



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA - UFU
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
DE RECURSOS NATURAIS



AVES COMO BIOMONITORAS DA QUALIDADE
AMBIENTAL EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DO
CERRADO

Camilla Queiroz Baesse

UBERLÂNDIA

Fevereiro – 2015

Camilla Queiroz Baesse

**AVES COMO BIOMONITORAS DA QUALIDADE
AMBIENTAL EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DO
CERRADO**

“Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais”.

Orientadora

Profa. Dra. Celine de Melo

UBERLÂNDIA

Fevereiro, 2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

B142a
2015

Baesse, Camilla Queiroz, 1990-
Aves como biomonitoras da qualidade ambiental em fragmentos
florestais do cerrado / Camilla Queiroz Baesse. - 2015.
115 f. : il.

Orientadora: Celine de Melo.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos
Naturais.
Inclui bibliografia.

1. Ecologia - Teses. 2. Aves - Ecologia - Teses. 3. Biodiversidade
- Conservação - Teses. I. Melo, Celine de. II. Universidade Federal de
Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação
de Recursos Naturais. III. Título.

CDU: 574

Camilla Queiroz Baesse

**AVES COMO BIOMONITORAS DA QUALIDADE AMBIENTAL EM
FRAGMENTOS FLORESTAIS DO CERRADO**

“Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais”.

APROVADA em (27) de fevereiro de 2015.

Profa. Dra. Luciana Vieira de Paiva

UFERSA – *campus* Mossoró

Profa. Dra. Sandra Morelli

UFU – *campus* Uberlândia

Prof. Dr. Júlio César Nepomuceno

UFU – *campus* Patos de Minas (suplente)

Profa. Dra. Celine de Melo
UFU
(Orientadora)

UBERLÂNDIA
Fevereiro, 2015

*Dedico este trabalho aos
meus pais, minha irmã e meu namorado,
pelo amor e incentivo.*

AGRADECIMENTOS

Com mais uma etapa concluída da minha vida, tenho muito a agradecer a todas as pessoas que estiveram ao meu lado, com o apoio de vocês consegui finalizar este trabalho. Primeiramente, agradeço a Deus porque sem ele nada disso seria possível.

Aos familiares, pelo apoio e carinho em todas as horas. Especialmente aos meus pais, José Ricardo e Tânia, e à minha irmã, Isadora, agradeço por acreditarem e confiarem no meu potencial, por terem me apoiado sempre e por fazer minha vida tão feliz. Amo vocês!

Ao meu namorado Vitor, que me ajudou e ajuda em todos os momentos, você foi fundamental no desenvolvimento desta dissertação. Muito obrigada por me completar, você é essencial na minha vida. Amo você!

À Profa. Dra. Celine de Melo, pela orientação, por todo o ensinamento que me foi passado, agradeço acima de tudo pela amizade, paciência e confiança. Muito obrigada por ser uma das maiores responsáveis pelo meu amadurecimento e crescimento profissional.

Agradeço aos amigos que conquistei durante a graduação e mestrado e, especialmente, àqueles que sempre estiveram ao meu lado.

A todos do GEECA, pelos ensinamentos, viagens, reuniões e muita diversão. Em especial, à equipe fixa de anilhamento pela ajuda no intenso esforço de campo e também por transformar os campos em dias agradáveis com muitas risadas.

À FAPEMIG, pela bolsa concedida e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais da Universidade Federal de Uberlândia pelo apoio financeiro, FAPEMIG (APQ 01654/12) – pelo financiamento deste projeto.

Aos professores e funcionários do Programa, em especial à Maria Angélica pela dedicação e paciência.

Ao Prof. Dr. Júlio César Nepomuceno, pelo suporte na identificação inicial dos micronúcleos; à Profa. Dra. Rute M. Brito e à doutoranda Luana Pereira dos Santos pela ajuda e disponibilização do laboratório de citogenética.

À banca examinadora, Profa. Dra. Luciana Vieira de Paiva, Profa. Dra. Sandra Morelli e o Prof. Dr. Júlio César Nepomuceno, pelas contribuições que certamente enriquecerão este trabalho.

SUMÁRIO

Prefácio.....	ii
Resumo.....	iii
Abstract.....	iv
Introdução Geral.....	1
Referências.....	3
Capítulo 1: Efeito da perturbação ambiental na assimetria flutuante de asas e tarsos de aves em fragmentos florestais do Cerrado.....	8
Resumo.....	9
Abstract.....	10
Introdução.....	11
Material e Métodos.....	14
Resultados.....	18
Discussão.....	29
Conclusões.....	35
Referências.....	36
Capítulo 2: Efeito da perturbação ambiental na condição corporal de aves em fragmentos florestais do Cerrado.....	48
Resumo.....	49
Abstract.....	50

Introdução.....	51
Material e Métodos.....	53
Resultados.....	55
Discussão.....	63
Conclusões.....	70
Referências.....	71
Capítulo 3: Efeito da perturbação ambiental na frequência de micronúcleo de aves em fragmentos florestais do cerrado.....	83
Resumo.....	84
Abstract.....	85
Introdução.....	86
Material e Métodos.....	89
Resultados.....	90
Discussão.....	96
Conclusões.....	101
Referências.....	102
Capítulo 4: Considerações Finais.....	112

PREFÁCIO

Os dados obtidos para a elaboração dessa dissertação foram reunidos em três capítulos. Foram consideradas para as análises, as aves capturadas em quatro fragmentos florestais do Cerrado mineiro, os quais foram analisados de acordo com as suas diferentes características relacionadas principalmente com o grau de perturbação ambiental gerada ao redor e no interior destes fragmentos.

O primeiro capítulo teve como objetivos: verificar quais populações de aves capturadas em fragmentos florestais de matas semidecíduais apresentam Assimetria Flutuante (AF) para asas e tarsos, e determinar se os níveis de AF diferem em relação às áreas, às espécies e guildas alimentares. E também testar o potencial uso das espécies de aves como biomonitores da qualidade do ambiente por meio da análise da AF de asas e tarsos.

O segundo capítulo teve como objetivos: verificar através do Índice de Massa Relativa (IMR), se a condição corporal de aves em fragmentos florestais de matas semidecíduais do Cerrado varia com fatores ambientais (fragmentação, urbanização) e biológicos (ectoparasitismo, guilda alimentar, espécies). E analisar o potencial uso das espécies de aves como biomonitores da qualidade do ambiente por meio do índice de massa relativa das aves.

O terceiro capítulo teve como objetivos: verificar se a poluição do ar gerada ao redor dos fragmentos florestais de matas semidecíduais no Cerrado está gerando mutações denominadas micronúcleos no DNA das aves. Avaliar se a frequência de micronúcleo é alterada de acordo com espécies, as áreas e guildas alimentares. E também testar o potencial uso das espécies de aves como biomonitores da qualidade do ambiente por meio da análise da presença ou ausência de micronúcleos nos eritrócitos das aves.

A formatação utilizada foi de acordo com as normas do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais e as referências bibliográficas no formato ABNT 2002.

RESUMO

Baesse, Camilla Queiroz. 2015. Aves como biomonitoras da qualidade ambiental em fragmentos florestais do Cerrado. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. UFU. Uberlândia, MG. 115 p.

Ações antrópicas, como a fragmentação e a urbanização, são consideradas uma das maiores ameaças à biodiversidade global, podendo gerar alterações drásticas na estrutura e composição da fauna e flora. Devido à sensibilidade das aves às variações das condições do ambiente, elas são consideradas excelentes indicadores de qualidade ambiental, pois respondem rapidamente às mudanças que ocorrem em nível local, regional e global. Existem várias práticas de monitoramento de populações realizadas em ambientes naturais e alterados, como a avaliação da Assimetria Flutuante (AF), análise da condição corporal, através do Índice de Massa Relativa (IMR) e a análise de micronúcleo. Assim, estudos que avaliam as respostas deste grupo são relevantes para a avaliação de ambientes em diversos graus de conservação. Os objetivos desta dissertação foram: verificar se os valores de AF, IMR e micronúcleo variam entre espécies, áreas e guildas alimentares. Além de analisar, a partir dessas três ferramentas, se é possível utilizar as aves como biomonitoras. O estudo foi realizado em quatro fragmentos de florestas estacionais semidecíduais do Triângulo Mineiro, onde as aves foram capturadas com redes de neblina entre 2013 e 2014. Foram capturados 406 indivíduos de 50 espécies em aproximadamente 6.400 horas*rede. Para análise de AF e IMR foram utilizados 304 indivíduos de 17 espécies e nove famílias, e para análise de micronúcleo foram utilizados 245 indivíduos de 15 espécies e oito famílias, pelo fato de ser necessário o número mínimo de cinco indivíduos. As 17 espécies apresentaram AF (asas/tarsos). Não houve diferença significativa nos valores de AF (asas/tarsos) entre as espécies, mas houve entre as áreas. Também houve diferença entre as guildas alimentares para asas, onde os onívoros apresentaram os maiores valores. O IMR das aves apresentou diferença entre as espécies, as áreas e as guildas alimentares, sendo os onívoros com os maiores valores de IMR, seguido por, frugívoros e insetívoros. Das 15 espécies analisadas para micronúcleo apenas *Neopelma pallescens* não houve registro. Houve diferença significativa na frequência de micronúcleo entre as espécies e as áreas. As guildas alimentares apresentaram diferença apenas em São José, sendo onívoros, a guilda com maior frequência de micronúcleo. Com este trabalho, foi possível concluir que as ferramentas AF, IMR e micronúcleo podem ser utilizadas com êxito em aves, e que as mesmas podem ser utilizadas como biomonitoras.

Palavras-chave: avifauna, assimetria flutuante, biomonitoramento, índice de massa corporal, micronúcleo.

ABSTRACT

Baesse, Camilla Queiroz. 2015. Birds as biomonitors of environmental quality in forest fragments of the Cerrado. MSc. Thesis. UFU. Uberlândia – MG. 115 p.

Human actions, such as fragmentation and urbanization, are considered one of the major threat to global biodiversity, and may cause drastic changes in the structure and composition of flora and fauna. Due to the sensitivity of birds to changes of environmental conditions, they are considered excellent indicators of environmental quality because they respond quickly to changes in local, regional and global level. There are several monitoring practices of populations held in natural and disturbed habitats, such as the evaluation of the Fluctuating Asymmetry (FA), analysis of body condition through the Relative Mass Index (RMI) and the micronucleus analysis. Thus, studies evaluating the responses of this group are relevant to the assessment environments in various degrees of conservation. The aim of this work were: to determine whether the FA values, RMI and micronucleus vary between species, areas and feeding guilds. Besides, analyze from these three tools that you can use birds as biomonitors. The study was conducted in four fragments of semideciduous forests of the Triângulo Mineiro, where the birds were captured with mist nets between 2013 and 2014. We collected 406 individuals of 50 species at approximately 6,400 hours*network. For FA and RMI analysis were used 304 individuals of 17 species and nine families, and micronucleus analysis used 245 individuals of 15 species and eight families, because it is necessary the minimum number of five individuals. The 17 species showed FA (wings / tarsus). There was no significant difference in FA values (wings / tarsus) between species, but there was between the areas. There was also a difference between the feeding guilds for wings, where omnivores showed the highest values. The RMI of birds differed between species, the areas and feeding guilds, being omnivores with the highest RMI values, followed by, frugivorous and insectivorous. Of the 15 species analyzed only *Neopelma pallescens* had not micronucleus. There was a significant difference in the frequency of micronuclei between species, the areas and feeding guilds in São José, being omnivores guild with higher frequency of micronuclei. With this work, we concluded that the tools FA, RMI and micronucleus can be used successfully in birds, and they can be used as biomonitors.

Keywords: birds, fluctuating asymmetry, biomonitoring, body mass index, micronuclei.

INTRODUÇÃO GERAL

O Cerrado é considerado o segundo maior bioma do Brasil (Klink, Machado 2005; Batalha 2011), cobrindo, originalmente, cerca de 2,0 milhões de km², abrangendo a região central do país e alguns estados das regiões Norte e Nordeste (Machado 2004). Este bioma é caracterizado por duas estações climáticas, uma seca e outra chuvosa (Rosa *et al.* 1991). Além de ser composto por um complexo de fitofisionomias, como formações florestais, savânicas e campestres, determinadas pela ação do fogo (Ribeiro, Walter 1998; Oliveira-Filho, Ratter 2002; Pietrafesa, Dutra 2011) e pelos diferentes tipos de solos (Coutinho 2006). Apresenta ainda, endemismos para vários grupos da fauna e flora (Myers *et al.* 2000). Com relação à avifauna, estima-se que ocorram 856 espécies, sendo 30 destas consideradas endêmicas (Silva, Bates 2002; Silva, Santos 2005; CBRO 2014).

O Cerrado foi reconhecido como um dos principais *hotspots* mundiais de biodiversidade, devido à alta biodiversidade e o grau de endemismo, aliados às intensas pressões antrópicas decorrentes de atividades agropecuárias e da antropização (Myers *et al.* 2000; Klink, Machado 2005). Estima-se que houve redução de pelo menos 75% da área original, sendo a fragmentação e a urbanização, as principais causas dessa redução (Oliveira-Filho *et al.* 1994; Myers *et al.* 2000; Machado 2004; Martinez 2013).

A fragmentação de habitats é o processo no qual uma área de vegetação contínua é dividida em dois ou mais fragmentos isolados e normalmente são cercados por ambientes diferentes dos originais (Carvalho 2009). A maioria dessas áreas é convertida em campos agrícolas ou utilizadas para outras atividades antrópicas (Primack 1993).

Esse processo é considerado uma das maiores ameaças à biodiversidade global, podendo interromper o fluxo gênico, afetar o tamanho populacional e promover o

inbreeding (Primack, Rodrigues 2001; Oliveira 2013), entre outros efeitos. Essas ações antrópicas provocam alterações drásticas na estrutura e composição das florestas (Oliveira-Filho *et al.* 2001), o que reflete diretamente na fauna dependente desta vegetação para explorar seus recursos alimentares.

As florestas estacionais semidecíduais são provavelmente um dos ecossistemas mais ameaçados e fragmentados devido à intensificação do uso do solo pela agropecuária (Oliveira-Filho *et al.* 1994, Lopes *et al.* 2012) e também por estarem submetidas à pronunciada sazonalidade, resultando em um período de três a sete meses com precipitação reduzida (< 100 mm) (Pennington *et al.* 2006).

Os remanescentes de campos do Cerrado, presentes no entorno dessas áreas florestais, são áreas alternativas de obtenção de recursos para espécies de aves florestais (Tubelis *et al.* 2004). Algumas espécies utilizam essas matrizes como complemento de seu habitat (Sekercioglu *et al.* 2002; Siqueira *et al.* 2013), enquanto para outras estas representam uma barreira (Antunes 2005). O uso dessas matrizes de entorno como áreas suplementares para forrageio é maior em áreas de vegetação mais densa e entre espécies de aves onívoras, seguida de insetívoras e frugívoras (Tubelis *et al.* 2004, Oliveira 2013). No entanto, a maioria das florestas do Cerrado está inserida em matrizes agropecuárias, ou até mesmo próximas a áreas urbanas, o que faz com que aves fiquem expostas a diversas alterações ambientais, como por exemplo, fragmentação, efeito de borda, urbanização, poluentes no ar e na água (Carole, James 1996).

O grau de tolerância de cada espécie às modificações no ambiente varia conforme sua capacidade de modificar ou ampliar seu nicho, ajustando-o às novas condições do habitat (Antunes 2005). Dessa forma, são esperadas diferentes respostas dos distintos grupos ao processo de fragmentação e antropização dos ambientes. Devido à sensibilidade das aves às condições do ambiente, elas são consideradas excelentes

indicadores de qualidade ambiental, sendo ferramentas importantes para compreensão e monitoramento das alterações ambientais, pois respondem rapidamente às drásticas mudanças que ocorrem em nível global (Serrano 2008).

Existem várias práticas de monitoramento de populações realizadas em ambientes naturais e alterados, como a avaliação da Assimetria Flutuante (AF) (Lens *et al* 1999; Vangestel, Lens 2011), análise da condição corporal, através do Índice de Massa Relativa (IMR) (Sutherland *et al.* 2005) e a análise da frequência de micronúcleo (Schmid 1975,1976; Zúñiga-González *et al.* 2000). Assim, estudos que estimam as respostas do grupo das aves são relevantes para a avaliação de ambientes em diversos graus de conservação. Com tudo, no presente estudo espera-se que quanto maior for o grau de perturbação da área maior serão os valores de AF, menores serão os valores de IMR e maior será a quantidade de micronúcleo nas aves.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANTUNES, A. Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 13, n. 1, p. 47-61, 2005.
- BATALHA, M. A. O cerrado não é um bioma. **Biota Neotrop.**, v. 11, n. 1, p. 21-24, 2011.
- CAROLE, L. Y.; JAMES S. Q. Multilocus DNA fingerprinting reveals high rate of heritable genetic mutation in herring gulls nesting in an industrialized urban site. **Proc. Natl. Acad. Sci. USA**, v. 93, p. 12137-12141, 1996.
- CARVALHO, W. A. C. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Ver. Bras. de Bot.**, n. 30, p. 315-335, 2009.

CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). **Listas das aves do Brasil**. 11^a Edição 2014. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 01 nov. de 2014.

COUTINHO, L. M. O conceito de Cerrado. **Acta Bot. Bras.**, v. 20, p. 13-23, 2006.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

LENS, L.; VAN DONGEN, S.; WILDER, C. M.; BROOKS, T. M.; MATTHYSEN, E. Fluctuating asymmetry increases with habitat disturbance in seven bird species of a fragmented afrotropical forest. **Proc. R. Soc. London.**, n. 266, p. 1241-1246, 1999.

LOPES, S. F.; SCHIAVINI, I.; OLIVEIRA, A. P.; VALE, V. S. An ecological comparison of floristic composition in seasonal semideciduous forest in Southeast Brazil: implications for conservation. **International Journal of Forestry Research**, v. 2012, p. 1-14, 2012.

MACHADO, R. B. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro**. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília, DF, 2004.

MARTINEZ, P. H. Transformações no Cerrado. **Sustentabilidade em Debate**, v. 4, n. 1, p. 307-310, 2013.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, n. 403, p. 843-858, 2000.

OLIVEIRA, R. D. A. D. **Efeitos da fragmentação de habitat nas comunidades de aves do Cerrado**. Dissertação (Mestrado em Ecologia da Universidade de Brasília). Universidade de Brasília, Brasília, Distrito Federal, 2013.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. Composição florística e estrutura de um remanescente de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 17, p. 167-182, 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N.; VILELA, E. A. & CARVALHO, D. A. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous Forest in south-eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Biology**, v. 58, p. 139-158, 2001.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome, p. 91-120. **In: OLIVEIRA, P. S. & MARQUIS, R. J. (eds.). The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna.** New York: Columbia University Press, 2002.

PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of Neotropical savannas and seasonally dry forests, p. 1-29. **In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P. & RATTER, J. A. (eds.). Neotropical savannas and dry forests: diversity, biogeography and conservation.** London: CRC Press. (The Systematics Association Especial Volume Series 69), 2006.

PIETRAFESA, J. P.; DUTRA E SILVA, S. Transformações no Cerrado: progresso, consumo e natureza. **Notas Bibliografia**, 328 p. 2011.

PRIMACK, R. B. Habitat destruction, fragmentation, and degradation. **Essentials of conservation biology**, v. 6, p. 111-164, 1993.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação.** Londrina: Editora Planta, 2001.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado, p. 151-199. **In:** SANO, S. S.; ALMEIDA, J. F. (eds.). **Cerrado ecologia e flora**. Planaltina: EMBRAPA – CPSC, 1998.

ROSA R.; LIMA, S. C.; ASSUNÇÃO, W. L. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia (MG). **Sociedade & Natureza**, v. 3, p. 91-108, 1991.

SCHMID, W. The micronucleus test. **Mutat Res.**, v. 31, p. 9–15, 1975.

SCHMID, W. The micronucleus test for cytogenetic analysis. In: A. Hollaender (Ed.), **Chemical Mutagens**, v. 4, p. 31-53, 1976.

SEKERCIOGLU, C. H.; EHRLICH, P. R.; DAILY, G. C.; AYGEN, D.; GOEHRING, D.; SANDI, R. F. Disappearance of insectivorous bird from tropical forest fragments. **PNAS**, v. 99, p. 263-267, 2002.

SERRANO, I. L. O anilhamento como ferramenta para o estudo de aves migratórias, cap. 12, p. 1-6. **In:** De La Balze, V. M. e Blanco, D. E. (eds.). **Primer taller para la Conservación de Aves Playeras Migratorias en Arroceras del Cono Sur**. Wetlands Internacional. Buenos Aires, Argentina. 2008. Disponível em: <<http://lac.wetlands.org>>. Acesso em: 10 nov. de 2014.

SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. **BioScience**, v. 52, n. 3, p. 225-233, 2002.

SILVA, J. M. C.; SANTOS, M. P. D. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. MMA, Brasília, p. 219-233, 2005.

SIQUEIRA, M. N.; CASTRO, S. S.; FARIA, K. M. S. Geografia e ecologia da paisagem: pontos para discussão. **Sociedade & Natureza**, v. 25, n. 3, p. 557-566, 2013.

SUTHERLAND, W. J., NEWTON, I.; GREEN, R. E. **Bird Ecology and Conservation – A Handbook of Techniques**. New York: Oxford University Press Inc, 2005.

TUBELIS, D. P.; COWLING, A.; DONNELLY, C. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. **Biological Conservation**, v. 118, p. 353-364, 2004.

VANGESTEL, C.; LENS, L. Does fluctuating asymmetry constitute a sensitive biomarker of nutritional stress in house sparrows (*Passer domesticus*)? **Ecologic. Indic.**, v. 11, p. 389–394, 2011.

ZÚÑIGA-GONZÁLEZ, G.; TORRES-BUGARÍN O.; LUNA-AGUIRRE, J.; GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, A.; ZAMORA-PEREZ, A.; GÓMEZ-MEDA, B. C.; VENTURA-AGUILAR, A. J.; RAMOS-IBARRA, M. L.; RAMOS-MORA, A.; ORTÍZ, G. G.; GALLEGOS-ARREOLA, M. P. Spontaneous micronuclei in peripheral blood erythrocytes from 54 animal species (mammals, reptiles and birds): Part two. **Mutation Research**. v. 467, p. 99-103, 2000.

CAPÍTULO 1

**Efeito da perturbação ambiental na assimetria flutuante de asas e tarsos de aves
em fragmentos florestais do Cerrado**

RESUMO

Assimetria flutuante (AF) é uma análise utilizada para descrever variações fenotípicas causadas por distúrbios ambientais e também por fatores genéticos. É definida como a diferença randômica entre dois lados de caracteres com simetria bilateral e é considerada uma ferramenta de monitoramento ambiental prática e confiável, devido à forma de obtenção dos dados para avaliação quantitativa de estresse. As aves apresentam um alto grau de sensibilidade às condições do ambiente, respondendo de forma rápida as mudanças que ocorrem em nível local, regional e global. Considerando que a AF em aves permite avaliar a qualidade ambiental, este trabalho teve como objetivos: determinar quais populações de aves apresentam AF (asas/tarsos), verificar se a AF das aves varia entre as espécies, as áreas e as guildas alimentares. O estudo foi realizado em quatro fragmentos de florestas estacionais semidecíduais do Triângulo Mineiro, onde as aves foram capturadas com redes de neblina entre 2013 e 2014, totalizando 6.400 horas*rede de esforço de campo. As asas e tarsos dos indivíduos foram medidos três vezes com paquímetro digital (média aritmética). Para análise da AF foram utilizados 304 indivíduos de 17 espécies e nove famílias. As 17 espécies apresentaram AF (asas/tarsos). Não houve diferença nos valores de AF entre as espécies (asa/tarso), mas houve entre as áreas (asa: $F_{3,300} = 14,308$; $p < 0,01$) (tarso - $F_{3,300} = 5,109$; $p = 0,002$). As áreas que apresentaram indivíduos com maiores valores de AF foram São José e Galheiro e os menores valores de AF foram observados no Glória e Água Fria. Entre as quatro áreas foram comparadas as espécies: *Antilophia galeata*, *Basileuterus culicivorus* e *Myiothlypis flaveola* ($n=5$). *Antilophia galeata* apresentou diferença para AF da asa ($F_{3,64} = 5,836$; $p = 0,001$) e tarso ($F_{3,64} = 2,753$; $p = 0,05$). *Basileuterus culicivorus* apresentou diferença na AF para asa ($F_{3,35} = 2,806$; $p = 0,05$), mas não para tarso. Em *Myiothlypis flaveola* não houve diferença nos valores de AF para asa, porém houve para tarso ($F_{3,34} = 2,968$; $p = 0,046$). Houve diferença entre as guildas alimentares para asa ($F_{2,292} = 6,856$; $p = 0,001$), onde os onívoros apresentaram os maiores valores. Os valores de AF foram diferentes entre as áreas e guildas alimentares indicando que as diferentes características das áreas e do hábito das aves são fatores importantes no desenvolvimento do carácter, logo a análise de AF em aves pode ser utilizada no biomonitoramento.

Palavras-chave: avifauna, biomonitoramento, medidas morfométricas.

ABSTRACT

Fluctuating Asymmetry (FA) is an analysis used to describe phenotypic variations caused by environmental disturbances and also by genetic factors. It is defined as the difference random between two sides of character with bilateral symmetry and is considered an environmental monitoring tools and reliable, due to the form of data collection for quantitative assessment of stress. The birds have a high degree of sensitivity to environmental conditions, responding quickly the changes that occur in local, regional and global level. Whereas the FA in birds evaluates the environmental quality, this study aimed to: determine which bird populations have FA (wings / tarsus), check whether the FA bird varies among species, areas and feeding guilds. The study was conducted in four fragments of semideciduous forests of the Triângulo Mineiro, where the birds were captured with mist nets between 2013 and 2014, totaling 6,400 hours*network field effort. The wings and tarsus of individuals were measured three times with a digital caliper (arithmetic average). For the FA analysis used 304 individuals of 17 species and nine families. The 17 species showed FA (wings / tarsus). There was no difference in FA values between species (wings / tarsus), but there were in the areas (wing: $F_{3,300} = 14.308$, $p < 0.01$) (tarsus - $F_{3,300} = 5.109$; $p = 0.002$). The areas that showed individuals with higher AF values were São José and Galheiro and the smaller values of AF were observed in Glória and Água Fria. The species *Antilophia galeata*, *Basileuterus culicivorus* and *Myiothlypis flaveola* ($n = 5$) were compared among the four areas. *Antilophia galeata* was difference for FA wings ($F_{3,64} = 5.836$; $p = 0.001$) and tarsus ($F_{3,64} = 2.753$; $p = 0.05$). *Basileuterus culicivorus* presented difference in AF for wings ($F_{3,35} = 2.806$; $p = 0.05$) but not for tarsus. In *Myiothlypis flaveola* there was no difference in FA values for wing, but there were to tarsus ($F_{3,34} = 2.968$; $p = 0.046$). There were differences between the feeding guilds for wings ($F_{2,292} = 6.856$; $p = 0.001$), where omnivores showed the highest values. The FA values were different between areas and feeding guilds indicating that the different characteristics of the areas and the birds habit are important factors in the development of character.

Keys-words: birds, biomonitoring, morphometric measurements.

INTRODUÇÃO

Assimetria flutuante (AF) é uma análise definida como a diferença randômica entre dois lados de caracteres com simetria bilateral (Van Valen 1962; Leary, Allendorf 1989; Palmer, Strobeck 2003; Swaddle 2003; Van Dongen 2006; Spencer, MacDougall-Shackleton 2011; Gonçalves 2012), refletindo pequenos desvios que apresentam variação com distribuição normal, a partir de uma média zero (Palmer 1999; Polak *et al.* 2003).

A existência de assimetria flutuante pode refletir a instabilidade de desenvolvimento, ou seja, a incapacidade do genótipo para produzir um fenótipo previsto num ambiente particular, podendo ser considerada um marcador de desenvolvimento quando há algum tipo de estresse (Clarke *et al.* 1986; Parsons 1990, 1992). A AF é utilizada para descrever variações fenotípicas causadas por distúrbios ambientais, como, degradação de habitats, baixa oferta alimentar, variações na temperatura, exposição a poluentes, ação de parasitas, doenças e também por fatores genéticos decorrentes de desarmonia gênica provocada por elevado endocruzamento, baixa taxa de heterozigotidade ou hibridação (Leary, Allendorf 1989; Parsons 1992; Moller, Swaddle 1997; Lomônaco, Germanos 2001; Cárcamo *et al.* 2008; Hopton *et al.* 2009). Trata-se da única forma de assimetria não adaptativa, resultante da interação entre a estabilidade e a instabilidade do desenvolvimento que são enfrentados pelos organismos durante o desenvolvimento dos caracteres (Van Valen 1962; Moller, Swaddle 1997; Swaddle 2003; Ambo-Repel *et al.* 2008). A estimativa da AF também pode servir como um "sistema de alerta precoce" (Clarke 1995) porque mede respostas iniciais ao estresse, podendo estas ainda não ser necessárias para afetar características da história de vida, como crescimento, sobrevivência e a reprodução (Lens *et al.* 2002;

Tracy *et al.* 2003; Ambo-Rappe *et al.* 2011). Este método é biologicamente relevante, por não apresentar características destrutivas e letais para os indivíduos, por ser uma técnica com custos relativamente baixos e com ampla aplicação em sistemas biológicos (Parsons 1990). Além disso, é uma ferramenta prática e confiável de monitoramento ambiental, devido à facilidade de obtenção dos dados para a avaliação quantitativa de estresse das populações que são afetadas pela sua localização (Siikamäki, Lammi 1998; Lens *et al.* 1999; Anciães, Marini 2000; Mamedova 2009). Em recente meta-análise, Beasley *et al.* (2013) mostraram que o estresse ambiental tem um efeito sobre a resposta da AF em insetos e também consideraram esta técnica, um sensível biomarcador do estresse ambiental (Clarke 1992; Gorur 2006; Vangestel, Lens 2011, Gonçalves 2012).

As aves apresentam um alto grau de sensibilidade às condições do ambiente, respondendo rapidamente às mudanças que ocorrem em nível local e global. Com isso, elas são consideradas indicadores de qualidade ambiental, podendo ser utilizadas como ferramentas para compreensão e monitoramento das mudanças ambientais (Serrano 2008). Assim, estudos que avaliam as respostas desse grupo são relevantes para a avaliação de ambientes com diferentes níveis de conservação. Anciães e Marini (2000), encontram maiores valores de AF para Passeriformes em áreas mais fragmentadas em relação às áreas contínuas da Mata Atlântica. Moller e Swadle (1997) relataram maiores níveis de AF em populações de aves que ficam mais próximas à borda do fragmento quando comparadas às populações que se encontram no interior do fragmento.

Em geral, espécies de aves insetívoras e frugívoras são consideradas especialistas e por isso são mais sensíveis às alterações ambientais, podendo apresentar maiores valores de AF para asas ou tarsos, de acordo com a importância do carácter devido ao hábito da ave (Balmford *et al.* 1993; Anciães, Marini 2000). Já aves onívoras são consideradas menos sensíveis provavelmente pelo fato de serem generalistas e

explorarem uma maior variedade de recursos alimentares, apresentando assim menores valores de AF (Willis 1979; Laurance 1991; Anjos *et al.* 2006).

Uma abordagem amplamente utilizada para estudos de assimetria flutuante tem sido correlações entre assimetria e *fitness* (Karvonen *et al.* 2003; Van Dongen 2006). Essas correlações podem surgir devido à assimetria afetar direta ou indiretamente o desempenho dos indivíduos (Swaddle 2003; Spencer, MacDougall-Shackleton 2011, Lof *et al.* 2012). Sendo assim, a AF pode ser utilizada no contexto do *fitness* e da seleção sexual das espécies. Altos níveis de AF em ornamentos sexuais refletem na preferência da fêmea por machos mais simétricos (Marques *et al.* 2011). Estudo realizado com *Hirundo rustica* mostrou que a AF encontrada nas penas da cauda é negativamente correlacionada com o sucesso de acasalamento (Rasmuson 2002). A AF em asas de aves exerce um papel importante sobre o desempenho aerodinâmico do voo (Jurd 2004). Espécies de aves que despendem maior tempo em voo podem apresentar asas mais assimétricas que outras, demonstrando a dependência da AF com o hábito e a importância funcional do carácter para a ave (Balmford *et al.* 1993).

Considerando que a AF em aves permite avaliar a qualidade ambiental, este trabalho teve como objetivos: determinar quais populações de aves apresentam AF; verificar se a AF das aves varia entre espécies; comparar os valores de AF de asas e tarsos entre as quatro áreas com diferentes características, verificar se a AF varia nas populações de espécies que ocorreram nas quatro áreas, verificar se existe diferença nos valores de AF para as diferentes guildas alimentares, identificar quais espécies são mais sensíveis às alterações ambientais.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo: ¹

Este estudo foi realizado em quatro fragmentos de florestas estacionais semidecíduais no Triângulo Mineiro. A região está sob o domínio do Cerrado, porém altamente impactada, com mais de 70% da área ocupada pela agricultura e pecuária (Brito, Prudente 2005).

O clima na região é do tipo Aw segundo a classificação climática de Köppen (1948) com sazonalidade marcada por verões chuvosos (de outubro a março) e invernos secos (de abril a setembro). A pluviosidade anual é de aproximadamente 1.500 mm e a temperatura média é de 22 °C (Rosa *et al.* 1991; Alves, Rosa 2008).

a) Mata da Fazenda **Água Fria** (18°29'50''S e 48°23'03''O – Figura 1A), localizada no município de Araguari, MG, com 200 hectares. É considerado um fragmento em excelente estado de conservação, com características de formações primárias (Lopes 2010).

b) Mata da Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental **Galheiro** (19°14'S e 47°08'O – Figura 1B), localizada no município de Perdizes, MG, dentre os vários fragmentos da estação foi utilizado um de 260 hectares. A estação apresenta formações vegetacionais florestais e savânicas em diferentes estágios de conservação (Castro 1995).

c) Mata da Fazenda Experimental do **Glória** (18°57'03''S e 48°12'22''O – Figura 1C), localizada no Município de Uberlândia, MG e possui o fragmento florestal de 30 hectares, que é composto por formações de mata de galeria e mata estacional semidecidual (Lopes 2010).

¹ Em negrito nome pelo qual cada área será chamada ao longo do texto.

d) Mata da Fazenda **São José** ($18^{\circ}51'35''\text{S}$ e $48^{\circ}13'53''\text{O}$ – Figura 1D), localizada na zona rural do município de Uberlândia – MG. O fragmento possui 20 hectares, com gradiente entre floresta estacional semidecidual e mata de galeria (Lopes 2010).

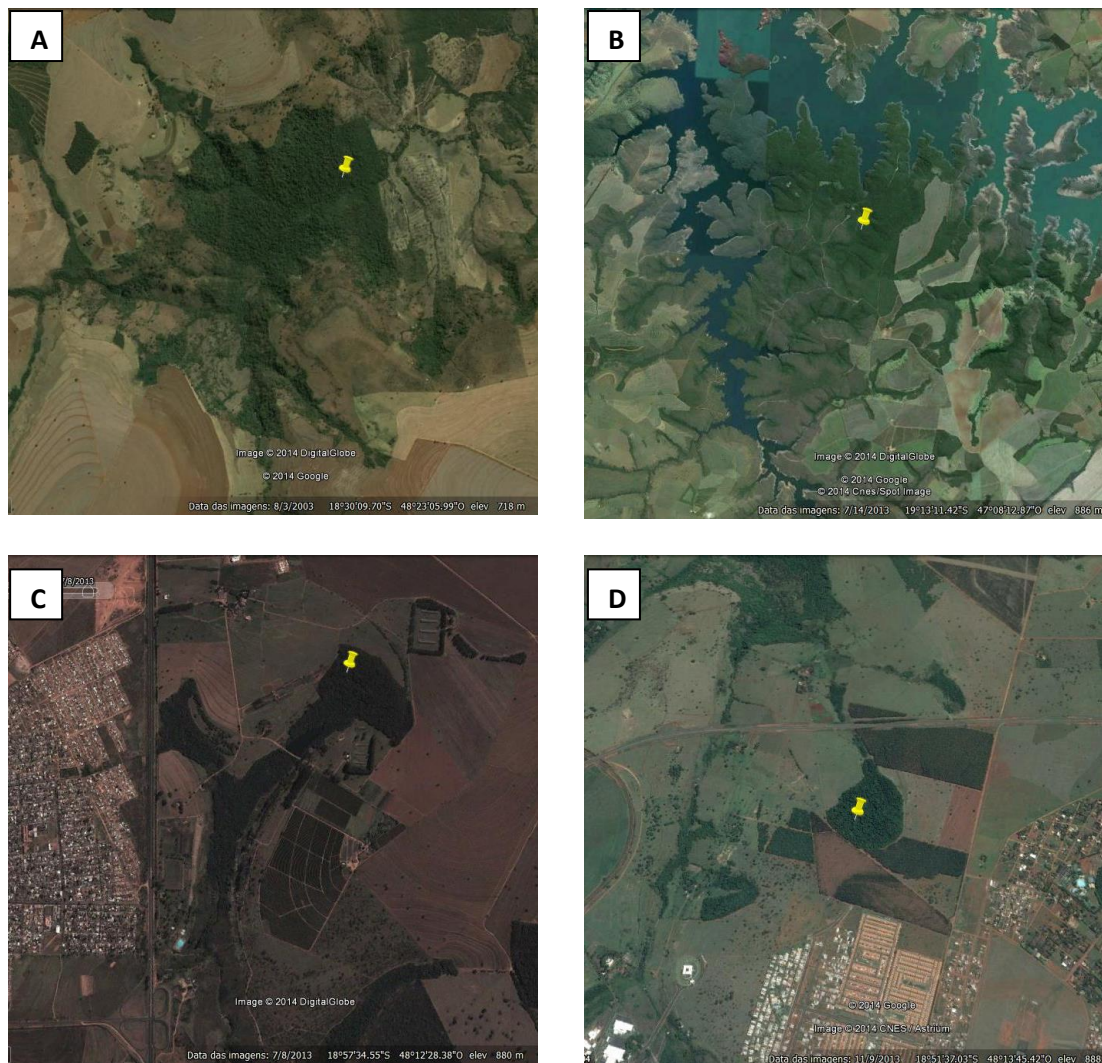


Figura 1. Imagens de satélite dos quatro fragmentos de mata estacional semidecidual e seu entorno. A) Água Fria, B) Galheiro, C) Glória, D) São José. Fonte: Google Earth, 2014.

Coleta de dados:

Foram realizadas duas campanhas de campo em cada área, sendo uma na estação seca e outra na estação chuvosa, com duração de 5-7 dias. Não foram realizadas

campanhas durante os meses de transição entre as estações (março, abril, setembro e outubro) (Rosa *et al.* 1991). Com isso, as capturas aconteceram nos meses junho, julho, agosto, novembro e dezembro de 2013; janeiro e fevereiro de 2014. As aves foram capturadas com redes de neblina (12 metros de comprimento por 3 metros de altura) dispostas ao longo de trilhas em cada fragmento, em número máximo de 25 redes, no período entre 6:30h e 17:00h. As redes foram checadas em intervalos de aproximadamente 30 minutos e quando se detectava a presença de aves, as mesmas eram retiradas e acondicionadas em sacos de tecido para posterior triagem. O esforço de campo foi padronizado contabilizando o número de horas*rede, sendo o total de 1600 horas*rede para cada uma das quatro áreas.

Os indivíduos foram identificados, de acordo com Sigrist (2009) e Gwynne *et al.* (2010), anilhados com anilhas metálicas cedidas pelo Centro de Pesquisa para a Conservação de Aves Silvestres (CEMAVE/ICMBio – Projetos: 3238 / 3740 – Registro: 359076) e pesados com dinamômetros de mão (Pesola®), com escalas de 30, 60 e 100g. Seguiu-se a ordem taxonômica proposta pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2014). As espécies foram classificadas em relação à dieta (guildas alimentares) em insetívoros, frugívoros e onívoros de acordo com Motta-Júnior (1990), Sick (1997), Soares e Anjos (1999), Piratelli e Pereira (2002), Durães e Marini (2003) e Sigrist (2006). Após identificação, anilhamento e pesagem, as asas e os tarsos dos indivíduos foram medidos três vezes com paquímetro digital Lotus®, precisão 0,01 mm, na seguinte ordem: asa direita, tarso direito, asa esquerda, tarso esquerdo. Os animais triados foram liberados imediatamente após as medições. Posteriormente, foi feita a média aritmética das medidas de cada caracter.

Análises estatísticas:

A análise de assimetria flutuante foi feita de acordo com os cálculos definidos por Palmer e Strobeck (1986), cálculos esses utilizados com sucesso em aves da região (Gonçalves 2012; Gonçalves, Melo 2012). A AF foi avaliada separadamente para a asa e o tarso de cada indivíduo: $AF = \sum | (D - E) \cdot N^{-1} |$, sendo D a média aritmética das medidas do lado direito, E a média aritmética das medidas do lado esquerdo e N o número de indivíduos da amostra. Uma Análise de Variância (ANOVA) para dois fatores foi utilizada para determinar se a variação dos lados era significativamente maior do que o erro medido (Perfectti, Camacho 1999). Palmer e Strobeck (1986) mostraram em seu estudo que é necessário distinguir a AF de outros tipos de assimetrias, como assimetria direcional e antissimetria. A antissimetria e assimetria direcional são baseadas em processos de controle genético nos indivíduos. Os indivíduos antissimétricos sempre apresentam um lado mais desenvolvido que outro e dentro da população este lado varia. Os indivíduos com assimetria direcional também apresentam um lado mais desenvolvido, porém dentro da população todos os indivíduos terão o mesmo lado mais desenvolvido. Com isto, foi realizado um teste *t* para verificar se a diferença nas médias das medidas dos lados direito e esquerdo ($D - E$) eram significativamente iguais a zero, ou seja, a inexistência de assimetria direcional. E também foi feito o teste Kolmogorov-Smirnov para verificar a normalidade da distribuição ($D - E$), quando normalidade é provada é descartada a ocorrência de antissimetria. Para testar se AF se correlaciona com o tamanho da medida original foi feita uma Correlação de Pearson entre valor $|AF|$ e a média da medida do lado direito (Palmer, Strobeck 1986).

Para verificar se existe diferença nos valores de AF entre todas as espécies capturadas, entre as áreas e entre as espécies que foram capturadas nas quatro áreas,

foram feitos testes Análise de Variância (ANOVA) para um fator, separadamente, para cada caracter (asa e tarso). Para comparar os níveis de AF entre as guildas alimentares das aves capturadas foi realizada a ANOVA para dois fatores, considerando a guilda e a área como fatores. Os dados foram analisados estatisticamente através do *software* Systat 10.2, sendo as análises conduzidas em nível de significância de 5% (Zar 2010).

RESULTADOS

Foram capturados 406 indivíduos de 50 espécies em aproximadamente 6.400 horas*rede. Para análise da assimetria flutuante (AF) foram utilizados 304 indivíduos de 17 espécies e nove famílias, que apresentaram número mínimo de cinco indivíduos (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies utilizadas na análise de assimetria flutuante (nomenclatura de acordo com CBRO 2014). Guilda alimentar baseada na dieta predominante das espécies de acordo com: Motta-Júnior (1990), Sick (1997), Soares e Anjos (1999), Piratelli e Pereira (2002), Durães e Marini (2003) e Sigrist (2006). Habitat baseado na dependência das espécies em relação a ambientes florestais (Silva 1995; Bagno, Marinho-Filho 2001).

Táxon	Nome popular	Guilda alimentar	Habitat
Bucconidae Horsfield, 1821			
<i>Monasa nigrifrons</i> (Spix, 1824)	chora-chuva-preto	Insetívoro	Dependente
Thamnophilidae Swainson, 1824			
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa	Insetívoro	Dependente
Furnariidae Gray, 1840			
<i>Synallaxis scutata</i> Sclater, 1859	estrelinha-preta	Onívoro	Dependente
Pipridae Rafinesque, 1815			
<i>Neopelma pallescens</i> (Lafresnaye, 1853)	fruxu-do-cerradão	Onívoro	Semi-dependente
<i>Pipra fasciicauda</i> Hellmayr, 1906	uirapuru-laranja	Frugívoro	Dependente
<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)	soldadinho	Frugívoro	Dependente
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907			
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	cabeçudo	Insetívoro	Dependente
<i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1830)	estalador	Insetívoro	Dependente
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	Insetívoro	Dependente
Turdidae Rafinesque, 1815			
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-barranco	Onívoro	Semi-dependente
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850			
<i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838	tico-tico-de-bico-amarelo	Onívoro	Dependente
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947			
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	Insetívoro	Dependente
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	canário-do-mato	Insetívoro	Dependente
<i>Myiothlypis leucophrys</i> (Pelzeln, 1868)	pula-pula-de-sobrancelha	Insetívoro	Dependente
Thraupidae Cabanis, 1847			
<i>Saltator maximus</i> (Statius Muller, 1776)	tempera-viola	Onívoro	Semi-dependente
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	trinca-ferro-verdadeiro	Onívoro	Semi-dependente
<i>Lanio penicillatus</i> (Spix, 1825)	pipira-da-taoca	Onívoro	Semi-dependente

Para estas 17 espécies, os erros nas medições foram considerados desprezíveis ($p < 0,001$), as distribuições foram normais (Tabela 2) com médias iguais à zero para asas e tarso (Tabela 3), descartando-se, portanto, a ocorrência de antissimetria e assimetria direcional, respectivamente.

Tabela 2. Valores de p para o teste de normalidade KS - Lilliefors para as dezessete espécies analisadas em relação à antissimetria.

Espécie	Água Fria		Galheiro		Glória		São José	
	asa	tarso	asa	tarso	asa	tarso	asa	tarso
<i>Monasa nigrifrons</i>	0,766	0,793	-	-	-	-	-	-
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0,161	1	-	-	-	-	-	-
<i>Synallaxis scutata</i>	-	-	0,242	1	-	-	-	-
<i>Neopelma pallescens</i>	-	-	0,294	1	-	-	-	-
<i>Pipra fasciicauda</i>	0,12	0,104	-	-	-	-	-	-
<i>Antilophia galeata</i>	0,385	0,2	0,422	0,18	0,209	0,087	0,128	0,331
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0,332	0,063	-	-	-	-	0,133	1
<i>Corythopsis delalandi</i>	-	-	1	0,955	-	-	-	-
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	-	-	-	-	-	-	0,257	0,794
<i>Turdus leucomelas</i>	-	-	-	-	1	0,46	-	-
<i>Arremon flavirostris</i>	-	-	-	-	0,195	0,309	-	-
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0,954	0,515	1	0,124	0,072	0,739	0,495	0,1
<i>Myiothlypis flaveola</i>	0,196	0,056	0,375	0,826	1	0,085	0,517	0,925
<i>Myiothlypis leucophrys</i>	-	-	-	-	0,088	1	-	-
<i>Saltator maximus</i>	-	-	-	-	0,865	0,146	-	-
<i>Saltator similis</i>	-	-	-	-	0,991	0,428	-	-
<i>Lanio penicillatus</i>	0,679	0,128	-	-	0,052	0,535	0,099	0,295

Tabela 3: Valores do teste t para uma amostra para as dezessete espécies analisadas em relação à assimetria direcional.

Espécie	Água Fria		Galheiro		Glória		São José	
	asa	tarso	asa	tarso	asa	tarso	asa	tarso
<i>Monasa nigrifrons</i>	t=1,115 p=0,327	t=-2,35 p=0,079	-	-	-	-	-	-
<i>Dysithamnus mentalis</i>	t=0,277 p=0,795	t=1,136 p=0,319	-	-	-	-	-	-
<i>Synallaxis scutata</i>	-	-	t=-1,807 p=0,145	t=0,988 p=0,379	-	-	-	-
<i>Neopelma pallescens</i>	-	-	t=0,365 p=0,726	t=0,118 p=0,909	-	-	-	-
<i>Pipra fasciicauda</i>	t=-1,071 p=0,291	t=0,98 p=0,334	-	-	-	-	-	-
<i>Antilophia galeata</i>	t=-0,889 p=0,403	t=-1,817 p=0,112	t=-0,243 p=0,814	t=-0,294 p=0,775	t=-0,715 p=0,479	t=1,072 p=0,29	t=-2,001 p=0,08	t=1,699 p=0,128
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	t=-0,035 p=0,973	t=1,562 p=0,149	-	-	-	-	t=-2,73 p=0,052	t=1,881 p=0,133
<i>Corythopsis delalandi</i>	-	-	t=-0,507 p=0,621	t=0,449 p=0,661	-	-	-	-
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	-	-	-	-	-	-	t=-0,218 p=0,833	t=-1,221 p=0,257
<i>Turdus leucomelas</i>	-	-	-	-	t=-0,139 p=0,895	t=-0,755 p=0,484	-	-
<i>Arremon flavirostris</i>	-	-	-	-	t=0,124 p=0,906	t=2,504 p=0,054	-	-
<i>Basileuterus culicivorus</i>	t=-0,72 p=0,49	t=0,835 p=0,425	t=-0,228 p=0,824	t=2,172 p=0,055	t=-0,298 p=0,771	t=0,069 p=0,946	t=-0,263 p=0,805	t=1,039 p=0,358
<i>Myiothlypis flaveola</i>	t=1,333 p=0,224	t=1,061 p=0,324	t=-0,467 p=0,649	t=-0,624 p=0,544	t=0,24 p=0,822	t=-0,974 p=0,385	t=-0,208 p=0,839	t=-0,669 p=0,517
<i>Myiothlypis leucophrys</i>	-	-	-	-	t=-1,466 p=0,193	t=0,93 p=0,388	-	-
<i>Saltator maximus</i>	-	-	-	-	t=2,122 p=0,067	t=1,14 p=0,287	-	-
<i>Saltator similis</i>	-	-	-	-	t=-0,748 p=0,488	t=-0,374 p=0,724	-	-
<i>Lanio penicillatus</i>	t=-1,551 p=0,149	t=0,758 p=0,464	-	-	t=0,068 p=0,948	t=0,775 p=0,474	t=-1,072 p=0,319	t=-1,901 p=0,099

Os valores de |AF| para asa e tarso (Tabela 4) não se correlacionaram com a média das medidas originais (asas e tarsos). Desta forma, estas espécies apresentaram AF para asas (Tabela 5) e tarsos (Tabela 6).

Tabela 4. Correlação de Pearson entre o |AF| e a média da medida do lado direito de cada caracter das dezessete espécies analisadas, $p > 0,05$.

Espécie	Água Fria		Galheiro		Glória		São José	
	asa	tarso	asa	tarso	asa	tarso	asa	tarso
<i>Monasa nigrifrons</i>	r=0,442	r=2,675	-	-	-	-	-	-
<i>Dysithamnus mentalis</i>	r=0,577	r=0,035	-	-	-	-	-	-
<i>Synallaxis scutata</i>	-	-	r=0,058	r=0,101	-	-	-	-
<i>Neopelma pallescens</i>	-	-	r=2,247	r=0,611	-	-	-	-
<i>Pipra fasciicauda</i>	r=0,677	r=1,79	-	-	-	-	-	-
<i>Antilophia galeata</i>	r=0,252	r=1,512	r=0,718	r=1,228	r=0,023	r=0,037	r=0,031	r=0,19
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	r=0,219	r=3,14	-	-	-	-	r=0,07	r=4,131
<i>Corythopsis delalandi</i>	-	-	r=0,321	r=0,41	-	-	-	-
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	-	-	-	-	-	-	r=0,277	r=0,378
<i>Turdus leucomelas</i>	-	-	-	-	r=0,265	r=0,607	-	-
<i>Arremon flavirostris</i>	-	-	-	-	r=0,007	r=1,16	-	-
<i>Basileuterus culicivorus</i>	r=0,014	r=0,684	r=0,515	r=0,865	r=1,365	r=0,003	r=1,654	r=1,068
<i>Myiothlypis flaveola</i>	r=0,021	r=0,028	r=1,831	r=0,01	r=2,636	r=0,104	r=0,065	r=0,798
<i>Myiothlypis leucophrys</i>	-	-	-	-	r=0,543	r=0,058	-	-
<i>Saltator maximus</i>	-	-	-	-	r=0,785	r=0,81	-	-
<i>Saltator similis</i>	-	-	-	-	r=0,009	r=3,384	-	-
<i>Lanio penicillatus</i>	r=0,043	r=0,201	-	-	r=0,012	r=0,229	r=0,159	r=1,757

Tabela 5. Assimetria flutuante (média \pm desvio padrão - milímetros) das asas das dezessete espécies analisadas.

Espécie	Água Fria	Galheiro	Glória	São José
<i>Monasa nigrifrons</i>	0,011 \pm 0,009	-	-	-
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0,004 \pm 0,003	-	-	-
<i>Synallaxis scutata</i>	-	0,014 \pm 0,006	-	-
<i>Neopelma pallescens</i>	-	0,010 \pm 0,009	-	-
<i>Pipra fasciicauda</i>	0,007 \pm 0,007	-	-	-
<i>Antilophia galeata</i>	0,003 \pm 0,004	0,019 \pm 0,014	0,008 \pm 0,007	0,014 \pm 0,014
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0,008 \pm 0,008	-	-	0,017 \pm 0,014
<i>Corythopsis delalandi</i>	-	0,011 \pm 0,008	-	-
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	-	-	-	0,010 \pm 0,008
<i>Turdus leucomelas</i>	-	-	0,005 \pm 0,003	-
<i>Arremon flavirostris</i>	-	-	0,011 \pm 0,012	-
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0,004 \pm 0,004	0,013 \pm 0,008	0,007 \pm 0,007	0,010 \pm 0,010
<i>Myiothlypis flaveola</i>	0,007 \pm 0,008	0,007 \pm 0,005	0,008 \pm 0,005	0,015 \pm 0,012
<i>Myiothlypis leucophrys</i>	-	-	0,011 \pm 0,005	-
<i>Saltator maximus</i>	-	-	0,004 \pm 0,003	-
<i>Saltator similis</i>	-	-	0,007 \pm 0,005	-
<i>Lanio penicillatus</i>	0,006 \pm 0,003	-	0,011 \pm 0,012	0,034 \pm 0,027

Tabela 6. Assimetria flutuante (média \pm desvio padrão - milímetros) dos tarsos das dezessete espécies analisadas. Áreas: Água Fria, Galheiro, Glória, São José.

Espécie	Água Fria	Galheiro	Glória	São José
<i>Monasa nigrifrons</i>	0,005 \pm 0,004	-	-	-
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0,004 \pm 0,003	-	-	-
<i>Synallaxis scutata</i>	-	0,004 \pm 0,003	-	-
<i>Neopelma pallescens</i>	-	0,002 \pm 0,002	-	-
<i>Pipra fasciicauda</i>	0,004 \pm 0,004	-	-	-
<i>Antilophia galeata</i>	0,002 \pm 0,002	0,006 \pm 0,004	0,003 \pm 0,003	0,004 \pm 0,004
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0,003 \pm 0,003	-	-	0,005 \pm 0,003
<i>Corythopsis delalandi</i>	-	0,004 \pm 0,003	-	-
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	-	-	-	0,005 \pm 0,003
<i>Turdus leucomelas</i>	-	-	0,006 \pm 0,004	-
<i>Arremon flavirostris</i>	-	-	0,004 \pm 0,003	-
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0,002 \pm 0,001	0,005 \pm 0,005	0,005 \pm 0,003	0,007 \pm 0,007
<i>Myiothlypis flaveola</i>	0,002 \pm 0,002	0,008 \pm 0,006	0,007 \pm 0,007	0,005 \pm 0,004
<i>Myiothlypis leucophrys</i>	-	-	0,002 \pm 0,001	-
<i>Saltator maximus</i>	-	-	0,005 \pm 0,005	-
<i>Saltator similis</i>	-	-	0,006 \pm 0,005	-
<i>Lanio penicillatus</i>	0,003 \pm 0,002	-	0,003 \pm 0,003	0,008 \pm 0,010

Não houve diferença significativa entre as 17 espécies quando comparadas em relação à AF de asas ($F_{16,287} = 1,300$; $p = 0,196$) e tarsos ($F_{16,287} = 0,919$; $p = 0,547$). Mas, houve diferença nos valores de AF entre as comunidades de aves avaliadas em cada área para asas ($F_{3,300} = 14,308$; $p < 0,01$) (Figura 2) e para tarsos ($F_{3,300} = 5,109$; $p = 0,002$) (Figura 3), sendo que as áreas que apresentaram indivíduos com maiores valores de AF foram São José e Galheiro e os menores valores de AF foram observados no Glória e Água Fria.

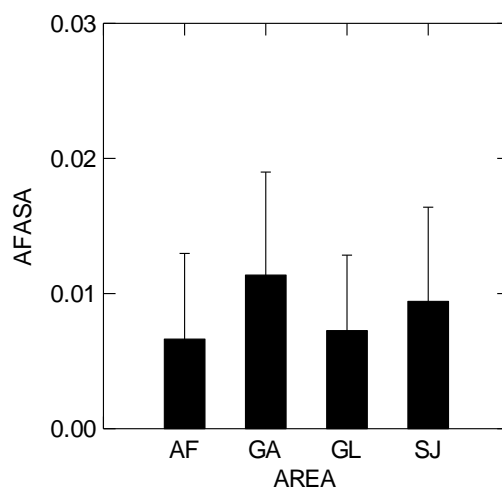


Figura 2. Assimetria flutuante (média \pm desvio padrão) em asas das dezessete espécies de aves analisadas. Áreas: AF: Água Fria, GA: Galheiro, GL: Glória, SJ: São José.

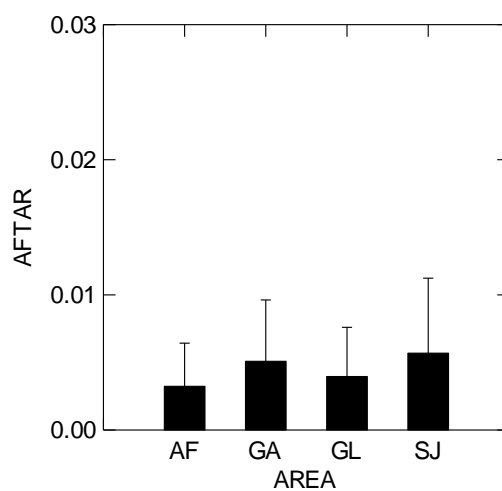


Figura 3. Assimetria flutuante (média \pm desvio padrão) em tarsos das dezessete espécies de aves analisadas. Áreas: AF: Água Fria, GA: Galheiro, GL: Glória, SJ: São José.

Cada área foi analisada separadamente em relação à AF, sendo que na Água Fria não foi encontrada diferença significativa para os valores de AF entre as oito espécies

analisadas para asa ($F_{7,89} = 1,057$; $p = 0,398$) nem para tarso ($F_{7,89} = 1,594$; $p = 0,148$). O mesmo foi observado para as nove espécies no Glória em relação à asa ($F_{8,90} = 0,898$; $p = 0,522$) e tarso ($F_{8,90} = 1,772$; $p = 0,093$) e também para as seis espécies em São José para asa ($F_{5,42} = 1,926$; $p = 0,110$) e tarso ($F_{5,42} = 0,187$; $p = 0,966$), mas houve diferença em Galheiro para asa ($F_{5,54} = 2,384$; $p = 0,05$) e tarso ($F_{5,54} = 2,370$; $p = 0,05$) para as seis espécies analisadas (Figura 4).

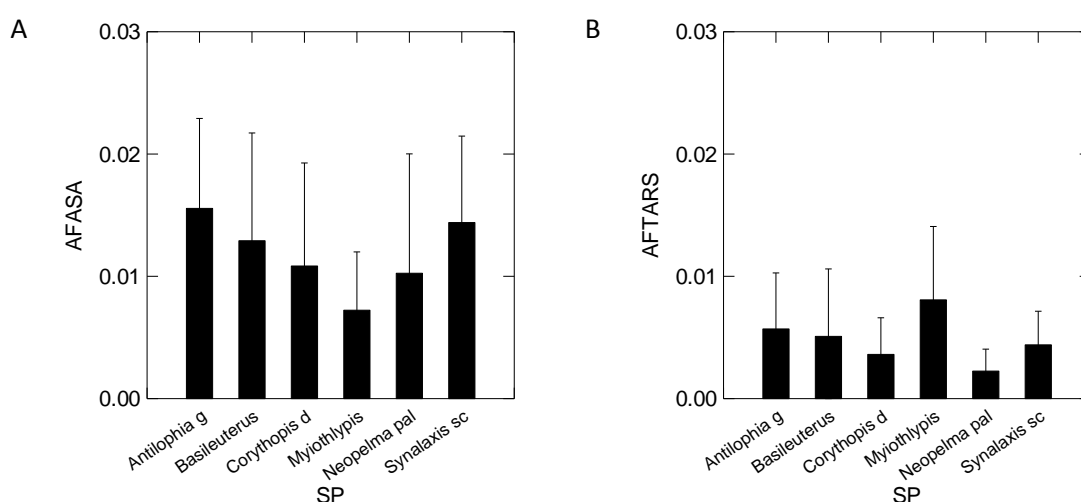


Figura 4. Assimetria flutuante (média \pm desvio padrão) das seis espécies de aves analisadas na área de Galheiro. Espécies: *Antilophia galeata*, *Basileuterus culicivorus*, *Corythopsis delalandi*, *Myiothlypis flaveola*, *Neopelma pallescens*, *Synallaxis scutata*. A- asas; B- tarsos.

Entre as quatro áreas foi possível comparar três espécies que ocorreram com o número amostral mínimo de cinco de indivíduos, sendo elas: *Antilophia galeata*, *Basileuterus culicivorus* e *Myiothlypis flaveola*. Para *Antilophia galeata* houve diferença significativa para AF da asa ($F_{3,64} = 5,836$; $p = 0,001$) (Figura 5) e tarso ($F_{3,64} = 2,753$; $p = 0,05$) (Figura 6). Sendo que os maiores valores de AF foram observados em Galheiro e os menores na Água Fria.

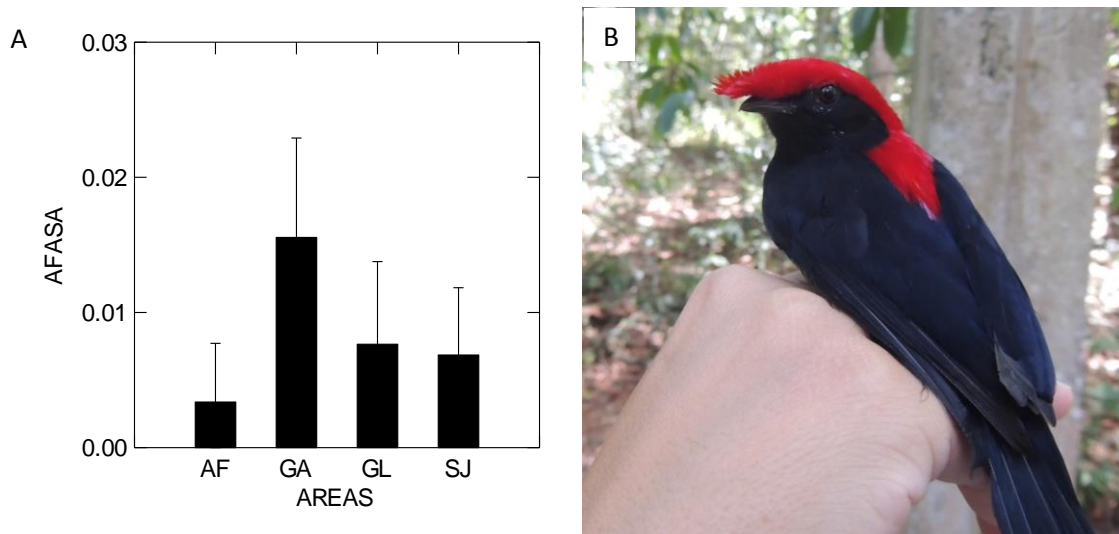


Figura 5. A) Assimetria flutuante (média \pm desvio padrão) em asas de *Antilophia galeata* em quatro áreas. Áreas: AF: Água Fria, GA: Galheiro, GL: Glória, SJ: São José. B) Indivíduo macho de *Antilophia galeata*.

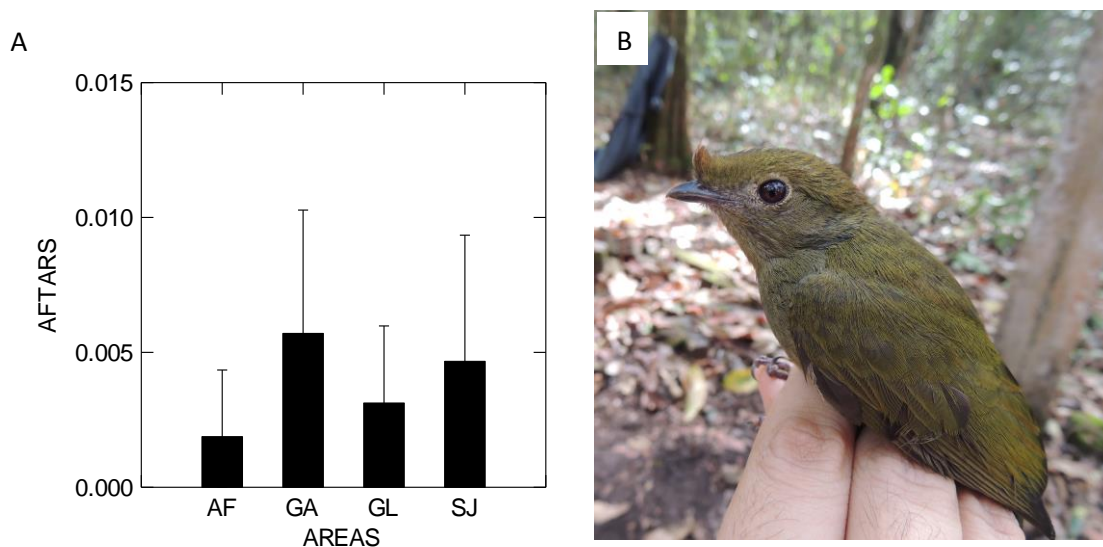


Figura 6. A) Assimetria flutuante (média \pm desvio padrão) em tarsos de *Antilophia galeata* em quatro áreas. Áreas: AF: Água Fria, GA: Galheiro, GL: Glória, SJ: São José. B) Indivíduo fêmea ou jovem de *Antilophia galeata*.

Basileuterus culicivorus apresentou diferença na AF para asa ($F_{3,35} = 2,806$; $p = 0,05$) (Figura 7), mas não para tarso ($F_{3,35} = 1,693$; $p = 0,186$). Em *Myiothlypis flaveola* não foi observada diferença nos valores de AF para asa ($F_{3,34} = 2,544$; $p = 0,072$), porém observou-se diferença para tarso ($F_{3,34} = 2,968$; $p = 0,046$) (Figura 8).

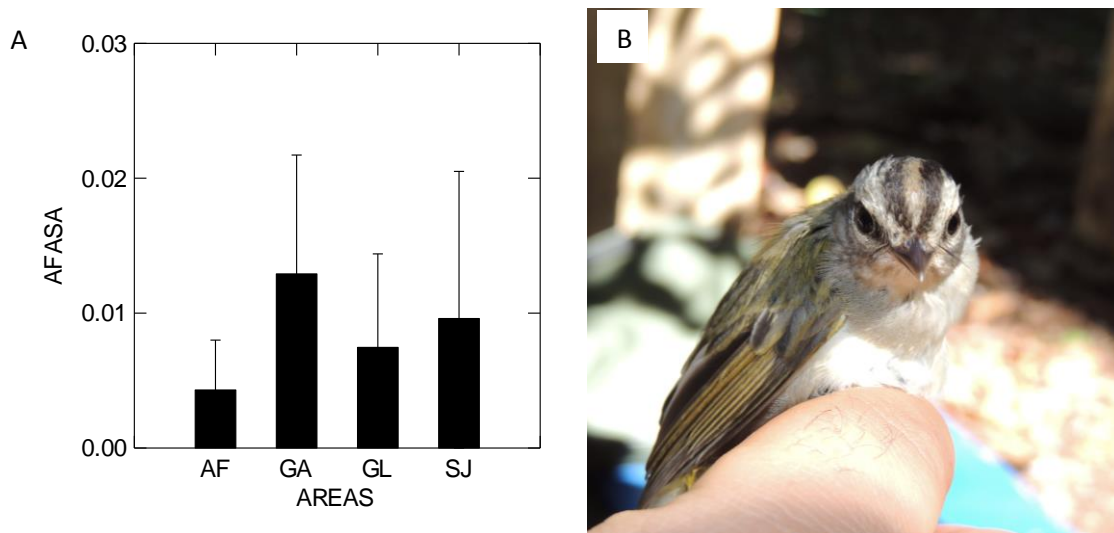


Figura 7. A) Assimetria flutuante (média \pm desvio padrão) em asas em *Basileuterus culicivorus* em quatro áreas. Áreas: AF: Água Fria, GA: Galheiro, GL: Glória, SJ: São José. B) Indivíduo de *Basileuterus culicivorus*.

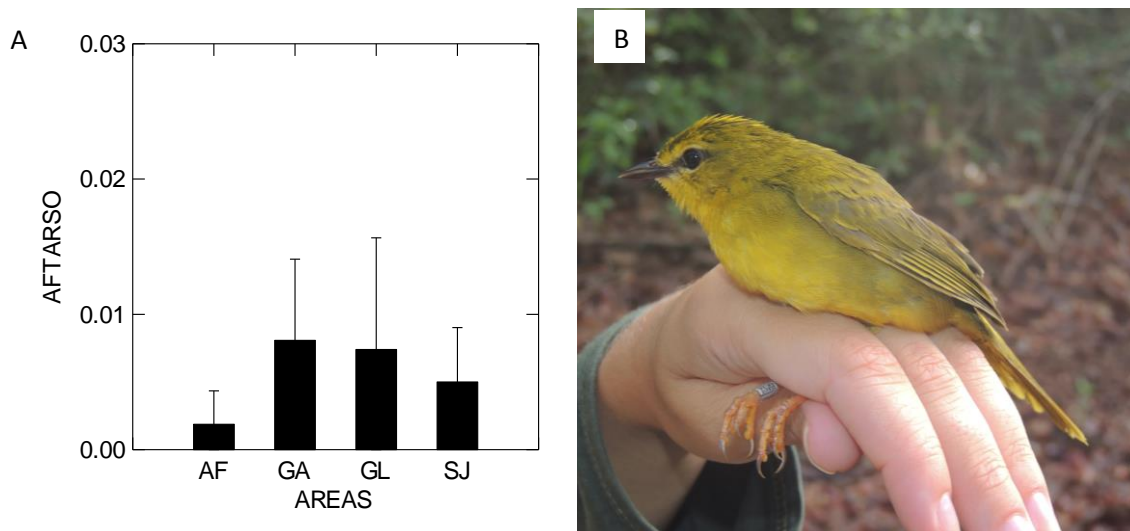


Figura 8. A) Assimetria flutuante (média \pm desvio padrão) em tarsos de *Myiothlypis flaveola* em quatro áreas. Áreas: AF: Água Fria, GA: Galheiro, GL: Glória, SJ: São José. B) Indivíduo de *Myiothlypis flaveola*.

Houve diferença significativa entre os valores de AF para asas entre as guildas ($F_{2,292} = 6,856$; $p = 0,001$) (Figura 9), entre as áreas ($F_{3,292} = 22,152$; $p < 0,01$) e que houve interação entre os fatores ($F_{6,292} = 6,616$; $p < 0,01$).

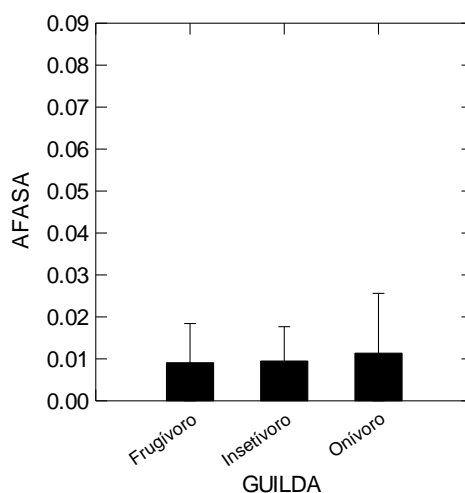


Figura 9. Assimetria flutuante (média \pm desvio padrão) para asas entre as guildas alimentares.

Para o tarso não houve diferença para os valores de AF entre as guildas ($F_{2,292} = 0,171$; $p = 0,843$), também não apresentou interação entre os fatores ($F_{6,292} = 1,844$; $p = 0,091$), mas houve diferença da AF das aves de cada área ($F_{3,292} = 4,222$; $p = 0,006$).

DISCUSSÃO

Neste estudo, as 17 espécies analisadas apresentaram AF para asas e tarsos. Por serem espécies dependentes e semi-dependentes de habitat florestal (Sick 1997; Sigrist 2006; Gwynne *et al.*, 2010) provavelmente são mais sensíveis às perturbações ambientais e apresentam AF como resposta às condições adversas impostas pelo ambiente alterado (Silva 1995; Anciães; Marini 2000; Antunes 2005). Como a maioria das espécies analisadas são dependentes de mata, elas utilizam menor quantidade de habitats e possuem uma associação com as características florísticas e estruturais dos

habitats (Anciães, Marini 2000; Roma 2006). Além de apresentar menor capacidade de atravessar áreas abertas (Hansbauer *et al.* 2008), e de se deslocar entre os fragmentos (Anciães, Marini 2000).

Processos antrópicos como a fragmentação e a urbanização, alteram as estruturas das florestas, gerando modificações na estrutura e dinâmica das comunidades arbóreas, como a redução da cobertura vegetal (Primack, Rodrigues 2001; Santos 2006). Estes processos podem ocasionar o aparecimento de áreas abertas com a presença de clareiras (Gusson *et al.* 2009) diminuindo a variedade de microhabitats (Gimenes, Anjo 2003), além da tendência em aumentar a proporção de espécies vegetais pioneiras e anemocórias (Henriques 2003). Com isso, podem ocorrer alterações no nicho das aves de hábito dependente de floresta (Antunes 2005), acarretando AF nas espécies mais sensíveis.

A diferença que houve entre as áreas estudadas para os valores de AF (asas e tarsos) das comunidades de aves amostradas, pode ser explicada pela diferença entre o grau de conservação e o estágio de sucessão ecológica das áreas.

O fragmento São José se trata de uma área pequena, circundado por matrizes agropecuárias, apresenta má conservação, com isso, a mata do local se encontra em estágio sucessional atrasado, apresentando sub-bosque denso (Lopes 2010). Esses fatores impõem mais obstáculos ao deslocamento das aves no local, ocasionando maiores valores de AF na comunidade de aves da área, pelo maior desgaste principalmente das asas durante o voo devido o sub-bosque denso.

Galheiro é uma reserva ambiental de grande porte, porém as aves do local apresentaram altos valores de AF. Este fato pode ser explicado pelo histórico de uso da área, pois antes da mesma ser uma reserva ela era dividida em várias fazendas de uso agropecuário, com isso o fragmento ainda não atingiu seu clímax, possuindo matas com

sub-bosque denso (Castro 1995; Baesse, observação pessoal), gerando maior desgaste dos caracteres das aves do local.

O fragmento do Glória é pequeno e se encontra isolada em matrizes agropecuárias, porém houve baixos valores de AF na comunidade de aves do local. Estudo de dinâmica da comunidade arbórea do Glória (Silva, Araújo 2009), mostrou que entre 1990 e 2004 a riqueza de espécies da vegetação se manteve. Além disso, Lopes *et al.* (2011) apontam que esse fragmento está direcionado a um estágio de maturidade mais avançado da vegetação, caracterizado por uma grande diversidade biológica devido à complexidade estrutural e fisionomia semelhante à vegetação primária. Portanto, a área apresenta estágio sucessional avançado, com sub-bosque limpo o que facilita o deslocamento das aves no local, gerando menor AF nas aves.

O fragmento Água Fria possui ampla área e formações florestais em estágio primário de conservação, caracterizado por grande diversidade biológica e com efeitos mínimos de antropização de forma a não afetar relevantemente a fauna e flora do local (Vale *et al.* 2009). Áreas com ótimo estado de conservação permitem maior quantidade e diversidade de recursos, tanto para alimentação quanto para reprodução (Gimenes, Anjos 2003). A área provavelmente já atingiu seu clímax no estágio sucessional, o que permite o local ser composto por sub-bosque limpo (Lopes 2010), contribuindo para o deslocamento das aves e para baixos valores de AF.

Os valores de AF podem aumentar com o estresse ambiental no qual as populações estão submetidas (Soulé, Baker 1968; Lens *et al.* 2002). Quando expostas a condições estressantes, a eficiência dos mecanismos de estabilização pode ser reduzida, ocasionando aumento nos valores de AF (Clarke 1995, Palmer, Strobeck 2003). A relação entre AF e estresse se dá pelo fato que os indivíduos despendem de mais energia para compensar o estresse, resultando em menores gastos com reprodução e crescimento

(Leung *et al.* 1999), consequentemente reduz a energia disponível para o desenvolvimento de precisão dos caracteres (Sommer 1996). Com isso, é possível entender os diferentes valores de AF encontrados nas quatro áreas do estudo, pois cada área possui diferentes características que geram diferentes respostas nos indivíduos de cada local.

Lens *et al.* (1999) em estudo com aves de três fragmentos florestais no sudeste do Quênia, observou que espécies de aves dependentes de ambientes florestais apresentaram maiores níveis de AF em tarsos nos fragmentos mais degradados. Além disso, compararam com espécimes de museus coletadas nos locais do estudo na década de 40. Este estudo permitiu comprovar uma variação temporal e espacial nos valores de AF, sendo essa medida, utilizada no monitoramento de ecossistemas alterados. Também no Quênia, foram analisadas populações de aves em três fragmentos florestais com diferentes níveis de degradação, constatou-se que AF era maior quanto mais degradado o fragmento e que também existia uma relação negativa entre a probabilidade de sobrevivência e a AF na área mais degradada (Lens *et al.* 2000).

Antilophia galeata apresentou diferença nos valores de AF para asa e tarso. Enquanto que *Basileuterus culicivorus* apresentou diferença para asas e *Myiothlypis flaveola* para tarso.

Antilophia galeata é frugívora, porém complementa sua dieta com insetos, é considerada territorialista, sendo encontrada desde áreas conservadas (Marçal-Júnior *et al.* 2009) até pequenos fragmentos urbanos (Franchin, Marçal-Júnior 2004; Valadão *et al.* 2006; Silva, Melo 2011). Além disso, desloca-se em praticamente todo o estrato vertical do fragmento (Marini 1992), podendo, portanto apresentar variações na AF das asas e tarsos de acordo com o ambiente, devido este amplo deslocamento.

Os impactos gerados pela antropização do habitat podem exigir diferentes estratégias de forrageamento entre as espécies (Lens *et al.* 2002), com isso, as populações podem apresentar variações nas sensibilidades e respostas às perturbações no ambiente. Como por exemplo, Gonçalves (2012), em estudo realizado no Cerrado mineiro com *Basileuterus culicivorus*, encontrou diferença nos valores de AF para os tarsos. Este é o resultado esperado pelo fato de *Basileuterus culicivorus* forragear no sub-bosque, procurando pequenos insetos nas folhagens (Willis 1979; Marini, Cavalcanti 1993; Sick 1997), indicando que os tarsos são importantes para as atividades dessa espécie, o que pode levar a uma maior sensibilidade desse carácter às alterações ambientais, e consequentemente, uma maior AF. Porém no presente estudo, os valores de AF variaram significativamente para as asas dos indivíduos. As alterações ambientais podem ter levado os indivíduos de *B. culicivorus* a alterarem suas estratégias de forrageamento, como o estrato no qual forrageiam, o que pode ter levado a essa AF nas asas. Além disso, *B. culicivorus* pode se deslocar dentro do fragmento, portanto, uma maior movimentação horizontal no local pode gerar maior exposição às perturbações ambientais, apresentando maiores valores de AF nesses ambientes. Ainda no estudo de Gonçalves (2012), foi encontrada diferença na AF para as asas de *Myiothypis flaveola*, enquanto neste estudo a diferença ocorreu em relação ao tarso. Gonçalves (2012) utiliza método semelhante, porém amostras menores quando comparadas a este estudo, o que também pode influenciar nos resultados distintos. *Myiothypis flaveola* pode se alimentar de cupins alados e forragear em bordas (Marini, Cavalcanti 1993; Sick 1997), com isso apresenta amplo deslocamento dentro da mata, expondo com maior frequência as asas ao estresse ambiental, por isso é de se esperar maior AF nas asas. Assim, o estresse ambiental pode ter afetado o forrageamento e hábitat dos indivíduos, gerando maior AF nos tarsos. Além disso, áreas degradadas apresentam fatores abióticos acentuados, como

maiores níveis de luz, temperatura, vento, umidade (Anciães, Marini 2000; Primack, Rodrigues 2001; Gimenes, Anjo 2003), resultando em elevados níveis de AF.

As diferenças nos valores de AF entre as espécies sugerem que a AF é influenciada pela diferente utilização e importância do carácter para os indivíduos. A AF é específica para o carácter (Palmer, Strobeck 1986; Parsons 1990; Anciães, Marini 2000), com isso, podem ocorrer variações entre caracteres de um mesmo indivíduo e até entre caracteres relacionados ao desenvolvimento de uma estrutura morfológica (Klingenberg, Macintyre 1998). O estresse não afeta todas as estruturas da mesma forma, as características do ambiente no qual a espécie concentra suas atividades parece ser o fator mais importante na determinação da estabilidade do carácter (Evans 1996; Gonçalves, Melo 2012). É importante destacar que as asas são estruturas que sofrem desgaste mais intensamente devido ao contato com o ar e substrato, enquanto o tarso é uma estrutura rígida que sofre menos alterações ao longo do tempo (Almeida, 2003).

No presente estudo, houve diferença nos valores de AF entre as guildas alimentares somente para asas, sendo que a guilda que apresentou maior AF foi onívora, seguida por frugívora e insetívora, o que não corrobora os dados coletados por Anciães & Marini (2000) onde encontraram que espécies insetívoras e frugívoras apresentaram maiores valores de AF para asas ou tarsos, pelo fato de serem consideradas mais sensíveis as alterações ambientais e as onívoras apresentaram menores valores de AF por serem consideradas menos sensíveis às modificações ambientais. Outros estudos encontraram que os frugívoros e insetívoros são mais sensíveis às perturbações ambientais, apresentando maior assimetria que os onívoros (Willis 1979; Laurance 1991; Balmford *et al.* 1993; Anjos *et al.* 2006). Modificações na estrutura da vegetação do fragmento e do entorno podem afetar o comportamento de forrageamento de aves frugívoras e insetívoras, que geralmente são especializadas na busca de recursos e

táticas de captura (Sick 1997; Sigrist 2006). Além disso, frutos e insetos são altamente variáveis no tempo e no espaço, desta forma, as aves, especialistas nesses tipos de dietas, deveriam explorar amplas áreas, seguindo a disponibilidade de recursos (Terborgh 1986; Galetti, Pizo 1996; Sigrist 2006; Dantas 2013; Teles 2013). Possivelmente, a maioria dos onívoros capturados mesmo sendo considerados generalistas quanto à sua dieta, possuem restrições quanto ao habitat. Como, por exemplo, *Arremon flavirostris*, *Synallaxis scutata*, *Lanio penicillatus*, *Neopelma pallescens* que foram capturadas neste estudo, são classificadas como onívoros, porém são dependentes e semi-dependentes de ambientes florestais, o que as tornam mais sensíveis às alterações ambientais (Sigrist 2006). O fato de a AF ter sido maior nas espécies onívoras que são semi-dependentes também pode ser explicado pela maior capacidade dos onívoros em se deslocar dentro e entre fragmentos, devido sua ampla área de forrageamento (Willis 1979; Moorman *et al.* 2012), gerando assim um maior desgaste dos caracteres durante esse deslocamento. Estes fatos sugerem que as diferenças intrínsecas de cada espécie de ave são fatores que influenciam nos níveis de AF (Anciães, Marini 2000). As táticas de forrageamento e formas de exploração do habitat pelas aves se diferenciam, mesmo quando os indivíduos pertencem à mesma guilda ou a guilda considerada generalista (Soares, Anjos 1999), logo quando os indivíduos são expostos a condições ambientais diversas, eles podem apresentar respostas distintas.

CONCLUSÕES

Dezessete espécies de aves apresentaram AF para asas e tarsos, pelo fato de serem espécies dependentes e semi-dependentes de matas, sendo mais afetadas pelas perturbações antrópicas.

A AF das asas e dos tarsos não variou entre as diferentes espécies, demonstrando que as 17 espécies responderam com êxito a ferramenta da AF.

A AF tanto das asas quanto dos tarsos variou entre as quatro áreas, sendo que os maiores valores de AF foram encontrados nas aves de São José e Galheiro e os menores foram observados no Glória e Água Fria, sugerindo assim que a AF aumenta com o estresse ambiental ao qual as espécies estão submetidas.

A população de *Antilophia galeata*, apresentou variação nos valores AF das asas e dos tarsos entre as quatro áreas. *Basileuterus culicivorus* diferiu quanto aos valores AF entre as áreas apenas para asas e *Myiothlypis flaveola* somente para tarsos. Desse modo, o estresse ambiental não afeta todas as estruturas da mesma forma, o hábito da ave é de total importância na estabilidade das estruturas. A espécie *Antilophia galeata* foi a mais sensível às alterações ambientais quando analisada através da ferramenta AF.

Os onívoros apresentaram os maiores valores de AF seguido por insetívoros e frugívoros. Portanto, as guildas alimentares não foram afetadas da mesma forma pelas alterações ambientais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, R. C. V. **Assimetria flutuante em esqueletos de aves Passeriformes do Estado de Minas Gerais: aspectos metodológicos e implicações sobre a utilização de coleções osteológicas como objeto de estudos de variação temporal de**

comunidades. Dissertação (Mestrado em Zoologia de Vertebrados) - PUC Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais. 2003.

ALVES, K. A.; ROSA, R. Espacialização de dados climáticos do cerrado mineiro. **Horizonte Científico**, v. 8, p. 1-28, 2008.

AMBO-RAPPE, R.; LAJUS, D. L.; SCHREIDER, M. J. Heavy metal impact on growth and leaf asymmetry of seagrass, *Halophila ovalis*. **J Chem Ecotoxicol**, v. 3, p. 149–159, 2011.

AMBO-REPEL, R.; LAJUS, D. L.; SCHREIDER, M. J. Increased heavy metal nutrient contamination does not increase fluctuating asymmetry in the seagrass *Halophila ovalis*. **Ecol. Ind.**, v. 8, p. 100-103, 2008.

ANCIÃES, M.; M. Â. MARINI. Fluctuating asymmetry as indicator of fragmentation effects on birds from Brazilian Tropical forests. **Jour. of Appli. Ecol.**, n. 37, p. 1013-1028, 2000.

ANJOS, L. DOS; ZANETTE, L.; LOPES, E. Effects of fragmentation on the birds guildes of Brazilian Atlantic Forest in the North Paraná, southern Brazil. **Ornit. Neot.**, n. 15, p. 137-144, 2006.

ANTUNES, A. Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 13, n. 1, p. 47-61, 2005.

BAGNO, M. A.; MARINHO-FILHO, J. A avifauna do Distrito Federal: Uso de ambientes abertos e florestais e ameaças, p. 495-528. **In:** RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUSA- SILVA (eds.) **Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina: EMBRAPA. 2001.

BALMFORD, A.; JONES, I. L.; THOMAS, A. L. R. On avian asymmetry: evidence of natural selection for symmetrical tails and wings in birds. **Proc. of the Royal Soc.**, n. 252, p. 245-251, 1993.

BEASLEY, D. E., BONISOLI-ALQUATI, A., MOUSSEAU, T. A. The use of fluctuating asymmetry as a measure of environmentally induced developmental instability: a meta-analysis. **Ecol Indic**, n. 30, p. 218–226, 2013.

BRITO, J. L. S.; PRUDENTE, T. D. Análise temporal do uso do solo e cobertura vegetal do município de Uberlândia-MG, utilizando imagens ETM+ / LANDSAT 7. **Sociedade & Natureza**, v. 17, n. 32, p. 37-46, 2005.

CÁRCAMO, H. A.; FLOATE, K. D.; LEE, B. L.; BERES, B. L.; CLARKE, F. R. Developmental instability in a stem-mining sawfly: can fluctuating asymmetry detect plant host stress in a model system? **Oecologia**, n. 156, p. 505-513, 2008.

CASTRO, N. M. F. **Projeto Executivo: Unidade de Conservação Galheiro - estudo de fauna e flora**. (Relatório final - Estudos ambientais). Belo Horizonte, v. 2, 1995.

CLARKE, G. M. Fluctuating asymmetry: a technique for measuring developmental stress of genetic and environmental origin. **Acta Zoologica Fennica**, v. 191, p. 31-35, 1992.

CLARKE, G. M. Relationship between developmental stability and fitness: application for conservation biology. **Cons. Biol.**, v. 9, p. 18-24, 1995.

CLARKE, G. M.; BRAND, G. W.; WHITTEN, M. J. Fluctuating Asymmetry—a technique for measuring developmental stress caused by inbreeding. **Aust J Biol Sci.**, v. 39, p. 145–153, 1986.

CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). **Listas das aves do Brasil**. 11^a Edição 2014. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 01 nov. de 2014.

DANTAS, T. **Ciclos anuais em aves de ambientes florestais: muda de penas e reprodução.** Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) - UFU. Uberlândia, MG. 2013.

DURÃES, R.; MARINI, M. A. An evaluation of the use of tartar emetic in the study of birds diets in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Journal Field Ornithology**, v. 74, p. 270-280, 2003.

EVANS, A. S.; MARSHALL, M. Developmental instability in *Brassica campestris* (Cruciferae): fluctuating asymmetry of foliar and floral traits. **Jour. Evol. of Biol.**, v. 9, p. 717-736, 1996.

FRANCHIN, A. G.; MARÇAL JÚNIOR, O. A riqueza da avifauna no Parque do Sabiá. **Biotemas**, v. 17, n. 1, p. 179-202, 2004.

GALETTI, M.; PIZO, M. A. Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. **Ararajuba**, v. 4, p. 71-79, 1996.

GIMENES, M. R.; ANJOS, S. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scien. Biolog. Scien**, v. 25, p. 391-402, 2003.

GONÇALVES, V. F.; MELO, C. Fluctuating asymmetry in three *Basileuterus* (Passeriformes, Parulidae) species in a semideciduous forest fragment in the Brazilian Cerrado. **Brazilian Journal of Ecology**. p.77-82, 2012.

GONÇALVES, V. F. **Assimetria flutuante em aves de ambientes florestais no Cerrado mineiro.** Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais da Universidade Federal de Uberlândia). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, 2012.

GORUR, G. Developmental instability in *Cabbage aphid* (*Brevicoryne brassicae*) populations exposed to heavy metal accumulated host plants. **Ecol. Ind.**, v. 6, p. 743-748, 2006.

GWYNNE, J. A.; RIDGELY, R. S.; TUDOR, G.; ARGEL, M. **Aves do Brasil: Pantanal e Cerrado**. Belo Horizonte: Editora Horizonte, 2010.

GUSSON, A. E.; LOPES, S. F.; DIAS-NETO, O. C.; VALE, V. S.; OLIVEIRA, A. P.; SCHIAVINI, I. Características químicas do solo e estrutura de um fragmento de floresta estacional semidecidual em Ipiáu, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, n. 2, p. 403-414, 2009.

HANSBAUER, M. M.; STORCH, I.; LEU, S.; NIETO-HOLGUIN, J. P.; PIMENTEL, R. G. KNAUER, F.; METZGER, J. P. W. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. **Biol. Cons.**, v. 141, p. 782-791, 2008.

HENRIQUES, O. K. **Caracterização da vegetação natural de Ribeirão Preto, SP: Bases para conservação**. Tese (Doutorado em Ecologia, Universidade de São Paulo), São Paulo. 2003.

HOPTON, M. E.; CAMERON, G. N.; CRAMER, M. J.; POLAK, M.; UETZ, G. W. Live animal radiography to measure developmental instability in populations of small mammals after a natural disaster. **Ecol. Ind.**, v. 9, p. 883-891, 2009.

JURD, R. D. **Animal Biology**. University of Essex, Colchester, UK, 2004.

KARVONEN, E.; MERILA, J.; VAN DONGEN, S. Geography of fluctuating asymmetry in the Greenfinch (*Carduelis chloris*). **Oikos**, n. 100, p. 507– 516, 2003.

KLINGENBERG, C. P.; MACINTYRE, G. S. Geometric morphometrics of development instability: analyzing patterns of fluctuation asymmetry with procrustes methods. **Evolution**, v. 52, p. 1363-1375, 1998.

KÖPPEN, W. Climatología: con un estudio de los climas de la tierra. **Fondo de Cultura Económica**. México, 479p., 1948.

LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. **Biol. Cons.**, n. 52, p. 205-219, 1991.

LEARY, R.F.; ALLENDORF, F.W. Fluctuating asymmetry as indicator of e stress: implications for conservation biology. **Trends in Ecol.and Evol.**, n. 4, p. 214-217, 1989.

LENS, L.; VAN DONGEN, S.; WILDER, C. M.; BROOKS, T. M.; MATTHYSEN, E. Fluctuating asymmetry increases with habitat disturbance in seven bird species of a fragmented afrotropical forest. **Proc. R. Soc. London**, v. 266, p. 1241-1246, 1999.

LENS, L.; VAN DONGEN, S.; GALBUSERA, P.; SCHENCK, T.; MATTHYSEN, E.; VAN DE CASTEELE, T. Developmental instability and inbreeding in natural bird populations exposed to different levels of habitat disturbance. *Journ. of Evol. Biology*, v. 13, p. 889-896, 2000.

LENS, L.; VAN DONGEN, S.; MATHYSEN, E. Fluctuating asymmetry as an indicator of fitness: can we bridge the gap between studies? **Biol. Rev.**, n. 77, p. 27-38, 2002.

LEUNG, B.; FORBES, M. R.; HOULE, D. Fluctuating asymmetry as a bioindicator of stress: comparing efficacy of analyses involving multiple traits. **The Americ. Natur.**, v. 155, n. 1, p. 101-115, 1999.

LOF, M. E.; REED, T. E.; MCNAMARA, J. M.; VISSER, M. E. Timing in a fluctuating environment: environmental variability and asymmetric fitness curves can lead to adaptively mismatched avian reproduction. **Proc. R. Soc. B**, 2012.

LOMÔNACO, C.; GERMANOS, E. Variações fenotípicas em *Musca domestica* L. (Diptera: Muscidae) em resposta à competição larval por alimento. **Neotropical Entomology**, v. 30, p. 223-231, 2001.

LOPES, S. F. **Padrões florísticos e estruturais das Florestas Estacionais Semidecíduais do Triângulo Mineiro, MG**. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, 2010.

LOPES, S. F.; SCHIAVINI, I.; PRADO JÚNIOR, J. A.; GUSSON, A. E.; SOUZA NETO, A. R.; VALE, V. A.; DIAS NETO, O. C. Caracterização ecológica e distribuição diamétrica da vegetação arbórea em um remanescente de floresta estacional semidecidual, na Fazenda Experimental do Glória, Uberlândia, MG. **Bioscience Journal**. v.27, n.2, p. 322-335, 2011.

MAMEDOVA, A. O. Bioindication of environmental quality based on plant mutational and modification variability. **Cytol. and Genet.**, n. 43, p. 123-125, 2009.

MARÇAL JÚNIOR, O.; FRANCHIN, A. G.; ALTEFF, E. F.; JÚNIOR-SILVA, E.; MELO, C. Levantamento da avifauna na Reserva Ecológica Panga (Uberlândia, MG, Brasil). **Biosc. Journal**, v. 25, n. 6, p. 149-164, 2009.

MARINI, M. A. Foraging behavior and diet of the Helmeted Manakin. **The Condor**, v. 94, n. 1, p 151-158, 1992.

MARINI, M. A.; CAVALCANTI, R. B. Habitat and foraging substrate use of three *Basileuterus* warblers from Central Brazil. **Ornit. Neot.**, v. 4, n. 2, p. 69-76, 1993.

- MARQUES, T.; OLIVEIRA, E. F.; MORAIS, A. C. S.; CARVALHO, L. E. F. Avaliação do grau de assimetria em três espécies de aves da família Columbidae na ESEC-SERIDÓ, Nordeste do Brasil. **Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia**, UFRN, p. 67-71, 2011.
- MOLLER, A. P.; SWADDLER, J. P. **Asymmetry, developmental stability, and evolution**. Oxford: Oxford University Press, 1997.
- MOORMAN, C. E.; BOWEN, L. T.; KILGO, J. C.; HANULA, J. .; HORN, S.; ULYSHEN, M. D. Arthropod abundance and seasonal bird use of bottomland forest harvest gaps. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 124, p. 31-39, 2012.
- MOTTA-JÚNIOR, J. C. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. **Ararajuba**, v. 1, p. 65-71, 1990.
- PALMER, A. R. Detecting publication bias in meta analyses: a case study fluctuating asymmetry and sexual selection. **Americ. Natur.**, v. 154, p. 220-233, 1999.
- PALMER, A. R.; STROBECK, C. Fluctuating asymmetry: measurement, analysis, patterns. **Annual Rev. of Ecol. and Syst.**, v. 45, p. 391-421, 1986.
- PALMER, R. A.; STROBECK, C. Fluctuating asymmetry revisited, p 279-319. **In: POLAK, M. (ed). Developmental Instability (DI): Causes and Consequences**. Oxford University Press, NY, 2003.
- PARSONS, P. A. Fluctuating asymmetry: an epigenetic measure of stress. **Biol. Review.**, v. 65, p. 131-145, 1990.
- PARSONS, P. A. Fluctuating asymmetry: a biological monitor of environmental and genomic stress. **Heredity.**, v. 68, p. 361-364, 1992.

PERFECTTI, F.; CAMACHO, J. P. Analysis of genotypic differences in developmental stability in *Annona cherimola*. **Evolution**, v. 53, p. 1396-1405, 1999.

PIRATELLI, A.; PEREIRA, M. R. Dieta de aves na região leste de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Ararajuba**, v. 10, n. 2, p. 131-139, 2002.

POLAK, M.; KROEGER, D. E.; CARTWRIGHT, I. L.; DELEON, C. P. Genotype-specific response of fluctuating asymmetry and of preadult survival to the effect of lead and temperature stress in *Drosophila melanogaster*. **Environ. Pollut.**, v. 127, p.154-155, 2003.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001.

RASMUSON, M. Fluctuating asymmetry: indicator of what? **Hereditas.**, v. 136, p. 177-183, 2002.

ROMA, J. C. **A fragmentação e seus efeitos sobre as aves de fitofisionomias abertas do Cerrado**. Tese (Doutorado em Ecologia). Univ. de Brasília, Brasília, Distrito Federal. 2006.

ROSA, R.; LIMA, S. C.; ASSUNÇÃO, W. L. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia (MG). **Sociedade & Natureza**, v. 3, p. 91-108, 1991.

SANTOS, K. **Caracterização florística e estrutural de onze fragmentos de mata estacional semidecídua da Área de Proteção Ambiental do Município de Campinas – SP**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo. 2006.

SERRANO, I. L. O anilhamento como ferramenta para o estudo de aves migratórias, cap. 12, p. 1-6. **In:** De La Balze, V. M. e Blanco, D. E. (eds.). **Primer taller para la Conservación de Aves Playeras Migratorias en Arroceras del Cono Sur**. Wetlands

Internacional. Buenos Aires, Argentina. 2008. Disponível em: <<http://lac.wetlands.org>>.

Acesso em: 10 nov. de 2014.

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

SIGRIST, T. **Aves do Brasil: uma visão artística**. São Paulo: Editora Leitura Dinâmica, 2006.

SIGRIST, T. **Guia de campo Avis do Brasilis – Avifauna Brasileira: Pranchas e mapas**. São Paulo: Avis Brasilis, 2009. 491 p.

SIKKAMÄKI, P.; LAMMI, A. Fluctuating asymmetry in central and marginal populations of *Lychnis viscaria* in relation to genetic and environmental factors. **Evolution.**, v. 52, p. 1285-1292, 1998.

SILVA, J. M. C. Avian inventory of the Cerrado region, South America: implications for biological conservation. **Bird Conservation International**, v. 5, p. 315-328. 1995.

SILVA, M. R.; ARAÚJO, G. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v. 23, n.1, p. 49-56, 2009.

SOARES, E. S.; ANJOS, L. dos. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. **Ornit. Neot.**, v. 10, p. 61-68, 1999.

SOMMER, C. Ecotoxicology and developmental stability as an in situ monitor of adaptation. **Ambio**, v. 25, p. 374-376, 1996.

SOULÉ, M.; BAKER, B. Phenetics of natural populations IV: The population asymmetry parameter in the butterfly *Coenonympha tullia*. **Heredity**, v. 23, p. 611-613, 1968.

SPENCER, K. A.; MACDOUGALL-SHACKLETON, S. A. Indicators of development as sexually selected traits: the developmental stress hypothesis in context. **Behavioral Ecology**, v. 22, p. 1-9, 2011.

SWADDLE, J. P. Fluctuating asymmetry, animal behavior and evolution. **Advanc. in the study of beh.**, v. 32, p. 169-207, 2003.

TELES, D. R. F. **Condição corporal de aves em fragmento de Mata Estacional Semidecidual do Triângulo Mineiro, Brasil**. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2013.

TERBORGH, J. Keystones plant resources in the tropical forest. **Cons. Biol.**, p. 330-344, 1986.

TRACY, M., FREEMAN, D. C.; DUDA, J. J.; MIGLIA, K. J.; GRAHAM, J. H., HOUGH, R. A. Developmental instability: an appropriate indicator of plant fitness components? **In: POLAK, M. (ed). Developmental instability: causes and consequences**. Oxford University Press, New York, p. 517–560, 2003.

VALADÃO, R. F.; MARÇAL JÚNIOR, O.; FRANCHIN, A. G. A avifauna no Parque Municipal Santa Luzia, zona urbana de Uberlândia, Minas Gerais. **Biosc. Journal.**, v. 22, n. 2, p. 97-108, 2006.

VALE, V.S; SCHIAVINI, I.; LOPES, S.F; NETO, O. C. D.; OLIVEIRA, A. P.; GUSSON, A. E. Composição florística e estrutura do componente arbóreo em um remanescente primário de floresta estacional semidecidual em Araguari, Minas Gerais, Brasil. **Hoehnea** v.36, n.3, p. 417-429, 2009.

VAN DONGEN, S. Fluctuating asymmetry and developmental instability in evolutionary biology: past, present and future. **J Evol Biol.**, v. 19, p. 1727–1743, 2006.

VAN VALEN, L. A study of fluctuating asymmetry. **Evolution.**, v. 16, p. 125-142, 1962.

VANGESTEL, C.; LENS, L. Does fluctuating asymmetry constitute a sensitive biomarker of nutritional stress in house sparrows (*Passer domesticus*)? **Ecol. Indic.**, v. 11, p. 389–394, 2011.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Pap. Avul. Zool.**, v. 33, p. 1-25, 1979.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 944 p., 2010.

CAPÍTULO 2

Efeito da perturbação ambiental na condição corporal de aves em fragmentos florestais do Cerrado

RESUMO

A condição corporal é uma característica significativa do organismo na ecologia evolutiva, nos estudos de comportamento, no manejo de fauna e na biologia da conservação. Entende-se por condição corporal a avaliação qualitativa de aves relacionada diretamente com o *fitness*. O Índice de Massa Relativa (IMR) é uma ferramenta capaz de avaliar a condição corporal através de uma estimativa das reservas nutricionais baseada na biomassa e no comprimento de uma medida rígida do corpo da ave. Pelo fato das aves possuírem sensibilidade às mudanças ambientais, elas são reconhecidas como indicadoras da qualidade ambiental. Considerando que a condição corporal de aves permite avaliar a qualidade ambiental, este trabalho teve como objetivos: avaliar se existe variação na condição corporal entre as espécies, as áreas, as guildas alimentares e a presença/ausência de ectoparasitismo. O estudo foi realizado em quatro fragmentos de florestas estacionais semidecíduais do Triângulo Mineiro, onde as aves foram capturadas com redes de neblina de entre 2013 e 2014, totalizando 6.400 horas*rede de esforço de campo. Os indivíduos foram medidos (tarso direito) com paquímetro digital e pesados com dinamômetros de mão. Os valores de IMR de todos os indivíduos foram obtidos a partir de regressão linear. Os ectoparasitas foram analisados qualitativamente. Para análise do IMR foram utilizados 304 indivíduos de 17 espécies e nove famílias. O IMR das aves apresentou diferença entre as espécies ($F_{16,287} = 56,675$; $p < 0,01$) e entre as áreas ($F_{3,300} = 2,543$; $p = 0,05$). Água Fria, Galheiro, Glória e São José apresentaram variação do IMR das espécies analisadas. Entre as quatro áreas foi possível comparar três espécies de aves ($n=5$). O IMR de *Antilophia galeata* apresentou diferença entre as áreas ($F_{3,64} = 3,109$; $p = 0,032$). Não houve variação no IMR de *Basileuterus culicivorus* e de *Myiothlypis flaveola* entre as áreas. Houve diferença entre os valores de IMR para espécies entre as guildas ($F_{2,292} = 96,060$; $p = 0,00$). Em Água Fria ($t = 1,994$; $gl = 95$; $p = 0,049$) e Galheiro ($t = 2,703$; $gl = 58$; $p = 0,009$) houve diferença no IMR para indivíduos parasitados e não parasitados. Glória e São José não apresentaram diferença nos valores de IMR de indivíduos parasitados e não parasitados. Os valores de IMR foram diferentes entre as espécies, as áreas e as guildas alimentares apontando que as diferentes características das áreas e do hábito das aves são fatores importantes na condição corporal dos indivíduos.

Palavras-chave: avifauna, biomonitoramento, índice de massa corporal, ectoparasitismo.

ABSTRACT

Body condition is a significant feature of the organism in evolutionary ecology, studies on behavior in wildlife management and conservation biology. The body condition is the qualitative evaluation of related birds directly with the fitness. The Relative Mass Index (RMI) is a tool to assess body condition through an estimate of the nutritional reserves based on biomass and length of a bird's body rigid measurement. Because the birds have highly sensitive to environmental changes, they are recognized as indicators of environmental quality. Whereas the body condition of birds evaluates the environmental quality, this study aimed to evaluate if there is variation in body condition between species, areas, food guilds and the ectoparasitism. The study was conducted in four fragments of semideciduous forests of the Triângulo Mineiro, where the birds were captured with mist nets between 2013 and 2014, totaling 6,400 hours*network field effort . To obtain the RMI values from linear regression individuals were measured (right tarsus) with digital calipers and heavy with handheld dynamometers. Ectoparasites were analyzed qualitatively. For analysis of the RMI were used 304 individuals of 17 species and nine families. The RMI of birds differed between species ($F_{16,287} = 56.675$, $p < 0.01$) and between areas ($F_{3,300} = 2.543$; $p = 0.05$). Água Fria, Galheiro, Glória and São José presented a variation of the RMI of the species studied. Among the four areas was possible to compare three species of birds ($n = 5$). The RMI of *Antilophia galeata* differs between the areas ($F_{3,64} = 3.109$; $p = 0.032$). There was no variation in *Basileuterus culicivorus* RMI and *Myiothlypis flaveola* between areas. Difference between RMI values for species between guilds ($F_{2,292} = 96.060$, $p = 0.00$). In Água Fria ($t = 1.994$, $df = 95$, $p = 0.049$) and Galheiro ($t = 2.703$, $df = 58$, $p = 0.009$) was no difference in RMI for infected individuals not infected. Glória and São José showed no difference in IMR values of infected individuals not infected. The RMI values were different between species, areas and feeding guilds pointing to the different characteristics of the areas and the birds habit are important factors in body condition.

Keys-words: birds, biomonitoring, body mass index, ectoparasitism.

INTRODUÇÃO

Mudanças ambientais de ordem antropogênica, tais como mudanças climáticas e destruição de habitats, têm contribuído para o declínio ou extinção de uma grande variedade de espécies animais (Paquette *et al.* 2014). Levantamentos de fauna aliados à avaliação do estado físico dos indivíduos utilizando indicadores fisiológicos, como a condição corporal, podem fornecer respostas das populações às alterações ambientais (Johnson *et al.* 1985; Janin *et al.* 2011). A condição corporal é uma característica significativa do organismo na ecologia evolutiva, nos estudos de comportamento, no manejo de fauna e na biologia da conservação (Labocha, Hayes 2012). Com isto, a condição corporal é uma ferramenta importante para o manejo e a conservação de espécies em ambientes alterados (Janin *et al.* 2011).

A condição corporal é uma variável importante em muitos estudos ecológicos (Wauters, Dhondt 1995; Bleeker *et al.* 2005; Risch *et al.* 2007; Villaseñor, Drummond 2007), pois muitas vezes ela é vista como um indicador de qualidade do indivíduo (Labocha *et al.* 2014). Wilson e Nussey (2010) definiram qualidade como um eixo da variação fenotípica, que melhor explica as diferenças de aptidão individual. No entanto, o significado de qualidade individual, e os traços fenotípicos escolhidos para determinar isso, podem diferir substancialmente entre os estudos (Bergeron *et al.* 2011).

Entende-se por condição corporal a avaliação quantitativa de indivíduos relacionada diretamente com o *fitness* (Sutherland *et al.* 2005; Peig, Green 2010). Muitos estudos têm relacionado a condição corporal das aves com a sua sobrevivência (Bergan, Smith 1993; Blums *et al.* 2005), reprodução (Blums *et al.* 2002; Bustnes *et al.* 2002) e comportamento (Dufour, Weatherhead 1991; Bachman, Widemo 1999). Essa condição contempla a quantidade de reservas energéticas, a capacidade de sobreviver

em situações adversas, a resistência aos parasitos ou doenças e/ou a atração de parceiros (Costa, Macedo 2005; Schulte-Hostedde *et al.* 2005; Sutherland *et al.* 2005). Existem vários métodos fisiológicos, bioquímicos e morfológicos para se avaliar a condição corporal de um indivíduo (Stevenson, Woods 2006), dentre eles está o Índice de Massa Relativa (IMR). O IMR é uma ferramenta capaz de avaliar a condição corporal através de uma estimativa das reservas nutricionais baseada na biomassa e no comprimento de uma medida rígida do corpo da ave (Schulte-Hostedde *et al.* 2005, Sutherland *et al.* 2005). Índices com valores negativos indicam pior condição corporal quando comparados a valores positivos (Schulte-Hostedde *et al.* 2005).

A condição corporal de um animal pode se modificar de acordo com as condições bióticas ou abióticas do habitat, como a fragmentação de habitats que pode aumentar o gasto energético dos indivíduos na defesa contra predadores (Amo *et al.* 2007), ou deixá-los mais susceptíveis ao ataque de parasitos (Smallridge, Bull 2000) e, até mesmo, fazer com que os indivíduos percam seus habitats ideais pela falta de recurso ou espaço (Amo *et al.* 2007). Bókony *et al.* (2012) observaram em seu estudo que indivíduos de *Passer domesticus* localizados em áreas urbanas ou próximas as mesmas apresentaram pior condição corporal quando comparados com indivíduos que habitam o campo. Com isso, os indivíduos de *Passer domesticus* que se encontram próximos a áreas urbanas também apresentavam menor sucesso reprodutivo (Peach *et al.* 2008; Bókony *et al.* 2012).

O ectoparasitismo em aves também afeta a condição corporal, pelo fato da energia dos hospedeiros utilizada nos processos fisiológicos ser redirecionada para o sistema imunológico (Sorci *et al.* 1996). Além disso, indivíduos infestados por parasitas ou em pior condição corporal podem apresentar padrões de plumagem alterados, o que reflete na seleção sexual, pois são considerados com menor aptidão para reprodução e

cuidado parental (Costa, Macedo 2005). A condição corporal ainda é afetada pelas alterações no ambiente, pois elas podem interferir nas relações parasito-hospedeiro, (Loye, Carroll 1995; Moller, Erritzoe 2003) aumentando o nível de infestação (Tolesano-Pascoli 2005) ou alterando a resposta imunológica quando as alterações são climáticas e de disponibilidade de alimento.

Considerando que a condição corporal de aves permite avaliar a qualidade ambiental, este trabalho teve como objetivos: avaliar se existe variação no IMR entre as espécies, entre espécies de diferentes áreas e entre as populações das espécies capturadas nas quatro áreas. E também avaliar se as variáveis guilda alimentar e ectoparasitismo interferem na condição corporal.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo:

Para descrição das áreas de estudos, ver capítulo 1 (páginas 14-15).

Coleta de dados:

Para descrição da captura das aves, ver capítulo 1 (páginas 15-16).

Para se obter os valores dos IMR (cálculo detalhado em seguida) dos indivíduos capturados, foram aferidas a medida do tarso direito, com paquímetro digital Lotus® de precisão 0,01 mm, e a biomassa através de balanças tipo dinamômetros (Pesola®), com escalas de 30, 60 e 100g.

Os carrapatos foram analisados qualitativamente (presença/ausência) através de inspeção do corpo da ave, assoprando-se entre as penas. A presença de ácaros de pena foi avaliada qualitativamente (presença/ausência) por meio da inspeção das rêmiges e

retrizes contra a luz solar. A taxa de prevalência de ácaros e carrapatos em geral foi calculada através do número de indivíduos infestados dividido pelo número de indivíduos examinados (Tolesano-Pascoli 2005, Ogrzewalska 2009). Os animais triados foram liberados imediatamente.

Análises estatísticas

O IMR foi calculado através de uma regressão linear simples entre os valores logaritmizados na base dez da biomassa e comprimento do tarso direito (Schulte-Hostedde *et al.* 2005). O logaritmo foi utilizado para desconsiderar as unidades de medida, pois os parâmetros são medidos em unidades diferentes (Schulte-Hostedde *et al.* 2005). O tarso foi utilizado por ser considerado uma estrutura rígida, logo está menos sujeito a variações. Os valores residuais da regressão foram utilizados como IMR (Schulte-Hostedde *et al.* 2005).

Para verificar se os valores de IMR variaram entre espécies, entre áreas e entre espécies que foram capturadas nas quatro áreas, foi feita Análise de Variância para um fator (ANOVA). Para avaliar se houve correlação entre os valores da biomassa média e o IMR das espécies foi realizada uma Correlação de Pearson. Para comparar os valores de IMR geral entre as guildas tróficas foi feita uma ANOVA. Para comparar os valores de IMR entre as guildas alimentares das aves capturadas foi realizada uma ANOVA para dois fatores, considerando a guilda e a área como fatores. Foram utilizados testes *t* para comparar os valores do IMR entre os indivíduos parasitados e não parasitados (carrapato/ácaro) e para avaliar se houve variação no IMR das aves entre as estações seca e chuvosa. Os testes paramétricos foram precedidos de testes de normalidade. As análises estatísticas foram feitas através do *software* Systat® 10.2 considerando nível de significância de 5% (Zar 2010).

RESULTADOS

Foram capturados 406 indivíduos de 50 espécies em aproximadamente 6.400 horas*rede. Para análise da condição corporal, através do Índice de Massa Relativa (IMR) foram utilizados 304 indivíduos de 17 espécies e nove famílias, que apresentaram número mínimo de cinco indivíduos (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies utilizadas na análise de condição corporal (nomenclatura de acordo com CBRO 2014). Guilda alimentar baseada na dieta predominante das espécies de acordo com: Motta-Júnior (1990), Sick (1997), Soares e Anjos (1999), Piratelli e Pereira (2002), Durães e Marini (2003) e Sigrist (2006). Habitat baseado na dependência das espécies em relação a ambientes florestais (Silva 1995; Bagno, Marinho-Filho 2001).

Táxon	Nome popular	Guilda alimentar	Habitat
Bucconidae Horsfield, 1821			
<i>Monasa nigrifrons</i> (Spix, 1824)	chora-chuva-preto	Insetívoro	Dependente
Thamnophilidae Swainson, 1824			
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa	Insetívoro	Dependente
Furnariidae Gray, 1840			
<i>Synallaxis scutata</i> Sclater, 1859	estrelinha-preta	Onívoro	Dependente
Pipridae Rafinesque, 1815			
<i>Neopelma pallescens</i> (Lafresnaye, 1853)	fruxu-do-cerradão	Onívoro	Semi-dependente
<i>Pipra fasciicauda</i> Hellmayr, 1906	uirapuru-laranja	Frugívoro	Dependente
<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)	Soldadinho	Frugívoro	Dependente
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907			
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	Cabeçudo	Insetívoro	Dependente
<i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1830)	Estalador	Insetívoro	Dependente
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	Insetívoro	Dependente
Turdidae Rafinesque, 1815			
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-barranco	Onívoro	Semi-dependente
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850			
<i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838	tico-tico-de-bico-amarelo	Onívoro	Dependente
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947			
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	Insetívoro	Dependente
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	canário-do-mato	Insetívoro	Dependente
<i>Myiothlypis leucophrys</i> (Pelzeln, 1868)	pula-pula-de-sobrancelha	Insetívoro	Dependente
Thraupidae Cabanis, 1847			
<i>Saltator maximus</i> (Statius Muller, 1776)	tempera-viola	Onívoro	Semi-dependente
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	trinca-ferro-verdadeiro	Onívoro	Semi-dependente
<i>Lanio penicillatus</i> (Spix, 1825)	pipira-da-taoca	Onívoro	Semi-dependente

O IMR diferiu significativamente entre as espécies de aves ($F_{16,287} = 56,675$; $p < 0,01$) (Figura 1) e também entre as aves das quatro áreas ($F_{3,300} = 2,543$; $p = 0,05$) (Figura 2), sendo que no Glória as aves apresentaram maior IMR seguido por, Água Fria, São José e Galheiro. Não houve variação no IMR das aves entre as estações seca e chuvosa ($t = 0,000$; $gl = 403$; $p = 1,000$).

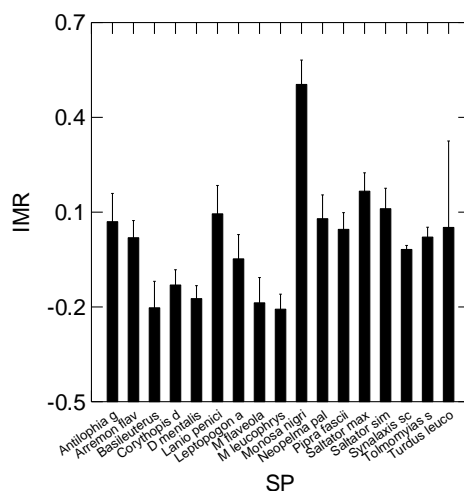


Figura 1. Índice de Massa Relativa (média \pm desvio padrão) das dezessete espécies analisadas. Espécies: *Antilophia galeata*, *Arremon flavirostris*, *Basileuterus culicivorus*, *Corythopsis delalandi*, *Dysithamnus mentalis*, *Lanio penicillatus*, *Leptopogon amaurocephalus*, *Myiothlypis flaveola*, *Myiothlypis leucophrys*, *Monasa nigrifrons*, *Neopelma pallescens*, *Pipra fasciicauda*, *Saltator maximus*, *Saltator similis*, *Synallaxis scutata*, *Tolmomyias sulphurescens*, *Turdus leucomelas*.

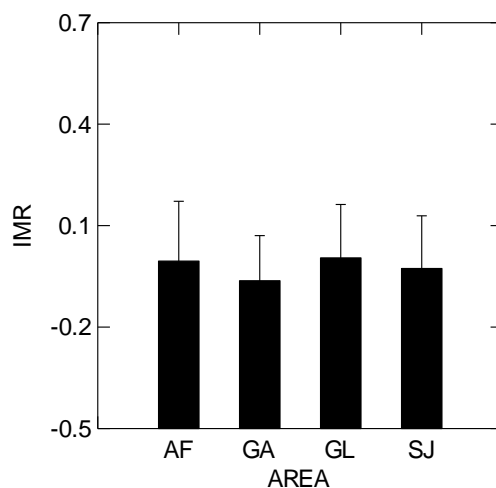


Figura 2. Índice de Massa Relativa (média \pm desvio padrão) das dezessete espécies analisadas entre as quatro áreas. Áreas: AF: Água Fria, GA: Galheiro, GL: Glória, SJ: São José.

Houve correlação positiva entre o IMR e os valores médios da biomassa das espécies ($r = 25,707$; $gl = 1$; $p < 0,01$) (Figura 3), sendo que as espécies de maior porte e maior biomassa apresentaram altos valores de IMR. Houve diferença significativa do IMR entre as espécies de cada fragmento (Figura 4 – A, B, C e D).

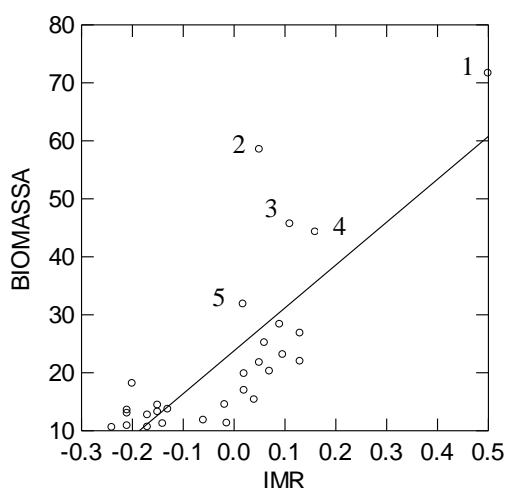


Figura 3. Correlação entre a biomassa média e o Índice de Massa Relativa das espécies analisadas. Cinco espécies que se destacaram com altos valores de biomassa: 1- *Monasa nigrifrons*, 2- *Turdus leucomelas*, 3- *Saltator similis*, 4- *Saltator maximus*, 5- *Arremon flavirostris*.

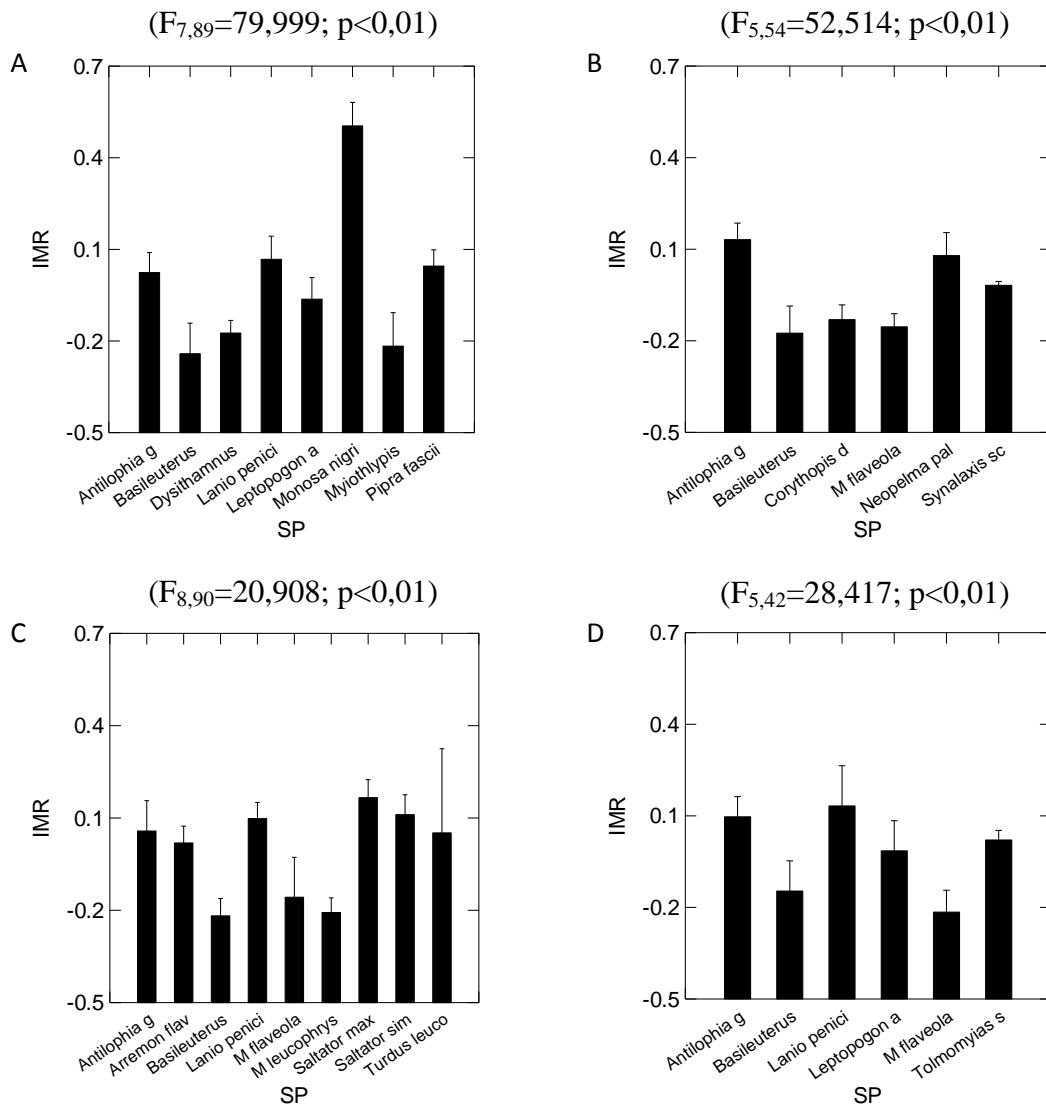


Figura 4. Índice de Massa Relativa (média \pm desvio padrão) comparado entre as espécies de cada fragmento. A- Oito espécies de aves analisadas na área Água Fria. Espécies: *Antilophia galeata*, *Basileuterus culicivorus*, *Dysithamnus mentalis*, *Lanio penicillatus*, *Leptopogon amaurocephalus*, *Monasa nigrifrons*, *Myiothlypis flaveola*, *Pipra fasciicauda*. B- Seis espécies de aves analisadas na área Galheiro. Espécies: *A. galeata*, *B. culicivorus*, *Corythopsis delalandi*, *M. flaveola*, *Neopelma pallescens*, *Synallaxis scutata*. C- Nove espécies de aves analisadas na área Glória. Espécies: *A. galeata*, *Arremon flavirostris*, *B. culicivorus*, *L. penicillatus*, *M. flaveola*, *Myiothlypis leucophrys*, *Saltator maximus*, *Saltator similis*, *Turdus leucomelas*. D- Seis espécies de aves analisadas na área São José. Espécies: *A. galeata*, *B. culicivorus*, *L. penicillatus*, *L. amaurocephalus*, *M. flaveola*, *Tolmomyias sulphurens*.

Entre as quatro áreas foi possível comparar três espécies de aves, que para seguir o padrão deste estudo deveria ter pelo menos cinco indivíduos em todas as áreas. O IMR de *Antilophia galeata* diferiu significativamente entre as quatro áreas ($F_{3,64} = 3,109$; $p = 0,032$) (Figura 5). Não houve variação no IMR de *Basileuterus culicivorus* ($F_{3,35} = 2,287$; $p = 0,096$) e de *Myiothlypis flaveola* ($F_{3,34} = 2,088$; $p = 0,120$) entre as áreas.

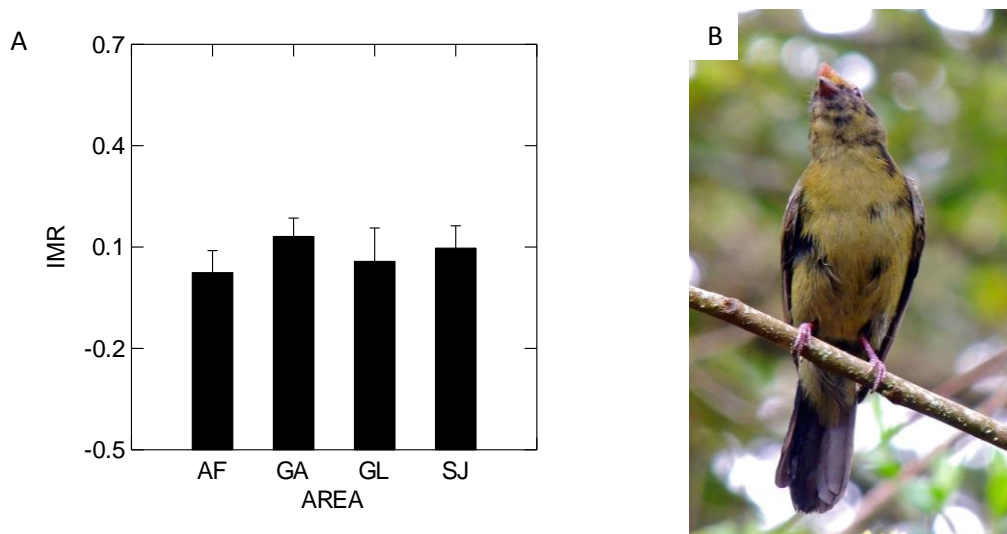


Figura 5. A) Índice de Massa Relativa (média \pm desvio padrão) de *Antilophia galeata* em quatro áreas. Áreas: AF: Água Fria, GA: Galheiro, GL: Glória, SJ: São José. B) Indivíduo sub-adulto de *Antilophia galeata*.

O IMR das espécies de cada guilda alimentar foi analisado para cada área, sendo que houve variação em todas as áreas e os insetívoros apresentaram os menores valores de IMR nas quatro áreas (Figura 6 – A, B, C e D).

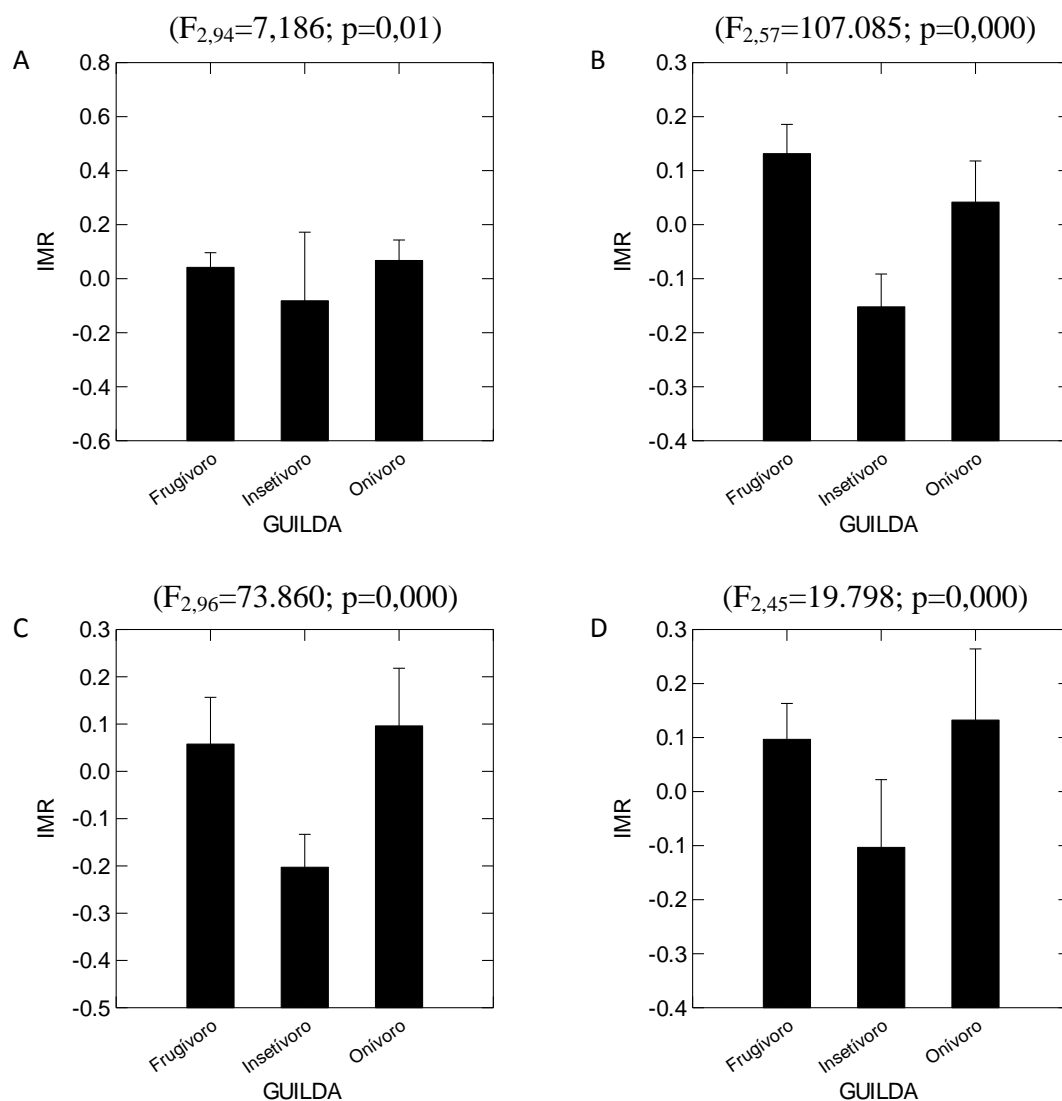


Figura 6. Índice de Massa Relativa (médica ± desvio padrão) das espécies entre as guildas alimentares e resultados estatísticos de cada área. A- Água Fria. B- Galheiro. C- Glória, D- São José.

O IMR das espécies variou com a guilda ($F_{2,292} = 96,060; p = 0,00$) (Figura 7), mas não entre as áreas ($F_{3,292} = 2,016; p = 0,112$) e apresentou interação entre os fatores ($F_{6,292} = 3,378; p = 0,003$).

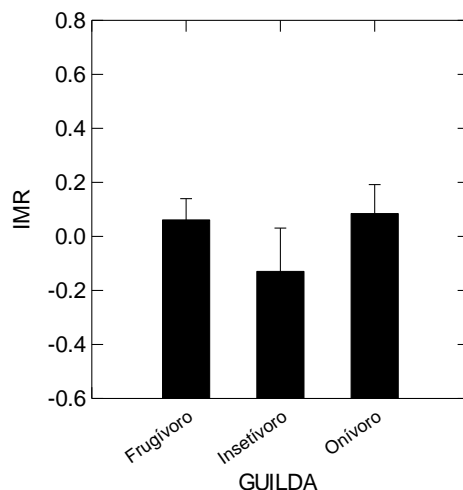


Figura 7. Índice de Massa Relativa (média \pm desvio padrão) das espécies entre as guildas alimentares.

A taxa geral de prevalência de ectoparasitos para área Água Fria foi de 85% ($n = 83$ indivíduos infestados). Houve diferença significativa nos valores de IMR para indivíduos parasitados e não parasitados ($t = 1,994$; $gl = 95$; $p = 0,049$) (Figura 8). Para Galheiro a prevalência geral foi de 75% ($n = 45$ indivíduos infestados) e também apresentou variação no IMR entre os indivíduos parasitados e não parasitados ($t = 2,703$; $gl = 58$; $p = 0,009$) (Figura 9). Glória teve prevalência geral de 93% ($n = 93$ indivíduos infestados) e não apresentou diferença significativa nos valores de IMR de indivíduos parasitados e não parasitados ($t = -0,406$; $gl = 97$; $p = 0,686$). A prevalência geral da área São José também foi de 93% ($n = 45$ indivíduos infestados) e não houve diferença no IMR entre parasitados e não parasitados ($t = 0,704$; $gl = 46$; $p = 0,485$).

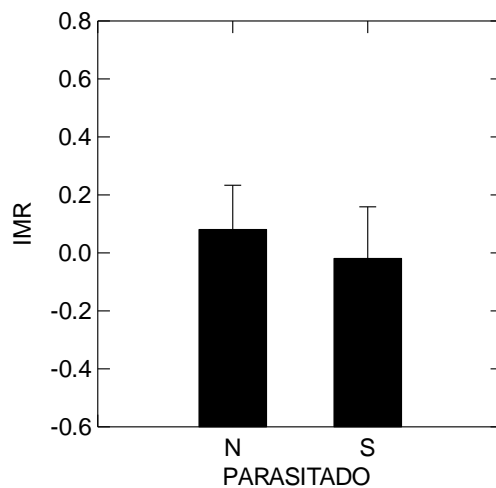


Figura 8. Índice de Massa Relativa (média \pm desvio padrão) dos indivíduos parasitados e não parasitados de Água Fria.

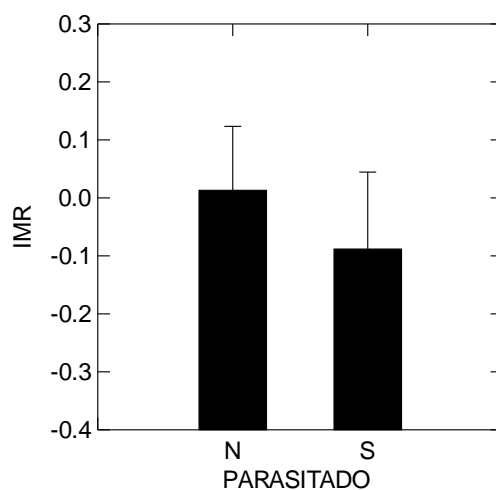


Figura 9. Índice de Massa Relativa (média \pm desvio padrão) dos indivíduos parasitados e não parasitados de Galheiro.

DISCUSSÃO

Neste estudo, foi possível observar variação nos valores de IMR entre as espécies de aves capturadas, pelo fato de serem espécies com características distintas,

como, diferentes guildas alimentares, diferentes hábitos, que podem influenciar no IMR dos indivíduos.

Moyes, Schulte (2010), sugerem que os animais endotérmicos menores usam mais energia para se mover e para outras atividades, inclusive manter a homeotermia quando comparados com animais maiores. Por isso os animais menores apresentam taxa metabólica maior o que reflete em maior dificuldade de acumular reservas nutricionais resultando em dificuldade para manter o IMR positivo. Além disso, o hábito, a dieta, o estrato de preferência do forrageamento, a atividade do animal dentre outros fatores (Piratelli, Pereira 2002; Dantas 2013; Teles 2013), podem explicar a variação no IMR das espécies analisadas.

Com isso, possivelmente as aves menores são mais indicadas para serem utilizadas no biomonitoramento através da análise de IMR, por serem mais sensíveis que aves maiores. Além disso, geralmente, as aves maiores ocorrem em menor densidade na maioria dos habitats, provavelmente por necessitarem de grande quantidade de recursos (Anjos 1998).

As espécies de maior porte e maior biomassa como, *Monasa nigrifrons*, *Turdus leucomelas*, *Saltator similis*, *Saltator maximus*, *Arremon flavirostris* destoaram do padrão observado na relação entre biomassa e IMR, apresentando altos valores de IMR, pelo fato de apresentarem menor taxa metabólica e com isso, são menos propensos a perder reservas diante de pequenas oscilações nos recursos (Silva 1995; Anjos 1998).

Dentre as dezessete espécies analisadas, o IMR mais alto foi observado em *Monasa nigrifrons*, o que pode ser explicado pelo comportamento de forrageamento tipo “senta e espera”, para a captura de artrópodes, que é típico da família Buconidae. Além disso, *M. nigrifrons* têm o hábito de ingerir alimentos grandes e proteicos,

gastando pouca energia para obtê-los (Piratelli *et al.* 1998; Melo, Marini 1999), o que resulta em alto IMR e maior biomassa.

No presente estudo o IMR das aves diferiu entre as quatro áreas, sendo que no Glória, as aves apresentaram maior IMR seguido por, Água Fria, São José e Galheiro. Como as florestas estacionais semidecíduais apresentam alta heterogeneidade e variam devido às particularidades históricas e distintos estados de conservação (Vale *et al.* 2009; Lopes 2010; Lopes *et al.* 2011), fatores como: tamanho do fragmento, a disponibilidade de recurso e a variedade de microhabitats podem ser fatores que influenciam no IMR das espécies presentes no local (Piratelli 1999).

O fragmento Glória é considerado pequeno e se encontra isolado em matrizes agropecuárias tornando a comunidade de aves estritamente dependente do remanescente florestal para suprir suas necessidades nutricionais. Porém, em um estudo de dinâmica da comunidade arbórea do Glória (Silva, Araújo 2009), foi observado que entre 1990 e 2004 a riqueza de espécies da vegetação se manteve. Além disso, Lopes *et al.* (2011) mostraram que esse fragmento está direcionando para um estágio de maturidade mais avançado da vegetação, caracterizado por uma grande diversidade biológica devido à complexidade estrutural e fisionomia semelhante à vegetação primária. Portanto, a área tem capacidade de oferecer recurso alimentar o ano todo para as aves, tanto de frutos quanto de artrópodes (Dantas 2013; Teles 2013), podendo explicar os maiores valores de IMR encontrado nos indivíduos.

O fragmento Água Fria possui grande área e ainda formação florestal em estágio primário de conservação, caracterizado por grande diversidade biológica e com efeitos mínimos de antropização de forma a não afetar relevantemente a fauna e flora do local (Vale *et al.* 2009). Áreas com ótimo estado de conservação permitem maior quantidade

e diversidade de recursos, tanto para alimentação quanto para reprodução (Gimenes, Anjos 2003). Essas características podem ter influenciado para os altos valores do IMR.

O fragmento São José é a menor área do estudo e também é circundado por matrizes agropecuárias, é considerado como uma área com menor grau de preservação (Lopes 2010), podendo assim influenciar nos baixos valores de IMR das aves do local.

Galheiro é uma estação de pesquisa e desenvolvimento ambiental, possui vasta área, porém as aves do local apresentaram os menores valores de IMR. O que pode ser explicado pelo histórico de uso da área, pois antes da mesma ser uma reserva ela era dividida em várias fazendas de uso agropecuário, com isso a área pode estar ainda em processo de sucessão ecológica tardia (Castro 1995), não atingindo uma qualidade adequada para manter o IMR das aves elevado.

Neste estudo, as aves capturadas apresentaram diferença no IMR entre as guildas alimentares, sendo que os onívoros apresentaram os maiores valores de IMR, frugívoros apresentaram valores positivos e negativos, e os insetívoros apresentaram valores negativos. De acordo com Willis (1979), uma dieta mais variada como a de aves onívoras é favorecida em ambientes perturbados, portanto estes ambientes com tamanho reduzido e possivelmente de menor qualidade, podem apresentar maior porcentagem de aves onívoras em relação às insetívoras e frugívoras. Em estudo realizado na Carolina do Sul, Moorman *et al.* (2012) observaram a capacidade dos onívoros de forragear no interior de clareiras e bordas de floresta. As clareiras possuem estágio sucessional de regeneração diferente do restante da floresta e apresentam espécies de plantas que frutificam em épocas diferentes o que possibilita novos locais de forrageamento para as aves (Cavalcanti, 1992; Moorman *et al.* 2012). Andrade e Marini (2001) em estudo no Cerrado da Serra da Canastra, mostraram a capacidade de aves dependentes de ambientes florestais se movimentarem entre fragmentos conectados por corredores de

vegetação.

As aves podem buscar condições adequadas às quais estavam expostas ou se adaptar às novas situações quando são expostas às mudanças ecológicas (Anciães, Peterson 2006). As aves frugívoras são vulneráveis às alterações antrópicas, incluindo-se neste caso uma disponibilidade de alimentos distribuídos ao longo do ano (Donatelli *et al.* 2007). As alterações no ambiente e na variabilidade na oferta de recursos pode forçar espécies a se deslocarem para outras áreas (Hansbauer *et al.* 2008) ou alterarem seu comportamento alimentar e dieta (Levey 1988; Loiselle, Blake 1991; Moorman *et al.* 2012). As duas espécies que representaram a guilda dos frugívoros foram os piprídeos: *Antilophia galeata* e *Pipra fasciicauda*. *Antilophia galeata* é de fácil captura em matas estacionais semidecíduais, por ser uma espécie endêmica de ambientes florestais do Cerrado (Silva 1995). Apesar de *A. galeata* apresentar preferência pela ingestão de frutos, consome artrópodes (Marini 1992; Piratelli, Pereira 2002; Silva, Melo 2011; Dantas 2013; Teles 2013) o que pode complementar sua dieta em períodos de escassez de frutos. Os artrópodes têm sido considerados importantes fontes alternativas de recursos alimentares para frugívoros (Poulin *et al.* 1992; Durães, Marini, 2005). Estudos afirmam que artrópodes geralmente possuem uma distribuição espacial uniforme, o que beneficia espécies territorialistas, como *A. galeata*, a manterem seus territórios (Poulin, Lefevbre 1992). Isso indica que *A. galeata* está adaptada às condições de sazonalidade do Cerrado, refletindo em valores positivos de IMR. *Pipra fasciicauda* é uma espécie típica de ambientes florestais com baixa sazonalidade e é essencialmente frugívora, podendo ser considerada uma espécie mais sensível às condições sazonais do Cerrado, o que pode implicar em comprometimento de suas reservas energéticas devido à sazonalidade do bioma (Robbins 1983; Sick 1997; Piratelli, Pereira 2002). *Chiroxiphia caudata* (Pipridae) na Mata Atlântica mostrou-se

capaz de ampliar sua área de forrageamento em época de escassez de recurso, demonstrando que este tipo de comportamento pode ser similar para a família (Hansbauer *et al.* 2008).

Os insetívoros apresentaram menores valores de IMR, o que pode estar relacionado ao fato das aves dessa guilda serem muito dependentes do ambiente florestal e sensíveis à fragmentação (Aleixo, Vielliard 1995; Stouffer, Bierregaard 1995; Gray *et al.* 2006). Soares e Anjos (1999) observaram que insetívoros com restrição no estrato de forrageamento e substratos são mais sensíveis à fragmentação. Donatelli *et al.* (2004), em estudo na comunidade de aves em Lençóis Paulista, São Paulo, constatou que há mais aves insetívoras no interior da mata que externa a ela. Sekercioglu *et al.* (2002) encontrou em seu estudo que a riqueza e a abundância dos insetívoros tende a diminuir quanto menor for o fragmento. Sekercioglu *et al.* (2002) ainda afirma que a fragmentação florestal atinge mais as aves insetívoras que as onívoras, pelo fato de afetar negativamente a abundância dos invertebrados que as aves insetívoras se alimentam. Além disso, cada espécie que compõe a guilda dos insetívoros pode apresentar características intrínsecas como, táticas de forrageamento e formas de exploração do habitat (Soares, Anjos 1999), além de uma maior restrição na dieta, não incluindo outros itens alimentares (Piratelli, Pereira 2002). Sendo assim, a dieta dos insetívoros é predominantemente proteica, o que não gera acumulação de gordura já que a proteína não é convertida em gordura como acontece com o carboidrato (Johnson 1971).

O fato das aves insetívoras terem apresentado valores negativos de IMR também pode estar relacionado a fatores ligados a presa que não foram analisados neste estudo, como, tamanho da presa, fase da vida, a palatabilidade, valor nutritivo, coloração, padrões de atividade e motilidade que influenciam na detecção e captura da presa

(Poulin, Lefebvre 1997). Além da estrutura da vegetação, que influencia a distribuição de artrópodes, sua detecção e acessibilidade para cada espécie de ave, levando à variação na disponibilidade de alimentos por habitat (Holmes, Schultz 1988).

As taxas de ectoparasitismo foram altas para as quatro áreas, porém somente nas áreas Água Fria e Galheiro o número de indivíduos não parasitados foi maior que parasitados. O ectoparasitismo em altas intensidades é dispendioso energeticamente e pode causar perda energética e mortalidade dos hospedeiros (Enout *et al.* 2009), pelo fato de afetar a aptidão e sucesso reprodutivo, acarretando atraso na postura de ovos, diminuição do tamanho da ninhada e/ou da massa corporal dos ninhegos e adultos, e acentuada redução da sobrevivência dos ninhegos em até 50% (Storni *et al.* 2005).

Estudos indicam que uma boa condição corporal permite maior resistência a parasitos (Sutherland *et al.* 2005). Uma boa condição corporal, ou seja, valores de IMR maiores e positivos (Schulte-Hostedde *et al.* 2005); indica que o animal possui mais reservas nutricionais, o que reflete em mais resistência e sobrevivência perante a escassez de recursos alimentares (Millar, Hickling 1990; Bachman, Widemo 1999). Além da sobrevivência, indivíduos em melhor condição corporal são mais aptos para a reprodução por serem mais atrativos aos parceiros (Bachman, Widemo 1999). Em estudo realizado com espécie *Acrocephalus sechellensis* na República de Seychelles na África não foi encontrado relação negativa entre a presença de ácaros de pena e a condição corporal (Dowling *et al.* 2001). Os autores consideram a relação ácaro de pena e ave como simbiótica, pois acreditam que os ácaros apenas se alimentam das secreções oleaginosas das penas (Blanco, Frías 2001; Dowling *et al.* 2001; Storni *et al.* 2005).

Quando se tem prevalência de ectoparasitas baixa ou nula, indica falta de exposição aos ectoparasitos e não baixa susceptibilidade (Poulin 1991). Animais que

não vivem em grupo apresentam menores chances de adquirir e acumular ectoparasitos devido à menor proximidade e número de contatos físicos entre os indivíduos (Poulin 1991). Algumas espécies de carrapatos são consideradas parasitos ocasionais, pois utilizam as aves somente como hospedeiros de transporte (Storni *et al.* 2005; Tolesano-Pascoli 2005; Lobato 2007; Tolesano-Pascoli *et al.* 2010), o que pode diminuir as chances de captura de um indivíduo parasitado. A frequência de indivíduos com ectoparasitos pode estar associada: ao comportamento de retirada de carrapatos pelo bico (Marini *et al.* 1996); as diferentes estratégias de forrageamento (Soares, Anjos 1999), pois aves que exploram estratos e substratos de forrageamento mais amplos podem estar mais susceptíveis às formas infestantes dos ectoparasitos; a redução da abundância durante a estação de muda das penas (Enout *et al.* 2009), a presença de endoparasitos que podem alterar a fisiologia do hospedeiro diminuindo a energia destinada aos processos fisiológicos, pois é necessário aumentar as respostas do sistema imunológico (Lobato 2007; Machado-Filho *et al.* 2010); ou ainda uma variação esporádica na abundância dos ectoparasitos.

A dependência do ambiente florestal e o forrageamento em sub-bosque das espécies insetívoras podem indicar um comportamento que aumenta a suscetibilidade dessas espécies às formas infestantes dos ectoparasitos, o que pode resultar em valores baixos e negativos de IMR (Tolesano-Pascoli 2005).

CONCLUSÕES

Os valores de IMR variaram entre as dezessete espécies de aves analisadas. Portanto, as características de cada espécie aliadas aos hábitos proporcionam variações nos valores de IMR e consequentemente na condição corporal dos indivíduos.

O IMR das aves capturadas apresentou diferença entre as quatro áreas, demonstrando que as áreas possuem características distintas, principalmente em relação à oferta de recursos alimentares, o que pode ter contribuído para as variações no IMR das espécies.

O fato de *Antilophia galeata* apresentar diferença nos valores IMR entre as áreas a caracteriza como a espécie mais indicada para ser usada como biomonitora a partir da análise da condição corporal.

Os valores de IMR das aves apresentaram diferença entre as guildas alimentares. Onívoros e frugívoros apresentaram valores mais altos de IMR, apontando que podem ampliar as áreas de forrageamento e/ou alterar a composição da dieta. Os insetívoros com sua dependência de ambientes de mata e com maior sensibilidade à perturbação ambiental, apresentaram valores menores de IMR.

O IMR das aves de Água Fria e Galheiro variou entre os indivíduos parasitados e não parasitados. Glória e São José não apresentaram esta variação. O ectoparasitismo nos indivíduos com melhor condição corporal pode ser uma tática de sobrevivência dos ectoparasitas, porém uma boa condição corporal revela maior resistência a parasitos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, p. 493-511, 1995.

AMO, L.; LÓPEZ, P.; MARTÍN, J. Habitat deterioration affects body condition of lizards: A behavioral approach with *Iberolacerta cyreni* lizards inhabiting ski resorts. **Biological Conservation**, v. 135, p. 77-85, 2007.

ANCIÃES, M.; PETERSON, A. T. Climate change effects on Neotropical Manakin diversity based on ecological niche modeling. **The Condor**, v. 108, p. 778-791, 2006.

ANDRADE, R. D.; MARINI, M. Â. Bird movement between natural forest patches in southeast Brazil, p. 125- 136. **In:** ALBUQUERQUE, J. L. B.; CÂNDIDO, J. F. JR.; STRAUBE, F. C.; ROOS, A. L. (Eds.). **Ornitologia e conservação – da ciência às estratégias**. Tubarão: Editora Unisul, 2001.

ANJOS, L. Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. **SÉRIE TÉCNICA IPEF**, v. 12, n. 32, p. 87-94, 1998.

BACHMAN, G.; WIDEMO, F. Relationships between body composition, body size and alternative reproductive tactics in a lekking sandpiper, the ruff (*Philomachus pugnax*). **Funct Ecol.**, v. 13, p. 411–416, 1999.

BAGNO, M. A.; MARINHO-FILHO, J. A avifauna do Distrito Federal: Uso de ambientes abertos e florestais e ameaças, p. 495-528. **In:** RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUSA- SILVA (eds.) **Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina: EMBRAPA. 2001.

BERGAN, J. F.; SMITH, L. M. Survival rates of female mallards wintering in the Playa Lakes region. **J Wildl Manag.**, v. 57, p. 570–577, 1993.

BERGERON, P.; BAETA, R.; PELLETIER, F.; RÉALE, D.; GARANT, D. Individual quality: tautology or biological reality? – **J. Anim. Ecol.**, v. 80, p. 361 – 364, 2011.

BLANCO, G.; FRÍAS, O. Symbiotic feather mites synchronize dispersal and population growth with host sociality and migratory disposition. **Ecography**, v. 24, p. 113-120, 2001.

- BLEEKER, M.; KINGMA, S. A.; SZENTIRMAI, I.; SZÉKELY, T.; KOMDEUR, J. Body condition and clutch desertion in penduline tit *Remiz pendulinus*. – **Behaviour**, v. 142, p. 1465 – 1478, 2005.
- BLUMS, P.; CLARK, R. G.; MEDNIS, A. Patterns of reproductive effort and success in birds: path analyses of long-term data from European ducks. **J Anim Ecol.**, v. 71, p. 280–295, 2002.
- BLUMS, P.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E.; LINDBERG, M. S.; MEDNIS, A. Individual quality, survival variation and patterns of phenotypic selection on body condition and timing of nesting in birds. **Oecologia**, v. 143, p. 365–376, 2005.
- BÓKONY, V.; SERESS, G.; NAGY, S.; LENDVAI, Á. Z.; LIKER, A. Multiple indices of body condition reveal no negative effect of urbanization in adult house sparrows. **Landscape and Urban Planning**, v. 104, p. 75– 84, 2012.
- BUSTNES, J. O.; ERIKSTAD, K. E.; BJORN, T. H. Body condition and brood abandonment in common eiders breeding in the high Arctic. **Waterbirds**, v. 25, p. 63–66, 2002.
- CAVALCANTI, R. B. The importance of forest edges in the ecology of open country cerrado birds. In: FURLEY, P. A.; PROCTOR, J.; RATTER, A. (eds.). **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. Chapman and Hall, London. P. 513-518, 1992.
- DANTAS, T. **Ciclos anuais em aves de ambientes florestais: muda de penas e reprodução**. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. UFU. Uberlândia, MG. 2013.
- CASTRO, N. M. F. **Projeto Executivo: Unidade de Conservação Galheiro - estudo de fauna e flora**. (Relatório final - Estudos ambientais). Belo Horizonte, v. 2, 1995.

CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos) **Listas das aves do Brasil**. 11^a Edição 2014. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 01 nov. de 2014.

COSTA, F. J. V.; MACEDO, R. H. Coccidian oocyst parasitism in the blue-black grassquit: influence on secondary sex ornaments and body condition. **Animal behaviour**, v. 70, p. 1401–1409, 2005.

DONATELLI, R. J.; COSTA, T. V. V.; FERREIRA C. D. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 1, p. 97-114, 2004.

DONATELLI, R. J.; FERREIRA, C. D.; DALBETO, A. C; POSSO, S. R. Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 362–375, 2007.

DOWLING, D. K.; RICHARDSON, D. S.; KOMDEUR. No effects of a feather mite on body condition survivorship, or grooming behavior in the *Seychelles warbler*, *Acrocephalus sechellensis*. **Behavior Ecological Sociobiology**, v. 50, p. 257-262, 2001.

DUFOUR, K. W.; WEATHERHEAD, P. J. A test of the condition-bias hypothesis using brown-headed cowbirds trapped during the breeding-season. **Can J Zool**, v. 69, p. 2686–2692, 1991.

DURÃES, R.; MARINI, M. Â. An evaluation of the use of tartar emetic in the study of birds diets in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Journal Field Ornithology**, v. 74, p. 270 280, 2003.

ENOUT, A. M. J.; LOBATO, D. N.; AZEVEDO, C. S.; ANTONINI, Y. Parasitismo por malófagos (Insecta) e ácaros (Acari) em *Turdus leucomelas* (Aves) nas estações

reprodutiva e de muda de penas no Parque Estadual do Rio Preto, Minas Gerais, Brasil. **Zoologia**, 26: 534-540, 2009.

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum Biological Sciences**. v.25, n.2, p. 391-402, 2003.

GRAY, M. A.; BALDAUF, S. L.; MEYHEW, P. J.; HILL, J. K. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. **Conservation Biology**, v. 21, p. 133-141, 2006.

HANSBAUER, M.; STORCH, I.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Comparative range use by three Atlantic Forest understory bird species in relation to forest fragmentation. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, p. 291-299, 2008.

HOLMES, R. T.; SCHULTZ, J. C. Food availability for forest birds: effects of prey distribution and abundance on bird foraging. **Canadian Journal Zoology**, v. 66, p. 720-728, 1988.

JANIN, A.; LÉNA, J. P.; JOLLY, P. Beyond occurrence: Body condition and stress hormone as integrative indicators of habitat availability and fragmentation in the common toad. **Biological Conservation**, v. 144, p. 1008–1016, 2011.

JOHNSON, N. F. Effect of levels of dietary protein on wood duck growth. **Journal of Wildlife Management**, v. 35, p. 798-802, 1971.

JOHNSON, D. H.; KRAPU, G. L.; REINECKE, K. J.; JORDE, D. G. An evaluation of condition indices for birds. **The Journal of Wildlife Management**, v. 49, p. 569-575, 1985.

LABOCHA, M. K.; SCHUTZ, H.; HAYES, J. P. Which body condition index is best? **Oikos**, v. 123, p. 111–119, 2014.

LABOCHA, M. K.; HAYES, J. P. Morphometric indices of body condition in birds: a review. **J Ornithol.**, v. 153, p. 1–22, 2012.

LEVEY, D. J. Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. **Ecological Monographs**, v. 58, p. 251-269, 1988.

LOBATO, D. N. C. Indicadores hematológicos e parasitológicos como ferramentas ecológicas para avaliar a saúde de *Turdus leucomelas* (Passeriformes). Dissertação de mestrado. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 2007.

LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. **Ecology**, v. 72, p. 180-193, 1991.

LOPES, S. F. **Padrões florísticos e estruturais das Florestas Estacionais Semidecíduais do Triângulo Mineiro, MG.** Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, 2010.

LOPES, S. F.; SCHIAVINI, I.; PRADO JÚNIOR, J. A.; GUSSON, A. E.; SOUZA NETO, A. R.; VALE, V. A.; DIAS NETO, O. C. Caracterização ecológica e distribuição diamétrica da vegetação arbórea em um remanescente de floresta estacional semidecidual, na Fazenda Experimental do Glória, Uberlândia, MG. **Bioscience Journal**. v.27, n.2, p. 322-335, 2011.

LOYE, J.; CARROL, S. Birds, bugs and blood: avian parasitism and conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 232-235, 1995.

MACHADO-FILHO, R. A. N.; BALSAMÃO, G. M.; MARINI, M. Â. Seasonal Differences in Immune Profiles and Body Conditions of Migratory and Permanent Resident Neotropical Flycatchers. **The Condor**, v. 112, p. 579-590, 2010.

MARINI, M. Â. Foraging behavior and diet of the *Helmeted manakin*. **The Condor**, v. 94, p. 151-158, 1992.

MARINI, M. Â.; REINERT, B. L.; BORNSCHEIN, M. R.; PINTO, J. C.; PICHORIM, M. A. Ecological correlates of ectoparasitism on Atlantic forest birds, Brazil. **Ararajuba**, v. 4, p. 93-102, 1996.

MELO, C.; MARINI, M. Â. Comportamento alimentar de *Monasa nigrifrons* (Aves, Bucconidae) em matas do oeste de Minas Gerais, Brasil. **Ararajuba. Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 7, n.1, p. 13-15, 1999.

MILLAR, J. S.; HICKLING, G. J. Fasting endurance and the evolution of mammalian body size. **Functional Ecology**, v. 4, p. 5-12, 1990.

MOLLER, A. P.; ERRITZOE, J. Body Condition and Spleen Size in Birds. **Oecologia**, v. 137, p. 621-626, 2003.

MOORMAN, C. E.; BOWEN, L. T.; KILGO, J. C.; HANULA, J. .; HORN, S.; ULYSHEN, M. D. Arthropod abundance and seasonal bird use of bottomland forest harvest gaps. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 124, p. 31-39, 2012.

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

MOYES, C.D.; SCHULTE, P.M. **Princípios de fisiologia animal**. 2ª ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.792p.

OGRZEWALSKA, M. **Efeito da fragmentação florestal na infestação por carrapatos (Acari: Ixodidae) em aves e infecção de carrapatos por *Rickettsia* spp. no Pontal do Paranapanema, SP.** Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

PAQUETTE, S. R.; PELLETIER, F.; GARANT, D.; BÉLISLE, M. Severe recent decrease of adult body mass in a declining insectivorous bird population. **Proc. R. Soc. B.**, v. 281, 2014.

PEACH, W. J., VINCENT, K. E., FOWLER, J. A.; GRICE, P. V. Reproductive success of house sparrows along an urban gradient. **Animal Conservation**, v. 11, p. 493–503, 2008.

PEIG, J.; GREEN, A. J. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. **Functional Ecology**, v. 24, p. 1323-1332, 2010.

PIRATELLI, A. J.; MELO, F. P.; MELLO, M. C. Ocorrência e registro de nidificação de *Monasa nigrifrons* (spix) (aves, buconidae) a leste de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revta bras. Zool.**, v. 15, n. 1, p. 191 - 193, 1998.

PIRATELLI, A. J. **Comunidades de aves de sub-bosque na região Leste de Mato Grosso de Sul**. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 1999.

PIRATELLI, A.; PEREIRA, M. R. Dieta de aves na região leste de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Ararajuba**, v. 10, n. 2, p. 131-139, 2002.

POULIN, R. Group-living and infestation by ectoparasites in Passerines. **Condor**, v. 93, p. 418-423, 1991.

POULIN, B.; LEFEBVRE, G.; MCNEIL, R. Tropical avian phenology to abundance and exploitation of food resources. **Ecology**, v. 73, p. 2295-2309, 1992.

POULIN, B.; LEFEBVRE, G. Estimation of arthropods available to birds: effect of trapping technique, prey distribution, and bird diet. **Journal Field Ornithological**, v. 68, p. 426-442, 1997.

RISCH, T. S.; MICHENER, G. R.; DOBSON, F. S. Variation in litter size: a test of hypotheses in Richardson's ground squirrels. **Ecology**, v. 88, p. 306 – 314, 2007.

ROBBINS, M. B. The display repertoire of The Band-Tailed Manakin (*Pipra fasciicauda*). **Wilson Bull.**, v. 95, n. 3, p. 321-504, 1983.

SCHULTE-HOSTEDDE, A. I.; ZINNER, B.; MILLAR, J. S.; HICKLING, G. J. Restitution of mass-size residuals: validating body condition indices. **Ecology**, v. 86, p. 155-163, 2005.

SEKERCIOGLU, C. H.; EHRLICH, P. R.; DAILY, G. C.; AYGEN, D.; GOEHRING, D.; SANDI, R. F. Disappearance of insectivorous bird from tropical forest fragments. **PNAS**, v. 99, p. 263-267, 2002.

SERRANO, I. **O anilhamento como ferramenta para o estudo de aves migratórias**. In: Primer Taller para la conservación de aves playeras miratorias en arrozceras del Cono Sur. Wetlands Internacional. Buenos Aires, Argentina. 2008. Disponível em: <<http://lac.wetlands.org>>. Acesso em: 01 nov. de 2014.

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

SIGRIST, T. **Aves do Brasil: uma visão artística**. São Paulo: Editora Leitura Dinâmica, 2006.

SILVA, J. M. C. Avian inventory of the Cerrado region, South America: implications for biological conservation. **Bird Conservation International**, v. 5, p. 315-328. 1995.

SILVA, M. R.; ARAÚJO, G. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v. 23, n.1, p. 49-56, 2009.

SILVA, A. M.; MELO, C. Frugivory and seed dispersal by the Helmeted Manakin (*Antilophia galeata*) in forests of Brazilian Cerrado. **Ornitologia Neotropical**, v. 22, p. 69-77, 2011.

SMALLRIDGE, C. J.; BULL, C. M. Prevalence and intensity of the blood parasite *Hemolivia mariae* in a field population of the skink lizard *Tiliqua rugosa*. **Parasitology Research**, v. 86, p. 655–660, 2000.

SOARES, E. S.; ANJOS, L. dos. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. **Ornit. Neot.**, v. 10, p. 61-68, 1999.

SORCI, G.; CLOBERT, J.; MICHALAKIS, Y. Cost of reproduction and cost of parasitism in the common lizard *Lacerta vivipara*. **Oikos**, v. 76, p. 121-130, 1996.

STEVENSON, R. D.; WOODS, W. A. JR. Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. **Integrative and Comparative Biology**, v. 46, p. 1169-1190, 2006.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O. JR. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, v. 76, p. 2429-2445, 1995.

STORNI, A.; ALVES, M. A. S.; VALIM, M. P. Ácaros de penas e carrapatos (Acari) associados a *Turdus albicollis* Vieillot (Aves Muscicapidae) em área de Mata Atlântica da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 419-423, 2005.

SUTHERLAND, W. J.; NEWTON, I.; GREEN, R. E. **Bird Ecology and Conservation – A Handbook of Techniques**. New York: Oxford University Press Inc, 2005.

TELES, D. R. F. Efeito da sazonalidade na condição corporal de aves da família Pipridae (Passeriformes) em Matas Estacionais Semidecíduais do Cerrado, Minas

Gerais, Brasil. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2011.

TELES, D. R. F. **Condição corporal de aves em fragmento de Mata Estacional Semidecidual do Triângulo Mineiro, Brasil.** Dissertação (Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2013.

TOLESANO-PASCOLI, G. V. T. **Ectoparasitismo em aves silvestres em um fragmento de mata (Uberlândia, MG).** Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais), Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, 2005.

TOLESANO-PASCOLI, G. V.; TORGA, K.; FRANCHIN, A. G.; OGRZEWALSKA, M.; GERARDI, M.; OLEGÁRIO, M. M. M.; LABRUNA, M. B.; SZABÓ, M. P. J.; MARÇAL-JÚNIOR, O. Ticks on birds in a Forest fragment of Brazilian cerrado (savanna) in the municipality of Uberlândia, State of Minas Gerais, Brazil. **Revisa Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 19, p. 244-248, 2010.

VALE, V.S; SCHIAVINI, I.; LOPES, S.F; NETO, O. C. D.; OLIVEIRA, A. P.; GUSSON, A. E. Composição florística e estrutura do componente arbóreo em um remanescente primário de floresta estacional semidecidual em Araguari, Minas Gerais, Brasil. **Hoehnea** v.36, n.3, p. 417-429, 2009.

VILLASENOR, E.; DRUMMOND, H. Honest begging in the blue-footed booby: signaling food deprivation and body condition. – **Behav. Ecol. Sociobiol.**, v. 61, p. 1133 – 1142, 2007.

WAUTERS, L. A.; DHONDT, A. A. Lifetime reproductive success and its correlates in female Eurasian red squirrels. – **Oikos**, v. 72, p. 402 – 410, 1995.

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

WILSON, A. J.; NUSSEY, D. H. What is individual quality? An evolutionary perspective. – **Trends Ecol. Evol.**, v. 25, p. 207 – 214, 2010.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 944 p., 2010.

CAPÍTULO 3

**Efeito da perturbação ambiental na frequência de micronúcleo de aves em
fragmentos florestais do Cerrado**

RESUMO

Uma consequência da exposição a poluentes é o aumento de mutações que afetam a frequência de doenças genéticas em populações. A análise de micronúcleo é uma técnica utilizada em epidemiologia molecular como um biomarcador de danos cromossômicos e instabilidade genômica. A formação de micronúcleos em células em divisão é o resultado de quebras cromossômicas, devido à lesão do DNA não reparado, ou separação anômala dos cromossomos devido ao mau funcionamento mitótico. As aves são adequadas para indicarem a poluição do ar por: serem distribuídas em praticamente todos os ambientes habitados por humanos, acumularem grandes volumes de ar para o voo, pertencerem a altos níveis tróficos, podendo acumular ou biomagnificar vários contaminantes. Considerando que a análise de micronúcleo em aves permite avaliar a qualidade ambiental, este trabalho teve como objetivos: avaliar se existe variação na frequência de micronúcleo entre as espécies, as áreas e as guildas alimentares. O estudo foi realizado em quatro fragmentos de florestas estacionais semidecíduais do Triângulo Mineiro, onde as aves foram capturadas com redes de neblina entre 2013 e 2014, totalizando 6.400 horas*rede de esforço de campo. Foram feitas extensões sanguíneas dos indivíduos para análise de micronúcleos. Foram confeccionadas 490 lâminas de 245 indivíduos de 15 espécies e oito famílias. Dentre os indivíduos capturados, 55% apresentaram micronúcleo, sendo um total de 266 micronúcleos e das 15 espécies analisadas apenas *Neopelma pallescens* não apresentou micronúcleo. Houve diferença na frequência de micronúcleo entre as espécies ($K = 30,571$; $gl = 14$; $p < 0,006$) e também entre as áreas ($K = 42,735$; $gl = 3$, $p < 0,01$), sendo que as áreas próximas à cidade (São José e Glória) apresentaram maior frequência de micronúcleo. Água Fria, Galheiro, Glória e São José não apresentaram diferença na frequência de micronúcleo entre as espécies. Foi possível analisar duas espécies ($n=5$) entre as quatro áreas. *Antilophia galeata* apresentou diferença na frequência de micronúcleo entre as áreas ($K = 9,133$; $gl = 3$; $p = 0,028$) e o mesmo foi observado para *Basileuterus culicivorus* ($K = 15,669$; $gl = 3$; $p = 0,001$). Não houve diferença entre a frequência de micronúcleo e as guildas alimentares nas áreas: Água Fria, Galheiro e Glória, mas houve em São José ($K = 7,837$; $gl = 2$; $p = 0,020$). A análise de micronúcleo se mostrou eficaz, pelo fato das aves que se encontravam próximas a cidade terem apresentado maior frequência de micronúcleo.

Palavras-chave: avifauna, biomonitoramento, eritrócitos, mutações, poluição do ar.

ABSTRACT

One consequence of exposure to pollutants is the increase of mutations that affect the frequency of genetic diseases in populations. The micronucleus analysis is a technique used in molecular epidemiology as a biomarker of chromosomal damage and genomic instability. The micronucleus formation in dividing cells is the result of chromosome breakage due to damage to the DNA is not repaired, or abnormal separation of chromosomes due to bad mitotic operation. Birds are appropriate to indicate air pollution by: being distributed in virtually any environment inhabited by humans, accumulate large volumes of air for the flight, belong to high trophic levels and can accumulate or biomagnificar various contaminants. Whereas the micronucleus analysis in birds evaluates the environmental quality, this study aimed to evaluate if there is variation in the frequency of micronuclei between species, the areas and feeding guilds. The study was conducted in four fragments of semideciduous forests of the Triângulo Mineiro, where the birds were captured with mist nets between 2013 and 2014, totaling 6,400 hours*network field effort. Blood smears of individuals for the analysis of micronuclei were made. 490 blades of 245 individuals of 15 species and eight families were made. Among the individuals captured, 55% had micronucleus, with a total of 266 micronuclei and 15 species analyzed only *Neopelma pallescens* not presented micronucleus. There were differences in the frequency of micronuclei between species ($K = 30.571$, $df = 14$, $p < 0.006$) and also between areas ($K = 42.735$, $df = 3$, $p < 0.01$), and the areas close to the city (São José and Glória) had a higher frequency of micronuclei. Água Fria, Galheiro, Glória and São José showed no difference in the frequency of micronuclei between species. It was possible to analyze two species ($n = 5$) among the four areas. *Antilophia galeata* showed difference in the frequency of micronuclei between areas ($K = 9.133$, $df = 3$, $p = 0.028$) and the same was observed for *Basileuterus culicivorus* ($K = 15.669$, $df = 3$, $p = 0.001$). There was no difference between the frequency of micronucleus and feeding guilds in the areas: Água Fria, Galheiro and Glória, but there was in São José ($K = 7.837$, $df = 2$, $p = 0.020$). The micronucleus analysis was effective, because of the birds that were near the city have shown a higher frequency of micronuclei.

Keys-words: birds, biomonitoring, erythrocytes, mutations, air pollution.

INTRODUÇÃO

O aumento das atividades industriais e do tráfego de veículos causa uma intensa poluição do ar (Merian 1991), sendo os gases emitidos pelos automóveis um dos principais contribuintes para esta poluição (Schenker 1980; Harrop *et al.* 1990). Com isso, os níveis de produtos químicos persistentes se tornam elevados tanto em sedimentos aquáticos quanto no ar de muitas áreas urbanas (Carole, James 1996).

Existe uma forte relação entre poluição do ar e câncer (State of the Art, American Thoracic Society 1996; Health Effects Institute 2001), pelo fato dos compostos químicos presentes no ar dos centros urbanos exibirem propriedades mutagênicas (Crebelli 1989; Lewtas 1993; Sato *et al.* 1995; Batalha *et al.* 1999). A preocupação com os potenciais efeitos mutagênicos e carcinogênicos de poluentes do ar resultou em inúmeros estudos sobre a atividade mutagênica destes poluentes atmosféricos (Brooks *et al.* 1984; Hasegawa *et al.* 1988). Uma possível consequência da exposição a estes compostos é um aumento de mutações que afetam a frequência de doenças genéticas em uma população (Carole, James 1996).

Existem várias técnicas que verificam os processos de mutagênese, uma delas é a análise de micronúcleo. A formação de micronúcleo é amplamente utilizada em epidemiologia molecular como um biomarcador de danos cromossômicos e instabilidade genômica. A análise de micronúcleo em estudos de biomonitoramento tem aumentado nos últimos anos (Schilderman *et al.* 1997; Pinhatti *et al.* 2006; Iarmarcovai *et al.* 2008; Pereira *et al.* 2013).

Os micronúcleos são parâmetros alternativos em células substitutas que refletem alterações cromossômicas mais relevantes e específicas para a carcinogênese (Collins 1998; Norppa 2004). A resposta individual ao stress pode variar de acordo com vários

fatores, tais como o funcionamento particular do gene, a taxa de absorção e metabolismo de agentes genotóxicos, a reparação do DNA, a morte celular, o controle do ciclo celular e a resposta imune (Berwick, Vineis 2000; Hoeijmakers 2001; Thier *et al.* 2003).

A formação de micronúcleos em células em processo de divisão é o resultado de quebras cromossômicas, devido à lesão do DNA não reparado, ou separação anômala dos cromossomos devido ao mau funcionamento mitótico (Iarmarcovai *et al.* 2008). Estes eventos podem ser induzidos por vários fatores como: estresse oxidativo, exposição a clastogênese ou aneugênese, pelos genes de reparação do DNA, por deficiências em nutrientes necessários como co-fatores no metabolismo do DNA e pela segregação cromossômica (Nepomuceno *et al.* 1997; Bonassi *et al.* 2007). A análise de micronúcleo é aceita cientificamente e regulamentado por autoridades supranacionais como a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico, pela Conferência Internacional sobre Harmonização e pela União Europeia (Wolf *et al.* 2002).

Ensaio *ex situ* são essenciais para o estabelecimento de possíveis efeitos sobre as espécies expostas a contaminantes específicos, mas não avaliam adequadamente os reais efeitos que podem ser encontrados na natureza (Carole, James 1996). No entanto, o potencial efeito carcinogênico e/ou mutagênico da poluição do ar é menos estudado em modelos *in vivo* que estão expostos a poluição do mundo real (Saldiva *et al.* 1992; Nepomuceno, Spanó 1995; Reymão *et al.* 1997; Saldiva, Böhm 1998).

Tem sido comprovado por meio de testes realizados em laboratórios (*ex situ*) ou na natureza (*in situ*), que a poluição gerada pelos processos de antropização como por exemplo, a expansão de cidades, de áreas industriais e o aumento do tráfego, leva ao aumento nas taxas de micronúcleos em diversos grupos de animais (Zúñiga-González *et*

al. 2000). Estudo realizado na região de São Paulo, expôs ratos à intensa poluição da cidade e também a uma região de campo afastada da poluição. Conseguiram mostrar aumento significativo na frequência de micronúcleos nos animais que estavam em contato direto com a poluição urbana (Soares *et al.* 2003).

As aves são organismos adequados para indicarem a poluição de meio ambiente por várias razões. Elas são distribuídas em praticamente todos os ambientes habitados por seres humanos, assim, se compreendido os efeitos dos contaminantes ambientais inalados por uma variedade de espécies de aves, as mesmas podem servir como monitores altamente eficazes e sensíveis da qualidade do ar (Bunyan, Stanley 1982; Hill, Hoffinan 1984; Newman, Schreiber 1984; Furness, Greenwood 1993; Brait, Antoniosi Filho 2010). Para o voo, é necessário que as aves acumulem grandes volumes de ar, e com isso elas absorvem facilmente gases ou partículas que estão presentes no mesmo, se tornando assim um excelente indicador de contaminação ambiental por gases ou por partículas no ar em baixas ou altas concentrações (Brown *et al.* 1997).

As aves também pertencem aos mais altos níveis tróficos no ecossistema, portanto, são capazes de acumular ou biomagnificar vários contaminantes (Stöncius, Lazutka 2003). Apesar dessas vantagens, as aves têm sido raramente utilizadas no monitoramento genotoxicológico e no biomonitoramento ambiental (Yauk, Quinn 1996; Schilderman *et al.* 1997; Brait, Antoniosi Filho 2010; Páez-Osuna, Osuna-Martínez 2011; Espín *et al.* 2014). Além disso, a maioria dos trabalhos existentes é de aves em cativeiro o que pode mascarar os reais efeitos que a poluição gera, sendo de grande importância os estudos realizados na natureza para a observação de como os animais estão respondendo de fato à poluição ambiental (Zúñiga-González *et al.* 2000; Zúñiga-González *et al.* 2001; Pinhatti *et al.* 2006). Portanto, as aves são importantes como monitoras de qualidade do ar, sendo importante o estudo deste grupo.

Considerando que a análise de micronúcleo em aves permite avaliar a qualidade ambiental, este trabalho teve como objetivos: avaliar se existe variação na frequência de micronúcleo entre as espécies, entre as áreas e entre as populações das espécies capturadas nas quatro áreas. E também avaliar se a variável guilda alimentar interfere na frequência de micronúcleo.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo:

Para descrição das áreas de estudos, ver capítulo 1 (páginas 14-15).

Coleta de dados:

Para descrição da captura das aves, ver capítulo 1 (páginas 15-16).

Para confecção das lâminas de extensões sanguíneas, utilizadas na análise de micronúcleos, em campo o sangue foi coletado através da perfuração da veia tarsal-metatarsal de todos os indivíduos com o auxílio de seringa com agulha 8mm x 0,3 mm descartável. O sangue foi gotejado diretamente sobre a lâmina de microscopia, sendo feita uma extensão sanguínea com o auxílio de uma segunda lâmina com inclinação de 45°, de modo que o sangue ficasse homogêneo (Braga *et al.* 2010). Após secas, as lâminas foram fixadas em Metanol e marcadas com o número da anilha do indivíduo (Schmid 1975). Para cada indivíduo foram confeccionadas duas lâminas que em laboratório foram coradas com uma mistura de 5% de Giemsa e tampão fosfato pH 5,8; após isso, foram enxaguadas em água destilada ou corrente, secas em temperatura ambiente. O uso do corante Giemsa evidencia os componentes nucleares e citoplasmáticos dos eritrócitos, tendo a predominância de tons vermelhos (quando ácidos) e azulados (quando básicos). Os eritrócitos apresentam o citoplasma com

pigmentação rósea e o núcleo e os micronúcleos celulares com uma pigmentação azulada (Mitchell, Johns 2008; Capitelli, Crosta 2013).

A análise das lâminas foi feita em microscópio óptico (Nikon Eclipse E200) seguindo o modelo zig-zag para evitar o cruzamento da mesma área mais de uma vez. Vários campos foram observados ao acaso com lente de aumento de 100 vezes e com o uso de óleo de imersão (Schmid 1976). Em cada lâmina foram contados 2500 eritrócitos, totalizando 5000 eritrócitos por indivíduo, analisando-se a presença ou ausência de micronúcleo. Cada eritrócito pode conter um ou mais micronúcleos e sua identificação seguiu os critérios propostos por Wolf e Luepke (1997), que são: a) estrutura e intensidade de cores semelhantes aos do núcleo principal; b) borda evidente, sugerindo a existência de uma membrana nuclear; c) formato arredondado ou oval; d) localização intracitoplasmática e e) diâmetro menor que $2/3$ (dois terços) do diâmetro do núcleo principal.

Análises Estatísticas

Para verificar se a frequência de micronúcleos variou entre áreas, entre as espécies, entre as espécies que foram capturadas nas quatro áreas e entre as guildas alimentares foram realizados testes Kruskal-Wallis. Os testes paramétricos foram precedidos de testes de normalidade. As análises estatísticas foram feitas através do *software* Systat® 10.2 considerando nível de significância de 5% (Zar 2010).

RESULTADOS

Foram capturados 406 indivíduos de 50 espécies em aproximadamente 6.400 horas*rede. Para análise de micronúcleo foram confeccionadas 490 lâminas de 245 indivíduos de 15 espécies e oito famílias, que apresentaram número mínimo de cinco indivíduos (Tabela 1). Dentre os indivíduos capturados, 55% ($n = 136$) apresentaram

micronúcleo, sendo um total de 266 micronúcleos (Figura 1) e das 15 espécies analisadas apenas *Neopelma pallescens* não apresentou micronúcleo (Tabela 2).

Tabela 1. Espécies utilizadas na análise de micronúcleo (nomenclatura de acordo com CBRO 2014). Guilda alimentar baseada na dieta predominante das espécies de acordo com: Motta-Júnior (1990), Sick (1997), Soares e Anjos (1999), Piratelli e Pereira (2002), Durães e Marini (2003) e Sigrist (2006). Habitat baseado na dependência das espécies em relação a ambientes florestais (Silva 1995; Bagno; Marinho-Filho 2001).

Táxon	Nome popular	Guilda alimentar	Habitat
Bucconidae Horsfield, 1821			
<i>Monasa nigrifrons</i> (Spix, 1824)	chora-chuva-preto	Insetívoro	Dependente
Furnariidae Gray, 1840			
<i>Synallaxis scutata</i> Sclater, 1859	estrelinha-preta	Onívoro	Dependente
Pipridae Rafinesque, 1815			
<i>Neopelma pallescens</i> (Lafresnaye, 1853)	fruxu-do-cerradão	Onívoro	Semi-dependente
<i>Pipra fasciicauda</i> Hellmayr, 1906	uirapuru-laranja	Frugívoro	Dependente
<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)	soldadinho	Frugívoro	Dependente
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907			
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	Cabeçudo	Insetívoro	Dependente
<i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1830)	estalador	Insetívoro	Dependente
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	Insetívoro	Dependente
Turdidae Rafinesque, 1815			
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-barranco	Onívoro	Semi-dependente
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850			
<i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838	tico-tico-de-bico-amarelo	Onívoro	Dependente
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947			
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	Insetívoro	Dependente
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	canário-do-mato	Insetívoro	Dependente
<i>Myiothlypis leucophrys</i> (Pelzeln, 1868)	pula-pula-de-sobrancelha	Insetívoro	Dependente
Thraupidae Cabanis, 1847			
<i>Saltator maximus</i> (Statius Muller, 1776)	tempera-viola	Onívoro	Semi-dependente
<i>Lanio penicillatus</i> (Spix, 1825)	pipira-da-taoca	Onívoro	Semi-dependente

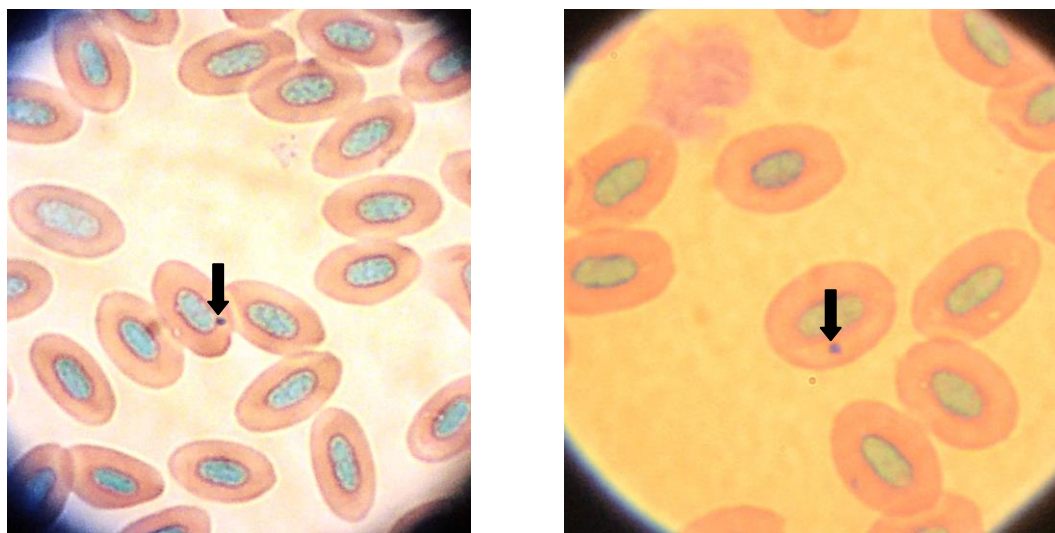


Figura 1. Micronúcleos apontados pelas setas em eritrócitos de ave com coloração de Giemsa.

Tabela 2. Frequência de micronúcleo (média por indivíduo \pm desvio padrão) das 15 espécies analisadas nas quatro áreas.

Espécie	Água Fria	Galheiro	Glória	São José
<i>Monasa nigrifrons</i>	0,6 \pm 0,89	-	-	-
<i>Synallaxis scutata</i>	-	1,2 \pm 0,83	-	-
<i>Neopelma pallescens</i>	-	0,0 \pm 0,00	-	-
<i>Pipra fasciicauda</i>	1,0 \pm 1,39	-	-	-
<i>Antilophia galeata</i>	0,2 \pm 0,46	0,2 \pm 0,42	1,2 \pm 1,25	0,7 \pm 0,97
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0,5 \pm 0,52	-	-	-
<i>Corythopsis delalandi</i>	-	0,7 \pm 0,92	-	-
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	-	-	-	1,7 \pm 1,79
<i>Turdus leucomelas</i>	-	-	2,6 \pm 0,89	-
<i>Arremon flavirostris</i>	-	-	1,8 \pm 1,16	-
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0,3 \pm 0,50	0,5 \pm 0,68	2,0 \pm 1,44	1,6 \pm 0,54
<i>Myiothlypis flaveola</i>	0,6 \pm 0,89	0,6 \pm 0,96	-	2,2 \pm 1,78
<i>Myiothlypis leucophrys</i>	-	-	0,6 \pm 0,89	-
<i>Saltator maximus</i>	-	-	2,2 \pm 1,66	-
<i>Lanio penicillatus</i>	0,4 \pm 0,51	-	-	2,8 \pm 1,72

Houve diferença significativa na frequência de micronúcleo entre as espécies ($K = 30,571$; $gl = 14$; $p < 0,006$) (Figura 2) e também independente da espécie das diferentes áreas ($K = 42,735$; $gl = 3$, $p < 0,01$), sendo que a maior ocorrência de micronúcleo foi nas aves São José, seguido pelas aves capturadas em Glória, Água Fria e Galheiro (Figura 3).

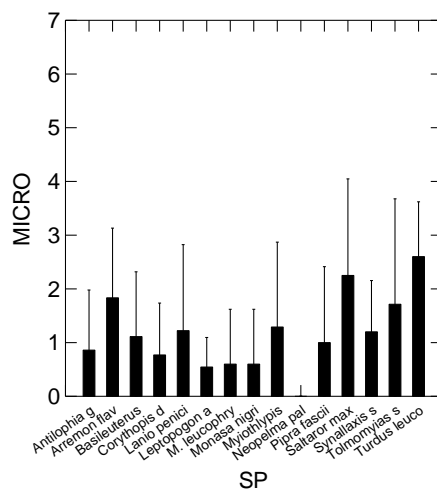


Figura 2. Frequência de micronúcleo (média \pm desvio padrão) das quinze espécies analisadas. Espécies: *Antilophia galeata*, *Arremon flavirostris*, *Basileuterus culicivorus*, *Corythopsis delalandi*, *Lanio penicillatus*, *Leptopogon amaurocephalus*, *Myiothlypis leucophrys*, *Monasa nigrifrons*, *Myiothlypis flaveola*, *Neopelma pallescens*, *Pipra fasciicauda*, *Saltator maximus*, *Synallaxis scutata*, *Tolmomyias sulphurescens*, *Turdus leucomelas*.

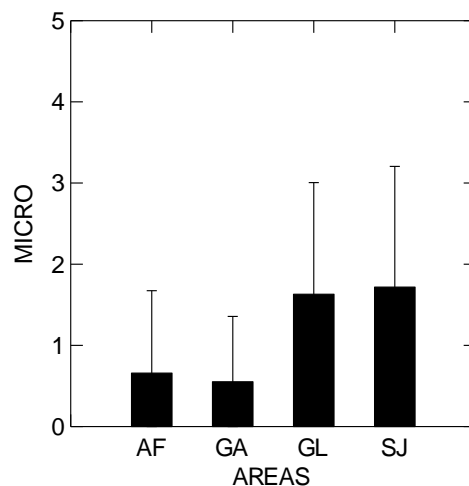


Figura 3. Frequência de micronúcleo (média \pm desvio padrão) das quinze espécies analisadas entre as quatro áreas.

A variação na frequência de micronúcleo entre as espécies foi analisada separadamente para cada área. A taxa de micronúcleo nas aves da área Galheiro foi de 39% ($n = 23$), em Água Fria foi de 41% ($n = 34$), no Glória foi de 72% ($n = 47$) e em São José foi de 80% ($n = 32$), porém as quatro áreas não apresentaram diferença significativa na frequência de micronúcleo entre as espécies ($K = 2,905$; $gl = 6$; $p = 0,821$ / $K = 10,601$; $gl = 5$; $p = 0,060$ / $K = 10,784$; $gl = 5$; $p = 0,056$ / $K = 8,345$; $gl = 4$; $p = 0,080$).

Foi possível comparar a taxa de micronúcleo das quatro áreas utilizando *Antilophia galeata* e *Basileuterus culicivorus*, que apresentaram o número mínimo de cinco indivíduos para as áreas. *Antilophia galeata* apresentou diferença significativa na frequência de micronúcleo entre as áreas ($K = 9,133$; $gl = 3$; $p = 0,028$), onde a maior frequência foi observada no Glória e a menor em Galheiro (Figura 4) e o mesmo foi observado para *Basileuterus culicivorus* ($K = 15,669$; $gl = 3$; $p = 0,001$), sendo a maior frequência também no Glória e a menor na Água Fria (Figura 5).

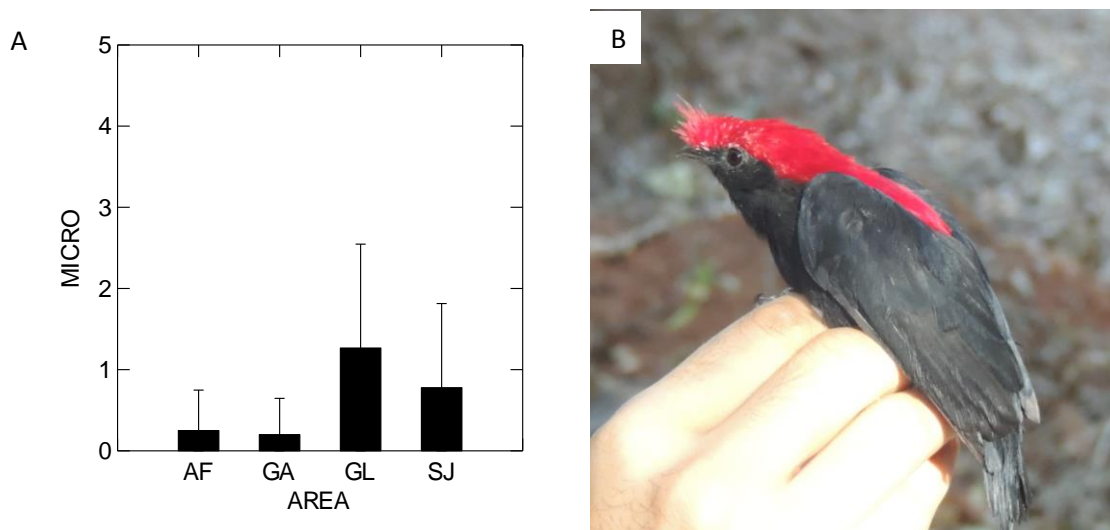


Figura 4. A) Frequência de micronúcleo (média \pm desvio padrão) em *Antilophia galeata* entre as quatro áreas. Áreas: AF: Água Fria, GA: Galheiro, GL: Glória, SJ: São José. B) Indivíduo macho de *Antilophia galeata*.

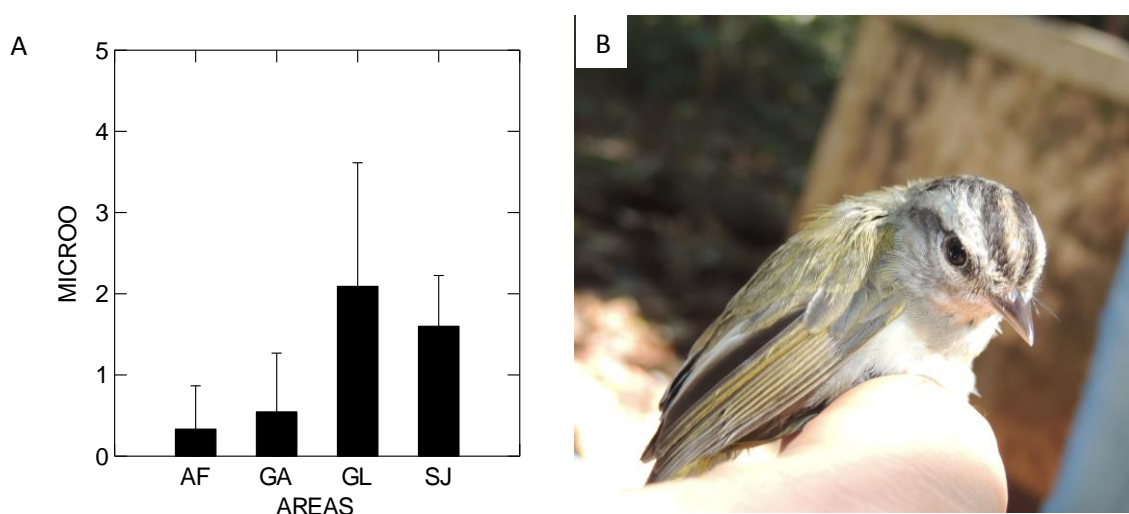


Figura 5. A) Frequência de micronúcleo (média \pm desvio padrão) em *Basileuterus culicivorus* entre as quatro áreas. Áreas: AF: Água Fria, GA: Galheiro, GL: Glória, SJ: São José. B) Indivíduo de *Basileuterus culicivorus*.

A frequência de micronúcleo também foi avaliada para cada área em relação às guildas alimentares. Não houve diferença significativa entre a frequência de

micronúcleo e as guildas alimentares nas áreas: Água Fria ($K = 0,290$; $gl = 2$; $p = 0,865$), Galheiro ($K = 2,467$; $gl = 2$; $p = 0,291$) e Glória ($K = 5,473$; $gl = 2$; $p = 0,065$), mas houve diferença em São José ($K = 7,837$; $gl = 2$; $p = 0,020$) (Figura 6).

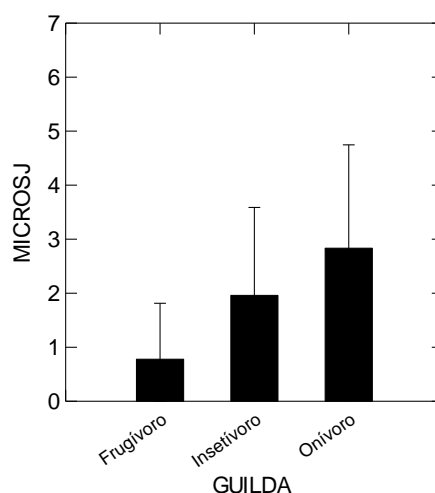


Figura 6. A) Frequência de micronúcleo (média \pm desvio padrão) nas espécies da área São José entre as guildas alimentares.

DISCUSSÃO

Dos 245 indivíduos capturados, 136 apresentaram micronúcleos, sendo um total de 266 micronúcleos. Com isso, a média de micronúcleos encontrada no estudo foi 1,08, sendo similar a de outros trabalhos, quando considerada a mesma quantidade de eritrócitos avaliada. Como por exemplo, *Ara ararauna* em cativeiro apresenta uma média de 0,95 micronúcleos (Pinhati *et al.* 2006). Em zoológicos e criadouros particulares a taxa média de micronúcleos encontrada em 30 espécies de aves foi de 0,595 micronúcleos (Zúñiga-González *et al.* 2000). Ainda em zoológico a taxa de micronúcleos observada em 15 espécies de aves foi de 1,14 micronúcleos (Zúñiga-González *et al.*, 2001).

Das 15 espécies de aves analisadas neste estudo, apenas *Neopelma pallescens* não apresentou micronúcleo. A espécie *N. pallescens* pode ser encontrada em cerradões, matas de galeria, matas secas e é classificada em relação a sua guilda alimentar como onívora (Sigrist 2009). *Neopelma pallescens* foi capturada somente na área de Galheiro, que é uma estação de pesquisa e desenvolvimento ambiental com 2800 ha, além de ficar aproximadamente 50 km de distância de Perdizes-MG que é a cidade mais próxima da reserva (Castro 1995). Além disso, vale ressaltar que nas proximidades da reserva, não há a presença de plantações, com isso não são utilizados agroquímicos de modo geral, que também podem ser causadores de micronúcleo (Stončius, Lazutka 2003). Com isso, a qualidade da área aliada à distância de poluição de centros urbanos pode explicar a ausência de micronúcleos em *N. pallescens*.

As 15 espécies de aves analisadas apresentaram variação na frequência de micronúcleo entre elas. O hábito das aves pode determinar o aparecimento de micronúcleo, pelas diversificações encontradas em cada espécie quanto a dieta, ao estrato de preferência, a atividade do animal (Zúñiga-González *et al.* 2000, Pinhatti *et al.* 2006), que determinam o grau de contato dos indivíduos aos agentes tóxicos que geram esse tipo de mutação.

A frequência de micronúcleo variou entre aves das quatro áreas, sendo que a maior ocorrência de micronúcleo foi nas aves de São José, seguida pelo Glória, Água Fria e Galheiro.

As áreas São José e Glória são adjacentes à cidade de Uberlândia, ambas são circundadas pela área urbana da cidade e próximas ao Anel Viário Norte e a BR 050 respectivamente, já as áreas Água Fria e Galheiro estão aproximadamente 50 km de distância de centros urbanos e não margeiam rodovias (Lopes 2010). Com isso, as aves que habitam os dois fragmentos próximos à cidade estão expostas à maiores taxas de

poluição do ar, principalmente pelo intenso tráfego de veículos da cidade. De acordo com o Departamento Nacional de Transportes DENATRAN, (2014), o país tem cerca de 85 milhões de veículos. A região Sudeste do país conta com 50% desse total, sendo que somente no estado de Minas Gerais existem 9,3 milhões de veículos. Uberlândia apresenta uma das maiores frotas de veículos do Estado de Minas Gerais, com cerca de 370 mil veículos. Nas áreas urbanas, o tráfego de veículos é uma das principais fontes de poluição do ar que pode ter efeitos adversos na saúde humana e no ecossistema (Westerholm *et al.* 1988; Harrop *et al.* 1990). O escapamento dos automóveis libera metais pesados tais como o chumbo, além de monóxido de carbono, hidrocarbonetos e compostos orgânicos voláteis (Schilderman *et al.* 1997). A poluição atmosférica gerada pelo escape de automóveis também resulta em contaminação de outros compartimentos ambientais, como: água, solo e alimentos (Schilderman *et al.* 1997).

Schilderman *et al.* (1997) desenvolveu seu estudo com pombos em uma área de intenso tráfego em Amsterdam e mostrou que a carga total de poluentes no corpo dos pombos era o resultado da inalação de poluentes do ar, da absorção pela comida e pelo solo contaminados pela deposição dos poluentes atmosféricos. Pereira *et al.* (2013) em seu estudo realizado com *Tradescantia* na cidade de Uberlândia, mostraram que as frequências de micronúcleos nas plantas foram proporcionais ao número de veículos na área de monitorização, ou seja, quanto maior o tráfego maior a frequência de micronúcleos. Isidori *et al.* (2003) encontraram resultados semelhantes quando usaram ensaios de micronúcleo em *Tradescantia* para monitorar a genotoxicidade de compostos no ar em Caserta, sul da Itália. Outro estudo que expôs ratos Balb/c no centro de São Paulo e em uma área rural de Atibaia também revelou efeitos da poluição atmosférica nos animais, sendo que os animais expostos em São Paulo apresentaram maior número de mutações em relação aos expostos na área rural (Soares *et al.* 2003).

Antilophia galeata e *Basileuterus culicivorus* apresentaram diferença na frequência de micronúcleo entre as áreas, onde as maiores frequências foram observadas nas duas áreas próximas da área urbana. Com isso, é possível observar que as espécies de aves apresentaram sensibilidade suficiente para refletir as condições dos ambientes com diferentes níveis de poluição do ar, e que a técnica de micronúcleo em aves mostrou-se eficaz para indicar as diferenças na qualidade do ar das diferentes áreas.

As técnicas que possibilitam o monitoramento de organismos expostos a poluentes têm se tornando cada vez mais importantes (Zúñiga-González *et al.* 2000; Pinhatti *et al.* 2006). O monitoramento do ambiente feito através dos biomonitores é um importante método para identificar danos gerados ao ambiente (Nepomuceno *et al.* 1997; Soares *et al.* 2003). Testes de genotoxicidade, incluindo monitoramento de populações em aves são importantes para monitorar a qualidade do ar, por elas serem extremamente sensíveis às alterações no ambiente (Peirce *et al.* 1990; Zúñiga-González *et al.* 2001). Porém, estudos que correlacionam animais silvestres e mutagênese são escassos, e com aves quase inexistem (Schilderman *et al.* 1997; Zúñiga-González *et al.* 2000; Pinhatti *et al.* 2006).

A análise de micronúcleo é um método simples de detecção de danos no DNA, e permite realizar medidas repetidas em um mesmo animal (Soares *et al.* 2003). Devido à sua simplicidade e natureza prática, a análise de micronúcleo é muito utilizada na triagem de potenciais agentes genotóxicos nas atividades clastogênicas e aneugênicas (Heddle *et al.* 1991; Hayashi *et al.* 2000). É aplicável para diversos grupos de animais, já que é possível observar a presença do micronúcleo em amostras de sangue coletadas sem ser necessário sacrificar os indivíduos (Heddle *et al.* 1991; Nepomuceno *et al.* 1997; Torous *et al.* 1998; Hayashi *et al.* 2000; Zúñiga-González *et al.* 2000; Soares *et al.* 2003), sendo que neste estudo também se aplicou bem ao grupo das aves. Com isso, a

técnica de micronúcleo é sensível o suficiente para detectar danos no DNA após horas ou dias de exposição à poluição do ar (Ong *et al.* 1985; Massad *et al.* 1987). Além disso, de acordo com Rothfuss *et al.* (2000), a frequência de micronúcleos é um biomarcador para a predisposição ao câncer. A técnica de micronúcleo é indicada para o biomonitoramento de áreas expostas a poluição atmosférica (Pereira *et al.* 2013), conforme foi comprovado através do presente estudo.

No presente estudo não foi observada diferença entre a frequência de micronúcleo das aves e as guildas alimentares nas áreas: Água Fria, Galheiro e Glória, porém esta diferença foi encontrada para a área São José, sendo a guilda com maior frequência de micronúcleo a dos onívoros, seguida por insetívoros e frugívoros. Das 15 espécies analisadas oito delas são onívoras, logo são consideradas generalistas em relação à alimentação (Cavalcanti 1992; Silva *et al.* 2014). Em São José foram analisadas cinco espécies, sendo uma frugívora, três insetívoras e uma onívora, possivelmente essa amostragem é pequena para afirmar uma relação entre guilda alimentar e frequência de micronúcleos, porém o perfil das espécies analisadas e do fragmento indica esta alta exposição à poluição do ar. *Lanio penicillatus* foi à espécie onívora da área que apresentou alta frequência de micronúcleos. Espécies onívoras tem a capacidade de se deslocarem na horizontal, ou seja, chegam até as bordas dos fragmentos, conseguindo às vezes atingir além das bordas (Cavalcanti 1992) ficando cada vez mais próximas da poluição aérea, o que pode gerar esse aumento na frequência de micronúcleos. Outro fator que pode ter influenciado na variação na frequência de micronúcleos entre as guildas alimentares de São José é o fato deste ser pequeno e composto praticamente só por borda o que expõe mais os animais do local (Lopes 2010). Além disso, a área é debilitada em relação à sua preservação (Lopes 2010) podendo não apresentar recursos suficientes para as aves, com isso elas saem do

fragmento em busca de recurso (Anjos 1998). Todos esses fatores aliados ao fato da área ser extremamente próxima da cidade faz com que as aves do local fiquem mais expostas à poluição atmosférica apresentando assim altas frequências de micronúcleos.

CONCLUSÕES

Dentre os 245 indivíduos analisados 136 apresentaram micronúcleo, demonstrando assim, potencial para uso em biomonitoramento.

Das 15 espécies analisadas apenas *Neopelma pallescens* não apresentou micronúcleo. A frequência de micronúcleo variou entre as espécies. As espécies possuem hábitos diferentes que as colocam em proximidades distintas com a poluição ambiental, fazendo-as responder de forma diferente aos agentes tóxicos.

A frequência de micronúcleo variou entre as áreas, sendo que a maior ocorrência de micronúcleo foi em São José, seguida por Glória, Água Fria e Galheiro. Demonstrando que áreas próximas à cidade (São José e Glória) apresentaram maior frequência de micronúcleo o que reflete uma maior exposição à poluição do ar.

Antilophia galeata e *Basileuterus culicivorus* variaram a frequência de micronúcleo entre as áreas, sendo assim as espécies refletiram claramente a qualidade do fragmento, pelo fato da maior frequência de micronúcleo ter sido encontrada nas áreas próximas a cidade (Glória e São José), repercutindo os altos níveis de poluição. Com isso, estas espécies podem ser utilizadas como biomonitoras a partir da análise de micronúcleos.

Apenas em São José, a frequência de micronúcleo variou entre as guildas alimentares, sendo que os onívoros apresentaram maior frequência de micronúcleo, seguidos por insetívoros e frugívoros. Mostrando assim a importância do hábito das

aves e a influencia da característica generalista dos onívoros.

A análise de micronúcleo se mostrou eficaz pelo fato das aves que se encontravam próximas a cidade terem apresentado maior frequência de micronúcleo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANJOS, L. Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. **SÉRIE TÉCNICA IPEF**, v. 12, n. 32, p. 87-94, 1998.

BAGNO, M. A.; MARINHO-FILHO, J. A avifauna do Distrito Federal: Uso de ambientes abertos e florestais e ameaças, p. 495-528. **In:** RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUSA- SILVA (eds.) **Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina: EMBRAPA. 2001.

BATALHA, J. R. F.; GUIMARÃES, E. T.; LOBO, D. J. A.; LICHTENFELS, A. J. F. C.; DEUR, T.; CARVALHO, H. A.; ALVES, E. S.; DOMINGOS, M.; RODRIGUES, G. S.; SALDIVA, P. H. N. Exploring the clastogenic effects of air pollutants in São Paulo (Brazil) using the *Tradescantia* micronuclei assay. **Mutat. Res.**, v. 426, p. 229–232, 1999.

BERWICK, M.; VINEIS, P. Markers of DNA repair and susceptibility to cancer in humans: an epidemiologic review. **J. Natl. Cancer Inst.**, v. 92, p.874–897, 2000.

BONASSI, S.; ZNAOR, A.; CEPPI, M.; LANDO, C.; CHANG, W. P.; HOLLAND, N.; KIRSCH-VOLDERS, M.; ZEIGER, E.; BAN, S.; BARALE, R.; BIGATTI, M. P.; BOLOGNESI, C.; CEBULSKA-WASILEWSKA, A.; FABIANOVA, E.; FUCIC, A.; HAGMAR, L.; JOKSIC, G.; MARTELLI, A.; MIGLIORE, L.; MIRKOVA, E.; SCARFI, M. R.; ZIJNO, A.; NORPPA, H.; FENECH, M. An increased micronucleus

frequency in peripheral blood lymphocytes predicts the risk of cancer in humans, **Carcinogenesis**, v. 28 p. 625–631, 2007.

BRAIT, C. H. H.; ANTONIOSI FILHO, N. R. Desenvolvimento e aplicação de sistema passivo de coleta de poluentes atmosféricos para monitoramento de cd, cr, pb, cu, fe, mn, zn e particulados totais. **Quim. Nova**, v. 33, n. 1, p. 7-13, 2010.

BRAGA, E.M.; BELO, N.O.; PINHEIRO, R. T. Técnicas para estudos de hemoparasitos em aves. In: VON MATTER, S; STRAUBE, F.C.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V.; CANDIDO-Jr, J.F. (Orgs.). **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010.p. 395-411.

BROOKS, A. L.; LI, A.; DUTCHER, J. S.; CLARK, C. R.; ROTHENBERG, S. J.; KIYOURA, R.; BECHTOLD, W. E.; MCCLELLAN, R. O. A comparison of genotoxicity of automotive exhaust particles from laboratory and environmental sources. **Environ Mutagen**, v. 6, p. 651-668, 1984.

BROWN, R. E.; BRAIN, J. D.; WANG, N. The avian respiratory system: a unique model for studies of respiratory toxicosis and for monitoring air quality. **Environmental Health Perspectives**, v. 105, n. 2, 1997.

BUNYAN, P. J; STANLEY, P. I. Toxic mechanisms in wildlife. **Regul Toxicol Pharmacol**, n. 2, p. 106-145, 1982.

CAPITELLI, R.; CROSTA, L. Overview of psittacine blood analysis and comparative retrospective study of clinical diagnosis, hematology and blood chemistry in selected psittacine species. **Veterinary Clinics of North America: Exotic Animal Practice**, v. 16, p. 71-120, 2013.

CAROLE, L. Y.; JAMES S. Q. Multilocus DNA fingerprinting reveals high rate of heritable genetic mutation in herring gulls nesting in an industrialized urban site. **Proc. Natl. Acad. Sci. USA**, v. 93, p. 12137-12141, 1996.

CASTRO, N. M. F. **Projeto Executivo**: Unidade de Conservação Galheiro - estudo de fauna e flora. (Relatório final - Estudos ambientais). Belo Horizonte, v. 2, 1995.

CAVALCANTI, R. B. The importance of forest edges in the ecology of open country cerrado birds. **In**: FURLEY, P. A.; PROCTOR, J.; RATTER, A. (eds.). **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. Chapman and Hall, London. P. 513-518, 1992.

COLLINS, A. R. Molecular epidemiology in cancer research. **Mol. Aspects Med.**, v. 19, p. 359–432, 1998.

CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). **Listas das aves do Brasil**. 11^a Edição 2014. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 01 nov. de 2014.

CREBELLI, R. Monitoring of urban pollution by mutagenicity assays. **Ann. Ist. Super. Sanità**, v. 25, n. 4, p. 591–594, 1989.

DENATRAN, Departamento Nacional de Trânsito. **Frota veicular—Estatística de Novembro de 2014**. Disponível em <<http://www.denatran.gov.br/frota>>. Acesso em: 17 dez. de 2014.

DURÃES, R.; MARINI, M. A. An evaluation of the use of tartar emetic in the study of birds diets in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Journal Field Ornithology**, v. 74, p. 270-280, 2003.

ESPÍN, S; MARTÍNEZ-LÓPEZ, E; LEÓN-ORTEGA, M.; MARTÍNEZ, J. E.; GARCÍA-FERNÁNDEZ, A. J. Oxidative stress biomarkers in Eurasian eagle owls (*Bubo bubo*) in three diferente scenarios of heavy metal exposure. **Environmental Research**, v. 131, p. 134–144, 2014.

FURNESS, R.W; GREENWOOD, J. J. D. (eds.). **Birds as monitors of environmental change**. London: Chapman and Hall, 1993.

HARROP, D. O.; MUMBY, K.; ASHWORTH, J.; NOLAN, J.; PRICE, M.; PEPPER, B. Air quality in the vicinity of urban roads. **Sci Total Environ**, v. 93, p. 285-292, 1990.

HASEGAWA, M. H.; NISHI, Y.; TSUDA, H.; INUI, N.; MORIMOTO, K. Effects of diesel exhaust particles on chromosome aberration, sister chromatid exchange and morphological transformation in cultured mammalian cells. **Cancer Lett**, v. 42, p. 61-66, 1988.

HAYASHI, M.; MACGREGOR, J. T.; GATEHOUSE, D. G.; ILSE-DORE, A.; BLAKEY, D. H.; DERTINGER, S. D.; KRISHNA, G.; MORITA, T.; RUSSO, A.; SUTOU, S. In vivo rodent erythrocyte micronucleus assay. II. Some aspects of protocol design including repeated treatments, integration with toxicity testing, and automated scoring. **Environ. Mol. Mutagen.**, v. 35, p. 234–252, 2000.

HEALTH EFFECTS INSTITUTE (HEI). **The Particle Epidemiology Reanalysis Project**. Health Effects Institute Synopsis of a Special Report, 2001.

HEDDLE, J. A.; CIMINO, M. C.; HAYASHI, M.; ROMAGNA, F.; SHEELBY, M. D.; TUCKER, J. D.; VANPARYS, P. H.; MACGREGOR, J. T. Micronuclei as an index of cytogenetic damage: past, present, and future. **Environ. Mol. Mutagen.**, v. 18, p. 277–291, 1991.

HILL, E. F.; HOFFINAN, D. J. Avian models for toxicity testing. **J Am Coll Toxicol**, n. 3, p. 357-376, 1984.

HOEIJMAKERS, J. H. Genome maintenance mechanisms for preventing cancer. **Nature**, v. 411, p. 366–374, 2001.

IARMARCOVAL, G.; BONASSI, S.; BOTTA, A.; BAAN, R. A., ORSIÈRE, T. Genetic polymorphisms and micronucleus formation: A review of the literature. **Mutation Research**, v. 658, p. 215–233, 2008.

ISIDORI, M.; FERRARA, M.; LAVORGNA, M.; NARDELLI, A.; PARRELLA, A. In situ monitoring of urban air in Southern Italy with the *Tradescantia* micronucleus bioassays and semipermeable membrane devices (SPMDs). **Chemosphere**, v. 52, p. 121–126, 2003.

LEWTAS, J. Complex mixtures of air pollutants: characterizing the cancer risk of polycyclic organic matter. **Environ. Health Perspect.**, v. 100, p. 211–218, 1993.

LOPES, S. F. **Padrões florísticos e estruturais das Florestas Estacionais Semidecíduais do Triângulo Mineiro, MG.** Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, 2010.

MASSAD, E.; SALDIVA, P. H. N.; CALDEIRA, M. P. R.; CARDOSO, L. M. N.; CALHEIROS, D. F.; PASQUALUCCI, C. A.; GOUVEIA, M. A.; SILVA, R., BÖHM, G. M. Estudo comparativo da toxicidade dos gases de exaustão de automóveis a álcool e gasolina. **J. Pneumol.**, v. 13, n. 3, p. 26–32, 1987.

MERIAN, E. **Metals and their compounds in the environment; occurrence, analysis and biological relevance.** Weinham: VCH Verlagsgesellschaft, 1991.

MITCHELL, E. B.; JOHNS, J. Avian hematology and related disorders. **Veterinary Clinics of North America: Exotic Animal Practice**, v. 11, p. 501-522, 2008.

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

NEPOMUCENO, J. C.; FERRARI, I.; SPANO, M. A.; CENTENO, A. J. Detection of

microcuclei in peripheral erythrocytes of *Cyprinus carpio* exposed to metallic mercury.

Environmental and Molecular Mutagenesis, v. 30, p. 293-297, 1997.

NEPOMUCENO, J. C.; SPANÓ, M. A. Induction of micronuclei in peripheral erythrocytes of *Cyprinus carpio* fish by methyl parathion. **Rev. Int. Contam. Ambient.**, v. 11, n. 1, p. 9-12, 1995.

NEWMAN, J. R; SCHREIBER, R. K. Animals as indicators of ecosystem responses to air emissions. **Environ Manage**, v. 8, p. 309-324, 1984.

NORPPA, H. Cytogenetic biomarkers and genetic polymorphisms. **Toxicol. Lett.**, n. 149, p. 309–334, 2004.

ONG, T.; WHONG, W. Z.; XU, J.; BURCHELL, B.; GREEN, F. H. Y.; LEWIS, T. Genotoxicity studies of rodents exposed to coal dust and diesel emission particulates. **Environ. Res.**, v. 37, p. 399–409, 1985.

PEIRCE J. J.; WEINER R. F.; VESILIND P. A. **Environmental pollution and control**. USA: Butterworth-Heinemann Press, 392p., 1990.

PEREIRA, B. B.; CAMPOS, E. O.; MORELLI, S. In situ biomonitoring of the genotoxic effects of vehicular pollution in Uberlândia, Brazil, using a *Tradescantia* micronucleus assay. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 87, p. 17–22, 2013.

PÁEZ-OSUNA, F.; OSUNA-MARTÍNEZ, C. Biomonitores de la contaminación costera con referencia a las costas mexicanas: una revisión sobre los organismos utilizados. **Hidrobiológica**, v. 21, n. 3, p. 229-238, 2011.

PINHATTI, V. R.; ALLGAYER, M. C.; BREYER, A. S.; PEREIRA, R. A.; SILVA, J. Determinação de danos basais no DNA de araras canindé (*Ara ararauna*) através do Teste de Micronúcleos: uma ferramenta na avaliação da saúde animal e seu uso no

biomonitoramento da poluição ambiental. **Acta Scientiae Veterinariae**, v. 34, n. 3, p. 313-317, 2006.

PIRATELLI, A.; PEREIRA, M. R. Dieta de aves na região leste de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Ararajuba**, v. 10, n. 2, p. 131-139, 2002.

REYMAÃO, M. S. F.; CURY, P. M.; LICHTENFELS, A. J. F. C.; LEMOS, M.; BATTLEHNER, C. N.; CONCEIÇÃO, G. M. S.; CAPELOZZI, V. L.; MONTES, G. S.; JÚNIOR, M. F.; MARTINS, M. A.; BÖHM, G. M.; SALDIVA, P. H. N. Urban air pollution enhances the formation of urethane induced lung tumors in mice. **Environ. Res.** 74, 150–158. 1997.

ROTHFUSS, A.; SCHÜTS, P.; BOCHUM, S.; VOLM, T.; EBERHARDT, E.; KREIENBERG, R.; VOGEL, W.; SPEIT, G. Induced micronucleus frequencies in peripheral lymphocytes as a screening test for carriers of a BRCA1 mutation in breast cancer families. **Cancer Res.**, v. 60, p. 390–394, 2000

SALDIVA, P. H. N.; KING, M.; DELMONTE, V. L. C.; PARADA, M. A. C.; DALIBERTO, M. L.; SAKAE, R. S.; CRIADO, P. M. P.; SILVEIRA, P. L. P.; ZIN, W. A.; BÖHM, G. M. Respiratory alterations due to urban air pollution: an experimental study in rats. **Environ. Res.**, v. 57, p. 19–33, 1992.

SALDIVA, P. H. N.; BÖHM, G. M. Animal indicators of adverse effects associates with air pollution. **Ecosyst. Health**, v. 4, n. 4, p. 228–235, 1998.

SATO, M. I. Z.; VALENT, G. U.; COIMBRÃO, C. A.; COELHO, M. C.L. S.; SANCHEZ, P. S.; ALONSO, C. D.; MARTINS, M. T. Mutagenicity of airborne particulate organic material from urban and industrial areas of São Paulo, Brazil. **Mutat. Res.**, v. 335, p. 317–330; 338, 51–57, 1995.

SCHENKER, M. B. Diesel exhaust: an occupational carcinogen. **J Occup Med.**, v. 22, p. 41-46, 1980.

SCHILDERMAN, P. A. E. L.; HOOGWERFF, J. A.; SCHOOTEN, F.; MAAS, L. M.; MOONEN, E. J.; OS, B. J.; WIJNEN, J. H.; KLEINJANS, J. C. Possible relevance of pigeons as an indicator species for monitoring air pollution, **Environ. Health Perspect.**, v. 105, p. 322–330, 1997.

SCHMID, W. The micronucleus test. **Mutat Res.**, v. 31, p. 9–15, 1975.

SCHMID, W. The micronucleus test for cytogenetic analysis. **In:** A. Hollaender (Ed.), **Chemical Mutagens**, v. 4, p. 31-53, 1976.

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

SIGRIST, T. **Aves do Brasil: uma visão artística**. São Paulo: Editora Leitura Dinâmica, 2006.

SIGRIST, T. **Guia de campo Avis do Brasilis – Avifauna Brasileira: Pranchas e mapas**. São Paulo: Avis Brasilis, 2009. 491 p.

SILVA, J. M. C. Avian inventory of the Cerrado region, South America: implications for biological conservation. **Bird Conservation International**, v. 5, p. 315-328. 1995.

SILVA, F. C.; SILVA, G. G.; CHAGAS, M. O.; JUNG, D. M. H. Composição da comunidade de aves em área urbana no sul do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 9, n. 2, p. 78- 90, 2014.

SOARES, E. S.; ANJOS, L. dos. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. **Ornit. Neot.**, v. 10, p. 61-68, 1999.

SOARES, S. R. C.; BUENO-GUIMARÃES, H. M.; FERREIRA, C. M.; RIVERO, D. H. R. F., DE CASTRO, I; GARCIA, M. L. B.; SALDIVA, P. H. N. Urban air pollution induces micronuclei in peripheral erythrocytes of mice in vivo. **Environmental Research**, n. 92, p. 191–196, 2003.

STATE OF THE ART-COMMITTEE OF THE ENVIRONMENTAL AND OCCUPATIONAL HEALTH ASSEMBLY OF THE AMERICAN THORACIC SOCIETY. Health effects of outdoor air pollution. **Am. J. Respir. Crit. Care Med**, v. 153, p. 3–50, 1996.

STONČIUS, D.; LAZUTKA, J. R. Spontaneous and benzo[a]pyrene-induced micronuclei in the embryos of the black-headed gull (*Larus ridibundus* L.). **Mutation Research**, n. 538, p. 31–39, 2003.

THIER, R.; BRUNING, T.; ROOS, P. H.; RIHS, H. P.; GOLKA, K.; KO, Y.; BOLT, H. M. Markers of genetic susceptibility in human environmental hygiene and toxicology: the role of selected CYP, NAT and GST genes. **Int. J. Hyg. Environ. Health**, v. 206, p. 149–171, 2003.

TOROUS, D. K.; DERTINGER, S. D.; HALL, N. E.; TOMETSKO, C. R. An automated method for discriminating aneugen vs. clastogen induced micronuclei. **Environ. Mol. Mutagen.**, v 31, p. 340–344, 1998.

WESTERHOLM, R. N.; ALSBERG, T. E.; FROMMELIN, A. B.; STRANDELL, M. E. Effect of polycyclic aromatic hydrocarbon content on the emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagenic substances from a gasoline-fueled automobile. **Environ Sci Technol**, v. 22, p. 925-930, 1988.

WOLF, T.; LUEPKE, N. P. Formation of micronuclei in incubated hen's eggs as a measure of genotoxicity, **Mutat. Res.**, v. 394, p. 163–175, 1997.

WOLF, T.; NIEHAUS-ROLF, C.; LUEPKE, N. Some new methodological aspects of the hen's egg test. **Mutation Research**, v. 514, p. 59–76, 2002.

YAUK, C. L.; QUINN, J. S. Multilocus DNA fingerprinting reveals high rate of heritable genetic mutation in Herring gulls nesting in an industrialized urban site. **Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.**, v. 93, p. 12137–12141, 1996.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 944 p., 2010.

ZÚÑIGA-GONZÁLEZ, G.; TORRES-BUGARÍN O.; LUNA-AGUIRRE, J.; GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, A.; ZAMORA-PEREZ, A.; GÓMEZ-MEDA, B. C.; VENTURA-AGUILAR, A. J.; RAMOS-IBARRA, M. L.; RAMOS-MORA, A.; ORTÍZ, G. G.; GALLEGOS-ARREOLA, M. P. Spontaneous micronuclei in peripheral blood erythrocytes from 54 animal species (mammals, reptiles and birds): Part two. **Mutation Research**. v. 467, p. 99-103, 2000.

ZÚÑIGA-GONZÁLEZ, G.; TORRES-BUGARÍN, O.; ZAMORA-PEREZ, A.; GÓMEZ-MEDA, B. C.; RAMOS IBARRA, M. L.; MARTÍNEZ-GONZÁLEZ, S.; GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, A.; LUNA-AGUIRRE, J.; RAMOS-MORA, A., ONTIVEROS-LIRA, D.; GALLEGOS-ARREOLA, M. P. Differences in the number of micronucleated erythrocytes among young and adult animals including humans Spontaneous micronuclei in 43 species. **Mutation Research**, v. 494, p. 161–167, 2001.

CAPÍTULO 4

Considerações Finais

O biomonitoramento utiliza as respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças qualitativas e quantitativas ocorridas no ambiente, geralmente causadas pela antropização, sendo utilizado principalmente na conservação da biota e manutenção de áreas fragmentadas. O grupo das aves responde rapidamente as alterações do ambiente em nível global, regional e local, sendo excelentes indicadores de qualidade ambiental e ferramentas importantes para compreensão, avaliação e monitoramento das alterações ambientais. No presente estudo, o biomonitoramento utilizando as aves se mostrou eficaz para avaliar áreas com diferentes características e perturbações. Foram testadas três ferramentas distintas que são utilizadas no monitoramento de paisagens ambientais, sendo elas: assimetria flutuante (AF), índice de massa relativa (IMR) e micronúcleo.

A assimetria flutuante é empregada no biomonitoramento de populações de ambientes naturais e alterados. O índice analisa o nível de estresse ambiental a que as populações estão submetidas ao longo do tempo, refletindo nos indivíduos as consequências do histórico de uso da área. A AF das aves foi importante para avaliar as áreas de acordo com seu grau de perturbação ao longo do tempo, pelo fato dos indivíduos acumularem os efeitos dessas modificações geradas em seus habitats. No estudo, a característica que mais influenciou a AF foi o nível de sucessão ecológica em que a área se encontrava. As áreas com sub-bosque sujo apresentam sucessão tardia, apresentando altos valores de AF e as áreas com sub-bosque limpo com sucessão avançada apresentaram baixos valores de AF, sendo de total importância para essa ferramenta o histórico da área.

O Índice de Massa Relativa é uma ferramenta utilizada no biomonitoramento, a partir da avaliação da condição corporal das aves em diferentes condições ambientais. A condição corporal pode ser vantajosa para se obter respostas das populações às alterações da paisagem, avaliação de ambientes em diversos graus de conservação e das

condições ambientais oferecidas. Assim, a condição corporal se mostra uma ferramenta importante para o manejo e a conservação de espécies em ambientes alterados. No estudo, foi possível observar que o fator que mais interferiu na condição corporal foi a oferta de recurso na área. As áreas com maior oferta de recurso apresentaram indivíduos com maiores valores de IMR. Além disso, as espécies menores são mais indicadas para o biomonitoramento através da condição corporal, já que as mesmas apresentam metabolismo acelerado.

A análise de micronúcleo é uma técnica que verifica o processo de mutagênese, sendo utilizada como um biomarcador de danos cromossômicos e instabilidade genômica. A poluição gerada pelos processos de antropização leva ao aumento instantâneo nas taxas de micronúcleo em diversos grupos de animais, por isso tem sido utilizada em estudos de biomonitoramento. A análise de micronúcleo demonstrou quais áreas apresentavam maior poluição aérea, já que os indivíduos que habitavam locais próximos a cidade, consequentemente com maior poluição, apresentaram maior frequência de micronúcleos. Portanto, a análise de micronúcleos permite detectar alterações momentâneas na estrutura interna das aves que resultam da poluição ambiental.

Os resultados indicam que as três técnicas de biomonitoramento são importantes para avaliar áreas submetidas à perturbação ambiental, porém é necessário avaliar qual o tipo de perturbação para aplicar a técnica mais adequada.

As três técnicas de biomonitoramento analisadas no estudo, sugeriram que a espécie mais indicada como biomonitadora é *Antilophia galeata*. *A. galeata* é de fácil captura em matas estacionais semidecíduais, por ser uma espécie endêmica de ambientes florestais do Cerrado e habitar o sub-bosque dessas matas, além de ser encontrada também em fragmentos urbanos. A espécie é de fácil identificação por

apresentar dimorfismo sexual na fase adulta, onde os machos adultos exibem uma plumagem negra com penas vermelhas no topo da cabeça, formando um topete e as fêmeas e os juvenis possuem uma plumagem esverdeada discreta em todo o corpo, além disso, apresentam canto característico. Os machos da espécie são territorialistas e apresentam comportamento agonístico em defesa do seu território e as fêmeas protegem pequeno território em torno do ninho, por este fato respondem bem ao playback que pode auxiliar na captura dos indivíduos. A espécie é considerada especialista, pois apresenta preferência pela ingestão de frutos, porém consome artrópodes para complementar sua dieta em períodos de escassez de frutos. *A. galeata* pertence à família Pipridae, indivíduos desta família tendem a ser intolerantes às mudanças ambientais, mantendo seus nichos ecológicos fixos ao longo do tempo, o que aliado a todas as características citadas acima faz da espécie uma excelente biomonitora.