Filho, 2007). Vilas e cidades próximas foram consideradas como sinais de urbanização, e presença de atividades antrópicas. Foram também medidas as distâncias para a área de vegetação semelhante para avaliar o grau de isolamento da área, e a distância para pastos e agriculturas próximas, pois estes representam áreas de baixa complexidade de vegetação (Tubelis & Cavalcanti, 2000) e redução de disponibilidade de nichos. Todas as medidas de distância foram transformadas em escala logarítmica.

- Fragmentos

Métricas relacionadas às características do interior e do entorno do fragmento foram calculadas com utilização das imagens classificadas. Foi calculado o (1) tamanho da área, (2) proporção de áreas nativas /antrópicas no interior do fragmento, (3) proporção de áreas nativas/antrópicas no entorno do fragmento, (4) diversidade de classes no interior do fragmento e (5) diversidade de classes no entorno do fragmento. O entorno foi definido como uma faixa com raio de 1 km a partir do limite do fragmento. Por meio de uma tabulação cruzada foi estimada a área ocupada por cada classe de uso

da terra no interior e no entorno dos fragmentos. A partir desses dados, foi calculado o índice de Shannon com o pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2013), função “diversity”, disponível no programa R (R Core Development Team, 2009).

Efeitos da fragmentação

Com as métricas de distância de caracteres da paisagem para cada gravador, foi realizada uma Análise de Componentes Principais - PCA - para avaliar como as métricas de posição relativa dos gravadores poderiam caracterizar cada um dos fragmentos.

Utilizando os dados de frequência de registros e de riqueza de cada campanha, em cada área, foi utilizada uma Análise de Variância – ANOVA - para verificar possíveis diferenças nos valores de riqueza e de frequência de registros para cada tipo de área (fragmento ou área protegida), para cada campanha (1 a 4), para cada região (PNCV ou PNB) e para cada local (entre áreas).

A partir dos dados de riqueza, foi gerado um modelo linear generalizado de efeito misto – GLMM - para avaliar qual métrica da paisagem melhor explica as variações de riqueza nas áreas. Para verificar a existência de colinearidade entre as variáveis selecionadas, foi utilizado o CORVIF (Fator de Inflação de Variância), que indica quais variáveis devem ser excluídas do modelo. Para isso, foi utilizado o pacote “AED” (Zuur, 2009). As variáveis utilizadas no CORVIF foram: Área (tamanho de cada área), prop.int (proporção de áreas nativas/antrópicas no interior do fragmento), prop.buffer (proporção de áreas nativas/antrópicas no entorno do fragmento), E.Hbuffer (Heterogeneidade de classes presente no entorno do fragmento, exponencial do Índice de Shannon) e E.Hinterno (Heterogeneidade de classes presente dentro do fragmento, exponencial do Índice de Shannon).

Como o número de áreas de estudo é pequeno (N=8), foram utilizados os dados de riqueza registrados em cada gravador (N=64). A riqueza total não apresenta os mesmos valores que a riqueza encontrada em cada gravador, porém, a riqueza total das áreas e a média de riquezas dos gravadores de cada área estão altamente correlacionadas ($t=5.03$; $gl= 6$; $p= 0.002$; $r= 0.9$) e podem ser substituídas no modelo, sem prejuízo de informação, permitindo uma melhor explicação do modelo. Para controle das pseudorréplicas, as variáveis “campanha” e “amostra” foram colocadas na parte aleatória do modelo. Vale lembrar que cada área foi amostrada em quatro campanhas e

que cada campanha teve dois pontos amostrais, totalizando oito pontos amostrais em cada área. A variável “região” também foi adicionada na parte aleatória do modelo, devido à sua conhecida influência nos valores de riqueza.

A seleção de modelos foi feita manualmente, retirando-se variáveis. Para isso, o modelo completo foi comparado por análise de verossimilhança (anova), com modelos em que uma das variáveis tenha sido excluída, para avaliar a importância da retirada da variável. As variáveis foram mantidas quando apresentaram $p < 0.05$ e excluídas caso o valor de p fosse maior que o determinado. Foi utilizado o pacote “*lme4*” (Bates *et al.*, 2011) e a função “*anova*”, do pacote “*stats*” (R Development Core Team). Ambos os pacotes estão disponíveis no programa R (R Core Development Team, 2009).

Guildas tróficas

Baseando-se em Sick (1997) e Sigrist (2006), as espécies foram separadas em guildas tróficas de acordo com sua principal fonte de alimento (Anexo 2). Através do teste de proporção binomial, foi calculada a existência de eventuais diferenças na frequência de registro de cada guilda nas diferentes áreas. Para tanto, foram utilizados os valores de frequência de registros (abundância relativa) de cada UC e uma média dos valores de frequência de registros para o conjunto de fragmentos de cada região. As regiões foram tratadas separadamente, pois a frequência de registros foi sempre menor nas áreas da Chapada dos Veadeiros e isso poderia influenciar os resultados. Além disso, as áreas desta região são menos perturbadas e podem não apresentar respostas semelhantes às das áreas mais perturbadas da região de Brasília.

Aninhamento

Para avaliar se as espécies das áreas menos ricas representam subconjuntos das espécies de áreas mais ricas, foi utilizada a métrica NODF (*Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fill*), proposta em 2008 por Almeida-Neto e colaboradores. A métrica utilizada calcula o grau de aninhamento entre cada par de linhas e colunas, gerando um valor final para linhas, colunas e para a matriz inteira. O valor de NODF pode variar de 0 a 100, sendo que 100 representa a matriz totalmente aninhada e 0 a matriz não aninhada.

Esta métrica é baseada em duas propriedades: (1) completa sobreposição de 1's (presenças) nas colunas da direita para a esquerda e nas linhas de baixo para cima, e (2)

valores marginais decrescentes entre todos os pares de colunas e todos os pares de linhas. Primeiro é calculado o grau de aninhamento para cada par de colunas e para cada par de linhas. Então, o total de aninhamento entre as colunas é calculado como a média dos valores de todos os pares de colunas, e o total de aninhamento entre as linhas é calculado como a média dos valores de todos os pares de linhas. Assim, o valor de aninhamento para a matriz toda é calculado como a média de todos os valores de linhas e colunas (Almeida-Neto *et al.*, 2008) (Figura 1).

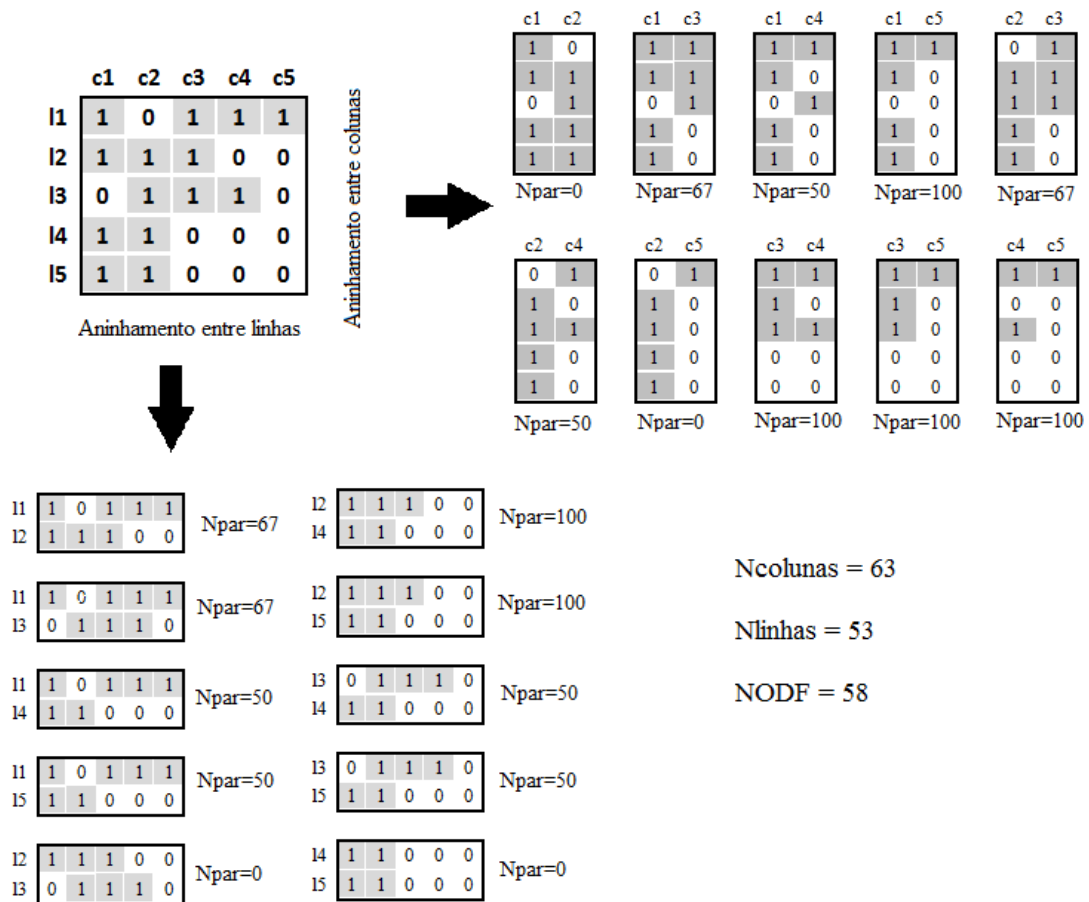


Figura 1- Ilustração de como o aninhamento é quantificado pela métrica NODF. (Adaptado de Almeida-Neto *et al.* (2008))

Para testar a significância do valor encontrado, foi utilizado o modelo nulo que mantém fixas as riquezas das áreas e aleatoriza apenas a presença ou ausência das espécies. A análise foi realizada com o programa NODF (Ulrich, 2012).

O método de NODF detecta apropriadamente o padrão aninhado de comunidades, evitando erros do tipo I. Outras métricas propostas (ex: temperatura),

tendem a superestimar o grau de aninhamento, detectando aninhamento em comunidades que não apresentam tal padrão (Fisher & Lindenmayer, 2002). O NODF é altamente correlacionado com o preenchimento da matriz, mas é menos afetado pelo tamanho e formato da matriz. Outra vantagem é a possibilidade de se calcular separadamente o valor de NODF para linhas (espécies) e colunas (áreas) permitindo avaliar qual a contribuição de cada uma para o valor total de NODF (Almeida-Neto *et al.*, 2008), o que permite testar se diferenças em variáveis ambientais ou traços de história de vida estão promovendo o padrão aninhado (Ulrich *et al.*, 2009).

Na análise, as áreas foram ordenadas de acordo com a riqueza e com o tamanho da área. A ordenação de acordo com a riqueza pode maximizar o grau de aninhamento, e a ordenação segundo o tamanho da área pode fornecer maiores informações ecológicas sobre a comunidade estudada (Mac Nally *et al.*, 2002). Com o intuito de avaliar se existem respostas diferenciadas dentro de cada guilda, o aninhamento foi calculado para esses grupos de espécies separadamente.

Espécies indicadoras

Para determinar espécies que indiquem o grau de perturbação ou conservação do ambiente, foi utilizado o índice “IndVal” (*Indicator Value Index*) proposto por Dufrene & Legendre (1997) e revisto por De Cáceres *et al.* (2010). Para cálculo do índice, a análise combina a abundância das espécies à frequência de ocorrência da espécie em grupos de sítios. Os sítios devem estar classificados em grupos que representem alguma característica do hábitat (Dufrene & Legendre, 1997; De Cáceres, 2013), sendo que a classificação pode ser feita pelo pesquisador, de acordo com suas hipóteses. A função “*multipatt*” (*Multi-level pattern analysis*), presente no pacote “*indicpecies*” (De Cáceres & Jasen, 2013), fornece listas de espécies associadas a grupos de sítios (ou combinações destes) (Figura 2).

A estatística da análise é calculada pela raiz quadrada do IndVal (Indicator Value Index) e comparada a valores gerados por permutação. IndVal é calculado pelo produto de dois componentes, “A” e “B”, sendo “A” a probabilidade de que o sítio pertença ao grupo designado, levando-se em conta a presença da espécie no sítio, e “B” sendo a probabilidade de se encontrar a espécie em sítios pertencentes ao grupo (De Cáceres *et al.*, 2010; De Cáceres, 2013).

Passo 1: Construir vetores com a abundância das espécies e a classificação inicial de sítios

Vetor das espécies	0	0	3	0	2	3	0	5	5	6	3	4
Classificação de sítios	1	1	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3

Passo 2: Gerar combinações de grupos de sítios

		r	$\sum \sqrt{InaVal}$
Combinação 1	1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0	-0.617	0.156
Combinação 2	0 0 0 0 1 1 1 1 0 0 0 0 0	-0.028	0.492
...	0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1	0.645	0.762
	1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0	-0.645	0.458
	1 1 1 1 0 0 0 0 1 1 1 1 1	0.028	0.651
	0 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1 1	0.617	0.889
Combinação $2^k - 1$	1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	NA	0.816

Passo 3: Computar o valor de associação entre as espécies e entre cada combinação de grupos de sítios, e escolher a combinação que tenha maior valor de associação.

Vetor das espécies	0	0	3	0	2	3	0	5	5	6	3	4
Combinação selecionada	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1

Passo 4: Testar a significância estatística da associação, usando repetições do passo 3 depois de cada permutação dos dados de espécies.

Figura 2- Descrição dos passos envolvidos na análise de espécies indicadoras com combinação de grupos de sítios. Em cinza estão indicados sítios com pelo menos um indivíduo da espécie analisada e sítios que pertencem às combinação de grupos de sítios. (adaptado de De Cáceres *et al.* (2010))

Para determinar a presença de espécies indicadoras nas áreas estudadas, foram utilizados os dados de frequência de registros em cada gravador. Os gravadores de cada área foram agrupados de duas formas diferentes: (1) um grupo para cada área (oito grupos), (2) um grupo para áreas protegidas e um para fragmentos (dois grupos). Para testar a significância estatística das associações entre espécie e sítio, foi utilizado teste de permutações, com 1000 permutações.

Após a Análise de Espécies Indicadoras, foi realizada uma Análise de Correspondência (CA) com todas as áreas e apenas as espécies selecionadas pela análise anterior, para avaliar a posição de cada espécie selecionada em relação às áreas. Foi utilizado o pacote “*vegan*” (Oksanen *et al.*, 2013), disponível no programa R (R Core Development Team, 2009).

RESULTADOS

Métricas da paisagem

O número de classes definidas para as imagens foi de 8 para a região da Chapada e 9 para a região de Brasília, incluindo classes de áreas nativas e antrópicas. Na região da Chapada dos Veadeiros foram definidas as classes: (1) Água, (2) Campo, (3) Cerrado, (4) Mata de galeria, (5) Campo rupestre, (6) Solo exposto, (7) Ambiente antrópico e (8) Sombra (Tabela I e Figura 3). Na região de Brasília foram definidas as classes: (1) Água, (2) Campo, (3) Cerrado, (4) Mata de galeria, (5) Área urbana, (6) Solo exposto, (7) Ambiente antrópico, (8) Sombra e (9) Eucalipto (Tabela II e Figura 4). Não houve validação de campo das classificações realizadas, sendo que a qualidade da classificação foi avaliada com base no conhecimento de campo das regiões trabalhadas.

Tabela I. Classes de cobertura e uso de solo, no interior e no entorno das áreas de estudo da região da Chapada dos Veadeiros.

Chapada dos Veadeiros								
	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>
<i>Interior</i>								
PNCV A	0	23626.3	13799.6	9488.0	15511.1	255.00	1186.87	1004.8
PNCV B	0	12.35	173.14	1.67	14.35	1.46	9.43	0.09
PNCV C	0	4.88	36.70	0	0	0	0.24	0
PNCV D	0	5.61	57.55	0.34	0.17	0	0.0005	0
<i>Entorno</i>								
PNCV A	0	3432.05	4350.80	4511.1	2048.23	475.56	1325.72	222.12
PNCV B	0	31.01	398.64	231.70	290.40	58.114	122.19	0.33
PNCV C	0	319.781	38.41	89.33	68.09	60.21	30.84	0.54
PNCV D	0	377.16	182.76	74.96	32.48	93.25	145.48	4.19

Tabela II. Classes de cobertura e uso de solo, no interior e no entorno das áreas de estudo da região de Brasília.

Brasília									
	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>	<i>9</i>
<i>Interior</i>									
PNB A	759.5	7114.03	17278.13	3184.96	10.64	63.99	221.30	664.52	0
PNB B	0	24.15	101.57	17.59	0	0.46	2.54	5.98	0
PNB C	0	4.81	28.90	6.47	0	0.13	0.22	0.21	0
PNB D	0	6.11	24.34	12.49	0	0.81	3.46	1.62	0

<i>Entorno</i>									
PNB A	1.48	1539.89	1682.41	696.84	316.39	1795.1	1901.7	148.89	33.81
PNB B	0.08	221.67	170.11	54.51	11.12	86.27	335.58	11.82	8.93
PNB C	0	60.01	172.11	62.66	0.89	168.48	157.29	16.33	0
PNB D	0	84.28	146.07	33.43	9.66	186.36	195.30	1.89	5.60

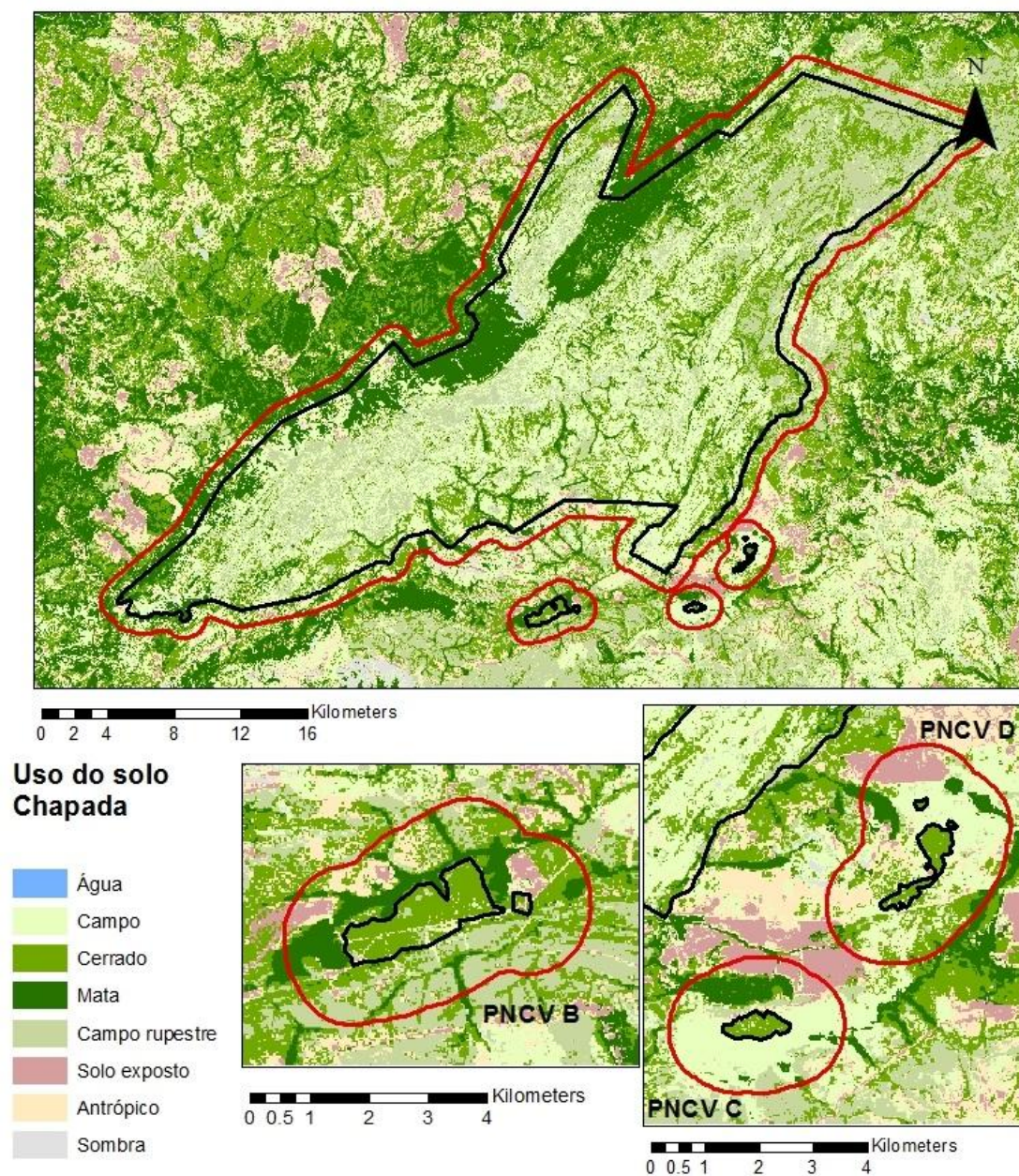


Figura 3- Classificação de cobertura e uso do solo na região da Chapada dos Veadeiros. Linha preta- contorno do parque e dos fragmentos. Linha vermelha- contorno do buffer de 1 km, delimitando o entorno das áreas.

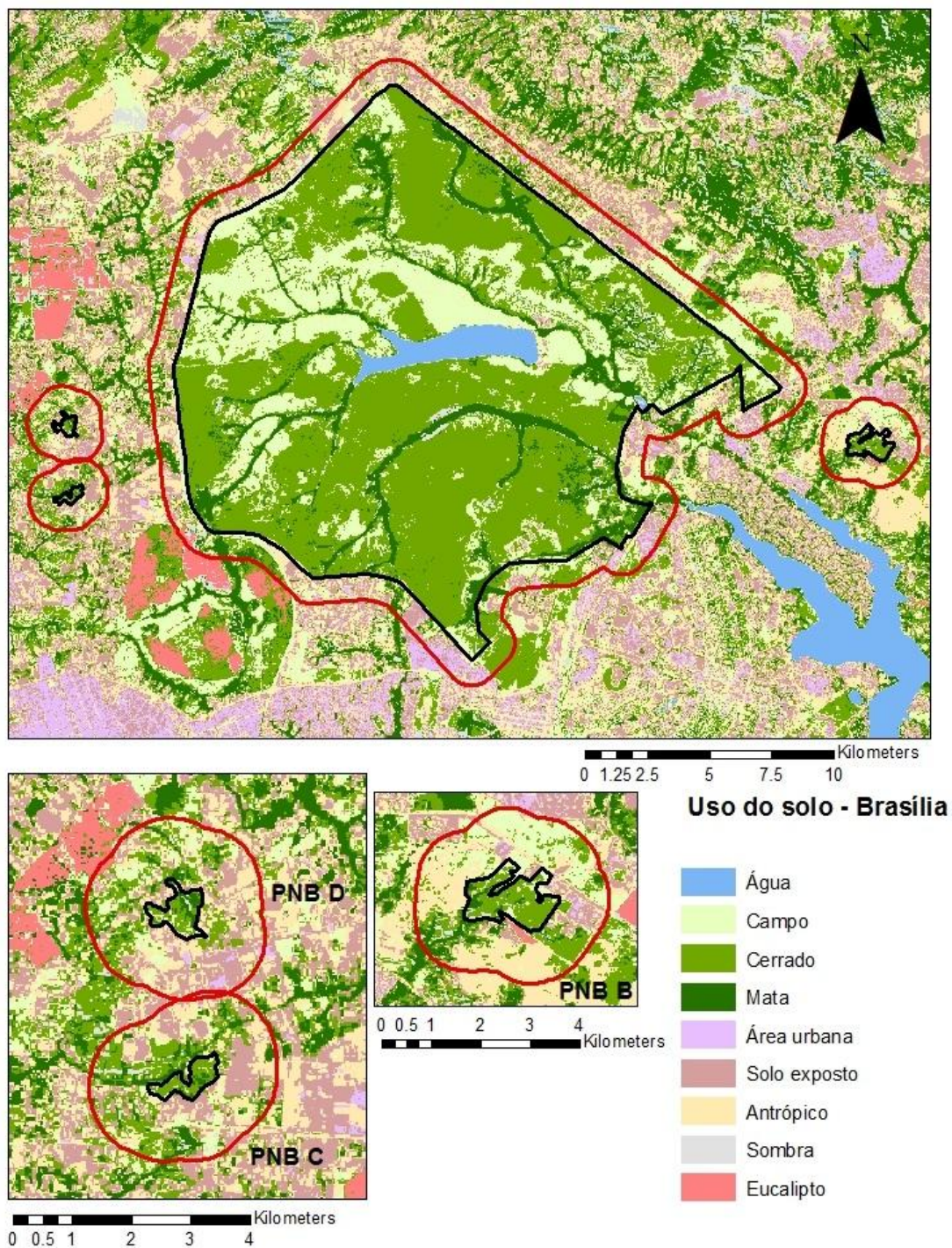


Figura 4- Classificação de cobertura e uso do solo na região de Brasília. Linha preta- contorno do parque e dos fragmentos. Linha vermelha- contorno do buffer de 1 km, delimitando o entorno das áreas.

Na região da Chapada dos Veadeiros, o entorno da área protegida e dos fragmentos apresentou em média 82% de paisagens nativas e 18% de paisagens antrópicas. Na região de Brasília, em média 46% de paisagens nativas e 54% de paisagem antrópica (Figura 5).

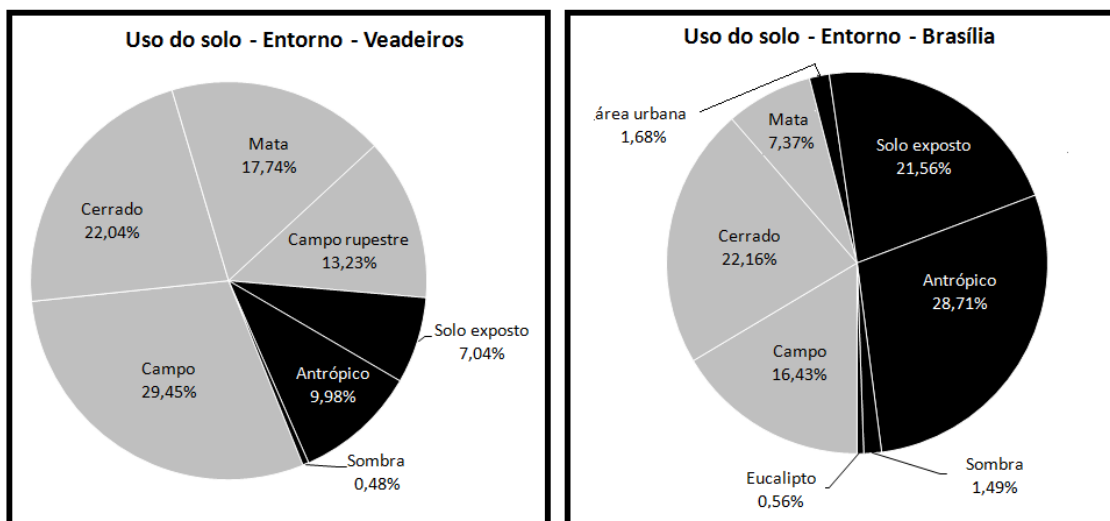


Figura 5- Porcentagem de áreas nativas e antrópicas no entorno das áreas de estudo.

Efeitos da fragmentação

Na análise de componentes principais (PCA), o primeiro componente resumiu todas as variáveis de distância, explicando 62% da variação total dos dados e tendo “borda” e “pasto” como variáveis explicativas mais importantes (Anexo 3.1). O segundo componente explicou 16% da variação total e teve “distância para a vila” como variável mais importante. A análise separou os pontos localizados dentro dos parques (A), os pontos dos fragmentos da região da Chapada dos Veadeiros (B), e os pontos dos fragmentos da região de Brasília (C), sendo que um grupo de pontos (do fragmento PNB B) ficou mais separado devido à sua posição na paisagem (C1) (Figura 6).

Ou seja, os parques possuem características de posicionamento na paisagem muito similares, enquanto os fragmentos apresentam maior variação. A variação que separa os pontos dos fragmentos no segundo componente da PCA é a “distância para a vila mais próxima”, mas se observamos o primeiro componente da PCA, os fragmentos encontram-se em posições semelhantes.

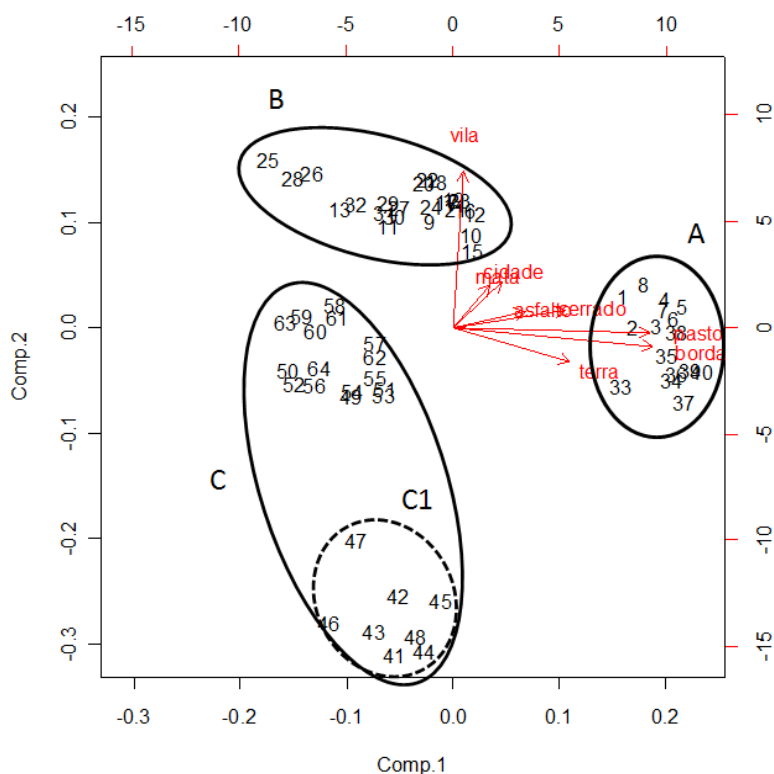


Figura 6- Análise de componentes principais (PCA). Pontos dos gravadores de cada área (1 a 8- PNCV A, 9 a 16- PNCV B, 17 a 24- PNCV C, 25 a 32- PNCV D, 33 a 40- PNB A, 41 a 49- PNB B, 50 a 57- PNB C e 58 a 64- PNB D) e grupos de áreas indicados pela análise (A- parques, B- fragmentos da região da Chapada, C- fragmento da região de Brasília e C1- fragmento B de Brasília).

A análise de variância (ANOVA) mostrou que para local (cada área) e campanha (1 a 4), não houve diferença significativa de riqueza ou de frequência de registros nas amostras. Entre regiões, porém, existe variação muito significativa para ambas as variáveis, e para tipo de área (fragmento ou área protegida), existe variação significativa para a variável riqueza (Tabela III). Assim, podemos observar que Brasília possui maior riqueza e maior frequência de registros do que a região da Chapada, e que os fragmentos possuem maior riqueza do que as áreas protegidas (Figura 7).

Tabela III. Valores de F e significância da ANOVA, para as variáveis resposta riqueza e frequência de registros.

	Riq ~ tipo + camp + região		Freq ~ tipo + camp + região	
	Valor de F	p	Valor de F	p
Tipo	4.5440	0.04	2.97449	0.09
Campanha	0.3106	0.58	1.9193	0.17
Região	26.7185	< 0.001	19.6809	< 0.001
Local	2.0544	0.10	0.6955	0.63

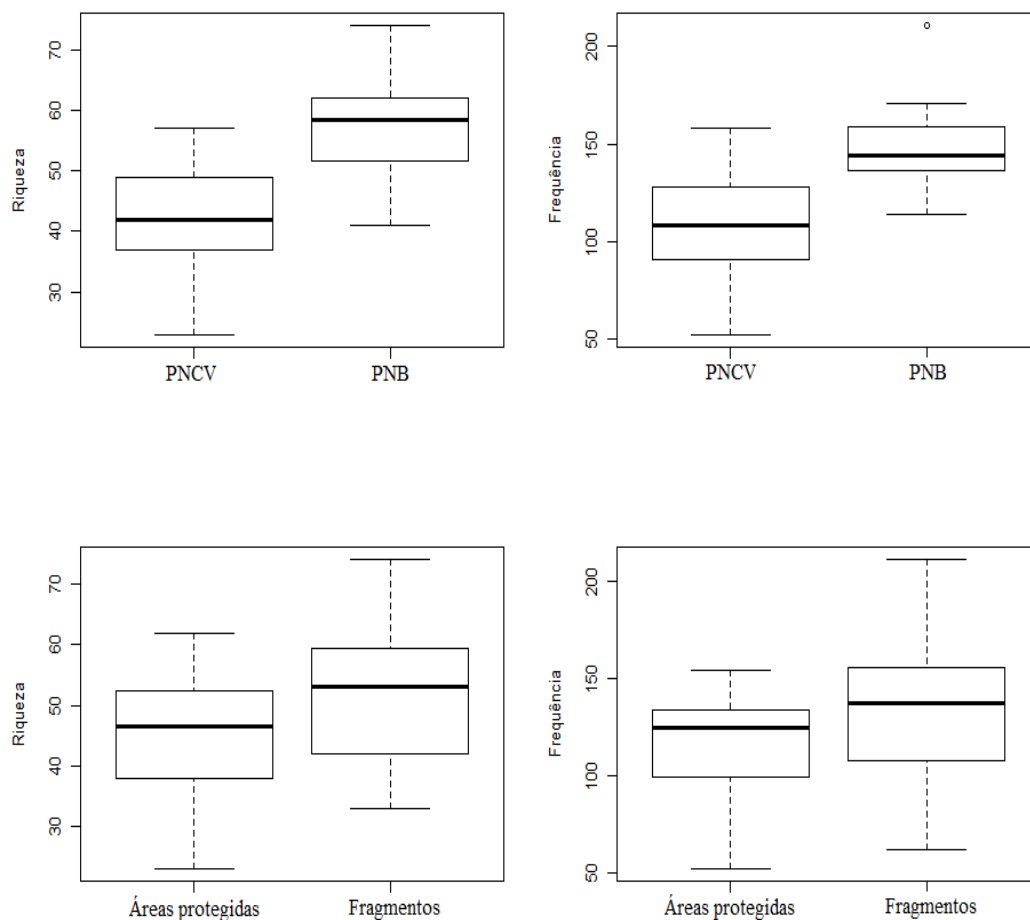


Figura 7- Comparação da riqueza e da frequência de registros na região da Chapada (PNCV) e de Brasília (PNB) (acima), e da riqueza e frequência de registros em áreas protegidas e fragmentos (abaixo).

Dentre as cinco métricas calculadas para a paisagem (área, prop.int, prop.buffer, E.Hinterno e E.Hbuffer), foram selecionadas aquelas que possuem menores valores de autocorrelação (Anexo 3.2). Assim, E.Hinterno e E.Hbuffer foram excluídas das análises por serem correlacionadas com a variável área ($r= 0.6$ e $r=0.8$, respectivamente)

O fator de inflação de variância foi < 3 para todas as variáveis selecionadas para o modelo após a exclusão das variáveis autocorrelacionadas. Assim, o modelo foi criado à partir destas três variáveis: Área (GVIF= 1.2129), proporção de áreas nativas/antrópicas no interior do fragmento (prop.int; GVIF= 1.0596) e proporção de áreas nativas/antrópicas no entorno do fragmento (prop.buffer; GVIF= 1.1492).

Quando o modelo nulo **Riqueza** ~ 1 + (1|região)+(1|amostra:campanha) foi avaliado, a variância encontrada para Amostra:Campanha foi de 3.70, para Região foi 37.55, e para os resíduos foi 49.72.

Para a variável resposta “Riqueza”, foi selecionado o modelo que mantém as variáveis “área”, “prop.buffer” e “região” (ver Anexo 3.3 para passos da seleção de modelos). As variáveis “área” e “região” apresentaram efeito negativo sobre a riqueza (Tabela IV), ou seja, áreas maiores e áreas da região da Chapada dos Veadeiros tenderam a apresentar menor riqueza. A variável “prop.buf” apresentou efeito positivo sobre a riqueza, ou seja, quanto maior a proporção de áreas nativas no entorno do fragmento, maior a riqueza encontrada.

Tabela IV. Valores de variância das variáveis de efeito aleatório e estimativa e valor de p das variáveis fixas do modelo selecionado.

M2:glmer(riqueza~area+prop.buf+regiao+(1 regiao)+(1 Amostra:Campanha),family=poisson)		
	<i>Variância</i>	
Amostra:Campanha	0.333	
Região	0.083	
	<i>Estimativa</i>	<i>Valor de p</i>
(intercepto)	3.70 e+00	< 0.001***
Área	-5.21 e-06	< 0.001***
Prop.buf	5.61 e-02	0.025*
RegiãoChapada	-4.53 e-01	0.284
0 “***”, 0.001 “**”, 0.01 “*”		

Guildas tróficas

Não foram encontradas diferenças significativas para nenhuma guilda na região da Chapada dos Veadeiros. Na região de Brasília, a frequência de registro de carnívoros foi menor nos fragmentos do que dentro do parque ($X^2=10.39$; $gl=1$; $p=0.001$), enquanto as frequências de onívoros ($X^2=8.55$; $gl=1$; $p = 0.003$) e granívoros ($X^2= 7.51$; $gl=1$; $p=0.006$) foram maiores nos fragmentos do que dentro do parque. Frugívoros, insetívoros, nectarívoros e predadores de sementes não apresentaram diferenças significativas entre as áreas estudadas.

A guilda com diferenças mais significativas é a de onívoros, sendo que dentro do PNB ela representa 24% dos registros e nos fragmentos do entorno ela representa 32% dos registros. O mesmo ocorre na guilda de granívoros, dentro do PNB ela representa

3% dos registros e nos fragmentos ela representa 7%. Para os carnívoros, o padrão é contrário, sendo maior dentro do PNB (8%) e menor nos fragmentos (3%) (Figura 8). Apesar de não ter apresentado diferenças nos valores de porcentagem, a guilda dos insetívoros apresentou um maior número de registros nos fragmentos.

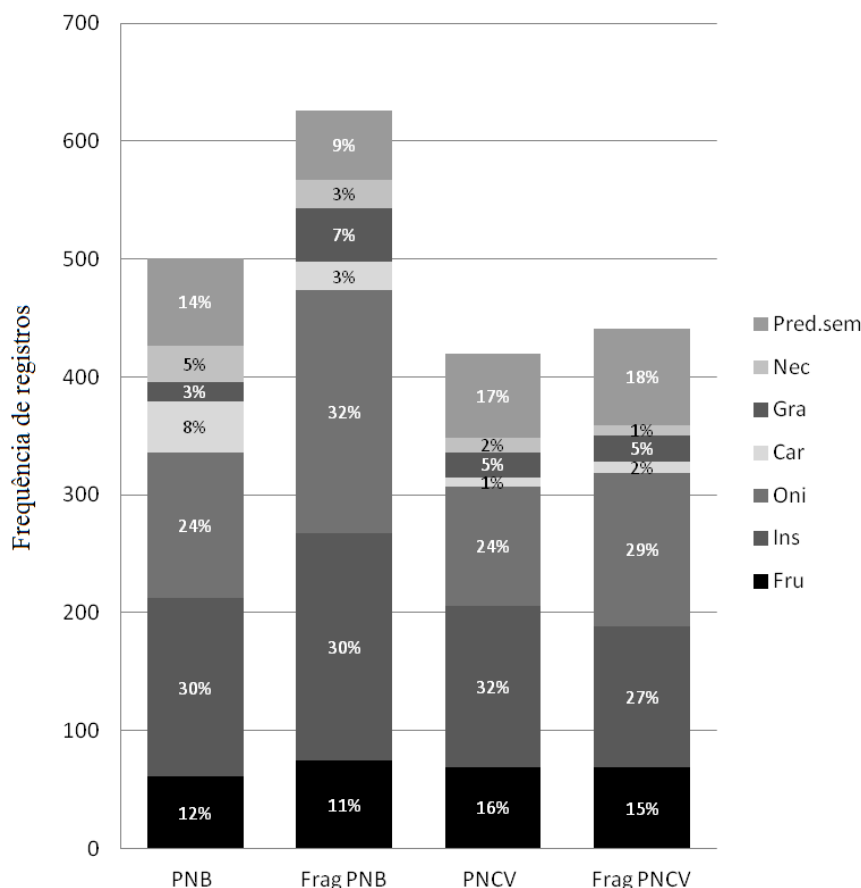


Figura 8- Frequência de registro de guildas dentro dos Parques Nacionais (PNB e PNCV), nos fragmentos em torno dos parques (Frag PNB, Frag PNCV), e as respectivas porcentagens de guildas dentro de cada área. (Fru) – frugívoros; (Ins) – insetívoros; (Oni) – onívoros; (Car) – carnívoros; (Gra) – granívoros; (Nec) – nectarívoros; (Pred.sem) – predadores de sementes.

Aninhamento

Todas as comunidades analisadas foram significativamente aninhadas (Anexo 3.4), sendo que as matrizes ordenadas por riqueza tiveram valores de NODF total e NODF das colunas (áreas) mais altos do que as matrizes ordenadas por tamanho da área, mostrando redução no grau de aninhamento quando as áreas são ordenadas por tamanho. O NODF das linhas (espécies) variou entre comunidades, mas não entre tipos de ordenamento, pois o modelo nulo manteve os valores de riqueza de linhas

equiprovável. Os valores são comparáveis entre si devido à utilização de matrizes de mesmo tamanho e de mesmo preenchimento. Na figura 9 é possível avaliar visualmente os padrões encontrados.

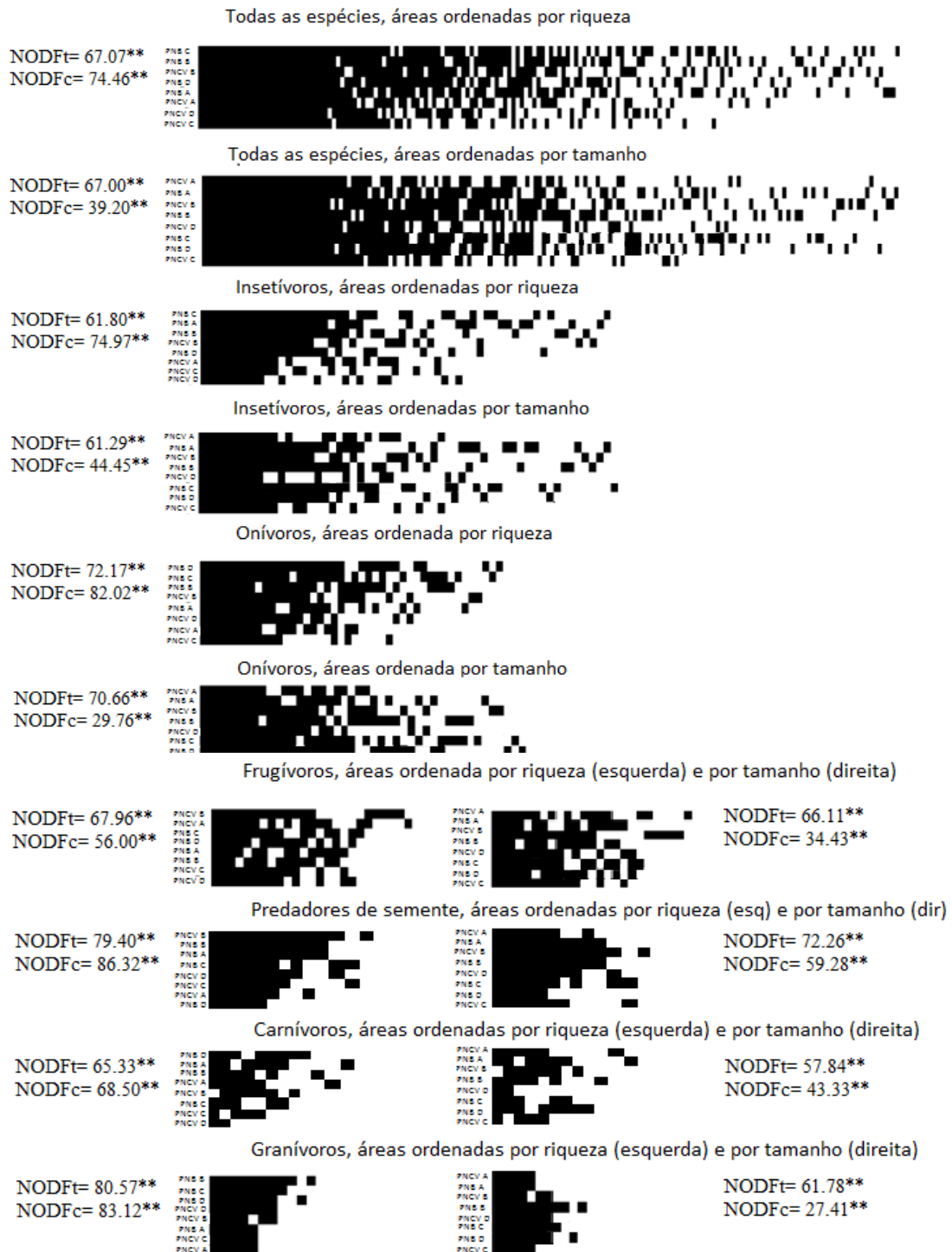


Figura 9- Matrizes de cada comunidade analisada, ordenadas por riqueza e tamanho da área, e valores de NODF total e NODF das colunas. (** p<0.01). Tabela completa em anexo 3.4.

Todos os resultados foram significativos, porém, a guilda dos granívoros teve a maior variação nos valores de NODF total ($\Delta_{total.gra} = 18.79$) e foi a comunidade com o maior preenchimento da matriz (61%). No caso do NODF de colunas (áreas), granívoros e onívoros apresentaram as maiores variações nos valores de NODF para matrizes ordenadas por riqueza e por tamanho da área ($\Delta_{colunas.gra} = 55.71$; $\Delta_{colunas.oni} = 52.27$), enquanto frugívoros e carnívoros apresentaram a menor variação ($\Delta_{colunas.fru} = 21.57$; $\Delta_{colunas.car} = 23.17$).

Espécies indicadoras

Na primeira análise, com cada sítio representando um grupo, das 168 espécies, 58 (34%) foram selecionadas. Sendo que 10 espécies foram associadas a uma única área, 9 espécies foram associadas a duas áreas, 13 espécies foram associadas a três áreas, 11 espécies associadas a quatro áreas, 4 espécies associadas a cinco áreas, 6 espécies associadas a seis áreas, e 5 espécies foram associadas a sete áreas (Tabela V).

Tabela V. Espécies selecionadas na primeira análise. Os componentes A e B usados para a cálculo da estatística ($\sqrt{\text{IndVal}}$), e o valor de p em 1000 permutações.

<i>Espécies associadas a um único grupo: 10</i>				
	A	B	stats	valor p
1 Grupo 2 (PNCV B)				
<i>Crypturellus undulatus</i>	1	0.5	0.707	0.003**
2 Grupo 5 (PNB A)				
<i>Pionnus maximiliani</i>	0.7778	0.75	0.764	0.001***
<i>Milvago chimachima</i>	0.5333	0.875	0.683	0.001***
<i>Micrastur ruficollis</i>	1	0.375	0.612	0.009**
<i>Schiffornis virescens</i>	0.8	0.375	0.548	0.031*
3 Grupo 6 (PNB B)				
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	0.7619	0.875	0.816	0.001***
<i>Coereba flaveola</i>	0.7143	0.375	0.518	0.047*
4 Grupo 8 (PNB D)				
<i>Machetornis rixosa</i>	0.75	0.625	0.685	0.002**
<i>Glaucidium brasilianum</i>	0.8333	0.5	0.645	0.006**
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	0.8333	0.5	0.645	0.007**
<i>Espécies associadas a dois grupos: 9</i>				
	A	B	stats	valor p
5 Grupo 1+3 (PNCV A e PNCV C)				
<i>Suiriri islerorum</i>	0.9444	0.625	0.768	0.001***
6 Grupo 1+8 (PNCV A e PNB D)				
<i>Phacellodomus ruber</i>	0.7647	0.5	0.618	0.005**

7	Grupo 2+3 (PNCV B e PNCV C)				
	<i>Dryocopus lineatus</i>	1	0.4375	0.661	0.001***
8	Grupo 2+6 (PNCV B e PNB B)				
	<i>Alipiopsitta xanthops</i>	0.8	0.375	0.548	0.03*
9	Grupo 5+6 (PNB A e PNB B)				
	<i>Saltator similis</i>	0.6818	0.5625	0.619	0.02*
10	Grupo 6+8 (PNB B e PNB D)				
	<i>Aramides cajanea</i>	0.9286	0.5625	0.723	0.001***
	<i>Crotophaga ani</i>	0.7778	0.375	0.54	0.035*
	<i>Sporophila nigricollis</i>	0.7647	0.375	0.536	0.047*
11	Grupo 7+8 (PNB C e PNB D)				
	<i>Columbina talpacoti</i>	0.8333	0.5	0.645	0.002**

Espécies associadas a 3 grupos: 13

		A	B	stats	valor p
12	Grupo 1+2+3 (PNCV A, PNCV B e PNCV C)				
	<i>Patagioenas cayennensis</i>	0.8214	0.6667	0.74	0.002**
	<i>Cypsnagra hirundinacea</i>	0.88	0.5417	0.69	0.001***
13	Grupo 1+3+6 (PNCV A, PNCV C e PNB B)				
	<i>Gnorimopsar chopi</i>	0.8788	0.6667	0.765	0.001***
14	Grupo 1+6+7 (PNCV A, PNB B e PNB C)				
	<i>Elaenia flavogaster</i>	0.8444	0.6667	0.75	0.002**
15	Grupo 2+7+8 (PNCV B, PNB C e PNB D)				
	<i>Columbina squammata</i>	0.7895	0.7083	0.748	0.001***
16	Grupo 3+6+8 (PNCV C, PNB B e PNB D)				
	<i>Melanerpes candidus</i>	0.8276	0.5833	0.695	0.002**
17	Grupo 4+7+8 (PNCV D, PNB C e PNB D)				
	<i>Guira guira</i>	0.8889	0.5417	0.694	0.003**
18	Grupo 5+6+8 (PNB A, PNB B e PNB D)				
	<i>Synallaxis frontalis</i>	0.9444	0.4167	0.627	0.006**
19	Grupo 6+7+8 (PNB B, PNB C e PNB D)				
	<i>Furnarius rufus</i>	0.8971	1	0.947	0.001***
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.8852	0.9583	0.921	0.001***
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	0.8696	0.75	0.808	0.001***
	<i>Thamnophilus torquatus</i>	0.814	0.7917	0.803	0.001***
	<i>Poliophtila dumicola</i>	0.913	0.5417	0.703	0.002**

Espécies associadas a 4 grupos: 11

		A	B	stats	valor p
20	Grupo 1+2+3+4 (PNCV A, PNCV B, PNCV C e PNCV D)				
	<i>Ara ararauna</i>	0.918	0.875	0.896	0.001***
21	Grupo 1+2+3+7 (PNCV A, PNCV B, PNCV C e PNB C)				
	<i>Saltatricola atricollis</i>	0.8393	0.7812	0.81	0.001***
22	Grupo 1+2+4+6 (PNCV A, PNCV B, PNCV D e PNB B)				
	<i>Melanopareia torquata</i>	0.88	0.9375	0.908	0.001***
23	Grupo 1+3+4+6 (PNCV A, PNCV C, PNCV D e PNB B)				

	<i>Neothraupis fasciata</i>	0.8571	0.625	0.732	0.002**
24	Grupo 1+3+6+8 (PNCV A, PNCV C, PNB B e PNB D)				
	<i>Emberizoides herbicola</i>	0.8167	0.7188	0.766	0.03*
25	Grupo 2+3+4+5 (PNCV B, PNCV C, PNCV D e PNB A)				
	<i>Ramphastus toco</i>	0.8571	0.9062	0.881	0.001***
26	Grupo 2+4+5+6 (PNCV B, PNCV D, PNB A e PNB B)				
	<i>Nystalus maculatus</i>	0.8235	0.625	0.717	0.005**
27	Grupo 2+5+7+8 (PNCV B, PNB A, PNB C e PNB D)				
	<i>Rupornis magnirostris</i>	0.8438	0.5625	0.689	0.006**
28	Grupo 2+6+7+8 (PNCV B, PNB B, PNB C e PNB D)				
	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0.9298	0.75	0.835	0.001***
29	Grupo 5+6+7+8 (PNB A, PNB B, PNB C e PNB D)				
	<i>Amazilia sp</i>	0.9219	0.9062	0.914	0.001***
	<i>Canthorchilus leucotis</i>	0.9437	0.875	0.909	0.001***

Espécies associadas a 5 grupos: 4

		A	B	stats	valor p
30	Grupo 1+2+6+7+8 (PNCV A, PNCV B, PNB B, PNB C e PNB D)				
	<i>Tangara sayaca</i>	1	0.375	0.612	0.019*
31	Grupo 2+3+4+5+7 (PNCV B, PNCV C, PNCV D, PNB A e PNB C)				
	<i>Cariama cristata</i>	0.8406	0.775	0.807	0.012*
32	Grupo 4+5+6+7+8 (PNCV D, PNB A, PNB B, PNB C e PNB D)				
	<i>Caracara plancus</i>	0.9556	0.65	0.788	0.001***
	<i>Hydropsalis albicollis</i>	1	0.35	0.592	0.029*

Espécies associadas a 6 grupos: 6

		A	B	stats	valor p
33	Grupo 1+2+3+4+7+8 (PNCV A, PNCV B, PNCV C, PNCV D, PNB C e PNB D)				
	<i>Diopsittaca nobilis</i>	0.9444	0.8333	0.887	0.001***
34	Grupo 1+2+4+6+7+8 (PNCV A, PNCV B, PNCV D, PNB B, PNB C e PNB D)				
	<i>Crypturellus parvirostris</i>	0.9479	0.75	0.843	0.001***
35	Grupo 1+4+5+6+7+8 (PNCV A, PNCV D, PNB A, PNB B, PNB C e PNB D)				
	<i>Brotogeris chiriri</i>	0.9091	0.875	0.892	0.009***
36	Grupo 2+3+4+5+7+8 (PNCV B, PNCV C, PNCV D, PNB A, PNB C e PNB D)				
	<i>Mesembrinibis cayannensis</i>	0.9796	0.625	0.782	0.003***
37	Grupo 2+3+4+6+7+8 (PNCV B, PNCV C, PNCV D, PNB B, PNB C e PNB D)				
	<i>Vanellus chilensis</i>	0.9765	0.8333	0.902	0.001***
	<i>Theristicus caudatus</i>	0.9506	0.8125	0.879	0.001***

Espécies associadas a 7 grupos: 5

		A	B	stats	valor p
38	Grupo 1+2+3+4+5+6+7 (PNCV A, PNCV B, PNCV C, PNCV D, PNB A, PNB B e PNB C)				
	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	0.967	0.7679	0.862	0.037*
39	Grupo 1+2+3+4+5+7+8 (PNCV A, PNCV B, PNCV C, PNCV D, PNB A, PNB C e PNB D)				

<i>Suiriri suiriri</i>	0.9464	0.8571	0.901	0.029*
<i>Aratinga aurea</i>	0.9789	0.7679	0.867	0.007**
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0.9894	0.75	0.861	0.004**
40 Grupo 1+2+4+5+6+7+8 (PNCV A, PNCV B, PNCV D, PNB A, PNB B, PNB C e PNB D)				
<i>Troglodytes musculus</i>	0.9907	0.8393	0.912	0.001***

Dentre as combinações apresentadas, apenas duas possuem significado ecológico (quando um grupo de espécies está associado a um grupo de áreas que representam apenas fragmentos ou apenas áreas protegidas) e apenas estas combinações serão foco de discussão, como sugerido em De Cáceres *et al.* (2010). A combinação 19 agrupou as áreas PNB B, PNB C e PNB D (fragmentos do entorno de Brasília), e apontou seis espécies como indicadoras do grupo (*Furnarius rufus*, *Pitangus sulphuratus*, *Tyrannus melancholicus*, *Thamnophilus torquatus* e *Poliophtila dumicola*), a combinação 37 agrupou todos os fragmentos do entorno, apontando duas espécies indicadoras do grupo (*Vanellus chilensis* e *Theristicus caudatus*).

Na segunda análise, com áreas protegidas representando um grupo (1) e fragmentos representando outro (2), das 168 espécies, foram selecionadas 14 espécies indicadoras. O grupo 1 foi formado por nove espécies (*Milvago chimachima*, *Rupornis magnirostris*, *Pionnus maximiliani*, *Aratinga leucophthalma*, *Synallaxis frontalis*, *Heterospizias meridionalis*, *Micrastus ruficollis* e *Schiffornis virescens*) e grupo 2 por seis espécies (*Vanellus chilensis*, *Theristicus caudatus*, *Furnarius rufus*, *Pitangus sulphuratus*, *Columbina squammata* e *Cyclarhis gujanensis*) (Tabela VI).

Tabela VI. Espécies selecionadas na segunda análise. O grupo 1 representa as áreas protegidas (PNCV A e PNB A) e o grupo 2 representa os fragmentos (PNCV B-D e PNB B-D). Os componentes A e B usados para a cálculo da estatística ($\sqrt{\text{IndVal}}$), e o valor de p em 1000 permutações.

<i>Espécies associadas ao grupo 1: 9</i>				
	A	B	stats	valor p
<i>Milvago chimachima</i>	0.818	0.500	0.640	0.001
<i>Rupornis magnirostris</i>	0.700	0.563	0.627	0.026
<i>Pionnus maximiliani</i>	0.913	0.375	0.585	0.002
<i>Aratinga leucophthalma</i>	0.900	0.375	0.581	0.003
<i>Synallaxis frontalis</i>	0.825	0.313	0.508	0.018
<i>Heterospizias meridionalis</i>	0.833	0.250	0.456	0.037
<i>Micrastur ruficollis</i>	1.000	0.188	0.433	0.015
<i>Schiffornis virescens</i>	0.923	0.188	0.416	0.038

Espécies associadas ao grupo 2: 5

	A	B	stats	valor p
<i>Vanellus chilensis</i>	0.933	0.833	0.882	0.001
<i>Theristicus caudatus</i>	0.865	0.813	0.838	0.001
<i>Furnarius rufus</i>	0.957	0.604	0.760	0.001
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.908	0.583	0.728	0.004
<i>Columbina squammata</i>	1.000	0.500	0.707	0.007
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0.857	0.521	0.668	0.011

Na primeira análise, podemos observar que *Furnarius rufus* e *Pitangus sulphuratus* são espécies extremamente representativas dos fragmentos de Brasília, pois 89% (A) dos registros de *F. rufus* foram nestes fragmentos e ele esteve presente em 100% (B) dos pontos, enquanto *P. sulphuratus* esteve presente em 95% (B) dos pontos e 88% (A) de seus registros ocorreram nestes fragmentos. Na segunda análise, *Micrastur ruficollis* e *Columbina squammata* (A=1.000) foram classificados como bons indicadores de seus respectivos grupos, pois só foram encontrados em áreas que pertencem ao grupo em que foram alocados. *M. ruficollis*, entretanto, só foi encontrado em 18% dos pontos representados por áreas protegidas, enquanto *C. squammata* foi encontrada em 50% dos pontos dos fragmentos.

A Análise de Correspondência (CA) mostrou que as espécies selecionadas na Análise de Espécies Indicadoras correspondem aos grupos de área, como esperado. As espécies 1(a-i) estão relacionadas às áreas protegidas, e as espécies 2(a-j) estão relacionadas às áreas fragmentadas, de acordo com o resultado apresentado pela Análise de espécies indicadoras (Figura 10). O primeiro componente da CA explicou 44% da variação dos dados, separou as áreas protegidas (à esquerda da linha pontilhada) dos fragmentos (à direita da linha pontilhada), e separou espécies associadas a cada tipo de área, mostrando um gradiente de composição de espécies. O segundo componente da CA explicou 32% da variação dos dados, separando áreas da região de Brasília (abaixo da linha pontilhada) e áreas da região da Chapada (acima da linha pontilhada), mostrando um gradiente de riqueza entre as áreas.

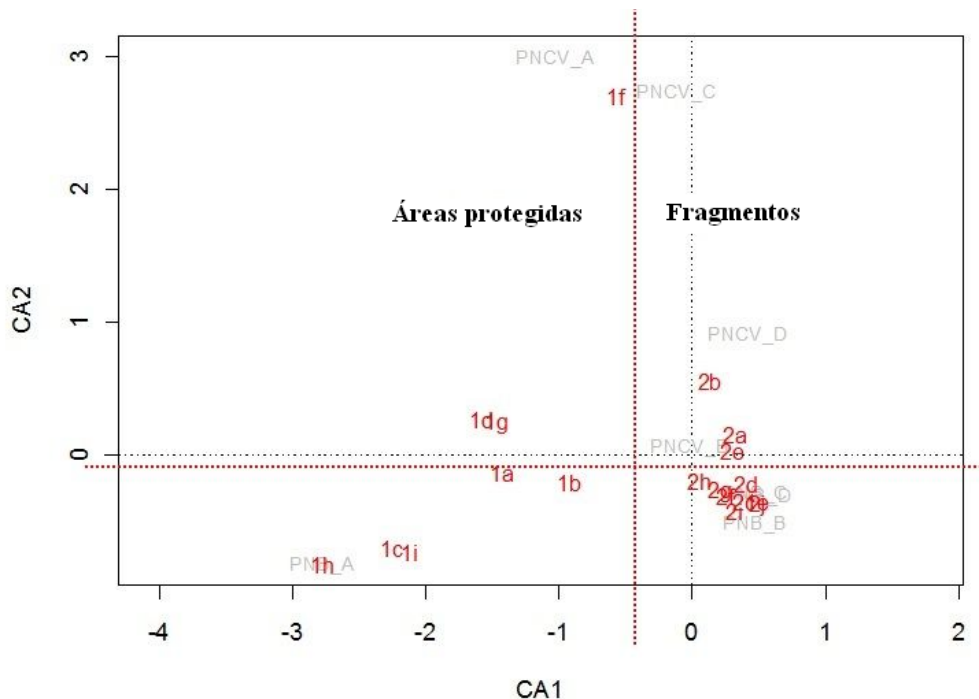


Figura 10- Análise de Correspondência. Áreas estudadas em cinza, espécies em vermelho, linha pontilhada em vermelho delimitando os grupos formados. Código das espécies: 1a- *M. chimachima*, 1b- *R. magnirostris*, 1c- *P. maximiliani*, 1d- *A. leucophthalma*, 1e- *S. frontalis*, 1f- *S. islerorum*, 1g- *H. meridionalis*, 1h- *M. ruficollis*, 1i- *S. virescens*, 2a- *V. chilensis*, 2b- *T. caudatus*, 2c- *F. rufus*, 2d- *P. sulphuratus*, 2e- *C. squammata*, 2f- *C. gujanensis*, 2g- *T. melancholicus*, 2h- *T. torquatus*, 2i- *P. dumicola* e 2j- *C. ani*.

DISCUSSÃO

Neste capítulo foram utilizadas ferramentas que possibilitam a interpretação ecológica dos dados de riqueza e métricas coletadas em monitoramentos de fauna. Segundo os resultados encontrados, a hipótese H1 não foi rejeitada, pois tamanho do fragmento e proporção de áreas nativas no entorno do fragmento foram as principais variáveis responsáveis pelos padrões de riqueza encontrados. A hipótese H2 também não foi rejeitada, pois todas as combinações de comunidade analisadas apresentaram grau significativo de aninhamento. Este aninhamento, porém, foi melhor explicado pela riqueza e não pelo tamanho da área. Os resultados encontrados pela análise de espécies indicadoras corroboraram a hipótese H3, sendo que espécies generalistas foram associadas aos fragmentos e espécies especialistas de maior porte foram associadas às áreas protegidas.

Efeitos da fragmentação

Segundo os resultados encontrados pela Análise de Componentes Principais, os gravadores localizados nos fragmentos possuem características comuns de posicionamento na paisagem, sendo principalmente caracterizados pelas menores distâncias para atributos antrópicos da paisagem, como pasto, estradas e bordas. Os gravadores localizados no interior dos parques encontram-se mais distanciados de atributos antrópicos, e como proposto, registram espécies menos afetadas pela fragmentação de habitat.

Não foram encontradas diferenças significativas de riqueza e de frequência de registros entre áreas e entre campanhas. Porém, existem diferenças entre regiões, sendo que a região de Brasília apresenta maiores valores de riqueza e de frequência de registros do que a região da Chapada dos Veadeiros. As regiões de Brasília e Chapada dos Veadeiros possuem diferentes graus de fragmentação, sendo que no entorno dos fragmentos de Brasília temos uma média de 54% de paisagens antrópicas e 46% de paisagem nativa, enquanto no entorno dos fragmentos da Chapada temos cerca de 18% de paisagens antrópicas e 82% de paisagens nativas. Assim, os padrões de fragmentação encontrados foram sempre mais acentuados na região de Brasília. As áreas não foram analisadas separadamente devido ao pequeno número de áreas estudadas em cada região e devido à semelhança de composição de espécies entre regiões (como mostrado por “ β_{SIM} ” no capítulo 1).

Também foi encontrada diferença significativa para a variável riqueza quando avaliamos diferenças entre áreas fragmentadas e protegidas, mas os valores de riqueza encontrados neste estudo não correspondem ao que seria esperado em áreas fragmentadas (Wilson *et al.*, 1994; Fahrig, 2003; Arriaga-Weiss *et al.*, 2008; Dixo *et al.*, 2009), pois fragmentos apresentaram maior riqueza do que áreas protegidas. É importante ressaltar que as áreas protegidas foram amostradas apenas na região onde foram instalados os módulos de pesquisa (um retângulo de 5 x 1 km), sendo que sua diversidade pode ter sido subestimada. Segundo Andrén (1994), os efeitos de área e isolamento geralmente são encontrados apenas em paisagens altamente fragmentadas, com menos de 40% da paisagem original. Além disso, o número de espécies amostrado em fragmentos tende a ser superestimado quando as espécies generalistas são incluídas (Andrén, 1994).

Outro estudo realizado no Cerrado também encontrou correlação negativa entre tamanho da área e riqueza de espécies em fragmentos com alterações antrópicas (Roma, 2006). Uma das explicações encontradas para tal padrão foi o curto tempo de isolamento destas áreas, pois a perda de espécies pode não ser detectada imediatamente e espécies com longos tempos de geração demoram a mostrar uma resposta à perda de habitat (Fahrig, 2001). Esse processo é comumente descrito como “tempo de relaxamento”, e representa um obstáculo a muitos estudos de fragmentação. O Processo de relaxamento é inevitável após a redução e isolamento de áreas, sendo que a presença de certas espécies em um fragmento não representa a garantia de permanência desta, pois haverá sempre mais espécies do que o fragmento é capaz de manter (Saunders *et al.*, 1991). Outra abordagem utilizada em estudos com aves na Mata Atlântica sugere que exista um período de latência entre a incidência dos impactos da fragmentação e a resposta das espécies, que podem demorar até 25 anos para serem significativamente afetadas (Metzger *et al.*, 2009).

Nossos resultados mostram que a riqueza dos fragmentos inclui espécies beneficiadas pela fragmentação (com alta abundância) e espécies que são prejudicadas (com baixa abundância e talvez em declínio populacional). Espécies beneficiadas pela fragmentação tendem a ser mais abundantes em fragmentos pequenos devido ao aumento da quantidade de bordas, à sua capacidade de utilizar a paisagem da matriz (Andrén, 1994) e devido à perda de espécies mais sensíveis e competidoras, aumentando a disponibilidade de habitat e nichos (Anjos *et al.*, 2004). Sendo assim, as diferenças de diversidade entre as áreas protegidas e fragmentadas podem revelar um padrão de fragmentação, mesmo que os dados de presença e ausência não apresentem diferenças (Mac Nally *et al.*, 2000).

Assim como os resultados encontrados na ANOVA, o GLMM indicou que áreas maiores não apresentaram maior riqueza de espécies, e que áreas pertencentes à região da Chapada dos Veadeiros apresentaram menor riqueza do que as áreas da região de Brasília. Porém, um resultado novo foi apresentado pelo GLMM, sendo que a proporção de áreas nativas/antrópicas no entorno dos fragmentos (prop.buf) foi um fator importante para explicar a riqueza de espécies.

Para cálculo desta variável, a quantidade de áreas nativas do entorno do fragmento foi dividida pela quantidade de áreas antrópicas. Sendo assim, quanto maior o valor deste índice, maior a proporção de áreas nativas na matriz do fragmento.

Estudos têm demonstrado que a matriz de paisagem pode ser pouco ou muito restritiva (Ricketts, 2001; Antongiovanni & Metzger, 2005; Flynn *et al.*, 2009) e tal aspecto influencia significativamente a dinâmica local de espécies. Segundo os resultados encontrados, os maiores valores de riqueza foram encontrados em áreas com maiores proporções de paisagens nativas em seu entorno. Estas paisagens nativas pertencem a outras classes de fitofisionomias (campo limpo, mata de galeria, campo rupestre), e facilitam o deslocamento entre manchas de cerrado sentido restrito. Segundo Piratelli & Blake (2006), para as aves de áreas abertas do Cerrado, a possibilidade de movimentação entre fitofisionomias é essencial para a manutenção de populações. Estudos anteriores indicam a importância da qualidade da matriz para explicar a abundância e a composição de espécies de fragmentos, e a influência da estrutura da paisagem do entorno na riqueza de espécies de vários biomas (Gascon *et al.*, 1999; Machado, 2000).

Guildas tróficas

Os resultados encontrados e discutidos mostram que a medida “riqueza” (número de espécies) não parece ser o melhor indicador ecológico para áreas fragmentadas deste estudo. Como a resposta dos organismos aos impactos é espécie-dependente, a separação por guildas tróficas, apesar de controversa, se mostrou mais eficiente para identificar mudanças de composição de espécies do que a riqueza. Segundo Hooper *et al.* (2002), a riqueza de espécies sozinha não captura os efeitos a nível ecossistêmico, onde a característica funcional das espécies é mais importante.

A guilda de onívoros foi a que apresentou maior resposta à fragmentação, sendo mais representada nas áreas fragmentadas e perturbadas e menos representada dentro dos parques. Esta é uma resposta esperada, pois espécies pertencentes a esta guilda são generalistas e oportunistas, e geralmente se beneficiam de ambientes perturbados. Das espécies presentes nesta guilda, podemos citar *Crotophaga ani*, *Cyanocorax cristatellus*, *Elaenia cristata*, *Mesembrinibis cayennensis*, *Vanellus chilensis*, dentre outros. Insetívoros e granívoros também tiveram sua frequência de registros aumentada nas áreas fragmentadas, enquanto carnívoros foram afetados negativamente, tendo sua frequência reduzida fora dos parques. A mudança na composição de guildas parece ser um efeito adicional à fragmentação de habitat (Renjifo, 1999).

Em estudos no bioma Cerrado, onívoros e insetívoros são as guildas predominantes em fragmentos (Marini, 2001; Tubelis *et al.*, 2004; Telles & Dias, 2010; Manica *et al.*, 2010). Os granívoros tendem a ser beneficiados, aumentando sua proporção em riqueza e abundância em fragmentos menores (Marini, 2001; Giraudo *et al.*, 2008) de Cerrado e de Mata Atlântica. Entretanto, outros estudos não encontraram variações nas composições de guildas em fragmentos de diferentes tamanhos (Arriaga-Weiss *et al.*, 2008), ou quando foram comparadas áreas isoladas e contínuas de Cerrado (Machado, 2000).

Muitos estudos indicam que frugívoros representam um dos grupos mais sensíveis aos impactos da fragmentação (Price *et al.*, 1999; Renjifo, 1999; Marini, 2001; Galetti *et al.*, 2003; Ribon *et al.*, 2003; Antunes, 2005; Giraudo *et al.*, 2008), mas a guilda não apresentou diferenças significativas de frequência de registros entre fragmentos e áreas protegidas, sendo que este pode ser um padrão característico do Cerrado ou apenas de áreas abertas do bioma.

Aninhamento

As comunidades estudadas seguem o padrão aninhado, como era esperado. Este padrão é comumente encontrado em sistemas afetados pela fragmentação de habitat (Mac Nally *et al.*, 2002; Wang *et al.*, 2013), pois após a fragmentação, as espécies desaparecem das áreas remanescentes em uma ordem previsível, gerando o padrão observado (Feeley *et al.*, 2007).

A utilização de modelos baseados em diferentes ordenamentos da matriz pode ajudar a fazer inferências sobre a contribuição de mecanismos para o padrão aninhado (Lomolino, 1996; Ulrich *et al.*, 2009). Neste trabalho, as áreas foram ordenadas por riqueza e por tamanho da área com o intuito de identificar qual dos dois processos explica melhor o padrão aninhado encontrado. Apesar de todos os valores encontrados terem sido significativos, podemos notar que o tamanho da área não é a melhor explicação para a composição de espécies encontrada, pois em todos os casos, o valor de aninhamento das colunas (áreas) foi maior nas matrizes ordenadas por riqueza.

Diferentes mecanismos podem levar a um padrão aninhado da comunidade, sendo alguns deles determinísticos e outros estocásticos. Dentre os mecanismos comumente propostos estão: amostragem passiva, extinção seletiva, colonização seletiva, habitats aninhados, qualidade ambiental e distúrbio humano (Ulrich *et al.*,

2009; Wang *et al.*, 2013). Tanto a comunidade completa quanto os subgrupos de guildas não parecem seguir a hipótese de extinção seletiva (Patterson & Atmar, 1986), pois os valores de grau de aninhamento não foram maiores para áreas ordenadas por tamanho em nenhum dos casos, ou seja, a relação espécie-área não foi identificada, mas áreas mais ricas apresentaram maior grau de aninhamento.

A maior variação de valores de NODF de colunas (áreas) nas guildas de onívoros e granívoros indica que esses grupos estão respondendo à fragmentação de modo contrário ao que seria esperado (esperado: áreas maiores com mais espécies do grupo e áreas menores com menos espécies do grupo, aumentando o grau de aninhamento). Ou seja, a análise de aninhamento indica que granívoros e onívoros estão se beneficiando com a fragmentação de habitat, pois estudos indicam que quanto mais aninhada estiver a comunidade em relação à ordenação de áreas por tamanho, mais vulnerável ela é aos efeitos da fragmentação (Sekercioglu & Sodhi, 2007), sendo o oposto válido. Ao contrário de onívoros e granívoros, os frugívoros e os carnívoros apresentaram as menores variações de valores de NODF de colunas, mostrando que estas guildas possuem os valores mais semelhantes de NODF para as diferentes ordenações de matriz, e são as mais afetadas pelo processo de fragmentação.

Outros estudos encontraram explicação para o padrão aninhado nos níveis de distúrbio humano, sendo que em parques urbanos, poluição sonora (Gonzales-Oreja, 2012; Wang *et al.*, 2013) e presença de pedestres (Fernandez-Juricic, 2002) foram fatores que explicaram a perda de espécies e o padrão aninhado destes locais.

Espécies indicadoras

A associação de grupos de espécies a tipos de ambientes representa grande interesse à biologia da conservação e manejo da paisagem (De Cáceres & Legendre, 2009), sendo que a avifauna tem sido apontada como importante indicadora da qualidade ambiental (Canterbury *et al.*, 2000). Geralmente, apenas espécies que estão associadas a boas condições ambientais são utilizadas como indicadoras, porém, também é possível associar espécies generalistas aos ambientes perturbados, possibilitando a avaliação do grau de perturbação do ambiente (Carignan & Villard, 2002).

A classificação das áreas de estudo em grupos foi feita a partir de similaridades de condições ambientais entre áreas, determinadas pelo desenho amostral, sendo assim,

a Análise de Espécies Indicadoras mostrou que a distribuição das espécies de aves em áreas fragmentadas e protegidas é estruturada por características da paisagem, pois diferentes espécies foram associadas às áreas protegidas ou às áreas fragmentadas. Também podemos perceber que a maioria das espécies associadas às áreas protegidas possui maior tamanho corporal e pertence a um nível trófico elevado, enquanto as espécies associadas aos fragmentos pertencem principalmente às guildas de onívoros e insetívoros, corroborando os resultados encontrados em outros estudos no Cerrado (Marini, 2001; Tubelis *et al.*, 2004; Telles & Dias, 2010; Manica *et al.*, 2010) e em outros biomas .

Como a Análise de espécies indicadoras foi baseada na qualidade ambiental das áreas (fragmentadas ou protegidas), podemos assumir que as espécies associadas aos fragmentos possuem baixa sensibilidade à fragmentação de habitat, enquanto as espécies associadas às áreas protegidas possuem média ou alta sensibilidade à fragmentação de habitat.

CONCLUSÃO

O principal objetivo deste capítulo consistiu em avaliar a resposta das aves à fragmentação de habitat, e associar esta resposta às características da paisagem onde os fragmentos estudados estão inseridos. Em primeiro lugar, constatamos que as regiões estudadas possuem diferentes históricos de fragmentação e diferentes graus de antropização, sendo a região de Brasília mais afetada e com menor proporção de áreas nativas remanescentes no entorno dos fragmentos estudados. Porém, em ambas as regiões, os fragmentos apresentaram maior riqueza do que as áreas protegidas.

Possíveis explicações para o resultado encontrado incluem o tempo de latência das espécies para responder à fragmentação, a capacidade das espécies generalistas em utilizar os ambientes de borda e a alta proporção de paisagem nativa remanescente entre os fragmentos.

As análises executadas indicam que onívoros, granívoros e insetívoros são guildas que respondem positivamente à fragmentação de habitat e ao aumento de antropização nas áreas de cerrado sentido restrito. Estas guildas apresentaram maior número de espécies e maior de frequência de registros nos fragmentos. Por outro lado,

carnívoros parecem responder negativamente à fragmentação de habitat, pois apresentaram menor frequência de registros nas áreas fragmentadas.

Por fim, concluímos que existe uma crescente necessidade de proteção das áreas abertas do Cerrado, a fim de se preservar a grande biodiversidade que este bioma retêm. Mantendo espécies que possuem importante papel ecossistêmico, não apenas espécies generalistas e oportunistas, mas também espécies endêmicas e sensíveis aos distúrbios antrópicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA-NETO, M., GUIMARÃES, P., GUIMARÃES JR, P. R., LOYOLA, R.D. & ULRICH, W. (2008). A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117: 1227-1239.
- ANDREN, H. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- ANJOS, L., ZANETTE, L. & LOPES, E.V. (2004). Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic Forest in North Paraná, southern Brazil. *Ornithologia Neotropical*, 15: 137-144.
- ANTONGIOVANNI, M. & METZGER, J. P. (2005). Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, 122: 441-451.
- ANTUNES, Z.A. (2005). Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Ararajuba*, 13(1): 47-61.
- ARRIAGA-WEISS, S. L., CALMÉ, S., & KAMPICHLER. (2008). Bird communities in rainforest fragments: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity Conservation*, 17:173-190.
- ARRUDA, M.B., PROENÇA, C.E.B., RODRIGUES, S.C., CAMPOS, R.N., MARTINS, R.C. & MARTINS, E.S. (2008). Ecorregiões, Unidades de Conservação e Representatividade Ecológica do Bioma Cerrado. In: SANO, S.M., DE ALMEIDA, S.P. & RIBEIRO, J.F (eds). Cerrado: Ecologia e Flora. *Embrapa Cerrados*, Brasília, p. 229-272.
- ATMAR, W. & PATTERSON, B. D. (1993). The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*, 96: 373-382.
- BANKS-LEITE, C., EWERS, R. M. & METZGER, J. (2010). Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos*, 119: 918-926.
- BATES, D., MAECHLER, M. & BOLKER, B. (2011). Lme4- Linear mixed-effects models using S4 classes. R package. Versão 0.999375-42. Disponível em: <http://cran.r-project.org/> < visitado em 26/03/2013>
- BLAKE, J. G. (1991). Nested subsets and the distribution of birds on isolated woodlots. *Conservation Biology*. 5(1): 58-66.
- BLAKE, J. G.(1992). Temporal variation in point counts of birds in a lowland wet forest in Costa Rica. *The Condor*, 94: 265-275.
- CANTERBURY, G.E., MARTIN,T.E., PETIT, D.R., PETIT, L.J. & BRADFORD, D.F. (2000). Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology*, 14: 544-558.
- CARIGNAN, V. & VILLARD, M. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78:45-61.
- CASTELLETTA, M., THIOLLAY, J. & SODHI, N. S. (2005). The effects of extreme forest fragmentation on the bird community of Singapore Island. *Biological Conservation*, 121: 135-155.
- CUTLER, A. (1991). Nested faunas and extinction in fragmented habitats. *Conservation Biology*. 5(4): 496-505.

- DA SILVA, F.A.M., ASSAD, E.D. & EVANGELISTA, B.A. (2008). Caracterização Climática do Bioma Cerrado. In: SANO, S.M., DE ALMEIDA, S.P. & RIBEIRO, J.F (eds). Cerrado: Ecologia e Flora. *Embrapa Cerrados*, Brasília, p.69-88.
- DE CACERES. (2013). How to use the indicpecies package. Versão 1.6.7. p. 1-27.
- DE CACERES, M. & LEGENDRE, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12): 3566-3574.
- DE CACERES, M., LEGENDRE, P., MORETTI, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119(10): 1674-1684.
- DE CACERES, M. & JASEN, F. (2013). Indicspecies. R package version 1.6.7. Disponível em: <http://cran.r-project.org/> < visitado em 11/03/2013>
- DIXO, M., METZGER, J. P., MORGANTE, J. S. & ZAMUDIO, K. R. (2009). Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation*, 142:1560-1569.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345-366.
- EASTMAN, J. R. (2011). IDRISI Selva - Guide to GIS and Image Processing. Worcester, MA: Clark Labs - Clark University: 284 p.
- ESRI, 2009. ArcGIS 9.3.1 - Geographical Information System. Readlands, CA, Environment System Research Institute, Inc.
- FAHRIG, L. (2001). How much habitat is enough? *Biological Conservation*, 100: 65-74.
- FAHRIG, L.(2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34(1), 487-515.
- FEELEY, K.J., GILLESPIE, T.W., LEBBIN, D.J. & WALTER, H.S. (2007). Species characteristics associated with extinction vulnerability and nestedness ranking of birds in tropical forest fragments. *Animal Conservation*, 10: 493- 501.
- FERNANDEZ-JURICIC, E.(2002). Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia*, 131, 269–78.
- FISCHER, J. & LINDENMAYER, D.B. (2002). Treating the nestedness temperature calculator as a “black box” can lead to false conclusions. *Oikos*, 99: 193-199.
- FLYNN, D. F. B., GOGOL-PROKURAT, M., NOGEIRE, T., MOLINARI, N., RICHERS, B. T., LIN, B. B.; SIMPSON, N., MAYFIELD, M. M. & DECLERCK, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecological Letters*, 12:22-23.
- GALETTI, M., ALVES-COSTA, C.P. & CAZETTA, E. (2003). Effects of Forest fragmentation, antropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. *Biological Conservation*, 111: 269-273.
- GASCON, C., LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., MALCOLM, J. R., STOUFFER, P. C., VASCONCELOS, H. L., LAURANCE, W. F., ZIMMERMAN, B., TOCHER, M. & BORGES, S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91, 223–229.
- GIRAUDO, A. R., MATTEUCCI, S. D., ALONSO, J., HERRERA, J., & ABRAMSON, R. R. (2008). Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodiversity and Conservation*, 17(5): 1251-1265.
- GLCF. Global Land Cover Facility. Disponível em: <http://glcf.umd.edu/data/landsat/>. <acessado em 20/03/2013>

- GOMES, L., OOSTRA, V., NIJMAN, V., CLEEF, A. M., KAPPELLE, M. (2008). Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biological Conservation*, 141(3): 860-871.
- GONZALES-OREJA, J.A., DE LA FUENTE DIAZ-ORDAZ, A. A., HERNANDEZ SANTIN, L., BONACHE-REGIDOR, C., & BUZO-FRANCO, D. (2012). Can human disturbance promote nestedness? Songbirds and noise in urban parks as a case study. *Landscape and Urban Planning*, 104, 98.
- GOOGLE EARTH V. 6.1.0.5001. Cnes/Spot Image (2012), Maplink/Tele Atlas 2012, GeoEye 2012. <http://www.earth.google.com>
- GRILLI, M. P. (2010). The role of landscape structure on the abundance of a disease vector planthopper: a quantitative approach *Landscape Ecology*, 25: 383-394.
- HOOPER, D.U., SOLAN, M., SYMSTAD, A., DÍAZ, S., GRESSNER, M.O., BUCHMANN, N., DEGRANGE, V., GRIME, P., HULOT, F., MERMILLOD-BLONDIN, F., ROY, J., SPEHN, E. & VAN PEER, L. (2002). Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. In: *Biodiversity and Ecosystem Functioning*. (eds Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P.). Oxford University Press, Oxford, pp. 195–208.
- HOWE, H.F. & MIRITI, M. N. (2004). When seed dispersal matters. *BioScience*, 54(7), 651-660.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisa Espacial. Disponível em: http://www.dgi.inpe.br/siteDgi_EN/index_EN.php. <acessado em: 20/03/2013>
- LANDRES, P.B., VERNER, J. & THOMAS, J.W. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: A critique. *Conservation Biology*, 2(4): 316-328.
- LAURANCE, W.F. (2008). Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, 141: 1731-1744.
- LOMOLINO, M.V. (1996). Investigating causality of nestedness of insular communities: selective immigrations or extinctions? *Journal of Biogeography*, 23: 699-703.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton, N.J.: Princeton University Press.
- MACHADO, R. B. (2000). A fragmentação do Cerrado e efeitos sobre a avifauna na região de Brasília-DF. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Brasília, DF.
- MAC NALLY, R., BENNETT, A.F. AND HORROCKS, G. (2000). Forecasting the impacts of habitat fragmentation. Evaluation of species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation on birds in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biological Conservation*, 95: 7-29.
- MAC NALLY, R., HORROCKS, G. & BENNETT, A.F. (2002). Nestedness in fragmented landscapes: birds of the box-ironbark forests of south-eastern Australia. *Ecography*, 25: 651-660.
- MANICA, L.T., TELLES, M. & DIAS, M.M. (2010). Bird richness and composition in a Cerrado fragment in the state of São Paulo. *Brazilian Journal of Biology*, 70(2): 243-254.
- MARINI, M. Â. (2001). Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International*, 11(01): 13-25.
- MCGEOCH, M.A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73(2): 181-201.
- MELO, E.S. & SANTOS-FILHO, M. (2007). Efeitos de BR-070 na província serrana de Cáceres, Mato Grosso, sobre a comunidade de vertebrados silvestres. *Revista Brasileira de Zootecias*, 9(2): 185-192.

- METZGER, J. P., MARTENSEN, A. C., DIXO, M., BERNACCI, L. C., RIBEIRO, M. C., TEIXEIRA, A. M. G. & PARDINI, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142:1188-1177.
- MICHALSKI, F. & PERES, C. A. (2005). Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*, 124(3): 383-396.
- MITSUO, Y., TSUNODA, H., OHIRA, M., DOI, M. & SENGA, Y. (2011). Nested subset patterns of species composition in a pond-dwelling fish fauna. *Ecological Research*, 26: 311-316.
- NIEME, G.J. & MCDONALD, M.E. (2004). Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35: 89-111.
- NOVELLI, R., TAKASE, E. & CASTRO, V. (1988). Estudo das aves mortas por atropelamento em um trecho da rodovia BR-471, entre os distritos da Quinta e Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 5(3): 441-454.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H. & WAGNER, H. (2013). Vegan: Community ecology package. R package version 2.0-6. Disponível em: <http://cran.r-project.org/> (acessado em 18/02/2013).
- PARKS, S. A. & HARCOURT, A. H. (2002). Reserve size, local human density, and mammalian extinctions in U.S. protected areas. *Conservation Biology*, 16(3): 800-808.
- PATTERSON, B. D. & ATMAR, W. (1986). Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society*. 28: 65-82.
- PATTERSON, B. D., & ATMAR, W. (2000). Analyzing species composition in fragments. *Bonner Zoologische Monographien*, 46.
- PIRATELLI, A. & BLAKE, J.G. (2006). Bird communities of the southeastern cerrado region, Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 17:213-226.
- PIRATELLI, A., SOUSA, S. D., CORREA, J. S., ANDRADE, V. A, RIBEIRO, R. Y., AVELAR, L. H. (2008). Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(2), 259-68.
- PLANO DE MANEJO PNB. (2009) Plano de Manejo Parque Nacional de Brasília. ICMBIO, Brasília.
- PLANO DE MANEJO PNCV. (2009) Plano de Manejo Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. ICMBIO, Brasília.
- PRICE, O.F., WOINARSKI, J.C.Z. & ROBINSON, D. (1999). Very large area requirements for frugivorous birds in monsoon rainforests of the Northern Territory, Australia. *Biological Conservation*, 91: 169-180.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, (2009). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM E COLABORADORES. Stats: R package version 2.12.1. Disponível em: <http://cran.r-project.org/> <visitado em 18/03/2013>
- RENJIFO, L. M. (1999). Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology*, 13(5): 1124-1139.

- RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. (1998). Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M. e ALMEIDA, S. P. (Ed.). Cerrado: ambiente e flora. Brasília-DF: Embrapa Cerrados, p.89-166.
- RIBON, R., SIMON, J.E. & MATTOS, G.T. (2003). Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17(6): 1827-1839.
- RICHARDS, J. A. (1993). Remote sensing digital image analysis: an introduction. In: (Ed.). New York: Springer-Verlag.
- RICKETTS, T. H. (2001). The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist*, 158: 87-99.
- ROMA, J. C. (2006). A fragmentação e seus efeitos sobre aves de fitofisionomias abertas do Cerrado. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Brasília, DF.
- ROSTALD, J., GJERDE, I., GUNDERSEN, V.S. & SÆTERSDAL, M. (2002). Use of indicator species to assess forest continuity: A critique. *Conservation Biology*, 16(1): 253-257.
- SAUNDERS, D.S., HOBBS, R.J. & MARGULES, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- SEKERCIOGLU, C.H. & SODHI, N.S. (2007). Conservation Biology: Predicting birds' responses to Forest fragmentation. *Current Biology*, 17: R838-R840.
- SHAHABUDDIN, G. & PONTE, C. A. (2005). Frugivorous butterfly species in tropical forest fragments: correlates of vulnerability to extinction. *Biodiversity and Conservation*, 14(5): 1137-1152.
- SICK, H. (1997). Ornitologia brasileira. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 912p.
- SIGRIST, T. (2006). Aves do Brasil: uma visão artística. Ed. Avis Brasilis. 672p.
- STOTZ, D. F., FITZPATRICK, J. W., PARKER III, A., & MOSKOVITS, D. K. (1996). Neotropical birds: Ecology and Conservation. The University of Chicago Press, Chicago.
- TELLES, M. & DIAS, M.M. (2010). Bird communities in two fragments of Cerrado in Itirapina, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 70(3): 537-550.
- TERBORGH J. & ROBINSON S. (1986). Guilds and their utility in ecology. In: Kikkawa J, Anderson DJ (eds) Community ecology: pattern and process. Blackwell Scientific Publications, London, UK.
- TUBELIS, D. P. AND CAVALCANTI, R. B. (2000). A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. *Bird Conservation International*, 10: 331-350.
- TUBELIS, D.P., COWLING, A. & DONELLY, C. (2004). Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Biological Conservation*, 118: 353-364.
- ULRICH, W., ALMEIDA-NETO, M & GOTELLI, N.J. (2009). A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos*, 118: 3-17.
- ULRICH, W. (2012). NODF Program. versão 2.0.
- WANG, Y., DING, P., CHEN, S. & ZHENG, G. (2013). Nestedness of bird assemblages on urban woodlots: Implications for conservation. *Landscape and Urban Planning*, 111:59-67.
- WEINS, J. A. (1989). The ecology of bird communities. Cambridge. Cambridge University Press, XVIII, p.539.

- WETHERED, R. & LAWES, M. J. (2005).Nestedness of bird assemblages in fragmented Afromontane forest: the effect of plantation forestry in the matrix. *Biological Conservation*, 123: 125-137.
- WILDLIFE ACOUSTICS. (2011). Song Meter User Manual, Model SM2+. Firmware Version 3.1.0, Wildlife Acoustics,Inc. Concord, Massachusetts. Disponível em <http://www.wildlifeacoustics.com>.
- WILSON, M. F., DE SANTO, T. L., SABAG, C. & ARNESTO, J. J. (1994).Avian communities of fragmented south-temperate rainforests in Chile. *Conservation Biology*, 8, (2): 508-520.
- YAHNER, R.H. (1988). Changes in wildlife communities near edge. *Conservation Biology*, 2: 333-339.
- ZUUR, A.F. (2009). Data files used in mixed effects models and extensions in ecology with R. AED: R package version 1.0. Disponível em: <http://cran.r-project.org/> <acessado em 18/03/2013>.

CONCLUSÃO GERAL

Muitos estudos sobre aves abordam o tema fragmentação no Cerrado, porém, a maioria deles se restringe a descrições das comunidades encontradas em fragmentos ou a estudos apenas em matas de galeria. Os resultados encontrados neste trabalho mostram que as áreas abertas de Cerrado também possuem grande diversidade de aves e devem receber uma maior atenção por parte dos pesquisadores. Sendo assim, essas áreas devem ser foco de mais estudos sobre fragmentação de habitat, que tenham como objetivo comparar os padrões encontrados em diferentes fragmentos.

Os padrões encontrados para a resposta da avifauna à fragmentação de habitat no Cerrado diferem da resposta encontrada em biomas florestais. As aves de áreas abertas do Cerrado parecem estar mais adaptadas às condições deste ambiente e sua resposta não é tão brusca e evidente quanto à resposta mostrada por aves florestais.

Assim, com os resultados apresentados neste trabalho, podemos concluir que além das grandes áreas protegidas, as áreas de médio porte também são de grande importância para a conservação de espécies de aves de áreas abertas do Cerrado. Concluímos também, que as áreas abertas do bioma devem receber uma maior atenção nas leis de proteção ambiental, pois sua proteção permite o deslocamento das espécies entre áreas (conectividade) e a manutenção de espécies menos sensíveis capazes de fornecer serviços ecológicos na matriz antrópica.

ANEXO 1

Anexo 1- Coordenadas geográficas, altitude e campanha correspondente dos pontos amostrados em cada área. Parque Nacional Chapada dos Veadeiros (PNCV A), Fragmento 1 (PNCV B), Fragmento 2 (PNCV C), Fragmento 3 (PNCV D), Parque Nacional de Brasília (PNB A), Fragmento 1 (PNB B), Fragmento 2 (PNB C) e Fragmento 3 (PNB D).

<i>Pontos</i>	<i>Latitude</i>	<i>Longitude</i>	<i>Altitude</i>	<i>Área</i>	<i>Campanha</i>
1	14° 07.351' S	47° 43.995' W	1204 m	PNCV A	1
2	14° 07.096' S	47° 43.851' W	1201 m	PNCV A	1
3	14° 06.865' S	47° 43.416' W	1171 m	PNCV A	2
4	14° 06.680' S	47° 43.138' W	1198 m	PNCV A	2
5	14° 05.873' S	47° 42.007' W	1169 m	PNCV A	3
6	14° 05.970' S	47° 41.425' W	1190 m	PNCV A	3
7	14° 06.705' S	47° 42.328' W	1164 m	PNCV A	4
8	14° 07.145' S	47° 42.513' W	1201 m	PNCV A	4
9	14° 10.838' S	47° 40.141' W	1207 m	PNCV B	1
10	14° 10.688' S	47° 39.345' W	1216 m	PNCV B	1
11	14° 10.537' S	47° 38.970' W	1194 m	PNCV B	2
12	14° 10.997' S	47° 39.902' W	1208 m	PNCV B	2
13	14° 10.578' S	47° 38.601' W	1177 m	PNCV B	3
14	14° 10.956' S	47° 40.048' W	1192 m	PNCV B	3
15	14° 10.547' S	47° 39.149' W	1177 m	PNCV B	4
16	14° 10.923' S	47° 39.736' W	1207 m	PNCV B	4
17	14° 10.460' S	47° 34.472' W	1249 m	PNCV C	1
18	14° 10.452' S	47° 34.626' W	1259 m	PNCV C	1
19	14° 10.636' S	47° 34.768' W	1219 m	PNCV C	2
20	14° 10.605' S	47° 34.831' W	1215 m	PNCV C	2
21	14° 10.635' S	47° 34.582' W	1214 m	PNCV C	3
22	14° 10.533' S	47° 34.757' W	1228 m	PNCV C	3
23	14° 10.579' S	47° 34.684' W	1220 m	PNCV C	4
24	14° 10.585' S	47° 34.428' W	1214 m	PNCV C	4
25	14° 09.154' S	47° 32.956' W	1270 m	PNCV D	1
26	14° 08.846' S	47° 32.834' W	1271 m	PNCV D	1
27	14° 08.593' S	47° 32.580' W	1245 m	PNCV D	2
28	14° 09.021' S	47° 32.754' W	1242 m	PNCV D	2
29	14° 08.361' S	47° 32.917' W	1268 m	PNCV D	3
30	14° 08.642' S	47° 32.826' W	1258 m	PNCV D	3
31	14° 08.772' S	47° 32.812' W	1245 m	PNCV D	4
32	14° 09.273' S	47° 33.055' W	1228 m	PNCV D	4
33	15° 42.919' S	48° 00.603' W	1100 m	PNB A	1
34	15° 42.655' S	48° 00.062' W	1090 m	PNB A	1
35	15° 42.327' S	48° 00.587' W	1096 m	PNB A	2
36	15° 42.631' S	48° 01.235' W	1114 m	PNB A	2

<i>Pontos</i>	<i>Latitude</i>	<i>Longitude</i>	<i>Altitude</i>	<i>Área</i>	<i>Campanha</i>
37	15° 42.421' S	48° 01.594' W	1103 m	PNB A	3
38	15° 42.071' S	48° 01.122' W	1034 m	PNB A	3
39	15° 42.747' S	47° 59.781' W	1085 m	PNB A	4
40	15° 42.867' S	47° 59.590' W	1101 m	PNB A	4
41	15° 42.421' S	47° 49.979' W	1157 m	PNB B	1
42	15° 42.601' S	47° 50.075' W	1143 m	PNB B	1
43	15° 42.513' S	47° 50.072' W	1123 m	PNB B	2
44	15° 42.500' S	47° 49.940' W	1151 m	PNB B	2
45	15° 42.322' S	47° 49.802' W	1168 m	PNB B	3
46	15° 42.479' S	47° 49.541' W	1163 m	PNB B	3
47	15° 42.294' S	47° 49.982' W	1174 m	PNB B	4
48	15° 42.436' S	47° 49.815' W	1160 m	PNB B	4
49	15° 43.271' S	48° 07.671' W	1039 m	PNB C	1
50	15° 43.416' S	48° 07.827' W	1162 m	PNB C	1
51	15° 43.367' S	48° 07.659' W	1044 m	PNB C	2
52	15° 43.364' S	48° 07.883' W	1126 m	PNB C	2
53	15° 43.205' S	48° 07.543' W	1159 m	PNB C	3
54	15° 43.403' S	48° 07.732' W	1143 m	PNB C	3
55	15° 43.317' S	48° 07.537' W	1196 m	PNB C	4
56	15° 43.448' S	48° 07.969' W	1162 m	PNB C	4
57	15° 41.942' S	48° 07.820' W	1172 m	PNB D	1
58	15° 41.883' S	48° 07.889' W	1169 m	PNB D	1
59	15° 41.816' S	48° 08.062' W	1130 m	PNB D	2
60	15° 41.778' S	48° 07.847' W	1146 m	PNB D	2
61	15° 41.873' S	48° 07.948' W	1163 m	PNB D	3
62	15° 41.917' S	48° 07.764' W	1158 m	PNB D	3
63	15° 41.669' S	48° 07.624' W	1148 m	PNB D	4
64	15° 41.984' S	48° 07.697' W	1184 m	PNB D	4

ANEXO 2

Anexo 2- Espécies de aves registradas nas áreas de estudo. Nomenclatura científica e nome popular segundo CBRO (2012); Sensibilidade à fragmentação segundo Stotz *et al.* (1996): (B) baixa sensibilidade, (M) média sensibilidade e (A) alta sensibilidade; Guilda segundo Sick (1997) e Sigrist (2006): (oni) onívoros, (fru) frugívoros, (ins) insetívoros, (gran) granívoros, (car) carnívoros, (nec) nectarívoros; (pred.sem) predadores de sementes. E presença da espécie nas áreas de cada região: PNB e PNCV.

ORDEM						
Familia	<i>Nome Comum</i>	<i>Sensib.</i>	<i>Guilda</i>	<i>PNB</i>	<i>PNCV</i>	
Genero e espécie						
TINAMIFORMES						
Tinamidae						
1	<i>Crypturellus parvirostris</i>	Inhambu- chororó	B	oni	x	x
2	<i>Crypturellus undulatus</i>	Jaó	B	oni	-	x
3	<i>Nothura boraquira</i>	Codorna-do-nordeste	M	oni	x	-
4	<i>Nothura maculosa</i>	Codorna-amarela	B	oni	x	x
5	<i>Rhychotus rufescens</i>	Perdiz	B	oni	x	x
GALLIFORMES						
Cracidae						
6	<i>Aburria kujubi</i>	Cujubi	A	fru	-	x
PELECANIFORMES						
Ardeidae						
7	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Sovacu	B	oni	x	-
8	<i>Syrigma sibilatrix</i>	Maria-faceira	M	ins	x	x
Threskiornithidae						
9	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	Coró-coró	M	oni	x	x
10	<i>Theristicus caudatus</i>	Curicaca	B	oni	x	x
ACCIPITRIFORMES						
Accipitridae						
11	<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Gavião -de-rabo-branco	B	car	x	-
12	<i>Geranoospiza caerulescens</i>	Gavião-pernilongo	M	car	x	-
13	<i>Heterozpizias meridionalis</i>	Gavião-caboclo	B	car	x	x
14	<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavião carijó	B	car	x	x
15	<i>Spizaetus ornatus</i>	Gavião-de-penacho	M	car	-	x
FALCONIFORMES						
Falconidae						
16	<i>Caracara plancus</i>	Carcará	B	car	x	x
17	<i>Falco femoralis</i>	Falcão de coleira	B	car	x	x
18	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Acauã	B	car	x	x
19	<i>Micrastur ruficollis</i>	Falcão-Caburé	M	car	x	-
20	<i>Milvago chimachima</i>	Carrapateiro	B	car	x	x
GRUIFORMES						

		<i>Nome Comum</i>	<i>Sensib.</i>	<i>Guilda</i>	<i>PNB</i>	<i>PNCV</i>
	Rallidae		
21	<i>Aramides cajanea</i>	Saracura três potes	M	oni	x	x
22	<i>Porzana albicollis</i>	Sanã carijó	M	oni	x	-
	CARIAMIFORMES		
	Cariamidae		
23	<i>Cariama cristata</i>	Seriema	M	oni	x	x
	CHARADRIIFORMES		
	Charadriidae		
24	<i>Vanellus chilensis</i>	Quero-quero	B	oni	x	x
	COLUMBIFORMES		
	Columbidae		
25	<i>Columbina squammata</i>	Fogo-apagou	B	fru	x	x
26	<i>Columbina talpacoti</i>	Rolinha-roxa	B	fru	x	-
27	<i>Patagioenas cayennensis</i>	Pomba-galega	M	fru	x	x
28	<i>Patagioenas picazuro</i>	Pombão	M	fru	x	x
29	<i>Leptotila sp</i>		M	fru	-	x
	PSITTACIFORMES		
	Psittacidae		
30	<i>Alipiopsitta xanthops</i>	Papagaio-galego	M	pred.sem	x	x
31	<i>Amazona aestiva</i>	Papagaio-verdadeiro	M	pred.sem	x	x
32	<i>Amazona amazonica</i>	Curica	M	pred.sem	x	x
33	<i>Ara ararauna</i>	Arara-canindé	M	pred.sem	x	x
34	<i>Aratinga aurea</i>	Periquito-rei	B	pred.sem	x	x
35	<i>Aratinga leucophthalma</i>	Periquitão-maracanã	M	pred.sem	x	x
36	<i>Brotoyeris chiriri</i>	Periquito-de-encontro-amarelo	B	pred.sem	x	x
37	<i>Diopsittaca nobilis</i>	Maracanã-pequena	M	pred.sem	x	x
38	<i>Forpus xanthopterygius</i>	Tuim	M	pred.sem	x	x
39	<i>Orthopsittaca manilata</i>	Maracanã-do-Buriti	M	pred.sem	x	x
40	<i>Pionnus maximiliani</i>	Maitaca-verde	M	pred.sem	x	x
41	<i>Pionus menstruus</i>	Maitaca-de-cabeça-azul	B	pred.sem	-	x
42	<i>Primolius maracana</i>	Maracanã-verdadeira	M	pred.sem	x	x
	CUCULIFORMES		
	Cuculidae		
43	<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato	B	ins	x	-
44	<i>Crotophaga ani</i>	Anu-preto	B	oni	x	-
45	<i>Guira guira</i>	Anu-branco	B	oni	x	x
46	<i>Tapera naevia</i>	Saci	B	oni	-	x
	STRIGIFORMES		
	Tytonidae		
47	<i>Tyto alba</i>	Coruja-da-igreja	B	car	x	-
	Strigidae		
48	<i>Athene cunicularia</i>	Coruja-buraqueira	B	oni	x	x
49	<i>Bubo virginianus</i>	Jacurutu	B	oni	-	x
50	<i>Glaucidium brasilianum</i>	Caburé	B	car	x	x
51	<i>Megascops choliba</i>	Corujinha-do-mato	B	oni	x	x

		<i>Nome Comum</i>	<i>Sensib.</i>	<i>Guilda</i>	<i>PNB</i>	<i>PNCV</i>
		CAPRIMULGIFORMES	
		Caprimulgidae		
52	<i>Hydropsalis albicollis</i>	Bacurau	B	ins	x	x
53	<i>Hydropsalis parvula</i>	Bacurau-chintã	B	ins	x	x
54	<i>Hydropsalis torquata</i>	Bacurau-tesoura	B	ins	x	-
55	<i>Chordeiles acutipennis</i>	Bacurau-de-asa-fina	B	ins	x	-
56	<i>Chordeiles pusillus</i>	Bacurauzinho	M	ins	x	-
		APODIFORMES		
		Apodidae		
57	<i>Streptoprocne zonaris</i>	Tapuruçu-de-coleira-branca	B	ins	-	x
58	<i>Tachornis squamata</i>	Andorinhão-do-buriti	B	ins	x	-
		Trochilidae		
59	<i>Amazilia sp.</i>		B	nec	x	x
60	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Besourinho-de-bico-vermelho	B	nec	-	x
61	<i>Colibri serrirostris</i>	Beija-flor-de-orelha-violeta	B	nec	x	x
62	<i>Eupetomena macroura</i>	Beija-flor-tesoura	B	nec	x	x
63	<i>Phaethornis pretrei</i>	Rabo-branco-acanelado	B	nec	x	-
		CORACIIFORMES				
		Alcedinidae				
64	<i>Megaceryle torquata</i>	Martim-pescador-grande	B	oni	x	-
		GALBULIFORMES		
		Bucconidae		
65	<i>Nystalus chacuru</i>	João-bobo	M	ins	x	x
66	<i>Nystalus maculatus</i>	Rapazinho-dos-velhos	M	ins	x	x
		PICIFORMES		
		Ramphastidae		
67	<i>Pteroglossus castanotis</i>	Araçari-castanho	A	fru	-	x
68	<i>Ramphastos dicolorus</i>	Tucano-de-bico-verde	M	fru	x	x
69	<i>Ramphastos toco</i>	Tucanuçu	M	fru	x	x
70	<i>Ramphastos vitellinus</i>	Tucano-de-bico-preto	A	fru	-	x
		Picidae		
71	<i>Campephilus melanoleucos</i>	Pica-pau-de-topete-vermelho	M	ins	x	x
72	<i>Colaptes campestris</i>	Pica-pau-do-campo	B	ins	x	x
73	<i>Dryocopus lineatus</i>	Pica-pau-de-banda-branca	B	ins	-	x
74	<i>Melanerpes candidus</i>	Pica-pau-branco	B	ins	x	x
75	<i>Picumnus albosquamatus</i>	Pica-pau-anão-escamado	B	ins	-	x
76	<i>Veniliornis passerinus</i>	Picapauzinho-anão	B	ins	x	-
77	<i>Veniliornis mixtus</i>	Pica-pau-chorão	M	ins	x	x
		PASSERIFORMES		
		Thamnophilidae		
78	<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	Chorozinho-de-chapéu-preto	M	ins	x	-
79	<i>Herpsilochmus longirostris</i>	Chorozinho-de-bico-comprido	M	ins	x	x
80	<i>Thamnophilus torquatus</i>	Choca-de-asa-vermelha	M	ins	x	x
		Melanopareiidae		

		<i>Nome Comum</i>	<i>Sensib.</i>	<i>Guilda</i>	<i>PNB</i>	<i>PNCV</i>
81	<i>Melanopareia torquata</i>	Tapaculo-de-colarinho	M	ins	x	x
	Dendrocolaptidae		
82	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Arapaçu-verde	M	ins	x	-
83	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Arapaçu-de-cerrado	M	ins	x	x
	Furnariidae		
84	<i>Furnarius rufus</i>	João-de-barro	B	ins	x	x
85	<i>Phacellodomus ruber</i>	Graveteiro	B	ins	x	x
86	<i>Phacellodomus rufifrons</i>	João-de-pau	M	ins	x	x
87	<i>Synallaxis albescens</i>	Uí-pi	B	ins	x	x
88	<i>Synallaxis frontalis</i>	Petrim	B	ins	x	-
	Pipridae		
89	<i>Antilophia galeata</i>	Soldadinho	M	fru	x	x
	Tityridae		
90	<i>Schiffornis virescens</i>	Flautim	M	oni	x	-
91	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Caneleiro-preto	B	ins	x	x
	Rhynchocyclidae		
92	<i>Corythopis delalandi</i>	Estalador-do-norte	M	ins	x	-
93	<i>Todirostrum cinereum</i>	Ferreirinho-relógio	B	ins	-	x
94	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	Sebinho-de-olho-de-ouro	M	ins	x	x
	Tyrannidae		
95	<i>Camptostoma obsoletum</i>	Risadinha	B	ins	x	x
96	<i>Colonia colonus</i>	Viuvinha	B	ins	x	-
97	<i>Culicivora caudacuta</i>	Papa-moscas-do-campo	M	ins	x	-
98	<i>Elaenia chiriquensis</i>	Chibum	B	oni	x	x
99	<i>Elaenia cristata</i>	Guaracava-de-topete-uniforme	B	oni	x	x
100	<i>Elaenia flavogaster</i>	Guaracava-de-barriga-amarela	B	oni	x	x
101	<i>Gubernetes yetapa</i>	Tesoura-do-brejo	M	ins	-	x
102	<i>Machetornis rixosa</i>	Suiriri-cavaleiro	B	ins	x	x
103	<i>Megahyncus pitagua</i>	Neinei	B	oni	x	x
104	<i>Myiarchus ferox</i>	Maria-cavaleira	B	oni	x	x
105	<i>Myiarchus swainsoni</i>	Irré	B	oni	x	x
106	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado	B	oni	x	x
107	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Bem-te-vi-rajado	B	oni	x	-
108	<i>Myiopagis caniceps</i>	Guaracava-cinzenta	M	ins	x	-
109	<i>Myiopagis viridicata</i>	Guaracava-de-crista-alaranjada	M	ins	x	-
110	<i>Myiophobus fasciatus</i>	Filipe	B	oni	x	x
111	<i>Myiozetetes cayanensis</i>	Bentevizinho-de-asa-ferrugínea	B	oni	x	-
112	<i>Myiozetetes similis</i>	Bentevizinho-de-penacho-vermelho	B	ins	x	-
113	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bem-te-vi	B	oni	x	x
114	<i>Suiriri islerorum</i>	Suiriri-da-chapada	M	ins	-	x
115	<i>Suiriri suiriri</i>	Suiriri-cinzento	M	ins	x	x
116	<i>Sublegatus modestus</i>	Guaracava-modesta	M	ins	x	-

		<i>Nome Comum</i>	<i>Sensib.</i>	<i>Guilda</i>	<i>PNB</i>	<i>PNCV</i>
117	<i>Tyrannus albogularis</i>	suiriri-de-garganta-branca	B	oni	x	-
118	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suiriri	B	oni	x	x
119	<i>Tyrannus savanna</i>	Tesourinha	B	ins	x	-
120	<i>Xolmis cinereus</i>	Primavera	B	ins	x	x
	Vireonidae		
121	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Pitiguari	B	oni	x	x
	Corvidae		
122	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	Gralha-do-campo	M	oni	x	x
123	<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	Gralha-cancã	M	oni	x	-
	Hirundinidae		
124	<i>Alopochelidon fucata</i>	Andorinha-morena	M	ins	x	-
125	<i>Progne tapera</i>	Andorinha-do-campo	B	ins	x	x
126	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Andorinha-pequena-de-casa	B	ins	x	-
127	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Andorinha-serradora	B	ins	x	x
	Troglodytidae		
128	<i>Canthorchilus leucotis</i>	Garrinchão-de-barriga-vermelha	B	ins	x	x
129	<i>Troglodytes musculus</i>	Corruíra	B	ins	x	x
	Poliopitidae		
130	<i>Poliopitila dumicola</i>	Balança-rabo-de-máscara	M	ins	x	x
	Turdidae		
131	<i>Turdus amaurochalinus</i>	Sabiá-poca	B	fru	x	x
132	<i>Turdus leucomelas</i>	Sabiá-barranco	B	fru	x	x
133	<i>Turdus rufiventris</i>	Sabiá-laranjeira	B	fru	x	x
	Mimidae		
134	<i>Mimus saturninus</i>	Sabiá-do-campo	B	oni	x	x
	Coerebidae		
135	<i>Coereba flaveola</i>	Cambacica	B	oni	x	-
	Thraupidae		
136	<i>Cypsnagra hirundinacea</i>	Bandoleta	M	ins	x	x
137	<i>Dacnis cayana</i>	Saí-azul	B	oni	x	x
138	<i>Hemithraupis guira</i>	Saíra-de-papo-preto	B	fru	x	x
139	<i>Lanio cucullatus</i>	Tico-tico-rei	B	oni	x	-
140	<i>Neothraupis fasciata</i>	Cigarra-do-campo	M	fru	x	x
141	<i>Saltator maximus</i>	Tempera-viola	B	fru	-	x
142	<i>Saltator similis</i>	Trinca-ferro-verdadeiro	B	fru	x	x
143	<i>Saltatricola atricollis</i>	Bico-de-pimenta	M	fru	x	x
144	<i>Tangara cayana</i>	Saíra-amarela	B	fru	x	x
145	<i>Tangara palmarum</i>	Sanhaçu-do-coqueiro	B	fru	x	x
146	<i>Tangara sayaca</i>	Sanhaçu-cinzentos	B	fru	x	x
147	<i>Tersina viridis</i>	Saí-andorinha	B	fru	x	x
148	<i>Thlypopsis sordida</i>	Saí-canário	B	fru	-	x
	Emberizidae		
149	<i>Ammodramus humeralis</i>	Tico-tico-do-campo	B	gran	x	x
150	<i>Charitospiza eucosma</i>	mineirinho	A	gran	x	-
151	<i>Emberizoides herbicola</i>	Canário-do-campo	B	gran	x	x

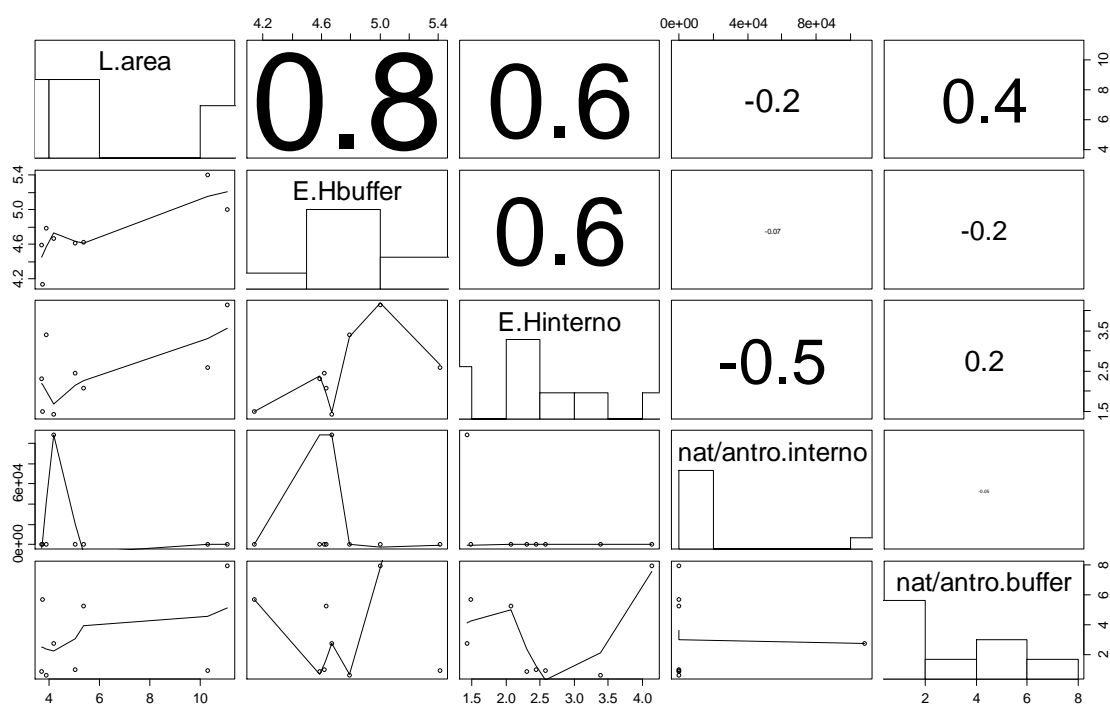
		<i>Nome Comum</i>	<i>Sensib.</i>	<i>Guilda</i>	<i>PNB</i>	<i>PNCV</i>
152	<i>Porphyrospiza caerulescens</i>	Campainha-azul	M	gran	x	-
153	<i>Sicalis citrina</i>	Canário-rasteiro	B	gran	x	x
154	<i>Sporophila caerulescens</i>	Coleirinho	B	gran	x	-
155	<i>Sporophila nigricollis</i>	Baiano	B	gran	x	x
156	<i>Sporophila plumbea</i>	Patativa	M	gran	x	x
157	<i>Sporophila bouvreuil</i>	Caboclinho	M	gran	x	-
158	<i>Volatinia jacarina</i>	Tiziu	B	gran	x	x
159	<i>Zonotrichia capensis</i>	Tico-tico	B	gran	x	x
	Cardinalidae					
160	<i>Cyanoloxia brissonii</i>	Azulão	M	oni	x	-
	Parulidae					
161	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Pia-cobra	B	ins	x	-
162	<i>Basileuterus hypoleucus</i>	pula-pula-de-barriga-branca	B	ins	x	-
163	<i>Basileuterus flaveolus</i>	Canário-do-mato	M	ins	x	-
164	<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Pula-pula-assobiador	M	ins	x	-
	Icteridae					
165	<i>Gnorimopsar chopi</i>	Graúna	B	oni	x	x
166	<i>Molothrus bonariensis</i>	Vira-bosta	B	ins	x	x
	Fringilidae					
167	<i>Euphonia chlorotica</i>	Fim-fim	B	fru	x	x
	Passeridae					
168	<i>Passer domesticus</i>	Pardal	B	oni	x	-

ANEXO 3- Tabelas

Anexo 3.1- Importância das variáveis para cada componente da PCA.

	Comp.1	Comp.2	Comp.3	Comp.4
Distância para a borda	0.590	-0.107	0.329	-0.127
Distância para a mata	0.109	0.245		0.62
Distância para a terra	0.347	-0.194	-0.844	
Distância para o asfalto	0.214		0.239	-0.376
Distância para o cerrado	0.334		0.231	0.189
Distância para a vila		0.895	-0.139	
Distância para a cidade	0.145	0.268	-0.217	-0.626
Distância para o pasto	0.583			0.15

Anexo 3.2- Colinearidade entre variáveis independentes da paisagem.



Anexo 3.3– Passos utilizados para a seleção do GLMM.

Passo 1: Foi criado um modelo com todas as variáveis não correlacionadas.

M1: glmer(riqueza~area+prop.int+prop.buf+regiao+(1 regiao)+(1 Amostra:Campanha), family=poisson)		
	Variância	
Amostra:Campanha	0.333	
Região	0.083	
	Estimativa	Valor de p
(intercepto)	3.69 e+00	< 0.001***
Área	5.41 e-06	0.019*
Prop.int	2.07 e-07	0.912
Prop.buf	6.29 e-02	0.346
RegiãoChapada	-4.87 e-01	0.3544
0 “***”, 0.001 “**”, 0.01 “*”		

Passo 2: Foi retirada a variável “prop.int”.

M2: glmer(riqueza~area+prop.buf+regiao+(1 regiao)+(1 Amostra:Campanha), family=poisson)		
	Variância	
Amostra:Campanha	0.333	
Região	0.083	
	Estimativa	Valor de p
(intercepto)	3.70 e+00	< 0.001***
Área	-5.21 e-06	< 0.001***
Prop.buf	5.61 e-02	0.025*
RegiãoChapada	-4.53 e-01	0.284
0 “***”, 0.001 “**”, 0.01 “*”		

Passo 3: Os dois modelos foram comparados por anova.

p= 0.912. Assim, a retirada da variável “prop.int” não afeta o modelo.

Passo 4: Foi criado um terceiro modelo, retirando-se a variável “região”.

M3: glmer(riqueza~area+prop.buf+(1 regiao)+(1 Amostra:Campanha), family= poisson)		
	Variância	
Amostra:Campanha	0.333	
Região	0.083	
	Estimativa	Valor de p
(intercepto)	3.72 e+00	< 0.001***
Área	-1.60 e-06	0.167
Prop.buf	-3.70 e-02	< 0.001***
0 “***”, 0.001 “**”, 0.01 “*”		

Passo 5: Os dois modelos (m2 e m3) foram comparados por anova.

p= 0.003. Assim, a retirada da variável “região” afeta o modelo.

A variável região não pode ser retirada. Por isso, foi mantido o modelo M2.

Anexo 3.4-Valores de NODF totais, NODF de colunas, NODF de linhas, preenchimento da matriz e número de espécies de cada matriz, para matrizes ordenadas por riqueza e por tamanho da área. (**p=0.001)

Matriz	NODF	NODFc	NODFl	Preench. matriz	Núm. espécies
Todas, áreas ordenadas por riqueza	67.07**	74.46**	67.05**	0.526	168
Todas, áreas ordenadas por tamanho	67.00**	39.20**	67.05**	0.526	168
Frugívoros, áreas ordenadas por riqueza	67.96**	56.00**	69.07**	0.570	25
Frugívoros, áreas ordenadas por tamanho	66.11**	34.43**	69.07**	0.570	25
Onívoros, áreas ordenadas por riqueza	72.17**	82.08**	71.87**	0.543	44
Onívoros, áreas ordenadas por tamanho	70.66**	29.76**	71.87**	0.543	44
Granívoros, áreas ordenadas por riqueza	80.57**	83.12**	79.27**	0.614	11
Granívoros, áreas ordenadas por tamanho	61.78**	27.41**	79.27**	0.614	11
Insetívoros, áreas ordenadas por riqueza	61.80**	74.97**	61.58**	0.444	58
Insetívoros, áreas ordenadas por tamanho	61.29**	44.45**	61.58**	0.444	58
Carnívoros, áreas ordenadas por riqueza	65.33**	68.50**	63.99**	0.458	44
Carnívoros, áreas ordenadas por tamanho	57.84**	43.33**	63.99**	0.458	44
Pred.sem, áreas ordenadas por riqueza	79.40**	86.32**	76.92*	0.673	13
Pred.sem, áreas ordenadas por tamanho	72.26**	59.28**	76.92*	0.673	13