



**“Adaptações das aves a um Brasil  
em constante mudança”**

**Universidade Vila Velha  
8 a 12 de julho de 2019**

## Ambientes de borda criados por insularização florestal abrigam avifaunas empobrecidas

Ivana Cardoso<sup>1,3</sup>, Anderson Saldanha Bueno<sup>1,2</sup>, Carlos A. Peres<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Federal Farroupilha. Júlio de Castilhos, RS, Brasil.

<sup>2</sup>University of East Anglia. Norwich, Reino Unido.

<sup>3</sup>[ivanawaters@gmail.com](mailto:ivanawaters@gmail.com)

Fragmentos florestais estão sujeitos a efeitos de borda, configurando-se como uma área de ecótono entre habitat e matriz. Ambientes de borda podem conter maior riqueza por abrigarem espécies de habitat e matriz. Porém, em ilhas florestais, a contribuição da matriz como fonte de indivíduos é bastante reduzida. Comparamos ambientes de borda e interior quanto à riqueza, abundância e composição de espécies de aves de sub-bosque. No reservatório da Usina Hidrelétrica de Balbina, AM, amostramos 38 sítios a diferentes distâncias da borda (15–3140m), sendo 19 ambientes de borda (<100m) e 19 de interior (>100m), totalizando 2115 capturas de 130 espécies. Comparamos riqueza em nível de habitat e sítio e abundância em nível de sítio utilizando curvas de rarefação e test-t. Sintetizamos a composição de espécies usando uma ordenação NMDS e a comparamos entre os ambientes utilizando GLM. A riqueza foi maior em ambientes de interior em nível de habitat e sítio ( $t=-6.16$ ;  $p<0.01$ ), assim como a abundância ( $t=-5.28$ ;  $p<0.01$ ). A composição foi diferente entre os ambientes ( $p<0.01$ ). O baixo número de espécies não-florestais capturadas em ambientes de borda ( $n=13$ ) evidencia a pequena contribuição da matriz, explicando a menor riqueza e abundância. Assim, a composição de espécies em ambientes de borda se caracterizou majoritariamente por um subconjunto de espécies florestais ao invés de espécies não-florestais. Em paisagens insularizadas, fragmentos florestais mais expostos aos efeitos de borda tendem a abrigar avifaunas empobrecidas.

Palavras-chave: Amazônia, fragmentação florestal, redes de neblina, efeitos de borda.

Financiamento/Apoio: Rufford Foundation, Reserva Biológica do Uatumã, University of East Anglia, CNPq.

Subárea: Ecologia.

Modalidade: Apresentação oral.

## Resumo Expandido

Ambientes de borda criados por insularização florestal abrigam avifaunas empobrecidas

**Ivana Cardoso**<sup>1\*</sup>, Anderson Saldanha Bueno<sup>1,2</sup>, Carlos A. Peres<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Federal Farroupilha. Júlio de Castilhos, RS, Brasil.

<sup>2</sup>University of East Anglia. Norwich, Reino Unido.

\*[ivanawaters@gmail.com](mailto:ivanawaters@gmail.com)

Fragmentos são remanescentes de um habitat previamente contínuo, isolados pela imposição de uma matriz contrastante (Watson, 2002). Esses fragmentos estão sujeitos aos efeitos de borda, como aumento da luminosidade e temperatura e diminuição da umidade, resultantes da interação entre dois ambientes adjacentes (Murcia, 1995; Wilcove, McLellan, & Dobson, 1986) configurando-se como uma área de ecótono (Gimenes & Anjos, 2003).

Em ambientes de borda pode ocorrer uma mistura de faunas entre o interior do fragmento e a matriz adjacente, dando origem a uma zona de sobreposição com maior riqueza de espécies (Ewers, Thorpe, & Didham, 2007; Lindell et al., 2007; Magura, 2002). Outra possibilidade é que ocorra a compensação do declínio populacional de algumas espécies sensíveis a perturbação causada pelos efeitos de bordas através da colonização de espécies tolerantes a perturbação (Russildi, Arroyo-Rodríguez, Hernández-Ordóñez, Pineda, & Reynoso, 2016). Já em fragmentos insularizados pela construção de usinas hidrelétricas, espera-se que os ambientes de borda sejam mais empobrecidos do que os de interior devido à hostilidade da matriz aquática (Watson, 2002). Em uma paisagem florestal insularizada, testamos a hipótese de que ambientes de borda abrigam composição distinta e menor riqueza e abundância de aves de sub-bosque do que ambientes de interior de fragmento, assim como se a contribuição da matriz como fonte de indivíduos é pequena.

Na região da Usina Hidrelétrica de Balbina, no município de Presidente Figueiredo, Amazonas, amostramos 38 sítios, sendo cinco em áreas de floresta contínua e 33 em ilhas florestais, com tamanho entre 0,63 e 1.678,96 ha e distantes da borda entre 15 e 3.140 m. Cada sítio foi visitado duas vezes, sendo a primeira de julho a dezembro de 2015 e a segunda de julho a dezembro de 2016. Utilizamos 16 redes de neblina (12 x 2,5m) que permaneceram abertas das 06:00 às 15:00 por dois dias consecutivos ao ano. Os indivíduos capturados foram marcados com anilhas codificadas padrão CEMAVE, sendo as recapturas desconsideradas para as análises.

Com base em nosso estudo anterior (Cardoso et al. 2017) sobre a extensão do efeito de borda e na literatura (Laurance et al., 2002), os sítios classificados como ambientes de borda foram aqueles com distância menor do que 100m da borda (n=19) e como ambientes de interior aqueles com distância maior do que 100m (n=19). Utilizamos uma curva de rarefação para comparar a riqueza em nível de habitat, e test-t para comparar riqueza e abundância em nível de sítio. Para comparar a composição de espécies em nível de sítio, sintetizamos a

composição utilizando Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) e a comparamos entre os ambientes utilizando Modelo Linear Generalizado (GLM) (Wang, Naumann, Wright, & Warton, 2012). Consideramos como espécies não-florestais aquelas que normalmente não ocorrem ou que possuem baixa dependência por floresta (BirdLife, 2019).

Durante 21.888 horas-rede, foram capturados 2.115 indivíduos de 130 espécies distribuídas em 103 gêneros e 38 famílias. A riqueza foi maior em ambientes de interior em nível de habitat e sítio ( $t=-6,16$ ;  $p<0,01$ ), assim como a abundância ( $t=-5,28$ ;  $p<0,01$ ). Também houve um baixo número de espécies não-florestais capturadas em ambientes de borda ( $n=13$ ; 10%), evidenciando a pequena contribuição da matriz como fonte de indivíduos e explicando a menor riqueza e abundância.

A mudança significativa no habitat, devido ao alto contraste estrutural entre os ambientes, torna a borda distinta em relação ao interior do fragmento (Ries, Fletcher, Battin, & Sisk, 2004), também levando a diferenças na composição de espécies entre os ambientes (Carvalho & Vasconcelos, 1999; Didham, Hammond, Lawton, Eggleton, & Stork, 1998; Gimenes & Anjos, 2003; S. G. W. Laurance, 2004). No nosso estudo, a composição de espécies foi diferente entre os ambientes ( $p<0,01$ ), sendo que a composição em ambientes de borda se caracterizou majoritariamente por um subconjunto restrito de espécies florestais ao invés de espécies não-florestais.

A riqueza foi maior em ambientes de interior porque a contribuição da matriz como fonte de espécies é baixa, já que a matriz aquática é altamente contrastante em relação ao fragmento (Watson, 2002). Da mesma forma, devido à baixa ocorrência de espécies derivada da matriz, a abundância foi maior em ambientes de interior porque as espécies encontradas na borda, exceto 13, eram florestais.

Visto que fragmentos pequenos possuem uma proporção maior de borda do que fragmentos grandes (Anjos et al., 2011), existe correlação entre área e distância da borda ( $cor=0,76$ ). Contudo, ao separar os efeitos de área dos efeitos de borda, Banks-Leite et al. (2010) concluíram que os efeitos de área são respostas prováveis a borda.

A similaridade estrutural entre matriz e fragmento aumenta a qualidade da matriz, sendo que o tipo de matriz em torno dos fragmentos pode influenciar a estrutura da comunidade dentro deles (Prevedello & Vieira, 2010). Em nosso estudo, há uma matriz altamente contrastante do fragmento, o que pode diminuir o movimento de espécies, uso da matriz como habitat e indivíduos provenientes da matriz. Demonstramos que fragmentos florestais em paisagens insularizadas, por serem mais expostos aos efeitos de borda do que fragmentos inseridos em matrizes terrestres, tendem a abrigar avifaunas empobrecidas em decorrência da maior perda de espécies nos fragmentos em comparação ao ganho de espécies provenientes da matriz

## Referências

- Anjos, L. dos, Collins, C. D., Holt, R. D., Volpato, G. H., Mendonça, L. B., Lopes, E. V., ... Carvalho, J. (2011). Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, *144*(9), 2213–2222. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.05.013>
- Banks-Leite, C., Ewers, R. M., & Metzger, J. (2010). Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos*, *119*(6), 918–926. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.18061.x>
- Cardoso, I. ; Bueno, A. S. ; Peres, C. A. . Classifying edge tolerance in understory birds in Amazonian forest islands: a quantitative approach. In: Ornithological Congress of the Americas, 2017, Puerto Iguazú, Argentina. Book of abstracts of the Ornithological Congress of the Americas, 2017. p. 237-238.
- Carvalho, K. S., & Vasconcelos, H. L. (1999). Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation*, *91*(2–3), 151–157. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00079-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00079-8)
- Didham, R. K., Hammond, P. M., Lawton, J. H., Eggleton, P., & Stork, N. E. (1998). Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs*, *68*(3), 295–323. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1998\)068\[0295:BSRTTF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1998)068[0295:BSRTTF]2.0.CO;2)
- Ewers, R. M., Thorpe, S., & Didham, R. K. (2007). Synergistic interactions between edge and area effects in a heavily fragmented landscape. *Ecology*, *88*(1), 96–106. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[96:SIBEAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[96:SIBEAA]2.0.CO;2)
- Gimenes, M. R., & Anjos, L. Dos. (2003). Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, *25*(2), 391–402. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v25i2.2030>
- Laurance, S. G. W. (2004). RESPONSES OF UNDERSTORY RAIN FOREST BIRDS TO ROAD EDGES IN CENTRAL AMAZONIA. *Ecological Applications*, *14*(5), 1344–1357. <https://doi.org/10.1890/03-5194>
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., ... Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: implications for conservation. In *Stability of Tropical Rainforest Margins* (Vol. 16, pp. 9–35). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-30290-2\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-540-30290-2_2)
- Lindell, C. A., Riffell, S. K., Kaiser, S. A., Battin, A. L., Smith, M. L., & Sisk, T. D. (2007). Edge responses of tropical and temperate birds. *The Wilson Journal of Ornithology*, *119*(2), 205–220. <https://doi.org/10.1676/05-133.1>
- Magura, T. (2002). Carabids and forest edge: Spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and Management*, *157*(1–3), 23–37. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00654-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00654-X)
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in*

*Ecology & Evolution*, 10(2), 58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)

Prevedello, J. A., & Vieira, M. V. (2010). Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, 19(5), 1205–1223.

<https://doi.org/10.1007/s10531-009-9750-z>

Ries, L., Fletcher, R. J., Battin, J., & Sisk, T. D. (2004). Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 491–522. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148>

Russildi, G., Arroyo-Rodríguez, V., Hernández-Ordóñez, O., Pineda, E., & Reynoso, V. H. (2016). Species- and community-level responses to habitat spatial changes in fragmented rainforests: assessing compensatory dynamics in amphibians and reptiles. *Biodiversity and Conservation*, 25(2), 375–392. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1056-3>

Wang, Y., Naumann, U., Wright, S. T., & Warton, D. I. (2012). mvabund - an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(3), 471–474. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00190.x>

Watson, D. M. (2002). A conceptual framework for studying species composition in fragments, islands and other patchy ecosystems. *Journal of Biogeography*, 29(5–6), 823–834. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00726.x>

Wilcove, D. S., McLellan, C. H., & Dobson, A. P. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology*. Retrieved from [https://www.fws.gov/southwest/es/documents/r2es/litcited/lpc\\_2012/wilcove\\_et\\_al\\_1986.pdf](https://www.fws.gov/southwest/es/documents/r2es/litcited/lpc_2012/wilcove_et_al_1986.pdf)