



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
DO SUL PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
VETERINÁRIAS CURSO DE MESTRADO**



**ARARAS-CANINDÉ (*Ara ararauna*) EM ÁREA
URBANA COMO BIOINDICADORAS DE QUALIDADE
AMBIENTAL**

MARIA EDUARDA MONTEIRO NASCIMENTO

Campo Grande – MS
2024

MARIA EDUARDA MONTEIRO NASCIMENTO

**ARARAS-CANINDÉ (*Ara ararauna*) EM ÁREA
URBANA COMO BIOINDICADORAS DE QUALIDADE
AMBIENTAL**

*Blue and yellow macaw (*Ara ararauna*) in urban area as bioindicators
of environmental quality*

MARIA EDUARDA MONTEIRO NASCIMENTO

Orientadora: Alda Izabel de Souza

Coorientador: Luiz Ubiratan Hepp

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Ciências Veterinárias
da Universidade Federal de Mato Grosso do
Sul, como requisito à obtenção do título de
Mestre em Ciências Veterinárias.

Campo Grande – MS

2024



Serviço Público Federal
Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



CERTIFICADO

Certificamos que a proposta intitulada "Araras-canindé (*Ara ararauna*) em áreas urbanas como indicadoras da qualidade ambiental", registrada com o nº 1.242/2022, sob a responsabilidade de Alda Izabel de Souza e Maria Eduarda Monteiro Nascimento - que envolve a utilização de animais pertencentes ao filo Chordata, subfilo Vertebrata (exceto humanos), para fins de pesquisa científica (ou ensino) - encontra-se de acordo com os preceitos da Lei nº 11.794, de 8 de outubro de 2008, do Decreto nº 6.899, de 15 de julho de 2009 e com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal - CONCEA, e foi aprovada pela COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS (CEUA/UFMS) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL, em reunião de 09/09/2022.

Vigência da autorização	17/05/2022 a 17/05/2023	
Finalidade	<input type="checkbox"/> Ensino	<input checked="" type="checkbox"/> Pesquisa científica
Nº da Solicitação ou Autorização SISBIO	83255-1	
Atividade(s)	<input checked="" type="checkbox"/> Captura	
	<input checked="" type="checkbox"/> Coleta de espécimes	
	<input checked="" type="checkbox"/> Marcação	
	<input type="checkbox"/> Outras:	
Espécies/Grupos Taxonômicos	Aves/Araras-canindé/ <i>Ara ararauna</i>	
Local(is) de realização das atividades	Município de Campo Grande/MS	

Fábio José Carvalho Faria

Coordenador da CEUA/UFMS

Campo Grande, 22 de setembro de 2022



Documento assinado eletronicamente por **Fábio José Carvalho Faria**, **Presidente de Comissão**, em 22/09/2022, às 15:47, conforme horário oficial de Mato Grosso do Sul, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufms.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_org_ao_acesso_externo=0, informando o código verificador **3573660** e o código CRC **AF71E593**.

COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS

Av Costa e Silva, s/nº - Cidade Universitária

Fone: (67) 3345-7925

CEP 79070-900 - Campo Grande - MS

Referência: Processo nº 23104.017969/2022-71

SEI nº 3573660

Inserir Folha de Aprovação assinada

*Dedico este trabalho aos
Meus pais, meus irmãos,
Meu namorado, família e amigos,
Pelo amor e incentivo.*

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer imensamente a todas as pessoas que participaram de forma direta ou indireta deste trabalho.

Primeiramente agradeço a Deus por ter me guiado durante essa jornada e me permitir concluir mais uma etapa da minha vida.

A toda minha família, em especial aos meus pais, Kelley e Márcio, pela educação, amor e carinho. Aos meus irmãos, Matheus e Júlia, pelo carinho e apoio

Ao meu parceiro de vida Wesley Maeshiro, por todo amor, incentivo, compreensão e pela incrível habilidade de fazer com que tudo na vida seja mais leve e tranquilo, tenho muita sorte em poder compartilhar esses momentos com você.

Aos meus primos Caio, Enzo e Lucas e meus dois sobrinhos Arthur Nascimento e Arthur Maeshiro, por me fazerem transbordar de amor e inspiração.

A minha amiga Marcele Luciane Gimenes Couto, por tanto amor, apoio, incentivo e por todos os momentos compartilhados.

A Professora Dra. Neiva Guedes, por todo incentivo, ensinamentos, apoio e compreensão. Serei eternamente grata pela oportunidade e confiança.

A minha orientadora Alda Izabel de Souza, que sempre esteve à disposição por todos os aprendizados e contribuições. Sou muito grata por todo apoio e carinho.

Ao meu coorientador Luiz Ubiratan Hepp, que não mediu esforços para me auxiliar na construção deste trabalho, encontra-lo nesse processo foi realmente muito importante, serei eternamente grata.

Agradeço ao Instituto Arara Azul e toda sua equipe por me receberem tão bem, por todos os ensinamentos, incentivos e apoio. É uma honra fazer parte dessa Instituição que tanto admiro.

Agradeço ao Laboratório de Patologia Clínica de pequenos animais da UFMS – FAMEZ e toda a equipe técnica, residentes e estagiários, por tamanha ajuda, paciência e contribuições na execução desse trabalho.

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida durante estes 18 meses.

Por fim, gostaria de agradecer as araras-canindé por me despertarem tamanho amor e inspiração para trabalhar na conservação.

SUMÁRIO

RESUMO.....	xi
ABSTRACT.....	xii
1. CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO GERAL.....	13
1.1 INTRODUÇÃO.....	13
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
2.1 ECOLOGIA URBANA.....	14
2.2 AVES COMO INDICADORAS DE QUALIDADE AMBIENTAL.....	16
2.3 <i>Ara ararauna</i>	18
2.4 TESTES DE GENOTOXICIDADE.....	21
3. OBJETIVOS.....	24
3.1 OBJETIVO GERAL.....	24
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	24
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25
4. CAPÍTULO II - ANÁLISES GENOTÓXICAS EM FILHOTES DE <i>ARA ARARAUNA</i> EM UM AMBIENTE URBANO.....	33
4.1 RESUMO.....	33
4.2 INTRODUÇÃO.....	34
4.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	35
4.4 RESULTADOS.....	38
4.5 DISCUSSÃO.....	43
4.6 CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES.....	45
4.7 REFERÊNCIAS.....	45
5. CAPÍTULO III – CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	49
5.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	49
5.2 IMPACTO ECONÔMICO, SOCIAL, TECNOLÓGICO E/OU INOVAÇÃO.....	49
APÊNDICE.....	51
ANEXOS.....	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Variáveis ambientais mensuradas em cada ninho de arara canindé (<i>Ara ararauna</i>) na área urbana de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.	41
Tabela 2.	Resumo dos resultados da análise de modelos lineares generalizados realizadas entre as proporções de anormalidades nucleares nos filhotes de Arara canindé e os preditores ambientais mensuradas na zona urbana de Campo Grande, MS.	45

LISTA DE FIGURAS

- Localização dos ninhos de arara-canindé (*Ara ararauna*) amostrados na área urbana do município de Campo Grande, estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. 38
- Figura 1.
- Análise dos componentes principais das variáveis ambientais mensuradas nos ninhos de arara-canindé (*Ara ararauna*) na área urbana do município de Campo Grande, MS. A imagem demonstra as quatro principais variáveis onde houve a distribuição dos ninhos: em verde a relação quanto a presença de área verde; em roxo quanto a presença de recurso hídrico, em azul quanto a distância de área verde e em vermelho quanto ao fluxo de veículos. A concentração das variáveis ao centro da imagem representa as condições intrínsecas aos ninhos, como temperatura, ruído e umidade. 42
- Figura 2.
- Anormalidades nucleares em esfregaço sanguíneo de filhotes de arara-canindé (*Ara ararauna*) de vida livre da cidade de Campo Grande, MS: A, núcleo entalhado; B, broto nuclear; C, núcleo redondo; D, núcleo reniforme; E, F micronúcleo; G, binucleado; H, anucleado. May-Grunwald Giemsa aumento de 1000x. 43
- Figura 3
- Frequências das alterações eritrocitárias encontradas nos filhotes de arara-canindé (*Ara ararauna*) na área urbana de Campo Grande, MS. 44
- Figura 4

LISTA DE ANEXOS

- Monitoramento do ninho: observação direta e captura dos
Anexo 1. filhotes para avaliação de dados biométricos e coleta de
material.....
- Anexo 2. Mensuração de ruído externo com o uso de decibelímetro.....
- Anexo 3. Coleta de sangue dos filhotes para realização dos testes de
genotoxicidade.....

1 NASCIMENTO, M.E.M., ARARAS-CANINDÉ (*Ara ararauna*) EM ÁREA URBANA
2 COMO BIOINDICADORAS DE QUALIDADE AMBIENTAL, 2024. Mestrado.
3 Programa de Pós-Graduação em Ciências Veterinárias. Faculdade de Medicina
4 Veterinária e Zootecnia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo
5 Grande, Mato Grosso do Sul, 2024.

6

7 RESUMO

8 A fragmentação e urbanização do habitat impacta na vida dos animais, visto que, estes acabam
9 sendo expostos a agentes estressores não naturais, como a intensa poluição do ar. Essa
10 contaminação libera compostos com propriedade mutagênicas, que podem afetar toda a
11 biodiversidade. A compreensão entre as interações dos organismos com o ambiente é de suma
12 importância. Os biomarcadores têm sido utilizados pois permitem a observação de efeitos biológicos
13 precoces relacionados a agentes genotóxicos presentes no ambiente. As aves são consideradas
14 excelente indicadores de qualidade ambiental, pois são sensíveis as variações das condições do
15 ambiente e respondem rapidamente às mudanças que ocorrem, especialmente aves que vivem em
16 ambiente urbano, onde são mais expostas a poluição. Desta forma, o objetivo com este estudo foi
17 avaliar o potencial bioindicador de filhotes de arara-canindé (*Ara ararauna*) em um ecossistema
18 urbano a partir de testes de genotoxicidade e fatores ambientais. Um total de 45 amostras foram
19 coletadas. A presença/ausência e quantidade de micronúcleos e outras anormalidades nucleares
20 foram analisadas em lâminas coradas com a técnica de May-Grunwald Giemsa observando 5.000
21 eritrócitos por indivíduo (2.500 células em cada lâmina). Observamos 37 micronúcleos e 1047 outras
22 anormalidades nucleares, sendo que a mais comum dentre elas foi células com núcleos entalhados
23 (44,6%) e a menos frequente foi células anucleadas (2,8%). Uma análise de componentes principais
24 (PCA) foi realizada para avaliar a existência de similaridades ambientais entre os ninhos, assim
25 como a análise de Broken-stick. A partir da seleção das variáveis importantes na segregação dos
26 ninhos, os dados foram analisados em modelos lineares generalizados (GLMs). A proporção de
27 anormalidades nucleares foi maior em filhotes de ninhos localizados em locais com maior fluxo de
28 veículos e ausência ou maior distância de áreas verdes. Esses achados podem contribuir com
29 futuros estudos sobre os impactos da urbanização na saúde genética dessa espécie e para
30 compreensão mais abrangente dos efeitos das atividades humanas no meio ambiente e na vida
31 selvagem.

32

33 **Palavras-chave:** Anormalidades nucleares, ecologia urbana; genotoxicidade,
34 micronúcleo, qualidade de vida.

35

36 NASCIMENTO, M.E.M, BLUE AND YELLOW MACAW (*Ara ararauna*) IN URBAN
37 AREA AS BIOINDICATORS OF ENVIRONMENTAL QUALITY, 2023. Master.
38 Veterinary Sciences Graduate Program. Faculty of Veterinary Medicine and
39 Animal Science, Federal University of Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Mato
40 Grosso do Sul, 2023.

41

42 **ABSTRACT**

43 The fragmentation and urbanization of habitats impact the lives of animals, as they end up being
44 exposed to non-natural stressors, such as intense air pollution. This contamination releases
45 compounds with mutagenic properties, which can affect biodiversity as a whole. Understanding the
46 interactions between organisms and the environment is of utmost importance. Biomarkers have been
47 used as they allow the observation of early biological effects related to genotoxic agents present in
48 the environment. Birds are considered excellent indicators of environmental quality, as they are
49 sensitive to variations in environmental conditions and respond quickly to changes, especially birds
50 living in urban environments, where they are more exposed to pollution. Thus, the objective of this
51 study was to evaluate the bioindicator potential of blue-and-yellow macaw (*Ara ararauna*) chicks in
52 an urban ecosystem through genotoxicity tests and environmental factors. A total of 45 samples were
53 collected. The presence/absence and quantity of micronuclei and other nuclear abnormalities were
54 analyzed on slides stained with the May-Grunwald Giemsa technique, observing 5,000 erythrocytes
55 per individual (2.500 cells on each slide). We observed 37 micronuclei and 1047 other nuclear
56 abnormalities, the most common being cells with notched nuclei (44.6%) and the least frequent being
57 anucleated cells (2.8%). Principal component analysis (PCA) was performed to assess the existence
58 of environmental similarities between the nests, as well as broken-stick analysis. From the selection
59 of important variables in this segregation, the data were analyzed in generalized linear models
60 (GLMs). The proportion of nuclear abnormalities was higher in chicks from nests located in areas
61 with higher vehicle traffic and absence or greater distance from green areas. These findings may
62 contribute to future studies on the impacts of urbanization on the genetic health of this species and
63 to a more comprehensive understanding of the effects of human activities on the environment and
64 wildlife.

65

66 **Keywords:** *Genotoxicity, life quality, micronucleus; nuclear abnormalities, urban*
67 *ecology.*

1. CAPÍTULO I

1.1 INTRODUÇÃO

As áreas urbanas são ecossistemas complexos e dinâmicos que podem desempenhar um importante papel na conservação da biodiversidade (DEARBORN e KARK, 2010). Embora comumente vinculadas exclusivamente a estruturas de concreto e asfalto, também hospedam uma diversidade de vida selvagem, que encontram em parques, jardins, árvores e até mesmo em telhados verdes, refúgio, proteção, alimentação e locais para reprodução (PINHO et al., 2016; ROBINSON et al., 2022). No entanto, é válido ressaltar que, o ambiente antropizado também expõe os animais a agentes estressores não naturais, tais como as ilhas de calor, poluição sonora e substâncias tóxicas (SKARPHEDINSDOTTIR et al., 2010; BAESSE et al., 2019).

Nesse sentido, o monitoramento dos potenciais impactos nos indivíduos em ambientes urbanos mostra-se essencial para a avaliação da qualidade ambiental, conservação da diversidade de espécies e, conseqüentemente, para qualidade de vida e bem-estar da população humana (BAESSE et al., 2015). Animais de vida livre em ambientes urbanos são especialmente úteis pois compartilham o mesmo habitat com os seres humanos e são mais impactados (SHEPHERD E SOMERS, 2012), ao passo que a utilização de animais em cativeiro pode mascarar os reais efeitos gerados pela poluição (SAMARAWEERA ET AL., 2022).

Vários estudos utilizam animais selvagens, como mamíferos (BAPTISTA et al., 2022), peixes (PANSERI et al., 2019), anfíbios (CARLSSON, 2019), répteis (HUMPHRIES et al., 2022) e aves (GRÚZ et al., 2019), para a avaliação da qualidade ambiental. Alguns autores destacam as aves como excelentes bioindicadoras da saúde e funcionalidade de ecossistemas (BAESSE et al., 2019; RIBEIRO et al., 2022), pois possuem sensibilidade às condições do ambiente e respondem rapidamente aos estresses ambientais por meio de mudanças morfológicas, fisiológicas ou comportamentais (GONZÁLEZ-ACEVEDO et al., 2016).

A avaliação da qualidade ambiental por meio de indicadores biológicos pode ser conduzida em diversas escalas de análise (BONASSI e AUB, 2002). Em escalas mais amplas, é possível obter uma compreensão da capacidade,

100 diversidade e adaptação de populações e comunidades às pressões urbanas
101 (ARINI et al., 2023). No entanto, essa perspectiva pode comprometer a precisão de
102 respostas mais refinadas. Ao reduzir a escala para o nível celular, torna-se possível
103 entender como os efeitos genotóxicos presentes no ambiente afetam os
104 organismos em um contexto fisiológico e celular (TOMAZELLI et al., 2022).

105 O uso de biomarcadores como o micronúcleo (MN) e anormalidades
106 nucleares eritrocitárias (AN) em aves, é uma abordagem que visa detectar os
107 efeitos genotóxicos. Os MN são pequenos corpos citoplasmáticos originados de
108 cromossomos deslocados ou fragmentos cromossômicos, resultantes de quebras
109 de cadeia dupla de DNA não reparadas ou mal reparadas (FENECH et al., 2011).
110 As AN mais observadas são núcleo entalhado, núcleo em formato de rim, broto
111 nuclear, anucleado, binucleado e núcleo redondo (MAS et al., 2015). Em conjunto,
112 permitem avaliar o grau de dano ao DNA, que pode comprometer a saúde e a
113 reprodução das aves, conseqüentemente a biodiversidade e a conservação das
114 espécies (BAESSE et al., 2019; TOMAZELLI et al., 2022).

115 No final da década de 1990, as araras-canindés (*Ara ararauna*, LINNAEUS,
116 1758) começaram a ser observadas na área urbana de Campo Grande, Mato
117 Grosso do Sul, em razão da perda do seu habitat natural em consequência das
118 queimadas e desmatamentos no entorno (GUEDES, 2012). A espécie se
119 estabeleceu no município devido a presença de diversas espécies de vegetais que
120 fornece alimentos e locais para reprodução (BARBOSA, 2018). No entanto, não
121 existem estudos acerca dos impactos genotóxicos que podem afetar os filhotes de
122 *A. ararauna* nascidos em uma área urbana.

123 Por isso, a investigação da instabilidade genômica em filhotes de *Ara*
124 *ararauna* nascidos nas áreas urbanas de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, por
125 meio da análise de micronúcleo e outras anormalidades nucleares em amostras
126 sanguíneas sob a influência de variáveis ambientais, podem contribuir para a
127 compreensão dos impactos genotóxicos da urbanização na fauna local e
128 conseqüentemente, sob a qualidade ambiental.

129

130 **2 REVISÃO DE LITERATURA**

131 **2.1 ECOLOGIA URBANA**

132 Nas últimas décadas, houve uma expansão significativa da urbanização
133 global, caracterizada pelo crescimento constante das áreas urbanas (PINHO et al.,
134 2016; POLLACK et al., 2017; ROBINSON et al., 2022). Esse fenômeno,
135 impulsionado pela migração e crescimento populacional, tem transformado
136 paisagens e acarreta grandes desafios ambientais (ROBINSON et al., 2022).
137 Dentre os principais impactos estão a degradação dos habitats naturais, ilhas de
138 calor, ruídos sonoros e o aumento de poluentes nocivos (MCKINNEY ML, 2008;
139 RICKETTS e IMHOFF, 2003).

140 Nesse cenário, os fragmentos de vegetação nas áreas urbanas
141 desempenham um importante papel, pois oferecem locais de refúgio, proteção,
142 alimentação e reprodução para os animais (BRUN et al., 2007; BARBOSA, 2018),
143 além de contribuírem significativamente para o aumento da qualidade ambiental
144 (ROBINSON et al., 2022,) minimizando os impactos gerados pelas atividades
145 antropogênicas (RICKETTS e IMHOFF, 2003). Ademais, um planejamento de
146 desenvolvimento sustentável, que leve em conta a conservação da fauna e flora,
147 são de extrema importância para a manutenção dos padrões de diversidade de
148 espécies (PITMAN et al., 2015; LEPCZYK et al., 2017).

149 Muitas espécies da fauna que habitam ambientes urbanos apresentam
150 hábitos alimentares generalistas, essa característica permite que os animais se
151 ajustem facilmente à disponibilidade de alimentos (BRUN et al., 2007; BARBOSA,
152 2018). Dentre os animais, as aves se destacam, pois são ágeis e conseguem
153 explorar diferentes nichos ecológicos dentro do ambiente urbano, seja em parques,
154 jardins, telhados ou mesmo em áreas com mais densidade de construções
155 (ARONSON et al., 2017).

156 Nesse contexto, estudos realizados no ambiente urbano desempenham um
157 papel importante ao viabilizar e orientar iniciativas públicas voltadas para a
158 preservação das espécies e a melhoria da qualidade de vida da população. É
159 fundamental destacar que tais políticas públicas devem integrar-se ao
160 planejamento urbano e estar alinhadas aos princípios da ecologia urbana, conforme
161 apontado por Cavalheiro et al. (1983) e Angeolletto (2012). Dessa forma, é possível
162 compreender como os fatores naturais e urbanos influenciam na dinâmica das
163 espécies, preservação da biodiversidade e no bem-estar da população.

164 A ecologia urbana é uma ciência que procura compreender as interações
165 entre sistemas naturais e dinâmicas sociais em ambientes urbanos (DOW, 2000;
166 ANGEOLLETO, 2012; BARBOSA, 2018). Sua característica distintiva reside na
167 busca pelo equilíbrio entre expansão urbana e conservação, tanto para os animais
168 como para os seres humanos. Nesse cenário, o conhecimento sobre a preservação
169 da biodiversidade permite que algumas cidades mantenham a fauna local e
170 proporcionem relevantes serviços ecossistêmicos (GUEDES, 2012; PENA et al.,
171 2017; BARBOSA, 2018).

172 O estudo da ecologia urbana já era abordado por Cavalheiro et al. (1983) ao
173 discutirem a paisagem urbana como um ambiente complexo, além de enfatizarem
174 a interconexão dos fatores ambientais, tais como o clima, água, ar, vegetação e
175 solo. Os autores ressaltaram a importância de abordar esses elementos de forma
176 integrada devido às suas intrínsecas relações, considerando todos os fatores como
177 componentes interdependentes ao invés de analisa-los isoladamente, como a
178 poluição do ar e da água.

179

180 **2.2 AVES COMO INDICADORAS DE QUALIDADE AMBIENTAL**

181 O aumento das atividades industriais e o fluxo de veículos emergem como as
182 principais fontes de poluição do ar (HARROP et al., 1990; CARRERAS et al., 2013;
183 MAY et al., 2014; PÉREZ-MARTÍNEZ et al., 2014; BAESSE et al., 2019). Essa
184 realidade resulta no aumento significativo dos níveis de substâncias químicas com
185 propriedades mutagênicas em áreas urbanas, o que, por sua vez, pode
186 desencadear o desenvolvimento de doenças e deformidades (BAESSE et al., 2015;
187 QUERO et al., 2016; GONÇALVES et al., 2020; DING et al., 2022).

188 Certos organismos manifestam alterações morfológicas, fisiológicas e
189 comportamentais quando expostos a tais substâncias, desempenhando o papel de
190 biomonitores ao possibilitar a avaliação dos aspectos quantitativos da qualidade
191 ambiental (GONZÁLEZ-ACEVEDO et al., 2016; GRYGUS et al., 2018;
192 GONÇALVES et al., 2020). Ademais, os estudos de biomonitoramento são
193 essenciais para compreender como as concentrações de contaminantes podem
194 impactar a biodiversidade (GOMEZ-RAMÍREZ et al., 2014; ROQUE et al., 2022).

195 Vários estudos utilizam animais silvestres, mamíferos (FRITSCH et al., 2010;
196 BAPTISTA et al., 2022), peixes (BUISSON et al., 2008; PANSERI et al., 2019),
197 anfíbios (CARLSSON, 2019), répteis (FROSSARD et al., 2019; HUMPHRIES et al.,
198 2022) e aves (JOSHI et al., 2013; GRÚZ et al., 2019), como biomonitorios da
199 qualidade ambiental, visto que, esses animais são continuamente expostos à
200 poluentes (QUERO et al., 2016; BAESSE et al., 2019).

201 Dentre os organismos biomonitorios, as aves são consideradas excelentes
202 indicadoras de qualidade ambiental, pois possuem ampla distribuição nos
203 ecossistemas, são muito sensíveis as mudanças que ocorrem e quando estão
204 voando acumulam grandes volumes de ar ficando susceptíveis a absorção de
205 gases ou partículas. Além disso, estão presentes em todos os níveis tróficos, sendo
206 capazes de acumular ou biomagnificar contaminantes (SOUTO et al., 2018;
207 BAESSE et al., 2019; SAMARAWEERA et al., 2022).

208 As aves são particularmente sensíveis aos poluentes atmosféricos devido ao
209 seu eficiente sistema respiratório, alta taxa metabólica e exposição durante o voo
210 (SOUTO et al., 2018; BAESSE et al., 2019). Essas características torna os pulmões
211 das aves susceptíveis à absorção rápida de substâncias químicas presentes no ar
212 (SAMARAWEERA et al., 2022). A sensibilidade das aves a substâncias tóxicas,
213 como metais pesados e compostos orgânicos persistentes, destaca sua
214 importância como sentinelas ambientais (POLLACK et al., 2017).

215 Os estudos envolvendo aves como biomonitorios da qualidade ambiental
216 podem ter como principal foco de estudo a diversidade de espécies, visto que, esta
217 diminui com o aumento da urbanização, revelando os efeitos nocivos do local em
218 questão (POLLACK et al., 2017). Ademais, também pode ser realizada com o
219 monitoramento da contaminação por substâncias químicas ou alterações
220 genotóxicas, visto que, essas alterações em aves selvagens aumentam com a
221 urbanização ou gradientes de poluição e causam alterações morfológicas,
222 fisiológicas ou comportamentais (GONZÁLEZ-ACEVEDO et al., 2016; MEILLÉRE
223 et al., 2016).

224 Nesse mesmo sentido, um estudo realizado por Schilderman et al. (1997),
225 demonstrou que os níveis de chumbo no sangue de pombos selvagens em
226 Amsterdã estavam diretamente associados aos gradientes de tráfego. Esses

227 resultados ressaltam a possibilidade de utilizar aves urbanas como bioindicadoras
228 no monitoramento da relação entre as emissões de chumbo provenientes dos
229 escapamentos de carros e os níveis de toxicidade em áreas urbanas.

230 O uso de aves urbanas como bioindicadores da qualidade ambiental também
231 revela sua importância no monitoramento da saúde humana, como evidenciado por
232 um relatório de Nova Iorque. Neste estudo, foi observado que as variações nos
233 níveis de chumbo no sangue de pombos-das-rochas refletiam as mudanças
234 correspondentes nos níveis de chumbo no sangue de crianças que residiam na
235 mesma localidade amostrada (CAI e CALISI, 2016). Não obstante, Burrell e Sieber
236 (1916), realizaram estudos para detecção da contaminação por monóxido de
237 carbono em minas de carvão utilizando canários como modelo experimental
238 (BURRELL e SIEBERT, 1916; SOUTO et al., 2018). Na década de 1960, falcões e
239 aves marinhas foram usadas para avaliar o acúmulo de pesticidas (BECKER, 2003;
240 POLLACK et al., 2017; SOUTO et al., 2018).

241 Atualmente, diversos estudos de biomonitoramento com aves têm sido
242 realizados com resultados significativos, tanto em ambientes aquáticos (KLEIN et
243 al., 2012; BAYAT e BAKHTIYARI, 2020; SOLGI et al., 2020) como em ambientes
244 terrestres (CARNEIRO et al., 2016; GONZÁLEZ-ACEVEDO et al., 2016; BAESSE
245 et al., 2019). As metodologias variam desde a utilização de penas para dosagem
246 de metais pesados (GRÚZ et al., 2019; SOLGI et al., 2020; ROQUE et al., 2022) a
247 detecções de anormalidades nucleares em amostras sanguíneas (BAESSE et al.,
248 2015; SOUTO et al., 2018; GONÇALVES et al., 2020).

249 Diante do exposto, esses estudos evidenciam a importância e a utilização de
250 aves em estudos como bioindicadoras de qualidade ambiental para o
251 acompanhamento dos impactos para o ambiente, os animais e a saúde humana.

252

253 **2.3 *Ara ararauna***

254 O Brasil é reconhecido pela sua grande biodiversidade, em especial, a alta
255 diversidade da avifauna. Fato que foi evidenciado em sua história, quando em 1500,
256 foi descrito e considerado como a “Terra dos Papagaios”. Atualmente, é o país com
257 o maior número de aves da família *Psittacidae*, uma vez que, das 344 espécies que

258 habitam o mundo, 87 espécies e 67 subespécies são brasileiras (GUEDES, 2012;
259 PIACENTINI et al., 2015).

260 As araras são as maiores representantes dessa família, arara-azul-grande
261 (*Anodorhynchus hyacinthinus*); arara-azul-de-lear (*Anodorhynchus leari*) arara-
262 azul-pequena (*Anodorhynchus glaucus*); arara-vermelha (*Ara cholopectera*);
263 araracanga (*Ara macao*) e arara-canindé (*A. ararauna*) (SICK, 1997; VALLE et al.,
264 2008; GUEDES, 2012), que incluem também os papagaios, periquitos, jandaias e
265 maracanãs (SICK, 1997; VALLE et al., 2008; GUEDES, 2012).

266 *A. ararauna*, é uma ave que possui a plumagem bem característica e
267 colorida, com penas amarelas na parte ventral, penas azuis na parte dorsal, fronte
268 verde, garganta negra, face nua e branca com fileiras de penas negras (SICK, 1997;
269 BIANCHI e MACEDO, 1998; GUEDES, 2012; BARBOSA, 2018). Possuem uma
270 dieta bem diversificada, consumindo frutos, sementes, folhas, brotos, flores, néctar
271 de várias espécies, e considerada sazonal, ou seja, os itens alimentares dependem
272 da disponibilidade de recurso (GUEDES, 2012; BARBOSA, 2018). Quanto à
273 nidificação, utilizam troncos de palmeiras mortas, que podem ser reutilizadas por
274 vários anos (BIANCHI e MACEDO, 1998; GUEDES, 2012; BARBOSA, 2018).

275 O período reprodutivo das *A. ararauna* tem início em julho e pode se
276 estender até março do próximo ano (BARBOSA, 2018). A postura é realizada de
277 forma assíncrona, podendo colocar de um a seis ovos e a incubação dura
278 aproximadamente 26 dias (GUEDES, 2012; BARBOSA, 2018). Após a eclosão do
279 ovo, o filhote permanece por cerca de 90 dias dentro do ninho até o primeiro voo,
280 sendo totalmente dependentes dos pais para alimentação, e após o voo ainda
281 recebem cuidados por cerca de um ano (BIANCHI e MACEDO, 1998; GUEDES,
282 2012; BARBOSA, 2018).

283 Essa espécie de ave possui uma ampla distribuição geográfica com registros
284 de ocorrência desde o sul da América Central até a região central do Brasil,
285 passando pelos estados de Rondônia, Roraima, Amazonas, Pará, Mato Grosso,
286 Mato Grosso do Sul, Tocantins, Minas Gerais, Bahia, Piauí, São Paulo e Paraná
287 (GWYNNE et al., 2010; BARBOSA, 2018), sendo avistada em áreas urbanas de
288 várias cidades (FRANCHIN e JÚNIOR, 2004; FRANCO e PRADO, 2012;
289 BARBOSA, 2018).

290 *A. ararauna* não é uma espécie classificada como ameaçada de extinção na
291 Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da International Union for Conservation of
292 Nature (IUCN, 2018). No entanto, estudos apontam que já foi extinta no Estado
293 insular do caribe, Trinidad e Tobago, e sua população está diminuindo em várias
294 regiões do Brasil, Equador, Colômbia e Venezuela (DESENNE e STRAHL, 1994;
295 MACHADO et al., 1998; CAPARROZ et al., 2009; BARBOSA, 2018; IUCN, 2018).
296 Dentre as principais ameaças que vêm contribuindo com o declínio das populações
297 está a interferência humana nos ecossistemas naturais e captura para o comércio
298 ilegal (SICK, 1997, GUEDES e VICENTE, 2012).

299 No final da década de noventa, *A. ararauna* começaram a ser observadas
300 nas áreas urbanas de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, isto ocorreu devido à
301 perda do seu habitat e variações climáticas das zonas rurais e municípios do
302 entorno, que provocaram grande escassez de alimento (GUEDES, 2012). Desde
303 então, são observadas com facilidade em diferentes regiões da cidade (GUEDES,
304 2012; BARBOSA, 2018, CALDERAN et al., 2019).

305 Campo Grande é a capital de Mato Grosso do Sul, está em constante
306 crescimento e urbanização, com uma área total de 8.082.978km² e população
307 estimada de 916.001 pessoas (PLANURB, 2018, IBGE, 2021). Contudo, tem
308 conseguido conciliar o desenvolvimento com a manutenção de áreas verdes e
309 ambientes naturais, foi eleita uma das cidades mais arborizadas do país, fato
310 importante para a oferta de alimentos, locais de nidificação e conseqüentemente
311 para a presença das araras mesmo com todos os riscos que um ambiente urbano
312 possa oferecer (GUEDES, 2012; BARBOSA, 2018, CALDERAN et al., 2019;
313 BARBOSA et al., 2022).

314 Desde 2011 o Projeto Aves Urbanas: araras na cidade do Instituto Arara
315 Azul, tem acompanhado a reprodução da *A. ararauna* na área urbana de Campo
316 Grande, com o objetivo de conhecer aspectos sobre a biologia, reprodução e
317 comportamento desses animais por meio do monitoramento dos ninhos e
318 desenvolvimento de pesquisas científicas (BARBOSA, 2015; BARBOSA, 2018;
319 CALDERAN et al., 2019).

320 Trabalham com a educação ambiental e políticas públicas. Em 2015, a Lei
321 Municipal nº5.651, instituiu a *A. ararauna* como ave símbolo de Campo Grande,

322 com o propósito de difundir a importância da avifauna para a conservação de
323 ambientes naturais e da biodiversidade (DIOGRANDE, 2015). Outras leis de
324 proteção que envolvem a espécie também foram criadas, como a lei nº6.074 que
325 proíbe o corte, derrubada ou remoção de árvores onde situam-se ninhos de arara-
326 canindé (DIOGRANDE, 2018) e o decreto da Lei nº 6.567 onde a cidade foi
327 reconhecida como “A Capital das Araras” instituindo-se o dia 22 de setembro como
328 “Dia Municipal de Proteção das Araras” (DIOGRANDE, 2021).

329 Apesar disso, sabe-se que em um ambiente urbano os animais são expostos
330 a fatores de estresse não naturais, como por exemplo os poluentes oriundos do
331 tráfego de veículo e a poluição sonora (PÉREZ-MARTÍNEZ et al., 2014; BAESSE
332 et al., 2019). Baesse et al. (2019), realizaram estudos para determinar se a
333 urbanização e o tráfego de veículos influenciam na frequência de micronúcleos
334 (MN) em aves, teste para identificação de dano cromossômico e instabilidade
335 genômica, demonstrando que as aves que vivem em áreas urbanas apresentam
336 maior frequência de MN e que quanto maior o tráfego de veículos, maior o número
337 de MN encontrados.

338 Diante do exposto, embora muitos conhecimentos acerca da biologia,
339 reprodução e comportamento de indivíduos de *A. ararauna* tenham sido obtidos ao
340 longo dos anos, estudos com aves de vida livre em áreas urbanas como
341 bioindicadoras de qualidade ambiental são escassos, fato que justifica a
342 importância do desenvolvimento desta pesquisa científica.

343

344 **2.4 TESTES DE GENOTOXICIDADE**

345 A presença de poluentes em zonas urbanas e industriais pode resultar em
346 elevadas taxas mutagênicas e causar danos genéticos hereditários que impactam
347 a biodiversidade (SOUZA et al., 2017; GIRAUDEAU et al., 2020; FRIXIONE et al.,
348 2022). Essa perturbação da homeostase celular causada por agentes genotóxicos
349 provoca alterações comportamentais, fisiológicas, adaptações ou até mesmo morte
350 dos organismos (KUNC et al., 2016; SOUTO et al., 2018). Nesse sentido, a
351 interação entre os indivíduos e o meio ambiente é uma importante ferramenta para
352 compreensão da relação entre saúde e doença (GOMES et al., 2007; SOUTO et
353 al., 2018).

354 O teste do micronúcleo e de outras anormalidades nucleares em eritrócitos
355 é um dos biomarcadores mais utilizados para detectar genotoxicidade e avaliar
356 danos no DNA (FENECH 2000; GÓMEZ-MEDA et al., 2006; FRIXIONE et al.,
357 2022). A deterioração do DNA durante a mitose pode ser uma das consequências
358 desencadeadas por poluentes nas células sanguíneas (BAESSE et al., 2015;
359 FRIXIONE et al., 2022). Estes aspectos sugerem que certas espécies de animais,
360 podem ser consideradas eficazes sentinelas de poluição, uma vez que manifestam
361 anomalias devido à exposição a poluentes, mesmo que na sua condição corporal
362 não apresente alterações evidentes (SANTOS et al., 2017; SOUZA et al., 2017).

363 Vários tipos de anomalias nucleares já foram identificados, sendo o
364 micronúcleo a alteração mais amplamente estudada devido à sua fácil detecção
365 nas células (DERTINGER et al., 1996). A formação de micronúcleos (MN) está
366 associada a fatores ou eventos que perturbam a estrutura ou função do aparelho
367 mitótico, levando a falhas na incorporação de cromossomos ou de fragmentos ao
368 núcleo principal (THOMAS et al., 2009). Em células expostas a agentes
369 genotóxicos, a presença de MN está relacionada a mudanças na permeabilidade e
370 à ruptura do envelope nuclear, impactando a sua integridade (HATCH et al., 2013).
371 As outras anormalidades nucleares resultam de danos análogos (SCHMID, 1975;
372 FENECH, 2000).

373 O teste do micronúcleo, desenvolvido por Heddle (1973) e Schmid (1975), é
374 definido por Fenech (2000) como um achado que apresenta estrutura e intensidade
375 de cores semelhantes às do núcleo principal, formato arredondado, localização
376 intracitoplasmática, ausência de vinculação ao núcleo principal e tamanho entre um
377 décimo e um terço do diâmetro do núcleo principal. Essa abordagem tem sido
378 reconhecida como uma ferramenta valiosa em estudos de monitoramento
379 ambiental, permitindo a associação do potencial mutagênico com a poluição
380 ambiental (BAESSE et al., 2019; FRIXIONE et al., 2022).

381 Um estudo conduzido por Soares et al. (2003) em São Paulo revelou que
382 camundongos expostos à poluição urbana exibiram uma frequência aumentada de
383 micronúcleos (MN) em comparação com aqueles expostos em áreas rurais. De
384 maneira semelhante, González-Acevedo et al. (2016) realizaram uma pesquisa
385 para avaliar os níveis de dano ao DNA nos eritrócitos de *Columba livia* em uma

386 área metropolitana de Monterrey, México, e observaram que os animais que
387 habitavam áreas urbanas apresentavam maior dano ao DNA em comparação com
388 os animais controle em áreas não contaminadas.

389 Além dos MN, outras anormalidades nucleares (AN) têm sido associadas a
390 fatores de estresse ambiental, incluindo brotos nucleares, células binucleadas,
391 núcleos em formato de rim, núcleos entalhados, núcleo redondo e células
392 anucleadas. Os brotos nucleares compartilham características morfológicas com os
393 MN, mas permanecem conectados ao núcleo e têm aproximadamente 1/4 a 1/3 do
394 tamanho do núcleo principal (THOMAS et al., 2009; TOMAZELLI et al., 2022).
395 Gomez-Meda et al. (2006) ao realizar um experimento sobre as anormalidades
396 nucleares em eritrócitos de periquito (*Eupsittula canicularis*) relacionados a danos
397 genotóxicos, demonstraram que a genotoxina C aumenta a proporção de broto
398 nuclear.

399 Núcleos em formato de rim exibem um encurtamento na parte central,
400 enquanto núcleos redondos apresentam um formato ovalado (THOMAS et al.,
401 2009). Essas alterações foram descritas por Silveira et al. (2022) ao estudar sobre
402 os micronúcleos e diferentes anormalidades nucleares em aves silvestres no
403 Cerrado brasileiro, assim como também por Santos et al. (2017), ao avaliarem os
404 danos no DNA de *Ardea cinérea* e *Ciconia ciconia*.

405 Um núcleo entalhado possui um entalhe de profundidade considerável em
406 sua extremidade bem definido e limitado pelo envelope nuclear (ALIMBA e
407 BAKARE, 2016; TOMAZELLI et al., 2022). Células binucleadas apresentam dois
408 núcleos com aproximadamente a mesma cor e tamanho, este podem estar ou não
409 em contato entre eles (JINDAL e VERMA, 2015; TOMAZELLI et al., 2022).

410 Por sua vez, as células anucleadas não apresentam núcleo, condição
411 também conhecida como eritrosplastídeos (CLARK et al., 2013). Um estudo
412 realizado por Gonçalves et al. (2020) utilizaram *A. galeata* em áreas distintas para
413 verificar se a proximidade urbana tem relação com a ocorrência de eritroplastídeos
414 (eritrócitos anucleados), e concluíram que os animais expostos a fragmentos mais
415 próximos ao ambiente urbano apresentaram frequências e médias mais altas de
416 eritroplastídeos, como consequência da maior exposição à poluição do ar.

417 A urbanização proporciona a algumas espécies oportunidades de alimento,
418 reprodução e refúgio, promovendo sua adaptação e sobrevivência. Contudo,
419 nesses ambientes, elas enfrentam agentes estressores não naturais que podem
420 afetar aspectos como tamanho, condição corporal, sucesso reprodutivo e
421 sobrevivência (TKACHENKO et al., 2022; PENUELA et al., 2023). A realização de
422 testes de genotoxicidade, como o microcronúcleo e outras anormalidades
423 nucleares, mostra-se uma ferramenta importante na avaliação da qualidade
424 ambiental por meio de bioindicadores.

425

426 **3. OBJETIVO**

427 **3.1 OBJETIVOS GERAIS**

428 Avaliar o potencial bioindicador de filhotes de arara-canindé (*Ara ararauna*)
429 em Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

430

431 **3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

432 1. Avaliar as alterações genotóxicas nos filhotes de arara-canindé de acordo
433 com as características ambientais das áreas adjacentes aos ninhos.

434 2. Gerar subsídios a serem utilizados na discussão e elaboração de ações
435 voltadas a conservação da arara-canindé em ambientes urbanos.

REFERÊNCIAS

ALIMBA, C. G. and BAKARE, A. A. In vivo micronucleus test in the assessment of cytogenotoxicity of landfill leachates in three animal models from various ecological habitats. **Ecotoxicology (London, England)**, v.25, n.(2), p.310–319, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1589-3>.

ANGEOLLETO, F. H. S. **Planeta Ciudad: Ecología urbana y planificación de ciudades medias de Brasil**. 2012. 294f. Doctorado (Ecología y Medio Ambiente) – Universidad Autónoma de Madrid, Madrid. 2012.

ARINI, D.I.; KINHO, J.; MAYASARI. *et al.* Bird composition as an environmental quality indicator in Wallacea's urban area. **Earth and Environmental Science**, v.1192, n.(1), p.12, 2023. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1192/1/012011>

ARONSON, M. F.; LEPCZYK, C. A.; EVANS, K. L. *et al.* Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. **Frontiers in ecology and Evolution**, v.15, n.(4), p.189–196, 2017. <https://doi.org/10.1002/fee.1480>

BAESSE C.Q.; MAGALHÃES V.C. TOLENTINO; DA SILVA A. M.; *et al.* Micronucleus as biomarker of genotoxicity in birds from Brazilian Cerrado, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.115, p.223-228, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.02.024>

BAESSE C.Q.; MAGALHÃES V.C. TOLENTINO; MORELLI S.; *et al.* Effect of urbanization on the micronucleus frequency in birds from forest fragments, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.171, p.631-637, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.026>

BAPTISTA, C. J.; SEIXAS, F.; GONZALO-ORDEN, J.M. *et al.* Biomonitoring metals and metalloids in wild mammals: invasive versus non-invasive sampling. **Environmental science and pollution research international**, v.29, n.13 p.18398-18407, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18658-5>

BARBOSA, L. T. **Fatores que influenciam o sucesso reprodutivo da arara-canindé (*Ara ararauna*) em Campo Grande, Mato Grosso do Sul**. 121f. Doutorado (Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional) - Universidade Anhanguera Uniderp, Campo Grande, 2018.

BARBOSA, L. T. **Fatores que influenciam o sucesso reprodutivo da arara-canindé (*Ara ararauna*) em Campo Grande, Mato Grosso do Sul**. 121f. Doutorado (Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional) - Universidade Anhanguera Uniderp, Campo Grande, 2018.

BARBOSA, L. T.; CALDERAN A.; APPEL, S. C. *et al.* Mortality of large macaws by electrocution in an urban area, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Ambiente & Sociedade**, v.25, p.0182, 2022. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20200018r2vu2022L1AO>

BAYAT, N.; SAEB, K. and BAKHTIYARI, A.R. Biomonitoring of hydrocarbons using seabirds' eggs and bivalves in Nakhiloo Island, Persian Gulf, Iran. **Int. J. International Journal of Environmental Science and Technology**, v.17, p.1511–1528, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02478-1>

- BECKER PH. Biomonitoring with birds, In: B.A. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister. **Trace Metals and other Contaminants in the Environment**, Elsevier, v.6, 2003, p.677-736. [https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(03\)80149-2](https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80149-2)
- BIANCHI, C. A. C. e MACÊDO, R. H. F. **Biologia reprodutiva da arara-canindé (*Ara ararauna*, *Psittacidae*) no Parque Nacional das Emas**.1998. 75f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, 1998.
- BONASSI S. e AU W. W. Biomarkers in molecular epidemiology studies for health risk prediction, **Mutation Research - Reviews in Mutation Research**, v.51, n.(1), p.73–86, 2002. [https://doi.org/10.1016/S1383-5742\(02\)00003-0](https://doi.org/10.1016/S1383-5742(02)00003-0)
- BRUN, F. G. K.; LINK, D.; BRUN, E. J. O emprego da arborização na manutenção da biodiversidade de fauna em áreas urbanas. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 2, n.(1), p.117-27, 2007. <http://dx.doi.org/10.5380/revsbau.v2i1.66253>
- BUISSON, L.; THUILLER, W.; LEK, S.; LIM, P. *et al.* Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. **Global Change Biology**, v.14, n.(10), p.2232–2248, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01657.x>
- BURRELL, G.A. and SIEBERT F.M. **Gases found in coal mines**. Mines circular. Bureau of Mines. US Department of Interior, Washington D.C,1916, 24p.
- CAI, F. and CALISI R.M. Seasons and neighborhoods of high lead toxicity in New York City: The feral pigeon as a bioindicator. **Chemosphere**, v.161, p.274-279, 2016 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.002>
- CALDERAN, A.; TINOCO, L.; SOUZA, C, C. *et al.* Percepção dos moradores sobre as araras-canindé (*Ara ararauna*), na área urbana de Campo Grande (MS). **Revista Brasileira De Educação Ambiental**, v.14, n.(2), p.277–294, 2019. <https://doi.org/10.34024/revbea.2019.v14.6802>
- CAPARROZ, R.; MIYAKI, C.Y.; BAKER, A.J. *et al.* Contrasting Phylogeographic Patterns in Mitochondrial DNA and Microsatélites: Evidence of Female Philopatry and Male-Beased Gene Flow Between Regional Populations of the Blue-and-Yellow Macaw (*Psittaciformes: Ara ararauna*) Brazil, **Ornithology**, v.126, p.359–370, 2009. <https://doi.org/10.1525/auk.2009.07183>
- CARLSSON, G. Effect-based environmental monitoring for thyroid disruption in Swedish amphibian tadpoles, **Environmental Monitoring and Assessment** v.191, p.454, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7590-1>
- CARNEIRO, M.; COLAÇO, B.; COLAÇO, J. *et al.* Biomonitoring of metals and metalloids with raptors from Portugal and Spain: a review. **Environmental Reviews**, v.24, n.(1), p.63–83, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7590-1>
- CARRERAS, H. A.; CALDERÓN-SEGURA, M. E.; GÓMEZ-ARROYO, S. *et al.* Composition and mutagenicity of PAHs associated with urban airborne particles in Córdoba, Argentina. **Environmental Pollution**, v.178, p.403–410, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.016>

CAVALHEIRO, F.; ANDRADE, L. S. L. de A.; CARDOSO, M. A. Ecologia urbana: o planejamento e o ambiente alterado das cidades, **Revista do Serviço Público**, v.40, n.4, p.109-112, 1983. <https://doi.org/10.21874/rsp.v40i4.2152>

CLARK, P.; HUME, A.; RAIDAL, S. R. Erythroplastidcytosis in a Major Mitchell's cockatoo (*Lophochroa leadbeateri*), **Comparative Clinical Pathology**, v.22, p.539–542, 2013. <https://doi.org/10.1007/s00580-013-1711-y>

DEARBORN, DONALD, C. e KARK, S. Motivations for conserving urban biodiversity, **Conservation biology**, v.24, n.2, p.432-40, 2010. <https://doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>

DERTINGER, S.D.; TOROUS D.K.; TOMETSKO K.R. Simple and reliable enumeration of micronucleated reticulocytes with a single-laser flow cytometer, **Mutation research**, p.371, n.(3-4), p.283–292, 1996. [https://doi.org/10.1016/s0165-1218\(96\)90117-2](https://doi.org/10.1016/s0165-1218(96)90117-2)

DESENNE, P. and STRAHL, S. Situación poblacional y jerarquización de espécies para La conservación de la família *Psittacidae* em Venezuela. In: MORALES, G.; NOVO, I.; BIGIO, D.; LUY, A.; ROJAS-SUÁREZ, F. **Biología e conservación de los psitácidos de Venezuela**. Caracas: Gráfica Giavimar, p. 231-272, 1994.

DING, J.; YANG, W.; WANG, S. *et al.* Does environmental metal pollution affect bird morphometry? A case study on the tree sparrow *Passer montanus*. **Chemosphere**, v.295, p.133947, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133947>

DIOGRANDE. Lei municipal n. 5.561, de 15 de junho de 2015. Institui a ave simbólica do município de Campo Grande, MS e dá outras providências. **Diário Oficial de Campo Grande**, Poder executivo, Campo Grande, MS, 16 jun. 2015. p.1.

DIOGRANDE. Lei Municipal n. 6.075, de 28 de agosto de 2018. Proíbe o corte, derrubada, remoção ou sacrifício de árvores, adultas ou não, onde situam-se ninhos de arara-canindé e dá outras providências. **Diário Oficial de Campo Grande**, Poder Executivo, Campo Grande, MS, 29 ago. 2018. Seção 1, n. 5.335.

DIOGRANDE. Lei municipal n. 6.567, de 19 de março de 2021. Reconhece o Município de Campo Grande, MS como a Capital das Araras e institui o “Dia Municipal de Proteção das Araras” no Município de Campo Grande, MS e dá outras providências. **Diário Oficial de Campo Grande**, Poder Executivo, Campo Grande, MS, 19 mar. 2021. p.1.

DOW, K. Social dimensions of gradients in urban ecosystems, **Urban Ecosystems**, v.4, n.4, p.255–275, 2000. <https://doi.org/10.1023/A:1015767231137>

FENECH, M.; KIRSCH-VOLDERS, M.; NATARAJAN, A.T. *et al.* Molecular mechanisms of micronucleus, nucleoplasmic bridge and nuclear bud formation in mammalian and human cells. **Mutagenesis**, v.26, n.(1), p.125-132, 2011. <https://doi.org/10.1093/mutage/geq052>

FENECH, M. The in vitro micronucleus technique. **Mutation research**, v.455, n.(1-2), p.81–95, 2000. [https://doi.org/10.1016/s0027-5107\(00\)00065-8](https://doi.org/10.1016/s0027-5107(00)00065-8)

FRANCHIN, A. G. and JÚNIOR, O. M. A riqueza da avifauna no Parque Municipal do Sabiá, zona urbana de Uberlândia (MG). **Biotemas**, v.17, n.(1), p.179-202, 2004.

FRANCO, A. N. e PRADO, A. D. Levantamento preliminar da avifauna do Campus de Porto Nacional da Universidade Federal de Tocantins. **Atualidades Ornitológicas**, n.166, p.30, 2012.

FRITSCH, C.; COSSON, R.P.; COEURDASSIER, M. *et al.* Responses of wild small mammals to a pollution gradient: Host factors influence metal and metallothionein levels. **Environmental Pollution**, v.158, p.827-840, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.09.027>

FRIXIONE, M. G.; D'AMICO, V.; ADAMI, M. A. *et al.* Urbanity as a source of genotoxicity in the synanthropic Kelp Gull (*Larus dominicanus*), **Science of The Total Environment**, v.850, 2022, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157958>

FROSSARD A.; LEITE F.L.G.; SILVA E.L.F.; CARNEIRO M.T.W.D. *et al.* The snake *Bothrops jararaca* (*Squamata: Viperidae*) is a suitable bioindicator of environmental exposure to cadmium: An experimental study. **Ecological Indicators**, v.104, p.166-171, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.079>

GIRAUDEAU, M.; WATSON, H.; POWELL, D. *et al.* Will urbanization affect the expression level of genes related to cancer of wild great tits? **The Science of the total environment**, v.714, n.(135793), 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135793>

GOMES, A. R.; JUSTINO, C.; ROCHA SANTOS, T. *et al.* Review of the ecotoxicological effects of emerging contaminants to soil biota, **Journal of Environmental Science and Health**, v.52, n.(10), p.992–1007, 2007. <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1328946>

GÓMEZ-MEDA, B.C.; ZAMORA-PEREZ, A. L.; LUNA-AGUIRRE, J. *et al.* Nuclear abnormalities in erythrocytes of parrots (*Aratinga canicularis*) related to genotoxic damage, **Avian pathology**, v.35, n.(3), p.206–210, 2006. <https://doi.org/10.1080/03079450600711003>

GOMEZ-RAMÍREZ, P.; SHORE, R. F.; VAN DEN BRINK, N. W. *et al.* An overview of existing raptor contaminant monitoring activities in Europe. **Environment International**, v.67, p.12–21, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.02.004>

GONÇALVES, V. F.; RIVEIRO, P. V. A.; DE SOUZA OLIVEIRA, C. F. *et al.* Effects of urban proximity and the occurrence of erythroplastids in *Antilophia galeata*. **Environmental science and pollution research international**, v.27, n.(35), p.44650–44655, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10057-y>

GONZÁLEZ-ACEVEDO, A.; GARCÍA SALAS, J.A.; GOSÁLVEZ, J. *et al.* Avaliação da genotoxicidade ambiental por ensaio cometa em *Columba livia*. **Toxicology Mechanisms and Methods**, v.26, n.(1), p.61–66, 2016. <https://doi.org/10.3109/15376516.2015.1114059>

GRÚZ, A.; MACKLE, O.; BARTHA, A. *et al.* Biomonitoring of toxic metals in feathers of predatory birds from eastern regions of Hungary. **Environmental Science and Pollution Research**, v.26, p.26324–26331, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05723-9>

GRYGUS, I.; KASKYV, M.; ZUKOW, W. *et al.* Evaluation of ecological and genetic condition of Rivne city for Micronucleus Test. **Ecological Questions**, v.29, n.(1), p.119–127, 2018. <https://doi.org/10.12775/EQ.2018.010>

GUEDES, N. M. R. Araras da Cidade. In: QUEVEDO, T. L. **Araras da cidade – Músicas do Mato**. Campo Grande: Editora Alvorada, p. 45-140, 2012.

GUEDES, N. M. R. e VICENTE, E. Biodiversidade e perda de habitats no Pantanal. In: ALVES, G. L.; MERCANTE, M. A.; FAVERO, S. **Pantanal Sul-Mato-Grossense – Ameaças e Propostas**. Campinas, Brasil. Autores Associados, 2012, p.143-162.

GWYNNE, J. A.; RIDGELY, R. S.; TUDOR, G.; ARGEL, M. **Aves do Brasil – Pantanal & Cerrado**. São Paulo: Editora Horizonte, 2010. 336p.

HARROP, D. O.; MUMBY, K.; ASHWORTH, J. *et al.* Air quality in the vicinity of urban roads. **Science of The Total Environment**, v.93, p.285–292, 1990. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(90\)90118-e](https://doi.org/10.1016/0048-9697(90)90118-e)

HATCH, E.M; FISCHER, A.H; DEERINCK, T.J. *et al.* Catastrophic nuclear envelope collapse in cancer cell micronuclei, **Cell**, v.154, n.(1), p.47-60, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.cell.2013.06.007>

HEDDLE, K. A. A rapid in vivo test for chromosomal damage. **Mutation research**, v.18, n.(2), p.187–190, 1973. [https://doi.org/10.1016/0027-5107\(73\)90035-3](https://doi.org/10.1016/0027-5107(73)90035-3)

HUMPHRIES, M.; BENITEZ-NELSON, N.; COMBRINK, X. Trace Metal Accumulation in Eggs of Wild Nile Crocodiles (*Crocodylus niloticus*) from Lake St Lucia, South Africa: Implications for Biomonitoring in a Global Biodiversity Hotspot. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.83, p.214–225, 2022. <https://doi.org/10.1007/s00244-022-00960-5>.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico 2021: Características urbanísticas**. Campo Grande, 2021. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2021/entorno/default_entorno.shtm>. Acesso em: 28 jan. 2023.

IUCN – International Union for Conservation of Nature. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: *Ara ararauna*. e.T22685539A131917270. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22685539A131917270.en>. Accessed on 30 January 2024.

JINDAL, R., and VERMA, S. In vivo genotoxicity and cytotoxicity assessment of cadmium chloride in peripheral erythrocytes of *Labeo rohita* (Hamilton). **Ecotoxicology and environmental safety**, v.118, p.1–10, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.005>

JOSHI M.; BAKRE, P.P.; BHATNAGAR P. Avian guano: A non-destructive biomonitoring tool for organic pollutants in environment, **Ecological Indicators**, v.24, p.284-286, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.007>.

KLEIN, R.; BARTEL-STEINBACH, M.; KOSCHORRECK, J. *et al.* Standardization of egg collection from aquatic birds for biomonitoring a critical review. **Environmental Science & Technology**, v.46, n.(10), p.5273-5284, 2012. <https://doi.org/10.1021/es204314p>

KUNC, H. P.; MC LAUGHLIN, K. E.; SCHMIDT, R. Aquatic noise pollution: implications for individuals, populations, and ecosystems. **Proceedings. Biological sciences**, v.283, n.(1836), 2016. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0839>

LEPCZYK, C.A.; ARONSON, M.F.J.; EVANS, K.L. *et al.* Biodiversity in the City: Fundamental Questions for Understanding the Ecology of Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation, **BioScience**, v.67, n.(9), p.799–807, 2017. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix079>

MACHADO, A. B. M.; FONSECA, G. A. B; MACHADO, R. B, *et al.* **Livro Vermelho das Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna de Minas Gerais. Belo Horizonte**: Fundação Biodiversitas, 1998, p.608.

MAS, E.; BENZAL, J.; MERINO, S. *et al.* Erythrocytic abnormalities in three Antarctic penguin species along the Antarctic Peninsula: biomonitoring of genomic damage. **Polar Biology**, v.38, p.1067–1074, 2015. <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1667-2>

MAY, A. A.; NGUYEN, N. T.; PRESTO, A. A. *et al.* Gas- and particle-phase primary emissions from in-use, on-road gasoline and diesel vehicles. **Atmospheric Environment**, v.88, p.247–260, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.01.046>

MCKINNEY, M.L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. **Urban Ecosyst**, v.11, p.161–176, 2008. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>

MEILLÉRE, A.; BRISCHOUX, F.; BUSTAMANTE, P., *et al.* Corticosterone levels in relation to trace element contamination along an urbanization gradient in the common blackbird (*Turdus merula*). **Science of The Total Environment**, v.566-567, p.93-101, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.014>

PANSERI, S.; CHIESA, L.; GHISLENI, G. *et al.* Persistent organic pollutants in fish: biomonitoring and cocktail effect with implications for food safety. **Food additives & contaminants. Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment**, v. 36, n.(4), p.601–611, 2019. <https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1579926>

PENA, J. C. de C.; MARTELLO, F.; RIBEIRO, M. C.; *et al.* Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. **Plos One**, v.12, n.3, p.e0174484, 2017.

PENUELA, J.; FERRAGUTI, M.; MARTÍNEZ DE LA PUENTE, J. *et al.* Oxidative status in relation to blood parasite infections in house sparrows living along an urbanization gradient. **Environmental pollution**, v.316, n.(1), 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120712>

PÉREZ-MARTINEZ, P. J., MIRANDA, R.M., NOGUEIRA, T. *et al.* Emission factors of air pollutants from vehicles measured inside road tunnels in São Paulo: case study comparison, **Environmental Science & Technology**, v.11, p.2155–2168, 2014. <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0562-7>

PIACENTINI, V. de Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; *et al.* Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, Rio Grande, v. 23, n. 2, p. 91-298, 2015.

PINHO, P., CORREIA, O., LECOQ, M. *et al.* Evaluating green infrastructure in urban environments using a multi-taxa and functional diversity approach. *Environmental Research*, v.147, p.601–610, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.12.025>

PITMAN, S.D.; DANIELS C.B.; ELY, M.E. *et al.* Green infrastructure as life support: Urban nature and climate change. **Transactions of the Royal Society of South Australia**, v.139:1, p.97-112, 2015. <https://doi.org/10.1080/03721426.2015.1035219>

PLANURB- Instituto Municipal de Planejamento Urbano. **Perfil socioeconômico de Campo Grande**. Campo Grande: PMCG, 2018. Disponível em: <<http://www.campogrande.ms.gov.br/sedesc/perfil-socioeconomico-de-campo-grande/>>. Acesso em: 18 jan. 2023.

POLLACK, L.; ONDRASEK, N.; CALISI, R.M. *et al.* Urban health and ecology: the promise of an avian biomonitoring tool. **Current Zoology**, v.63, p.205–212, 2017. <https://doi.org/10.1093/cz/zox011>

QUERO, A. A. M.; Ferré, D. M.; Zarco, A. *et al.* Erythrocyte micronucleus cytome assay of 17 wild bird species from the central Monte desert, Argentina. **Environmental Science and Pollution Research**, v.23, n.(24), p.25224–25231, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7638-5>

RIBEIRO, P.V.A.; GONÇALVES, V.F.; MAGALHÃES, V.C. *et al.* Effects of urbanisation and pollution on the heterophil/lymphocyte ratio in birds from Brazilian Cerrado, **Environmental science and pollution research international**, v.29, n.(26), p.40204-40212, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19037-w>

RICKETTS, T. and IMHOFF, M. Biodiversity, Urban Areas, and Agriculture: Locating Priority Ecoregions for Conservation. **Conservation Ecology**, v.8, n.(2): p.15, 2003. <http://www.jstor.org/stable/26271982>.

ROBINSON, J.M.; MAVOA, S.; ROBINSON, K. *et al.* Urban centre green metrics in Great Britain: A geospatial and socioecological study. **Plos One**, v.17, n.(11): p.e0276962, 2022. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0276962>

ROQUE, I.; LOURENÇO, R.; MARQUES, A. *et al.* A first record of organochlorine pesticides on barn owls (*Tyto alba*) from Portugal: assessing trends in variation in feather and liver concentrations. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicolog**, v.109, n.(3), p.436–442, 2022. <https://doi-org.ez51.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s00128-022-03576-6>

SAMARAWEERA, M.; CHANDRAJITH, R.; JAYASENA, N. Birds of different feeding habits as biomonitors for trace elements in a wetland of the Central Asian Flyway, Sri Lanka. **Chemosphere** v. 306, p.135602, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135602>

SANTOS, C.S; BRANDÃO, R.; MONTEIRO, M.S. *et al.* Assessment of DNA damage in *Ardea cinerea* and *Ciconia ciconia*: A 5-year study in Portuguese birds retrieved for rehabilitation, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.136, p.104-110, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.039>

SCHILDERSMAN, P.A; HOOGEWERFF J.A.; VAN SCHOOTEN F.J. *et al.* Possible relevance of pigeons as an indicator species for monitoring air pollution, **Environ Health Perspect**, v.105, n.(3), p.322-330, 1997. <https://doi.org/10.1289/ehp.97105322>

SCHMID, W. The micronucleus test. **Mutation research**, v.31(1), p. 9–15, 1975. [https://doi.org/10.1016/0165-1161\(75\)90058-8](https://doi.org/10.1016/0165-1161(75)90058-8).

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. 2º Edição. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p.351-382.

SILVEIRA, E. D. R.; BENVINDO-SOUZA, M.; ASSIS, R. A. *et al.* Micronucleus and different nuclear abnormalities in wild birds in the Cerrado, Brazil. **Environmental science and pollution research international**, v.29, n.(10), p.14279–14287, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16845-4>

SKARPHEDINSDOTTIR, H.; HALLGRIMSSON, G.T.; HANSSON, T. *et al.* Genotoxicity in herring gulls (*Larus argentatus*) in Sweden and Iceland, **Mutation Research**, v.702, n.(1), p.24-31, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2010.07.002>

SOARES, S. R.; BUENO GUIMARÃES, H. M.; FERREIRA, C. M. *et al.* Urban air pollution induces micronuclei in peripheral erythrocytes of mice in vivo. **Environmental research**, v.92, n.(3), p.191–196, 2003. [https://doi.org/10.1016/s0013-9351\(02\)00061-0](https://doi.org/10.1016/s0013-9351(02)00061-0)

SOLGI, E.; MIRZAEI-RAJEOUNI, E.; ZAMANI, A. Feathers of Three Waterfowl Bird Species from Northern Iran for Heavy Metals Biomonitoring. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.104, p.727–732, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02852-7>

SOUTO, H.N.; DE CAMPOS JÚNIOR, E.O.; CAMPOS, C.F. *et al.* Biomonitoring birds: the use of a micronuclei test as a tool to assess environmental pollutants on coffee farms in southeast Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v.25, p.24084–24092, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2466-4>

SOUZA, J. M.; MONTALVÃO, M. F.; DA SILVA, A. R. J.M. *et al.* A pioneering study on cytotoxicity in Australian parakeets (*Melopsittacus undulates*) exposed to tannery effluent. **Chemosphere**, v.175, p. 521-533, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.087>

THOMAS, P.; HOLLAND, N.; BOLOGNESI, C. *et al.* Buccal micronucleus cytome assay. **Nature protocols**, v.4, n.(6), p.825–837, 2009. <https://doi.org/10.1038/nprot.2009.53>

TKACHENKO, H.; HETMÁNSKI, T.; WLODARKIEWICZ, A. *et al.* Ecophysiological characteristics of wintering mute swan population in anthropogenically modified environments, **The European Zoological Journal**, v.89, n.(1), p.690-710, 2022. <https://doi.org/10.1080/24750263.2022.2077995>

TOMAZELLI, J.; RODRIGUES, G. Z. P., FRANCO, D.; *et al.* Potential use of distinct biomarkers (trace metals, micronuclei, and nuclear abnormalities) in a heterogeneous sample of birds in southern Brazil. **Environmental science and pollution research international**, v.29, n.(10), p.14791-14805, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16657-6>

VALLE, S. F.; ALLGAYER, M. C.; PEREIRA, R.A. *et al.* Parâmetros de bioquímica sérica de machos, fêmeas e filhotes de Araras Canindé (*Ara ararauna*) saudáveis mantidas em cativeiro comercial. **Ciência Rural**, v.38, n.(3), p.711-716, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782008000300018>

4. CAPÍTULO II

Análises genotóxicas em filhotes de *Ara ararauna* em ambiente urbano, Mato Grosso do Sul, Brasil

Maria Eduarda M. Nascimento^{1,2} · Larissa T. Barbosa^{2,3} · Neiva M. R. Guedes^{2,3} · Alda I. Souza¹ · Luiz U. Hepp⁴ · Larissa Grunitzky⁵

Maria Eduarda M. Nascimento
eduarda.nascimento@ufms.br

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Veterinária, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Brasil

²Instituto Arara Azul, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

³Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional, Universidade Uniderp, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

⁴Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Brasil

⁵ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Farroupilha, Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul

Resumo

O uso de biomarcadores para avaliação da qualidade ambiental permite a observação de efeitos biológicos precoces relacionados a agentes genotóxicos presentes no ambiente. Nesse sentido, as aves de vida livre em ambientes urbanos são ótimos organismos modelo, pois são constantemente expostas aos diferentes poluentes. O objetivo do presente estudo foi investigar a presença e a frequência de danos genotóxicos em filhotes de *Ara ararauna* de vida livre nascidos na área urbana de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Foram coletadas 45 amostras para realização de testes de micronúcleo e outras anormalidades eritrocitárias. Os ninhos foram agrupados de acordo com as características ambientais. Observamos 37 micronúcleos e 1047 outras anormalidades nucleares, sendo que a mais comum dentre elas foi células com núcleos entalhados (44,6%) e a menos frequente foi células anucleadas (2,8%). Considerando o número de indivíduos amostrados, a frequência média de micronúcleos foi de 0,7/5.000 e a frequência média de outras anormalidades nucleares foi de 22,5/5.000. A proporção de anormalidades nucleares foi maior em filhotes de ninhos localizados em locais com maior fluxo de veículos e ausência ou maior distância de áreas verdes. Este é o primeiro estudo a documentar a presença de micronúcleo e outras anormalidades nos eritrócitos de filhotes de *Ara ararauna* de vida livre nascidos em uma área urbana. Esses achados evidenciam a importância das áreas verdes em áreas urbanas assim como o acompanhamento de danos genotóxicos ao longo dos anos.

Palavras-chave Aves · *Ara ararauna* · Bioindicadores · Biomarcadores · Ecologia urbana · Genotoxicidade · Micronúcleo ·

Introdução

As zonas urbanas são ecossistemas complexos e dinâmicos que podem desempenhar um importante papel na conservação da biodiversidade (Dearborn e Kark 2010). Embora muitas vezes associadas somente a concreto e asfalto, as cidades também abrigam uma notável diversidade de vida selvagem (Pinho et al. 2016). Os parques urbanos, jardins, árvores e até mesmo telhados verdes, oferecem locais de refúgio, proteção, alimentação e reprodução para muitas espécies, equilibrando assim a urbanização com o desenvolvimento sustentável (Robinson et al. 2022). No entanto, a falta de planejamento adequado, resulta na perda de áreas verdes, qualidade e diversidade dos ecossistemas urbanos, expondo os animais a ilhas de calor, ruídos e agentes tóxicos resultantes das atividades humanas (Skarphedinsdottir et al. 2010; Baesse et al. 2019).

Como consequência, as áreas urbanas apresentam níveis elevados de substâncias químicas com propriedades mutagênicas (Ding et al. 2022). Portanto, o monitoramento da qualidade ambiental é fundamental para avaliar e mitigar os impactos das atividades urbanas sobre a fauna (Santos et al. 2017). Diversos estudos recorrem a animais silvestres, como mamíferos (Baptista et al. 2022), peixes (Panseri et al. 2019), anfíbios (Carlsson 2019), répteis (Humphries et al. 2022) e aves (Grúz et al. 2019) para avaliar a qualidade ambiental. Animais de vida livre em ambientes urbanos são especialmente úteis pois compartilham o mesmo habitat com os seres humanos e são mais impactados (Shepherd e Somers 2012), ao passo que a utilização de animais em cativeiro pode mascarar os reais efeitos gerados pela poluição (Samaraweera et al. 2022).

A avaliação da qualidade ambiental com indicadores biológicos pode ser realizada em diferentes escalas de análise (Bonassi e Aub 2002). Em escalas maiores permite obter uma visão da capacidade, diversidade e adaptação de populações e comunidades às pressões urbanas (Arini et al. 2023). Entretanto, essa perspectiva pode comprometer a precisão de respostas mais refinadas. Ao reduzir a escala para o nível celular, é possível compreender como os efeitos genotóxicos presentes nos ambientes afetam os organismos em um nível fisiológico e celular (Tomazelli et al. 2022). Nesse sentido, o uso de biomarcadores tem desempenhado um importante papel, pois permitem a observação de efeitos biológicos precoces relacionados a agentes genotóxicos presentes no ambiente (Santos et al. 2017).

Dentre os ensaios citogenéticos, o teste de micronúcleo (MN) e o ensaio de anormalidades nucleares (EAN) têm sido empregados como biomarcadores para detectar efeitos genotóxicos induzidos por contaminantes ambientais em diferentes animais (Baesse et al. 2019; Tomazelli et al. 2022). O teste MN detecta a presença de pequenos corpos citoplasmáticos que são originados de cromossomos deslocados ou fragmentos cromossômicos como consequência de quebras de cadeia dupla de DNA não reparadas ou mal reparadas (Fenech et al. 2011). O EAN é baseado no mesmo princípio do MN e detecta MN e outras anormalidades, como por exemplo, núcleo entalhado, núcleo em formato de rim, broto nuclear, anucleado, binucleado e núcleo redondo (Mas et al. 2015).

As aves são consideradas excelentes indicadoras de qualidade ambiental devido a sua ampla distribuição nos ecossistemas e elevada sensibilidade às mudanças ambientais (Serrano 2008). No final da década de noventa, as araras-canindés (*Ara ararauna*, Linnaeus, 1758) começaram a ser observadas na área urbana de

Campo Grande, Mato Grosso do Sul, devido à perda do seu habitat natural em consequência das queimadas e desmatamentos no entorno (Guedes 2012). A espécie se estabeleceu no município devido a presença de diversas espécies de vegetais que fornecem alimentos e locais para reprodução (Barbosa 2018). No entanto, não existem estudos acerca dos impactos genotóxicos que podem afetar os filhotes nascidos em uma área urbana.

Este estudo contempla, pela primeira vez, a investigação da presença e frequência de micronúcleos e anormalidades nucleares eritrocitárias em filhotes de arara-canindé (*A. ararauna*) de vida livre nascidos em ambiente urbano. Aqui, consideramos a capacidade das araras canindé de se reproduzirem e manterem filhotes em ninhos localizados no perímetro urbano de Campo Grande. Assim, testamos a hipótese de que filhotes nascidos em locais com maior nível de urbanização irão apresentar maior frequência de mutagenicidade nos eritrócitos. Além disso, observamos se os fatores externos ao ninho estão associados com as anormalidades nucleares dos filhotes.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no perímetro urbano de Campo Grande, capital do estado de Mato Grosso do Sul (coordenadas centrais: 20°28'13" S, 54°37'25" O) (Figura 1). O município possui uma área total de 8.083 km², sendo 359 km² de área urbanizada (4,4% da área total). Segundo o censo de 2022, a população de Campo Grande é de 898.100 pessoas e densidade demográfica de 111,11 hab/km², ocupando cerca de 2,26% do estado (IBGE 2023). Campo Grande está localizada na região fitogeográfica do Cerrado, com formações de paisagens distintas, como o Campo Limpo, Campo Sujo, Cerrado, Cerradão, além da presença de matas ciliares e áreas de transição ecológica, onde o Cerrado encontra uma Floresta Estacional Semidecidual, bem como áreas de formações antrópicas utilizadas para fins agropecuários (Planurb 2023). O clima de Campo Grande é tropical com duas estações anuais bem definidas, sendo uma mais quente e úmida (27° a 35°C e precipitações de 150 mm a 250 mm) e uma estação mais fria, menos chuvosa e com temperatura mais amena (15° a 25°C e precipitações de 70 mm a 140 mm) (Planurb 2023). A área urbana do município é dividida em sete regiões: Anhanduizinho, Bandeira, Centro, Imbirussu, Lagoa, Prosa e Segredo (Planurb 2023; IBGE 2021).

A cidade abriga aproximadamente 161 espécies de árvores e conta com diversas áreas de parques e reservas (Semadur 2010). Foi eleita como uma das cidades mais arborizadas do país e em 2024, pelo quinto ano consecutivo, foi reconhecida pelo seu compromisso na gestão, com as áreas verdes em ambiente urbano, integrando a lista das “Cidades Árvores do Mundo” (Organização para Alimentação e Agricultura das Nações Unidas e pela *Arbor Day Foundation*). De acordo com dados da Semadur (2010), 96% das vias públicas são arborizadas, uma contribuição significativa para a manutenção da biodiversidade urbana. Ademais, mantém três unidades de conservação destinadas à preservação dos mananciais de água: as Áreas de Proteção Ambiental (APA) do Guariroba, Ceroula e Lajeado (Semadur 2010; Planurb 2023).

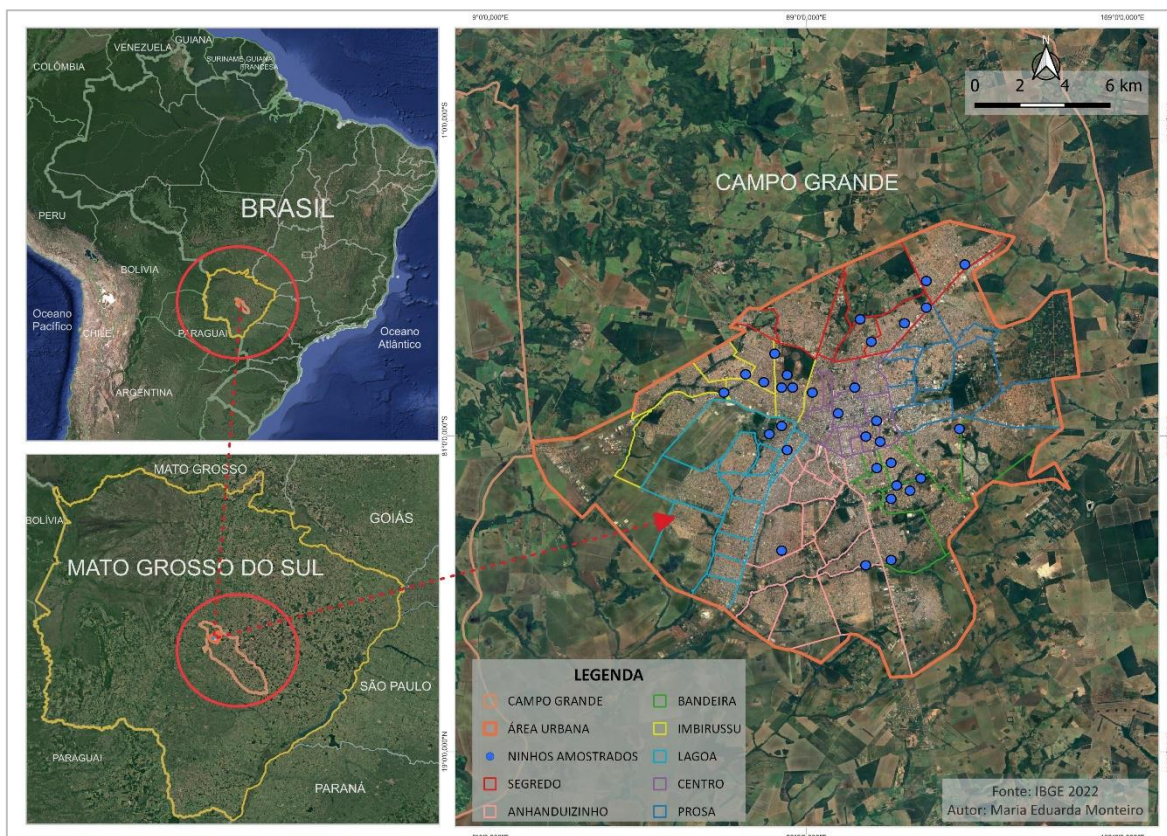


Figura 1. Localização dos ninhos de arara-canindé (*Ara ararauna*) amostrados na área urbana do município de Campo Grande, estado do Mato Grosso do Sul, Brasil.

Animais amostrados

As amostras foram coletadas oportunamente dos filhotes de *A. ararauna* de vida livre, monitorados, anilhados e chipados pelo Projeto Aves Urbanas Araras na Cidade, executado pelo Instituto Arara Azul, durante a estação reprodutiva de 2022 (outubro de 2022 a fevereiro de 2023). Durante o período, foram realizados 180 monitoramentos e 45 animais foram amostrados para a realização deste estudo. Os critérios de seleção foram estabelecidos anteriormente ao início das coletas, onde os indivíduos deveriam estar saudáveis, sem lesões aparentes ou ectoparasitas e que tivessem entre 50 e 90 dias de idade (Quiróx et al. 2008).

Para o acesso aos ninhos, localizados em troncos de palmeiras mortas, e captura dos filhotes, foram utilizadas as técnicas de monitoramento e protocolos de segurança executados pelo Instituto Arara Azul (Guedes e Seixas 2002). O monitoramento foi realizado com escada, cordas, fitas, mosquetões e equipamentos de escalada. Para a captura os filhotes foram alcançados utilizando um puçá adaptado e colocados em sacos de pano, a fim de minimizar o estresse por meio da redução da visibilidade do meio externo. Antes da coleta, realizamos uma avaliação física de cada indivíduo, incluindo dados sobre biometria, condição corporal, classificação em 5 escores, (Tully 2009), aparência geral e presença/ausência de cicatrizes e feridas.

Para cada animal, após a assepsia local, foi realizada a punção da veia ulnar com o auxílio de uma agulha 13x0,45 mm acoplada em uma seringa de 3 mL. Aproximadamente 40 µL de sangue de cada filhote

foram utilizados para confeccionar dois esfregaços sanguíneos, estes foram fixados em metanol por 10 minutos e corados posteriormente em laboratório com a técnica de May-Grunwald Giemsa segundo Clark et al. (2009).

Variáveis ambientais

Para cada ninho amostrado coletamos informações sobre localização, temperatura da cama e da borda do ninho, temperatura externa, umidade, ruído interno e externo. As temperaturas da cama do ninho e da borda do ninho foram coletadas por meio de termômetro digital infravermelho com mira a laser (FYMSR@). A temperatura externa e umidade foram coletadas por meio de termômetro digital (Underbody@) e higrômetro (Underbody@). Os ruídos internos e externos foram medidos com decibelímetro (LITH@), observando o valor máximo e mínimo durante 2 minutos. Todas as informações foram vinculadas à ficha de campo de cada filhote.

Para o mapeamento das áreas com presença ou ausência de vegetação e água, utilizamos o software Google Earth Pro. Para determinar a vegetação, consideramos áreas com três ou mais árvores, parques e reservas. Quanto aos recursos hídricos, identificamos áreas com água visíveis no mapa. Um círculo com raio de 1,5 km foi traçado tendo como ponto central as coordenadas geográficas de cada ninho amostrado. A circunferência foi escolhida com o objetivo de delinear a área circundante dos ninhos amostrados.

Imagens de satélite foram obtidas dentro deste círculo, permitindo por meio da interpretação visual na tela com a técnica adaptada da criação de polígonos (Avilés-Ramírez et al. 2018), determinar se o ninho estava inserido em um local com presença de área de vegetação e acesso a água, como também medir a distância entre o ninho e a área de vegetação mais próxima. Ademais, foram coletadas informações sobre o fluxo de veículos na área dos ninhos junto à Agência Municipal de Transporte e Trânsito (Agetran) de Campo Grande. Com base nesses dados e utilizando como referência um fluxo médio de 4.000 veículos por dia, os ninhos foram categorizados e classificados em alto e baixo fluxo de veículos.

Análises laboratoriais e critérios de análise

A presença/ausência e quantidade de micronúcleos e anormalidades nucleares foram analisadas observando 5.000 eritrócitos por indivíduo (2.500 células em cada lâmina) (Baesse et al. 2015). As observações foram realizadas com auxílio de um microscópio óptico com câmera acoplada (Nikon Eclipse E200) e objetiva de 100x, seguindo a técnica de Zig-Zag, para evitar repetições (Baesse et al. 2015). As células deveriam estar sem sobreposição com outras células, ausência de artefatos intracitoplasmáticos, citoplasma plano e intacto, com núcleo delimitado e coloração homogênea em toda a célula e núcleo (Thomas et al. 2009).

Os micronúcleos foram observados seguindo os critérios de inclusão estabelecido por Tolbert et al. (1992): estrutura redonda, com 1/3 a 1/16 do tamanho do núcleo, com o mesmo plano focal, textura e coloração do núcleo, sem sobreposição de cromatina ou pontes citoplasmáticas. As outras anormalidades nucleares foram analisadas seguindo os critérios sugeridos por Thomas et al. (2009), células com brotos nucleares apresentam uma aparente constrição em uma das extremidades do núcleo, têm entre 1/3 e 1/4 do tamanho do núcleo principal.

As células binucleadas têm dois núcleos do mesmo tamanho e coloração, com ou sem contato entre eles. O núcleo entalhado apresenta uma fenda bem definida e de largura uniforme que se estende a uma

profundidade considerável em um núcleo (Carrasco et al. 1990). Também foram analisadas células anucleadas, células com núcleo redondo e células com núcleo em formato reniforme (núcleo renal) (Souza et al. 2017; Faria et al. 2018; Benvindo-Souza et al. 2020).

Análise estatística

Inicialmente, construímos uma matriz de variáveis ambientais considerando os ninhos como unidades amostrais e as variáveis mensuradas. Esta matriz foi submetida a uma análise de componentes principais (PCA) para sumarizar a variabilidade ambiental dos ninhos e avaliar a existência de similaridades ambientais entre eles. Utilizamos uma análise de Broken-stick para verificar a relevância de cada componente principal (PC) e as variáveis correlacionadas a estes componentes.

A partir da PCA selecionamos as variáveis ambientais mais importantes na segregação dos ninhos, sendo que estas variáveis foram utilizadas em modelos lineares generalizados (GLMs) como variáveis predictoras. Como variáveis respostas dos GLMs utilizamos a proporção de anormalidades nucleares observadas em cada animal. A distribuição de Poisson foi usada para corrigir a super dispersão dos dados modelados e preditores. Finalmente, realizamos um teste *t* de Student pareado para verificar se os diferentes filhotes nascidos no mesmo ninho apresentariam variação no desenvolvimento de anormalidades comparados a seus irmãos. Para realizar as análises utilizamos o software R (R Core Team 2023).

Resultados

As condições ambientais dos ninhos avaliados variaram amplamente, porém, apresentaram uma segregação espacial no perímetro urbano (Tabela 1). Quanto as variáveis quantitativas, a distância entre os ninhos e as áreas verdes mais próximas foi de 50 à 1200 m. A maior parte dos ninhos (87,5%) se encontram em locais com acesso a fontes de água. No que se refere ao tipo de rua, dos ninhos amostrados apenas 16% dos ninhos estão localizados em avenidas.

A PCA revelou que as principais variáveis mensuradas que diferenciaram os ninhos foram a presença e distância da área de vegetação e disponibilidade de água, como também o fluxo de veículos (Figura 2). A partir da seleção das variáveis, observamos que do total de ninhos 41% estavam localizados em zonas de grande fluxo de veículos e 38% próximos a áreas verdes. Estas duas variáveis foram as principais responsáveis pela redução da variabilidade de dados ambientais.

Tabela 1. Variáveis ambientais mensuradas em cada ninho de *A. ararauna* na área urbana de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

Variáveis	Média	Desvio Padrão	Amplitude
Temperatura interna (°C)	28,3	6,0	21,0 – 47,2
Temperatura da borda (°C)	30,9	5,6	20,7 – 44,0
Temperatura externa (°C)	27,1	3,5	21,2 – 36,8
Umidade relativa (%)	43,4	12,6	21,0 – 62,0
Ruído máximo (dB)	68,8	6,4	40,7 – 74,3

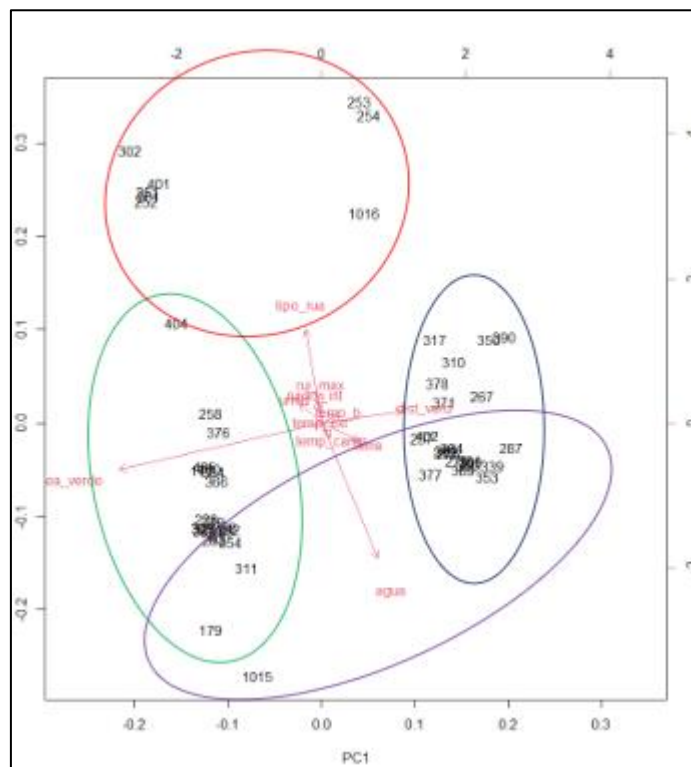


Figura 2. Análise dos componentes principais das variáveis ambientais. A imagem demonstra as quatro principais variáveis onde houve a distribuição dos ninhos: em verde a relação quanto a presença de área verde; em roxo quanto a presença de recurso hídrico, em azul quanto a distância de área verde e em vermelho quanto ao fluxo de veículos. A concentração das variáveis ao centro da imagem representa as condições intrínsecas aos ninhos, como temperatura, ruído e umidade.

Ao todo, foram monitorados 180 ninhos, dos quais 32 foram selecionados para amostragem, pois os filhotes atendiam os critérios necessários para a coleta de amostras biológicas. Dos ninhos selecionados coletamos 45 amostras de filhotes de *A. ararauna* com faixa etária entre 51 a 85 dias ($70,0 \pm 8,1$ dias). Quanto ao peso, os animais tinham entre 849 e 1341 g (1129 ± 126 g). Durante a avaliação física, nenhum dos filhotes apresentaram quaisquer sinais de doença, cicatrizes, feridas ou infestações por ectoparasitas.

Todos os indivíduos amostrados apresentaram anormalidades nucleares (Figura 3). No total, foram observados 37 MNs e 1047 outras ANs. Das amostras analisadas 47,9% apresentaram MN e 100% apresentaram outras AN. Observamos 1047 AN, sendo que a mais comum foi células com núcleos entalhados (44,6%) e a menos frequente foi células anucleadas (2,8%). Considerando o número de indivíduos amostrados, a frequência média de MNs foi de 0,7/5.000 e a frequência média de ENA foi de 22,5/5.000.

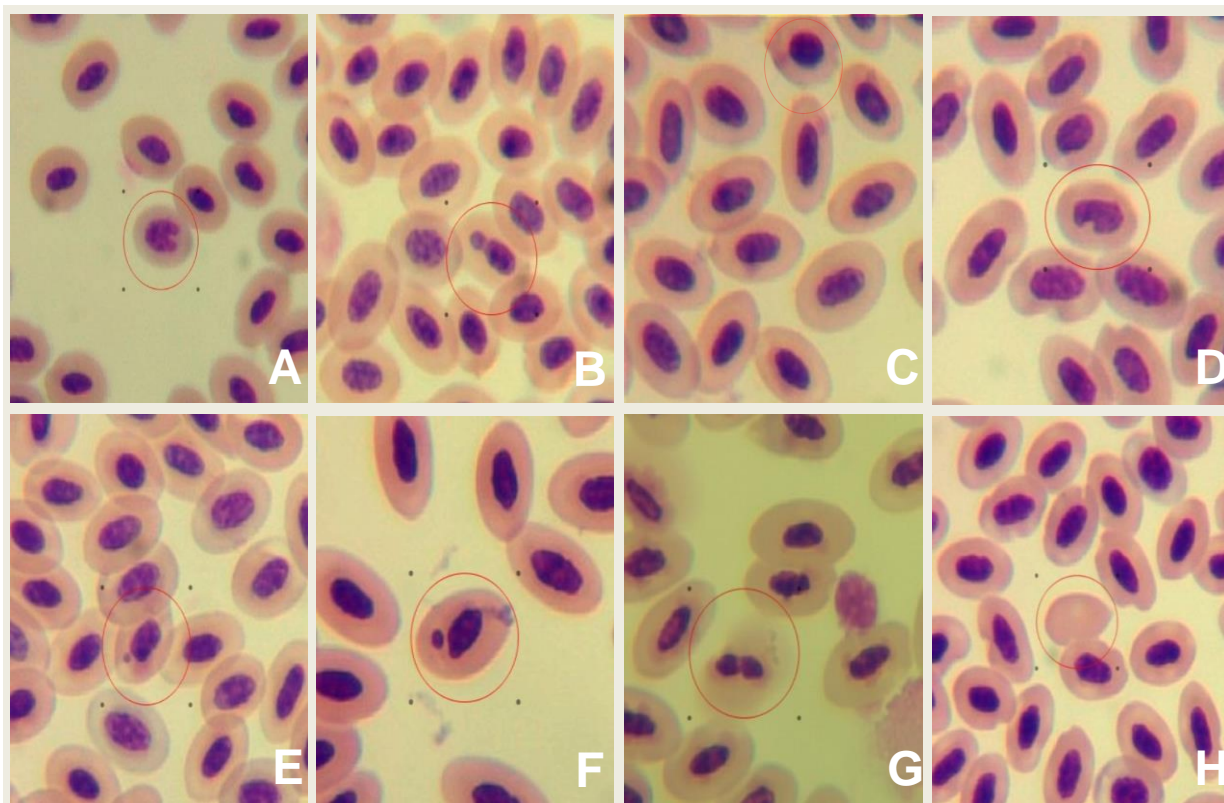


Figura 3. Anormalidades nucleares em esfregaço sanguíneo de filhotes de *A. ararauna* de vida livre da cidade de Campo Grande, MS: A, núcleo entalhado; B, broto nuclear; C, núcleo redondo; D, núcleo reniforme; E, F micronúcleo; G, binucleado; H, anucleado. May-Grunwald Giemsa aumento de 1000x.

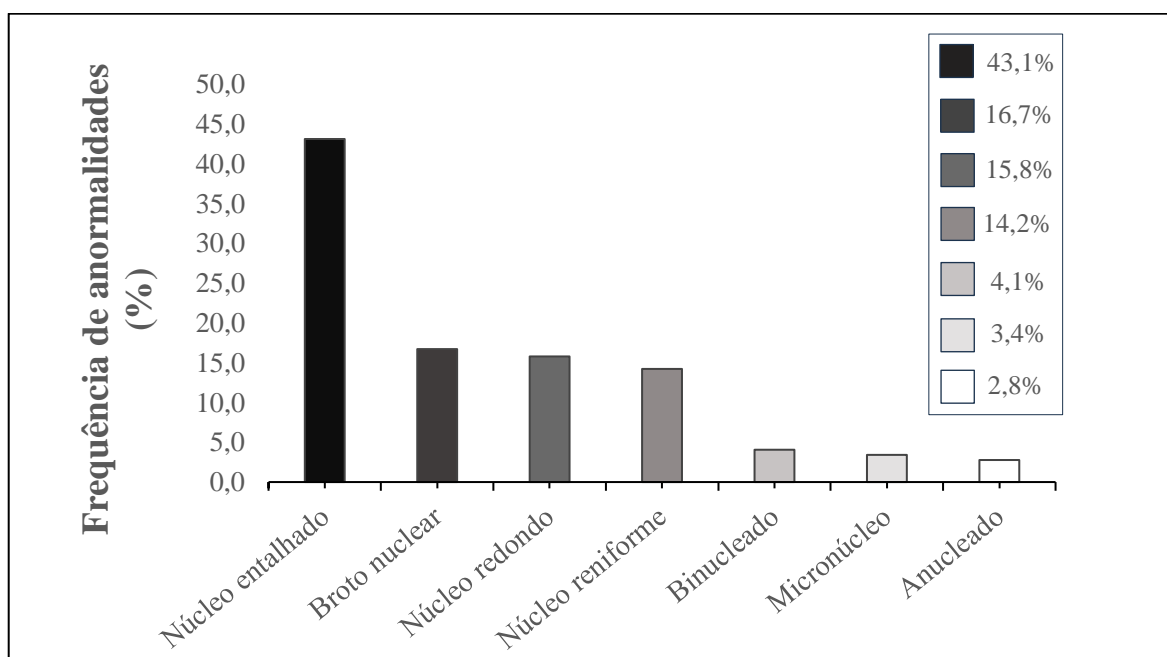


Figura 4 Frequências das alterações eritrocitárias encontradas nos filhotes de arara-canindé (*Ara ararauna*) na área urbana de Campo Grande, MS.

Apesar de cada anormalidade responder de forma particular as variáveis ambientais mensuradas, de modo geral, os GLMs demonstraram um padrão onde foi possível constatar maior proporção de anormalidades em filhotes de ninhos localizados em locais com maior fluxo de veículos, ausência e maior distância de áreas verdes (Tabela 2). As anormalidades com maior sensibilidade às características ambientais foram núcleos entalhados, em formato de rim e a soma total de anormalidades. As anormalidades redondo, binucleado e broto foram sensíveis a poucas variáveis ambientais. Por sua vez, o número de micronúcleos e células anucleadas não foram influenciados por nenhuma das variáveis ambientais mensuradas. Os filhotes do mesmo ninho não apresentaram diferenças significativas no número de anormalidades nucleares ($p > 0,05$).

Tabela 2. Resumo dos resultados da análise de modelos lineares generalizados realizadas entre as proporções de anormalidades nucleares nos filhotes de Arara canindé e os preditores ambientais mensuradas na zona urbana de Campo Grande, MS.

	Coefficientes	p-valor		Coefficientes	p-valor		Coefficientes	p-valor
<i>Micronúcleos</i>			<i>Núcleo entalhado</i>			<i>Broto nuclear</i>		
Intercepto	4,114	0,081	Intercepto	3,319	<0,001	Intercepto	1,024	0,167
Zona Urbana	-0,132	0,289	Zona Urbana	0,000	0,992	Zona Urbana	0,132	0,009
Tipo de rua	-1,474	0,080	Tipo de rua	-0,695	<0,001	Tipo de rua	0,275	0,305
Fluxo de Veículos	0,142	0,793	Fluxo de Veículos	0,431	0,005	Fluxo de Veículos	0,301	0,236
Existência de área verde	-0,044	0,939	Existência de área verde	0,205	0,145	Existência de área verde	0,028	0,901
Distância da área verde	0,001	0,161	Distância da área verde	0,001	<0,001	Distância da área verde	0,001	0,010
Desvio Nulo (gl=38)	49,38		Desvio Nulo (gl=38)	207,78		Desvio Nulo (gl=38)	119,09	
Desvio Residual (gl = 33)	38,96		Desvio Residual (gl = 33)	168,86		Desvio Residual (gl = 33)	105,7	
AIC	95,00		AIC	334,81		AIC	223,45	
<i>Anucleado</i>			<i>Binucleado</i>			<i>Rim</i>		
Intercepto	1,023	0,611	Intercepto	1,228	0,427	Intercepto	2,690	0,002
Zona Urbana	-0,008	0,947	Zona Urbana	-0,070	0,515	Zona Urbana	-0,193	<0,001
Tipo de rua	-0,155	0,835	Tipo de rua	-0,493	0,308	Tipo de rua	-0,904	0,003
Fluxo de Veículos	-0,084	0,900	Fluxo de Veículos	1,018	0,044	Fluxo de Veículos	0,312	0,200
Existência de área verde	-0,767	0,215	Existência de área verde	-0,579	0,245	Existência de área verde	0,793	0,002
Distância da área verde	0,000	0,756	Distância da área verde	-0,000	0,7860	Distância da área verde	0,001	0,000
Desvio Nulo (gl=38)	45,48		Desvio Nulo (gl=38)	74,52		Desvio Nulo (gl=38)	145,91	
Desvio Residual (gl = 33)	41,83		Desvio Residual (gl = 33)	60,41		Desvio Residual (gl = 33)	97,77	
AIC	91,55		AIC	122,13		AIC	211,52	
<i>Redondo</i>			<i>Anormalidades totais</i>					
Intercepto	2,334	0,006	Intercepto	4,057	<0,001			
Zona Urbana	0,033	0,547	Zona Urbana	-0,049	0,022			
Tipo de rua	-0,503	0,071	Tipo de rua	-0,511	<0,001			
Fluxo de Veículos	0,765	0,004	Fluxo de Veículos	0,357	0,000			
Existência de área verde	-0,315	0,216	Existência de área verde	0,118	0,208			
Distância da área verde	-0,000	0,203	Distância da área verde	0,000	<0,001			
Desvio Nulo (gl=38)	238,25		Desvio Nulo (gl=38)	327,92				
Desvio Residual (gl = 33)	226,80		Desvio Residual (gl = 33)	244,03				
AIC	317,27		AIC	445,36				

1 **Discussão**

2

3 Neste estudo avaliamos a ocorrência de anormalidades nucleares em filhotes de arara-canindé em um
4 ambiente urbano. Nossos resultados demonstraram que características intrínsecas aos ninhos como a
5 temperatura, umidade relativa e o ruído não foram fatores determinantes na ocorrência das anormalidades. Por
6 outro lado, características ambientais associadas aos locais de ocorrência dos ninhos como a presença de áreas
7 verdes e o fluxo de veículos foram significativamente importantes para a ocorrência das anormalidades
8 nucleares nos filhotes.

9 As características intrínsecas dos ninhos foram semelhantes, independentemente do local de
10 ocorrência. Mainwaring et al. (2004) destacam que as aves tendem a construir ninhos com ambientes internos
11 consistentes, independentemente das variações externas, garantindo condições ideais para a incubação dos ovos
12 e o desenvolvimento dos filhotes. De acordo com Tinoco et al. (2023), a ararauna nidifica em cavidades de
13 árvores, geralmente em troncos de palmeiras mortas. Essa consistência na construção pode ser atribuída à
14 padronização e adaptabilidade da espécie. No entanto, é importante considerar que, embora possam construir
15 ninhos de forma semelhante, estes estão sujeitos à variabilidade ambiental associada aos ambientes onde estão
16 localizados. Ademais, é possível que as variáveis não tenham demonstrado significância devido à metodologia
17 de mensuração utilizada, a qual pode não ter sido adequada para capturar as variações em cada ninho.

18 A distribuição espacial dos ninhos estudados esteve associada a proximidade e presença de áreas
19 verdes, fontes hídricas e ao fluxo de veículos. Estudos apontam a importância das áreas verdes na paisagem
20 urbana como fator que favorece a ocorrência da espécie nas cidades (Guedes et al. 2021; Tinoco et al. 2023).
21 Em contrapartida, o fluxo de veículos, que gera maior concentração de monóxido de carbono e ruídos, afeta
22 negativamente as aves, podendo causar alterações nas células, processos fisiológicos, comportamentos ou
23 estrutura das populações (González-Acevedo et al. 2016; Ribeiro et al. 2022). Nesse sentido, o teste de
24 micronúcleos e outras anormalidades nucleares são ferramentas que podem demonstrar a sensibilidade das aves
25 aos estressores ambientais, especialmente em grupos que se encontram próximos a áreas urbanizadas (Baesse
26 et al. 2019; Gonçalves et al. 2020).

27 A média de frequência de micronúcleos observada no presente estudo foi superior a observada por
28 Zúñiga-González et al. (2001), em diferentes espécies de zoológicos e criadores. Esse achado pode estar
29 relacionado a uma maior exposição à fatores ambientais adversos no ambiente urbano, tais como poluentes
30 atmosféricos e substâncias químicas provenientes das atividades industriais e do tráfego de veículos (Baesse et
31 al. 2019). No entanto, é importante considerar outros fatores que podem influenciar esses resultados, como a
32 espécie, idade e a qualidade ambiental dos diferentes locais de estudo (Quiróx et al. 2008; Baesse et al. 2015;
33 Souza et al. 2017).

34 Neste estudo, a frequência de micronúcleos encontrada foi de $MN \geq 0,77$ e não apresentou relação
35 significativa com as variáveis ambientais analisadas. Apesar disso, a frequência está acima do limite sugerido
36 de $MN \geq 0,35$ para que uma espécie seja considerada útil como um bioindicador de riscos genotóxicos (Zúñiga-
37 González et al. 2001), evidenciando o potencial de *Ara ararauna* para atuar como bioindicador de qualidade
38 ambiental. Ademais, esses achados ressaltam a importância de considerar não apenas as variáveis ambientais,
39 como também se os fatores genéticos individuais dentro da população podem influenciar a susceptibilidade às
40 anormalidades genéticas em resposta a estímulos ambientais.

41 As células anucleadas também não tiveram relação significativa com as condições ambientais
42 analisadas nesse estudo. Isso pode ser explicado pela baixa proporção dessas células nas amostras analisadas,
43 visto que, de acordo com Clark e Raidal (2013), quando as células anucleadas são encontradas em poucas
44 quantidades, podem ser consideradas um achado incidental. Além disso, variações individuais, adaptações
45 genéticas e características específicas das espécies podem influenciar os resultados (Gonçalves et al. 2020).
46 Estes achados indicam que as células anucleadas podem não ser um marcador sensível para as condições
47 ambientais avaliadas nessa espécie.

48 O núcleo entalhado foi a AN encontrada em maior quantidade. Essa também foi alteração mais
49 frequente em estudos realizados por Quero et al. (2016) em uma comunidade de aves de ambientes desértico e
50 por Silveira et al. (2022) em aves silvestres no Cerrado brasileiro. Apesar da elevada incidência em diferentes
51 populações e ambientes, esse achado não constitui um padrão e sugere que o núcleo entalhado pode representar
52 um marcador útil e sensível para a identificação de danos genotóxicos em resposta as condições específicas do
53 ambiente (Mas et al. 2015; Quero et al. 2016).

54 No presente estudo 87,5% dos indivíduos apresentaram pelo menos um broto nuclear. Essa
55 anormalidade, descrita anteriormente como uma medida de amplificação gênica ou fragmento acêntrico
56 (Fenech et al. 2011; Quero et al. 2016), teve relação significativa com o fluxo de veículos dos locais em que
57 os ninhos estão localizados. A poluição do ar em consequência da emissão do monóxido de carbono é capaz
58 de causar alterações citológicas nos indivíduos expostos (Baesse et al. 2019). Ademais, Torres-Bugarín et al.
59 (2004), descreveram os brotos nucleares como indicadores de alterações patológicas relacionadas a
60 genotoxicidade, sendo tão útil quanto os MN.

61 As frequências médias de células binucleadas para várias espécies de aves em diferentes ambientes
62 foram descritas entre 0,09 e 0,18 (Kursa et al. 2005; Quero et al. 2016). Nesse estudo foi observada uma
63 frequência de $0,91 \pm 1,60$. Segundo Thomas et al. (2009), as células binucleadas acontecem em consequência
64 de falhas na citocinese durante a mitose que pode levar a uma instabilidade genômica, potencial mutagênico e
65 morte celular. Em um estudo realizado com periquitos australianos (*Melopsittacus undulatus*), observou-se
66 que a presença dessas células estava relacionada com a exposição de curtume (Souza et al. 2017) e a abamectina
67 (Faria et al. 2018). Nesse sentido, as células binucleadas observadas no presente estudo podem ocorrer devido
68 a exposição dos filhotes à diferentes níveis de perturbação ambiental em um ambiente urbano.

69 As anormalidades caracterizadas por núcleo reniforme e redondo demonstraram relação significativas
70 com as variáveis ambientais. Essas alterações também foram descritas por Silveira et al. (2022) ao estudar
71 sobre os micronúcleos e diferentes anormalidades nucleares em aves silvestres no Cerrado e por Santos et al.
72 2017, ao realizar a avaliação de danos no DNA de *Ardea cinérea* e *Ciconia ciconia*. Estes achados indicam a
73 exposição à agentes genotóxicos no ambiente e podem servir como um marcador potencial de danos
74 genotóxicos para avaliação da qualidade ambiental, refletindo a saúde genética das populações estudadas e
75 evidenciando a complexidade das interações entre as aves e o ambiente em que estão inseridas. Dado que a
76 quantificação de MN e outras anormalidades nucleares é considerada uma ferramenta útil na avaliação dos
77 efeitos genotóxicos em indivíduos expostos, incluindo aves de vida livre, o presente estudo mostrou que os
78 filhotes de *A. ararauna* nascidos na área urbana estão sujeitos à pressão ambiental.

79 Este é o primeiro estudo a documentar a presença de anormalidades nucleares e micronúcleos nos
80 eritrócitos de filhotes de *A. ararauna* de vida livre nascidos em uma área urbana. Os achados corroboram com

81 a hipótese de que os filhotes nascidos em locais com maior nível de urbanização apresentam maior frequência
 82 de mutagenicidade nos eritrócitos. Fatores como distância e presença da área verde, fontes hídricas e o fluxo
 83 de veículos contribuíram significativamente para explicar as frequências de anormalidades. Esses achados
 84 evidenciam a importância das áreas verdes em áreas urbanas assim como o acompanhamento de danos
 85 genotóxicos. Ademais, estudos com a mesma espécie e faixa etária em uma área natural, são encorajados para
 86 que seja possível comparar os níveis de exposição e poder inferir sobre as respostas fisiológicas dos indivíduos
 87 frente aos estresses ambientais. Por fim, a quantificação de anormalidades nucleares é uma evidência de que
 88 *A. ararauna* pode servir como um biomonitor da qualidade ambiental.

90 **Contribuição dos autores**

91 MEMN, AIS: concepção da ideia; MEMN, LTB, NMRG: experimento de campo; MEMN, LG: análises
 92 laboratórias; MEMN, LUH: análise estatística; MEMN, LUH, AIS: discussão e redação do texto.

94 **Declaração de ética**

95 Este estudo foi aprovado pelo Comitê de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Mato
 96 Grosso do Sul (1.242/2022), pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (n° 82971/1) e
 97 está registrado no Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional
 98 Associado (n°A1D4557).

100 **Referências**

- 101 Arini DI, Kinho J, Mayasari A et al (2023) Bird composition as an environmental quality indicator in
 102 Wallacea's urban area. *Earth and Environmental Science* 1192:12. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1192/1/012011>
- 104 Avilés-Ramírez GA (2018) Using Google Earth to evaluate vegetable coverage loss in Chiná, Campeche,
 105 Mexico. *Agro Productividad* 10:5.
- 106 Baesse CQ, Tolentino VC, da Silva AM et al (2015) Micronucleus as biomarker of genotoxicity in birds from
 107 Brazilian Cerrado. *Ecotoxicology and environmental safety* 115:223–228.
 108 <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.02.024>
- 109 Baesse CQ, Tolentino VC, Morelli S et al (2019) Effect of urbanization on the micronucleus frequency in birds
 110 from forest fragments. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 171:631–637.
 111 <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.026>
- 112 Baptista CJ, Seixas F, Gonzalo-Orden JM et al (2022) Biomonitoring metals and metalloids in wild mammals:
 113 invasive versus non-invasive sampling. *Environmental science and pollution research international* 29:18398–
 114 18407. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18658-5>
- 115 Barbosa LT (2015) Avaliação do sucesso reprodutivo da arara-canindé (*Ara ararauna* – *Psittacidae*) e o
 116 desenvolvimento urbano de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Dissertação, Universidade Anhanguera
 117 Uniderp, Campo Grande, 2015.
- 118 Beissinger SR and Waltman JL (1991): Extraordinary clutch size and hatching asynchrony of a neotropical
 119 parrot. *Biology, Environmental Science* 108: 863-871.
- 120 Benvindo-Souza M, Oliveira EAS, Assis RA et al (2020) Micronucleus test in tadpole erythrocytes: trends in
 121 studies and new paths. *Chemosphere* 240:124910. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124910>
- 122 Bonassi S, Au WW (2002) Biomarkers in molecular epidemiology studies for health risk prediction. *Mutation*
 123 *Research* 511:73–86. [https://doi.org/10.1016/S1383-5742\(02\)00003-0](https://doi.org/10.1016/S1383-5742(02)00003-0)
- 124 Carlsson G (2019). Effect-based environmental monitoring for thyroid disruption in Swedish amphibian
 125 tadpoles. *Environmental Monitoring and Assessment* 191:454 <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7590-1>

- 126 Carrasco KR, Tilbury KL, Myers MS (1990) Assessment of the piscine micronucleus test as an in situ
127 biological indicator of chemical contaminant effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*
128 47:2123–2136. <https://doi.org/10.1139/f90-237>
- 129 Clark P, Boardman WSJ, Raidal SR (2009) *Atlas of clinical avian hematology*. Wiley-Blackwell, Oxford
- 130 Clark P, Hume A and Raidal SR (2013) Erythroplasticity in a Major Mitchell's cockatoo (*Lophochroa*
131 *leadbeateri*). *Comparative Clinical Pathology* 22:539–542. <https://doi.org/10.1007/s00580-013-1711-y>
- 132 Faria DBG, Montalvão MF, de Souza JM et al (2018) Analysis of various effects of abamectin on erythrocyte
133 morphology in Japanese quails (*Coturnix japonica*). *Environmental Science and Pollution Research* 25:2450–
134 2456. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0677-8>
- 135 Dearborn DC, Kark S (2010) Motivations for conserving urban biodiversity. *Conservation biology* 24:432–
136 440. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>
- 137 Ding J, Yang W, Wang S et al (2022) Does environmental metal pollution affect bird morphometry? A case
138 study on the tree sparrow *Passer montanus*. *Chemosphere* 295:133947.
139 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133947>
- 140 Fenech M, Kirsch-Volders M, Natarajan AT et al (2011) Molecular mechanisms of micronucleus,
141 nucleoplasmic bridge and nuclear bud formation in mammalian and human cells. *Mutagenesis* 26:125-132.
142 <https://doi.org/10.1093/mutage/geq052>
- 143 Gómez-Meda BC, Zamora-Perez AL, Luna-Aguirre J et al (2006) Nuclear abnormalities in erythrocytes of
144 parrots (*Aratinga canicularis*) related to genotoxic damage. *Avian pathology* 35:206-210.
145 <https://doi.org/10.1080/03079450600711003>
- 146 Gonçalves VF, Ribeiro PVA, de Souza Oliveira, CF et al (2020) Effects of urban proximity and the occurrence
147 of erythroplasts in *Antilophia galeata*. *Environmental science and pollution research international* 27:44650–
148 44655. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10057-y>
- 149 González-Acevedo A, García-Salas JA, Gosálvez J Fernández et al (2016) Evaluation of environmental
150 genotoxicity by comet assay in *Columba livia*. *Toxicology Mechanisms and Methods* 26:61-66.
151 <https://doi.org/10.3109/15376516.2015.1114059>
- 152 Grúz A, Mackle O, Bartha A, et al (2019) Biomonitoring of toxic metals in feathers of predatory birds from
153 eastern regions of Hungary. *Environmental Science and Pollution Research* 26:26324-26331.
154 <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05723-9>
- 155 Guedes NMR, Mense E, Fontoura FM et al. (2021) Arara Azul – A importância de uma espécie bandeira para
156 a conservação da biodiversidade – Projetos e Ações do Instituto Arara Azul – 30 anos e novos desafios. In:
157 Trevisan E, Lima RD (eds.) *Tutela Jurídica do Pantanal*. Editora UFMS, Campo Grande, pp 14–45
- 158 Guedes NMR, Seixas GHF (2002) Métodos para estudos de reprodução de psitacídeos. In: Galetti M, Pizo MA
159 *Ecologia e conservação de psitacídeos no Brasil*, Melopsittacus Publicações Científicas, Belo Horizonte, pp
160 123-139
- 161 Guedes, NMR (2012) Araras na cidade. In: Quevedo, TL *Araras da Cidade – Músicas do Mato*. Campo Grande,
162 MS, Gráfica e Editora Alvorada, pp 45-140
- 163 Humphries M, Benitez-Nelson N. and Combrink X (2022) Trace Metal Accumulation in Eggs of Wild Nile
164 Crocodiles (*Crocodylus niloticus*) from Lake St Lucia, South Africa: Implications for Biomonitoring in a
165 Global Biodiversity Hotspot. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 83:214–225.
166 <https://doi.org/10.1007/s00244-022-00960-5>
- 167 Ibge – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2021) Censo demográfico 2021: Cidades e Estados.
168 <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ms/campo-grande.html>. Accessed 5 July 2023
- 169 Ibge – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2023) Censo demográfico 2023: Cidades e Estados.
170 <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ms/campo-grande.html>. Accessed 10 August 2023
- 171 Kursá MA, Afanas'eva ES, Rushkovskij SR, et al (2005) Cytogenetic parameters of birds genome instability
172 in ecological and genetical monitoring. *Problemi bezpeki atomnikh elektrostantsiy yi Chornobilya* 3:92-96.
- 173 Mainwaring MC, Hartley IR, Lambrechts MM et al (2014). The design and function of birds' nests. *Ecology*
174 and evolution 4:3909–3928. <https://doi.org/10.1002/ece3.1054>

- 175 Mas E, Benzal J, Merino S et al (2015) Erythrocytic abnormalities in three Antarctic penguin species along the
176 Antarctic Peninsula: biomonitoring of genomic damage. *Polar Biology* 38:1067–1074.
177 <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1667-2>
- 178 Panseri S, Chiesa L, Ghisleni G et al (2019) Persistent organic pollutants in fish: biomonitoring and cocktail
179 effect with implications for food safety, *Food Additives & Contaminants: Part A, Chemistry* 36:601-611.
180 <https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1579926>
- 181 Pinho P, Correia O, Lecoq M et al (2016) Evaluating green infrastructure in urban environments using a multi-
182 taxa and functional diversity approach. *Environmental Research* 147:601–610.
183 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.12.025>
- 184 Planurb- Instituto Municipal de Planejamento Urbano (2023) Perfil socioeconômico de Campo Grande. Campo
185 Grande, MS: Prefeitura Municipal de Campo Grande.
186 <http://www.campogrande.ms.gov.br/sedesc/downloads/perfil-socioeconomico-de-campo-grande/> Accessed
187 10 aug 2023.
- 188 Quero AAM, Ferré DM, Zarco A et al (2016) Erythrocyte micronucleus cytome assay of 17 wild bird species
189 from the central Monte desert, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research* 23:25224-25231.
190 <https://doi:10.1007/s11356-016-7638-5>
- 191 Quirós L, Ruiz X, Sanpera C et al (2008) Analysis of micronucleated erythrocytes in heron nestlings from
192 reference and impacted sites in the Ebro basin (N.E. Spain). *Environmental Pollution*. 2008;155(1):81-87.
193 <https://doi:10.1016/j.envpol.2007.10.030>
- 194 R core team. R: A language and environment for statistical computing [online]. Vienna: R Foundation for
195 Statistical Computing, 2022 [viewed 14 Apr. 2022]. Available from: <https://www.R-project.org/>
- 196 Ribeiro PVA, Gonçalves VF, Tolentino VC et al (2022) Effects of urbanization and pollution on the
197 heterophil/lymphocyte ratio in birds from Brazilian Cerrado. *Environmental science and pollution research*
198 international 29:40204–40212. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19037-w>
- 199 Robinson JM, Mavoa S, Robinson K et al (2022) Introduction: Generating concepts of ‘the urban’ through
200 comparative practice. *Urban Studies* 59:1521-1535. <https://doi.org/10.1177/00420980221092561>
- 201 Samaraweera M, Chandrajith R, Jayasena N (2022) Birds of different feeding habits as biomonitors for trace
202 elements in a wetland of the Central Asian Flyway, Sri Lanka. *Chemosphere* 306:135602.
203 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135602>
- 204 Santos CS, Brandão R, Monteiro MS et al (2017) Assessment of DNA damage in *Ardea cinerea* and *Ciconia*
205 *ciconia*: A 5-year study in Portuguese birds retrieved for rehabilitation. *Ecotoxicology and Environmental*
206 *Safety* 136:104-110. <https://doi:10.1016/j.ecoenv.2016.10.039>
- 207 Semadur – Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano (2010) Plano Diretor de
208 Arborização Urbana. Campo Grande. <https://www.campogrande.ms.gov.br/semadur/> Accessed 15 july 2023
- 209 Serrano, IL (2008) O anilhamento como ferramenta para o estudo de aves migratórias, In: La Balze VM, Blanco
210 DE. Primer taller para la Conservación de Aves Playeras Migratórias em Arroceras del Cono Sur. *Wetlands*
211 *Internacional*. Buenos Aires, Argentina. 2008.
- 212 Shepherd GL and Somers CM (2012) Adapting the buccal micronucleus cytome assay for use in wild birds:
213 age and sex affect background frequency in pigeons. *Environmental and molecular mutagenesis* 53:136-144.
214 <https://doi:10.1002/em.21673>
- 215 Silveira EDR, Benvindo-Souza M, Assis RA et al (2022) Micronucleus and different nuclear abnormalities in
216 wild birds in the Cerrado, Brazil. *Environmental science and pollution research international* 29:14279–14287.
217 <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16845-4>
- 218 Skarphedinsdóttir H, Hallgrímsson GT, Hansson T et al (2010) Genotoxicity in herring gulls (*Larus*
219 *argentatus*) in Sweden and Iceland. *Mutation Research* 702:24-31.
220 <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2010.07.002>
- 221 Souza de JM, Montalvão MF, da Silva AR, et al (2017) A pioneering study on cytotoxicity in Australian
222 parakeets (*Melopsittacus undulates*) exposed to tannery effluent. *Chemosphere* 175:521-533.
223 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.087>
- 224 Thomas P, Holland N, Bolognesi C et al (2009) Buccal micronucleus cytome assay. *Nature protocols* 4: 825–
225 837. <https://doi.org/10.1038/nprot.2009.53>

- 226 Tinoco L; Calderan A, Appel SC et al (2023) Dynamics of nest availability occurrence of Blue and Yellow
227 Macaw (*Ara ararauna*) nests in the urban area of Campo Grande, Mato Grosso do Sul. *Urban Ecosyst* 26:1509-
228 1516 <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01399-9>
- 229 Tolbert PE, Shy CM, Allen JW (1992) Micronuclei and other nuclear anomalies in buccal smears: methods
230 development. *Mutation Research* 271:69-77. [https://doi.org/10.1016/0165-1161\(92\)90033-I](https://doi.org/10.1016/0165-1161(92)90033-I)
- 231 Tomazelli J, Rodrigues GZP, Franco D et al (2022) Potential use of distinct biomarkers (trace metals,
232 micronuclei, and nuclear abnormalities) in a heterogeneous sample of birds in southern Brazil. *Environmental*
233 *science and pollution research international* 29:14791–14805. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16657-6>
- 234 Torres-Bugarín O, Ventura-Aguilar A, Zamora-Perez A et al (2004) Evaluation of cisplatin + 5-FU, carboplatin
235 + 5-FU, and ifosfamide + epirubicine regimens using the micronuclei test and nuclear abnormalities in the
236 buccal mucosa. *Mutation Research* 539:177-186. [https://doi.org/10.1016/S1383-5718\(03\)00163-3](https://doi.org/10.1016/S1383-5718(03)00163-3)
- 237 Tully TN. Birds. In: Mitchell MA, Tully TN. *Manual of exotic pet practice*. St. Louis: Saunders; 2009.
- 238 Zúñiga-González G, Torres-Bugarín O, Zamora-Perez A et al. (2001) Differences in the number of
239 micronucleated erythrocytes among young and adult animals including humans. *Spontaneous micronuclei in*
240 *43 species*. *Mutation Research* 494:161-167. [http://doi:10.1016/s1383-5718\(01\)00180-2](http://doi:10.1016/s1383-5718(01)00180-2)

5. CAPÍTULO III

5.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este é o primeiro estudo a documentar a presença de micronúcleo e outras anormalidades nos eritrócitos de filhotes de *Ara ararauna* de vida livre nascidos em uma área urbana. A análise genotóxicas revelou uma alta incidência de alterações nucleares. Esses resultados destacam a sensibilidade das aves a fatores de estresses não naturais e reafirmam a importância dos ecossistemas urbanos na conservação da biodiversidade.

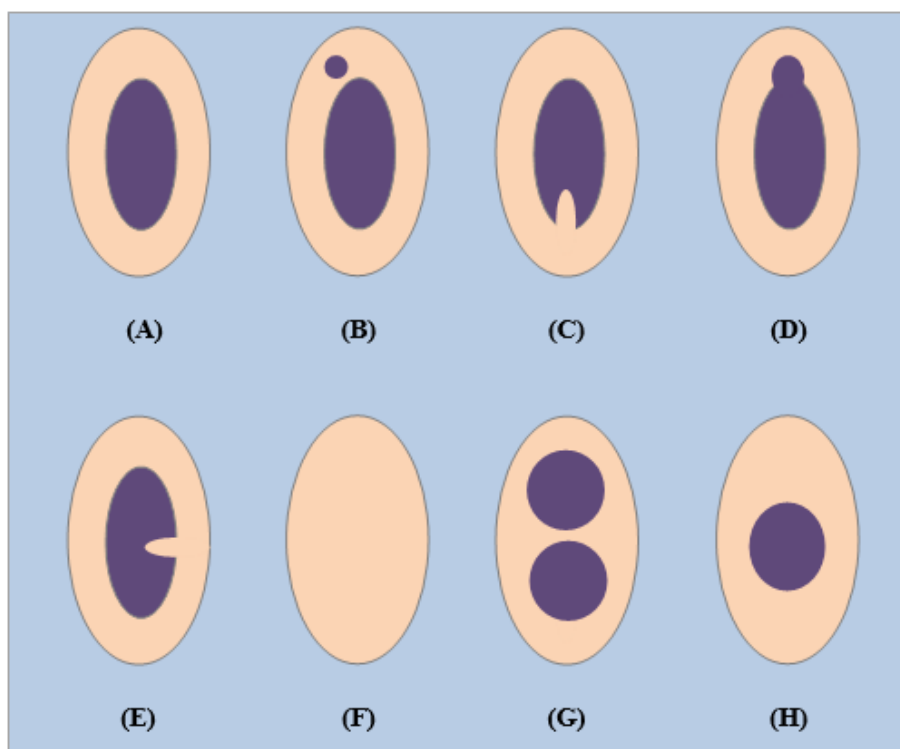
Foi possível observar uma correlação significativa entre a presença de anormalidades nucleares e as variáveis ambientais mensuradas, com uma prevalência maior dessas alterações em filhotes provenientes de ninhos localizados em áreas com maior fluxo de veículos e menor proximidade de áreas verdes. Esses fatores evidenciam a importância da vegetação na paisagem urbana como fator para a ocorrência das araras-canindé nas cidades e que o fluxo de veículos, que gera maior concentração de monóxido de carbono e ruídos, afeta negativamente as aves, podendo causar alterações celulares.

Nesse mesmo sentido a utilização de biomarcadores, mostrou-se uma ferramenta importante para monitorar e compreender precocemente os efeitos biológicos dos agentes genotóxicos na interação entre organismos e os ambientes. Ademais, esses resultados fornecem subsídios para o desenvolvimento de políticas de conservação e gestão ambiental em áreas urbanas.

Entretanto, é importante considerar a necessidade de ampliação desses estudos em arara-canindé (*Ara ararauna*) em diferentes ambientes e estágios de desenvolvimento, a fim de compreender a dinâmica genotóxica ao longo da vida e identificar outros fatores que possam influenciar a saúde genética das aves. Por fim, a quantificação de anormalidades nucleares é uma evidência de que *Ara ararauna* pode servir como um biomonitor da qualidade ambiental.

5.2 IMPACTOS SOCIAL, ECONÔMICOS E TÉCNOLÓGIA E INFORMAÇÃO

Os impactos econômicos podem incluir custos adicionais para lidar com os problemas de saúde das aves afetadas, como tratamento veterinário e medidas de conservação. Socialmente, a conscientização sobre os impactos ambientais das atividades urbanas pode aumentar, levando a mudanças de comportamento e pressões por políticas de conservação mais rigorosas. Tecnicamente, a pesquisa sobre biomarcadores pode impulsionar o desenvolvimento de novas tecnologias de monitoramento ambiental e saúde animal. Em termos de inovação, esses estudos podem fornecer bases para o desenvolvimento de políticas públicas e estratégias de gestão ambiental mais eficazes em áreas urbanas, visando proteger a biodiversidade e reduzir os impactos negativos da urbanização nas espécies selvagens.

APÊNDICE

Apêndice 1. Representação dos eritrócitos e da morfologia do seu núcleo observadas no estudo. (A) núcleo normal; (B) micronúcleo; (C) núcleo entalhado; (D) broto nuclear; (E) núcleo em formato de rim; (F) anucleado; (G) binucleado e (H) núcleo redondo. Autor: Maria Eduarda Monteiro.

ANEXOS

Anexo 1. Monitoramento do ninho: observação direta e captura dos filhotes para avaliação de dados biométricos e coleta de material.



Anexo 2. Mensuração de ruído externo com o uso de decibelímetro.



Anexo 3. Coleta de sangue dos filhotes para realização dos testes de genotoxicidade.