

## Distribuição do araçari-castanho (*Pteroglossus castanotis*) na cidade de Santa Helena

## Distribution of the Chestnut-eared Aracari (*Pteroglossus castanotis*) in the city of Santa Helena

### RESUMO

Liamara Cristina Zagonel  
[liazagonel@hotmail.com](mailto:liazagonel@hotmail.com)  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Santa Helena, Paraná, Brasil

Vagner Aparecido Cavarzere Junior  
[vagnera@utfpr.edu.br](mailto:vagnera@utfpr.edu.br)  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Santa Helena, Paraná, Brasil

A urbanização vem alterando a composição e diversidade de comunidades bióticas, tornando algumas espécies mais exigentes e acabam se tornando extintas, enquanto outras encontram recursos, então, resultando em um aumento na população. Em relação às aves a urbanização pode alterar alguns atributos pois engloba vários fatores que modificam o habitat. Desta maneira, se fez necessário a realização do mapeamento de espécies como do araçari-castanho (*Pteroglossus castanotis*) comum no oeste paranaense, como no município de Santa Helena-Pr. Os dados coletados se deram ao longo de uma série de pontos, situados ao redor da área urbana e as análises realizadas estimam a relação entre a probabilidade de ocupação e características do local, associando a presença da espécie com fatores bióticos e abióticos de seus ambientes de registro. A hipótese nula foi a de que as variáveis consideradas não influenciam na ocorrência ou ocupação da espécie.

**PALAVRAS-CHAVE:** Aves. Modelos de ocupação. Urbanização.

### ABSTRACT

**Recebido:** 19 ago. 2020.

**Aprovado:** 01 out. 2020.

**Direito autoral:** Este trabalho está licenciado sob os termos da Licença Creative Commons-Atribuição 4.0 Internacional.



Urbanization has been changing the composition and diversity of biotic communities, making some species more demanding and end up becoming extinct, while others find resources, resulting in an increase in population. In relation to birds, urbanization can alter some attributes as it encompasses several factors that modify the habitat. In this way, it was necessary to carry out the mapping of species such as the Chestnut-eared Aracari (*Pteroglossus castanotis*) common in western Paraná. The collected data took place over a series of points, located around the municipality, the analyzes performed estimate the relationship between the probability of occupation and the characteristics of the place. As, associating the presence of the species with biotic and abiotic factors in their record environments. The null hypothesis was that the variables considered do not influence the occurrence or occupation of the species.

**KEYWORDS:** Birds. Occupancy models. Urbanization.



## INTRODUÇÃO

Para se atender as necessidades dos seres humanos, áreas naturais com vegetação nativa são transformadas em estruturas artificiais. A esse processo dá-se o nome de urbanização, caracterizada pela alta presença de população, além de animais e plantas domésticas que substituem espécies nativas (Gilbert, 1989). A urbanização altera a composição e a diversidade das comunidades bióticas, um padrão em que poucas espécies com características que as permitem tolerar o ambiente urbano substituem espécies nativas que não toleram as alterações impostas pela urbanização. Assim, espécies mais exigentes tornam-se localmente escassas ou extintas, enquanto aquelas ecologicamente mais plásticas encontram recursos para alimentação e reprodução, aumentando suas abundâncias (McKinney and Lockwood, 1999, Olden et al., 2004).

Em relação às aves, a urbanização pode ser determinante em alterar, ou mesmo suprimir, alguns atributos funcionais de assembleias, pois engloba vários fatores de modificação dos habitats (Kark et al., 2007, Flynn et al., 2009). Blair (1996) sugeriu que espécies que conseguem ultrapassar o filtro ambiental imposto pela urbanização intensa podem ser chamadas de tolerantes urbanos em contraponto aos intolerantes urbanos, cujos atributos são incompatíveis com estes ambientes. Assim, mudanças nos atributos podem ser avaliadas em termos de composição nas diferenças ecológicas entre espécies. O número de estudos que descrevem as respostas das aves à urbanização é grande e está aumentando (Chace and Walsh, 2006), o que está relacionado à riqueza, abundância, diversidade morfológica e ecológica e ao fato de serem facilmente amostradas e monitoradas. Além disso, as aves são muito sensíveis às mudanças na estrutura e composição do habitat e, portanto, excelentes indicadores de mudanças e tensões no ecossistema urbano (Savard and Falls, 1981, Clergeau et al., 1998).

Os efeitos da urbanização sobre aves têm sido bastante estudados, abordando, principalmente, mudanças na abundância relativa e aspectos demográficos (Marzluff, 2001). Alguns autores consideram áreas verdes públicas, componentes da vegetação urbana, insuficientes para propiciar refúgios, mas de grande importância para a ocorrência das aves neste tipo de ambiente (Gilbert, 1989, Efe, Mohr and Bugoni, 2001). Como consequência, a paisagem torna-se uma das características ambientais mais importantes na composição da avifauna urbana (Argel-de-Oliveira, 1995). O estabelecimento de uma comunidade de aves está intrinsecamente relacionado à cobertura vegetal (Ambuel and Temple, 1983, Stratford and Stouffer, 2015). Nesse sentido, as áreas verdes desempenham um papel importante na manutenção da avifauna em zonas urbanas, uma vez que parques e praças podem ser utilizados como refúgios para as espécies que, pressionadas pela degradação ambiental das áreas naturais, consigam se ajustar às pressões da urbanização (Amaya-Espinel et al., 2019). Como resultado, alguns estudos têm sido publicados sobre a utilização de ambientes urbanizados pelas aves (e.g. Perillo et al., 2017, Barbosa et al., 2020).

A coleta de dados de detecção e não-deteção ao longo de uma série de sítios tem se tornado o método preferido de avaliação de tendências ecológicas devido à simplicidade da obtenção de dados. Estas análises são muitas vezes feitas para estimar a relação entre a probabilidade de ocupação e características do local e, então, usar esses modelos para prever em uma paisagem maior o número de locais que são ocupados por dada espécie. Um requisito comum nos modelos que

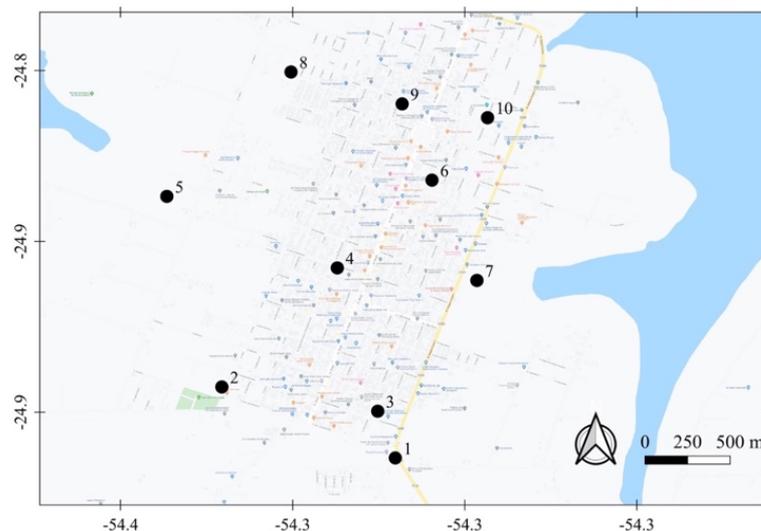
estimam a probabilidade de ocupação quando a probabilidade de detecção é menor que 1 demanda que os sítios sejam repetidamente visitados para se estimar a probabilidade de detecção, ou que, quando visitados unicamente, um número grande de sítios seja amostrado (MacKenzie et al., 2002, Solymos, Moreno and Lele, 2018).

O araçari-castanho (*Pteroglossus castanotis* Gould, 1834) é uma espécie da família Ramphastidae relativamente comum no oeste paranaense (Straube, Urben-Filho and Cândido-Jr, 2004), assim como no município de Santa Helena (com. pes.). Ela é adequada para o estudo sobre sua distribuição devido aos seus *status* de ocorrência e conspicuidade. Desse modo, pretendeu-se (1) realizar pontos de escuta na área urbana do município de Santa Helena para o registro dos indivíduos da espécie mencionada, (2) associar a presença da espécie aos fatores bióticos e abióticos e (3) determinar as probabilidades de detecção e de ocupação da espécie<sup>1</sup>. A hipótese nula foi a de que as variáveis consideradas não influenciam na detecção ou ocupação.

## MATERIAL E MÉTODOS

A cidade de Santa Helena (24° 51' 36" S, 54° 19' 58" O) situa-se no oeste paranaense, sul do Brasil (Figura 1). Localizada a 258 m acima do nível do mar, seu clima é considerado Cfa na classificação de Köppen (1946), e a vegetação é a Floresta Estacional Semidecidual (Cavarzere et al., 2020).

Figura 1 – Pontos de amostragem dispersos na cidade de Santa Helena, Paraná, sul do Brasil



<sup>1</sup> Embora comum na área urbana, o registro da espécie não foi realizado durante as campanhas, o que nos obrigou a considerar outras espécies de aves urbanas em nossa metodologia. Desse modo, os objetivos propostos foram mantidos exatamente iguais, porém as espécies consideradas incluíram: anu (*Crotophaga ani*), bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), curruíra (*Troglodytes musculus*) e pardal (*Passer domesticus*).

O araçari-castanho *Pteroglossus castanotis* (Ramphastidae) foi escolhido por representar uma espécie encontrada na área urbana de Santa Helena devido à experiência préterita dos autores, bem como por sua conspicuidade.

Foram determinados 50 pontos, todos mapeados em todo perímetro urbano de Santa Helena, correspondentes às esquinas. Foi então, realizado sorteio aleatório de 10 sítios que seriam usados para a realização de pontos de escuta de 10 minutos (Gregory, Gibbons and Donald, 2004), desde que distantes em, ao menos, 200 m uns dos outros, para garantir independência entre sítios (Figura 1). Os pontos foram visitados uma vez cada, entre abril e novembro de 2019. As espécies de aves escolhidas foram detectadas visualmente com auxílio de binóculos e auditivamente.

Foi utilizado o modelo de ocupação de uma espécie de visita única implementado pelo pacote '*detect*' (Solymos, Moreno and Lele, 2018) dentro do ambiente R (R Development Core Team, 2017) para estimar probabilidades de detecção ( $p$ ) e de ocupação ( $\Psi$ ) da espécie de ave selecionada. Foram consideradas três covariáveis: arborização, barulho e nebulosidade, a elas atribuída escala de 0 a 3, na qual 0 indica valor mínimo e 3, máximo. A variável contínua utilizada foi a data na qual cada censo foi realizado. Covariáveis que melhor estimam a detectabilidade da espécie foram determinadas a partir do ajuste de modelos com combinações das covariáveis de detecção e ocupação. Os modelos considerados foram ranqueados de acordo com valores do Critério de Informação de Akaike corrigidos para amostras pequenas (AICc) (Sakamoto, Ishiguro and Kitagawa, 1986). A combinação de covariáveis do modelo com valor de  $\Delta AICc < 2$  foi escolhida.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dentre as espécies selecionadas, a que obteve o maior número de contatos ( $n=10$ ) foi o bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus* (Linnaeus, 1766)). Os conjuntos de covariáveis presentes nos modelos de melhor ajuste sugerem que a interação entre arborização e barulho é mais plausível de explicar a distribuição do bem-te-vi nos pontos amostrados em Santa Helena. Desse modo, a espécie possui probabilidade de ocupação de 75% e de detecção de 100% (Tabela 2). Pelo fato de o bem-te-vi ser uma espécie que é frequentemente vista pousada em altitudes maiores em relação ao chão (Provinciato and Pizo, 2014), faz sentido as suas detecção e ocupação serem influenciadas pela arborização. Similarmente, sabe-se que fatores que influenciam a ocupação de passeriformes incluem formato e tamanho de remanescentes (Shake et al., 2012), o que torna a arborização uma covariável importante a ser considerada tanto para a detecção quanto para a ocupação desta espécie. O barulho é outro fator de fundamental importância, haja vista que o bem-te-vi é muitas vezes registrado por sua vocalização, a qual pode ser abafada pelo intenso barulho. Desse modo, é importante levar em consideração o tipo de ambiente amostrado nos centros urbanos, já que sons provenientes do tráfego (Goodwin and Shriver, 2011) ou inerentes da própria urbanização influenciam diretamente na detecção (Barbosa et al., 2020) e na riqueza (Perillo et al., 2017) de aves urbanas.

Tabela 1 – Tabela de seleção de modelos de ocupação de uma visita. Arb = arborização, bar = barulho e neb = nebulosidade. G.l. = graus de liberdade, Wt = peso de AICc. Probabilidade de ocupação ( $\Psi$ ) e de detecção ( $p$ )

Modelos	$\Delta AICc$	G.l.	AICcWt	$\Psi$	P
p(data)Psi(arb*bar)	0.0	11	1	0.750	1.00
p(data)Psi(.)	132.2	3	<0.001	0.300	1.00
p(data)Psi(neb)	135.6	4	<0.001	0.429	1.00
p(data)Psi(arb)	141.6	5	<0.001	0.250	1.00
p(data)Psi(bar)	145.0	5	<0.001	0.250	1.00

Fonte: Autoria própria (2020).

Alguns estudos focaram na determinação da detecção e da ocupação de espécies de aves em diversos continentes (Carrete et al., 2002, Goodwin and Shriver, 2011, Shake et al., 2012, Furnas and Callas, 2015). No entanto, na região Neotropical houve maior produção de estudos focados em estimativas de densidade (e.g. Sánchez-Alonso, Oliveras and Martín, 2002, Alves et al., 2017), sendo poucos os estudos realizados com passeriformes que tenham almejado determinar as suas probabilidades de detecção e de ocupação com modelos estatísticos (Ruiz-Gutiérrez, Zipkin and Dhondt, 2010). Em um deles, realizado no interior do estado de São Paulo, Del-Rio et al. (2015), utilizando modelo de ocupação de visitas múltiplas, determinaram que para o bicudinho-do-brejo-paulista (*Formicivora paludicola* Buzzetti, Belmonte-Lopes, Reinert, Silveira & Bornschein, 2014), seus valores de probabilidade de detecção era  $p > 90\%$ , com valor médio de  $\Psi = 0,25$ . Para o bicudinho, embora sua detecção seja alta, a probabilidade de a espécie ocorrer era baixa, pois seu ambiente (taboais naturais ao longo da bacia do rio Tietê), além de ameaçado, também já perdeu considerável área devido à fragmentação.

No caso do bem-te-vi, determinamos que ambas as probabilidades de a espécie ser detectada e ocupar diversos ambientes foram altas, o que sugere fortemente que sua não detecção em qualquer dos pontos amostrados não reflete falsa ausência. Pode-se dizer que são resultados condizentes com o pouco que se saber sobre a biologia da espécie em ambientes urbanos; ela vocaliza em antenas (29%), árvores (27%) e fios elétricos (18%), e seu repouso se dá preferencialmente em fios elétricos (70%), evidenciando sua adaptação nestes ambientes (Provinciato and Pizo, 2014).

## CONCLUSÕES

O bem-te-vi, espécie comum no ambiente urbano de Santa Helena, possui altas probabilidades de detecção e de ocupação nesta cidade, sendo arborização e quantidade de barulho ambiente determinantes para sua detecção e ocupação.

## REFERÊNCIAS

ALVES, F. et al. Habitat selection by the endangered Red-billed Curassow (*Crax blumenbachii*) in an Atlantic forest remnant', *Emu-Austral Ornithology*. **Taylor & Francis**, v. 117, n. 4, p. 316–324, 2017.

AMAYA-ESPINEL, J. D. et al. The influence of building density on Neotropical bird communities found in small urban parks. **Landscape and Urban Planning**, v. 190, 103578, 2019.

AMBUEL, B.; TEMPLE, S. A. Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. **Ecology**, v. 64, n. 5, p. 1057–1068, 1983.

ARGEL-DE-OLIVEIRA, M. M. Aves e vegetação em um bairro residencial da cidade de São Paulo (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 1, p. 81–92. 1995.

BARBOSA, K. V. DE C. et al. Noise level and water distance drive resident and migratory bird species richness within a Neotropical megacity. **Landscape and Urban Planning**, v. 197, 103769, 2020.

BLAIR, R. B. Land use and avian species diversity along an urban gradient', Ecological applications. **Wiley Online Library**, v. 6, n. 2, p. 506–519, 1996.

CARRETE, M. et al. Predicting the implications of conservation management: a territorial occupancy model of Bonelli's eagle in Murcia, Spain. **Oryx**, v. 36, n. 4, p. 349–356, 2002.

CAVARZERE, V. et al. Ações de extensão e pesquisa realizadas na Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, Estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 7, n. 17, p. 589–604, 2020.

CHACE, J. F.; WALSH, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. **Landscape and urban planning**, v. 74, n. 1, p. 46–69, 2006.

CLERGEAU, P. et al. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents'. **The Condor**, v. 100, n. 3, p. 413–425, 1998.

DEL-RIO, G.; RÊGO, M. A.; SILVEIRA, L. F. A multiscale approach indicates a severe reduction in Atlantic Forest wetlands and highlights that São Paulo Marsh Antwren is on the brink of extinction. **PloS ONE**, v. 10, n. 3, p. 1-17, 2015.

EFE, M. A.; MOHR, L. V.; BUGONI, L. **Guia ilustrado das aves dos parques de Porto Alegre**. Prefeitura de Porto Alegre, Secretaria Municipal do Meio Ambiente. 2001.

FLYNN, D. F. B. et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology letters**, 12(1), p. 22–33, 2009.

FURNAS, B. J.; CALLAS, R. L. Using automated recorders and occupancy models to monitor common forest birds across a large geographic region. **The Journal of Wildlife Management**, v. 79, n. 2, p. 325–337, 2015.

GILBERT, O. L. **The ecology of urban habitats**—Chapman & Hall. London/New York. 1989. 369 p.

GOODWIN, S. E.; SHRIVER, W. G. Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. **Conservation Biology**, v. 25, n. 2, p. 406–411, 2011.

GREGORY, R. D.; GIBBONS, D. W.; DONALD, P. F. Bird census and survey techniques. **Bird ecology and conservation: a handbook of techniques**, p. 17–56, 2004.

KARK, S. et al. Living in the city: can anyone become an ‘urban exploiter’? **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 4, p. 638–651, 2007.

KÖPPEN, W. Das geographische system der klimare. In: KÖPPEN, W. & GEIGER, V. **Handbuch der klimatologie**, v. 1, cap. 3, 1946.

MACKENZIE, D. I. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2248–2255, 2002.

MARZLUFF, J. M. Worldwide urbanization and its effects on birds’, in Avian ecology and conservation in an urbanizing world. **Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World**, p. 19–47, 2001.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in ecology & Evolution**, v. 14, n. 11, p. 450–453, 1999.

OLDEN, J. D. et al. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in ecology & Evolution**, v. 19, n. 1, p. 18–24, 2004.

PERILLO, A. et al. Anthropogenic noise reduces bird species richness and diversity in urban parks. **Ibis**, v. 159, n. 3, p. 638–646, 2017.

PROVINCATO, I. C. C.; PIZO, M. A. Uso do tempo por duas aves comuns em ambientes urbanos: o bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*) e a pomba asa-branca (*Patagioenas picazuro*). **Atualidades Ornitológicas**, v. 180, p. 51–55, 2014.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R development core team**. RA Lang Environ Stat Comput. 2017.

RUIZ-GUTIÉRREZ, V.; ZIPKIN, E. F.; DHONDT, A. A. Occupancy dynamics in a tropical bird community: unexpectedly high forest use by birds classified as non-forest species. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 3, p. 621–630, 2010.

SAKAMOTO, Y.; ISHIGURO, M.; KITAGAWA, G. Akaike information criterion statistics. **Dordrecht, The Netherlands**: D. Reidel, v. 81, 1986.

SÁNCHEZ-ALONSO, C.; OLIVERAS, I.; MARTÍN, M. Density estimates of guans (Aves: Cracidae): *Pipile jacutinga* and *Penelope obscura*. **Censuses of vertebrates**

**in a Brazilian Atlantic Forest area: the Paranapiacaba fragment (E. Mateos, JC Guix, A. Serra, and K. Piscioti, Editors).** Universitat de Barcelona, Barcelona, p. 67–78, 2002.

SAVARD, J.-P. L.; FALLS, J. B. Influence of habitat structure on the nesting height of birds in urban áreas. **Canadian Journal of Zoology**, v. 59, n. 6, p. 924–932, 1981.

SHAKE, C. S. et al. Influence of patch size and shape on occupancy by shrubland birds. **The Condor**, v. 114, n. 2, p. 268–278, 2012.

SOLYMOS, P.; MORENO, M.; LELE, S. R. **Analyzing wildlife data with detection error.** R package version, 0.4–2, 2018.

STRATFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. **Biological Conservation**, v. 188, p. 109–115, 2015.

STRAUBE, F. C.; URBEN-FILHO, A.; CÂNDIDO-JR, J. F. **Parque Nacional Do Iguaçu (Paraná).** 2004.