

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**IMPACTOS DE RODOVIAS SOBRE A COMUNIDADE DE AVES EM
UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA NO BRASIL**

JOSÉ NILTON DA SILVA

VILA VELHA
JUNHO / 2015

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**IMPACTOS DE RODOVIAS SOBRE A COMUNIDADE DE AVES EM
UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA NO BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

JOSÉ NILTON DA SILVA

VILA VELHA
JUNHO / 2015

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

S586i Silva, José Nilton da.
 Impactos de rodovias sobre a comunidade de aves em uma
 Área de mata atlântica no Brasil / José Nilton da Silva. – 2015.
 67f.: il.
 Orientador: Charles Gladstone Duca Soares.
 Co-orientador: Aureo Banhos dos Santos.

 Dissertação (mestrado em Ecologia de Ecossistemas)
 Universidade Vila Velha, 2015.
 Inclui bibliografias.

 1. Ecologia. 2. Poluição sonora. 3. Aves. I. Soares, Charles
 Gladstone Duca. II. Santos, Aureo Banhos dos
 III. Universidade Vila Velha. IV. Título.

CDD 577


JOSÉ NILTON DA SILVA

IMPACTOS DE RODOVIAS SOBRE A COMUNIDADE DE AVES
EM UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA NO BRASIL

Dissertação apresentada à
Universidade Vila Velha, como pré-
requisito do Programa de Pós-
graduação em Ecologia de
Ecossistemas, para a obtenção do
grau de Mestre em Ecologia.

Aprovada em 12 de junho de 2015.

Banca Examinadora:



Prof. Dr. Cristiano Schetini de Azevedo – UFOP



Prof. Dr. James Joseph Roper - UVV



Prof. Dr. Charles Gladstone Duca Soares – UVV

Orientador

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Sr. Antônio e dona Maria de Lourdes e aos meus irmãos que sempre me apoiaram desde o início até o fim desta jornada, sempre incentivando e tendo paciência com minha pessoa.

A minha companheira e digna mulher, Lorena Oliveira, por estar ao meu lado durante toda esta luta e me ajudar em muitas das etapas desta batalha, sempre com um sorriso no rosto e palavras de incentivo.

Aos meus orientadores Prof. Dr. Charles Duca e Prof. Dr. Aureo Banhos pelo apoio, dicas, cobranças e ensinamentos que me passaram em todo o trabalho, além do apoio em algumas etapas das coletas.

Ao meu irmão Ailton por inúmeras vezes me ajudar com incentivos e palavras fortes de estímulos e superação.

Aos meus amigos de laboratório Willian Dutra e Hermes Daros, pela ajuda na fase inicial do trabalho de campo, e também pela força com materiais de referencial teórico.

Aos meus amigos de campo Tomaz Rocha e Lucas Barreto, que sempre quando podiam estavam presentes nas campanhas de campo.

Agradeço a toda equipe da Reserva Biológica de Sooretama e do ICMBIO que permitiram que a pesquisa se realizasse na UC. Também agradeço e em especial ao diretor Eliton, ao analista ambiental Marcel Moreno e Sr. Valdir pela logística oferecida quando possível; ao fiscal Sr Leonídio, ao técnico Ruan Deodolino pelo apoio nas comunicações em campo. Também nesta agradeço aos auxiliares de serviços gerais Sebastião (vulgo Tomate) e Amadeo, que ajudaram na fase de iniciação do desenho amostral do trabalho.

Agradeço ao Ornitólogo Fernando Moreira Flores, Tomaz Novaes e José Eduardo Simon (falecido), pela ajuda nas identificações das espécies em algumas gravações duvidosas.

Ao Prof. Dr. Cristiano S. Azevedo da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), por fornecer um referencial teórico e literário valiosíssimo durante a estruturação do presente trabalho.

Ao Amigo Wanderson De Paula Pinto, pelas ajudas fundamentais nas partes estatísticas.

Ao Museu de Biologia Professor Mello Leitão (MBML) hoje atual Instituto Nacional da Mata Atlântica INMA, por ajudar com a estrutura e equipamentos de pesquisa.

Ao ICMBIO pela autorização para realização dos trabalhos de campo dentro da Reserva biológica de Sooretama.

“Posso dizer que sou feliz, posso dizer que rico, posso dizer que sou tudo exceto dizer que sei tudo. O saber é constante e crescente, não existe tempo hábil para aprender, não existem limites para o conhecimento. O conhecimento destrói barreiras que nós mesmos construímos, porém de nada adianta tanto conhecimento se não saber usá-lo. E te digo: mais vale um ignorante ativo do que um sábio inerte.”

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| RESUMO..... | 1 |
| ABSTRACT..... | 3 |
| INTRODUÇÃO GERAL..... | 5 |
| REFERÊNCIAS..... | 8 |
| CAPÍTULO I: Impactos da rodovia BR-101 sobre a comunidade de aves em uma área de Mata Atlântica..... | 12 |
| INTRODUÇÃO..... | 13 |
| METODOLOGIA..... | 16 |
| RESULTADOS..... | 20 |
| DISCUSSÃO..... | 32 |
| CONCLUSÕES..... | 35 |
| REFERÊNCIAS..... | 35 |
| CAPÍTULO II: Impactos dos ruídos de rodovias sobre a comunicação e pareamento de aves em uma área de Mata Atlântica..... | 40 |
| INTRODUÇÃO..... | 41 |
| METODOLOGIA..... | 43 |
| RESULTADOS..... | 45 |
| DISCUSSÃO..... | 47 |
| CONCLUSÕES..... | 50 |
| REFERÊNCIAS..... | 50 |

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO I: Impactos da rodovia BR - 101 sobre a de aves em uma área de Mata Atlântica.

Figura 1: Mapa da área de estudo mostrando a ReBio Sooretama e limites dos municípios, as Unidades de Conservação e a rodovia BR-101. Fonte:

<http://www.icmbio.gov.br/rebiosooretama>.....17

Figura 2: Esquema de linhas e pontos das áreas controles e área de atuação da rodovia (C: controles; CC: controles centrais; L: lado leste da rodovia; O: lado oeste da rodovia).....19

Figura 3: Índice de diversidade de Shannon-Winner (H') com médias e desvios padrões estimados para avifauna em áreas de influência da rodovia BR-101 (ROD), áreas não associadas à rodovia (CONT) e interior da floresta (CONT CENT) na Reserva Biológica de Sooretama, Espírito Santo.....21

Figura 4: Riqueza de espécies de aves com médias e desvios padrões em áreas de influência da rodovia BR-101 (ROD), áreas não associadas à rodovia (CONT) e interior da floresta (CONT CENT) na Reserva Biológica de Sooretama, Espírito Santo.....22

Figura 5: Análise de agrupamento de *Cluster* (distância Euclidiana), dos pontos amostrados no trabalho, nesta análise observa-se a divisão de três grandes grupos, onde são agrupadas as bordas dos dois ambientes (10 m Rod e 10 m Cont.), os pontos a partir de 200 m das duas áreas e em um grupo totalmente distinto os pontos no centro da floresta (Cont. Cent.).....28

Figura 6: Análise de similaridade sem espécies onipresentes e espécies registradas apenas em um só ponto no trabalho.....29

CAPÍTULO II: Impactos dos ruídos de rodovias sobre a comunicação e pareamento de aves em uma área de Mata Atlântica

Figura 1: Mapa da área de estudo mostrando a ReBio Sooretama e limites dos municípios, as Unidades de Conservação e a rodovia BR-101. Fonte:

<http://www.icmbio.gov.br/rebiosooretama>.....43

Figura 2: Tempo de respostas em segundos das espécies de aves na ReBio Sooretama, em diferentes distâncias da rodovia.....46

Figura 3: Médias e desvios padrões dos decibéis (dB) nos pontos amostrados no trabalho sendo CONT controles, ROD rodovia e CENT controles centrais. Na figura observa-se uma diferença significativa ($F= 22,8$; $gl\ 10$; $p < 0,0001$) dos pontos a 10 m e 200 m da rodovia (ROD 10 M, ROD 200 M) com os demais pontos do trabalho.....47

ÍNDICES DE TABELAS

CAPÍTULO I: Impactos da rodovia BR – 101 sobre a comunidade de aves em uma área de Mata Atlântica.

Tabela 1 – Valores dos IPAs de cada espécie nas três áreas amostradas no trabalho, tendo o IPA total de forma decrescente de cada espécie registrada nos 88 pontos amostrados no trabalho.....23

Tabela 2 – Matriz de similaridade entre os pontos amostrados na rodovia pontos sem atuação da rodovia e pontos no interior da floresta, tendo em negrito os pontos com maior similaridade e em negrito e sublinhado os pontos com menor similaridade < 50%.....29

Tabela 3 – Matriz de similaridade sem espécies onipresentes e espécies registradas apenas em um ponto. Rod: rodovia; Cont: controle; Cont Cent: controles centrais.....30

Anexo I.....53

Anexo II.....55

SILVA, JOSÉ NILTON, M.Sc, Universidade Vila Velha – ES, junho de 2015. **Impactos de rodovias sobre a comunidade de aves em uma área de Mata Atlântica no Brasil.** Orientador: Charles Gladstone Duca Soares, Aureo Banhos dos Santos.

RESUMO

As rodovias causam grandes impactos sobre a diversidade. Dentre estes impactos estão à fragmentação de habitats, isolamento de populações, perda de diversidade, perturbações sonoras, atropelamento de animais, quebra na conectividade de ambientes e efeito barreira, entre outros. Muitos desses impactos ocorrem em todos os locais onde existem rodovias, porém, estes impactos tornam-se mais preocupantes quando estas rodovias cortam fragmentos florestais com importância para conservação da biodiversidade. Este estudo foi desenvolvido na Reserva Biológica de Sooretama (ReBio Sooretama), localizada no norte do estado do Espírito Santo, possuindo aproximadamente 24.250 hectares de Mata Atlântica, sendo cortada em 5,3 km pela rodovia federal BR-101. Até os tempos atuais, não foram avaliados os impactos perpendicularmente as margens desta rodovia sobre a biota na ReBio Sooretama. O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da rodovia sobre a diversidade de aves na Unidade de Conservação (UC). O desenho amostral foi definido para avaliar o efeito de borda com rodovia e sem rodovia e também amostramos uma área controle no interior (pontos centrais) da Unidade de Conservação totalizando 88 pontos de amostragem, adotando o método de pontos de escuta para estimativas da riqueza e abundância de aves. Foram realizadas seis amostragens entre os meses de março e novembro de 2014. Em cada amostragem realizou-se gravações de 10 min em cada ponto do desenho amostral. Foram registradas 149 espécies de aves nos oitenta e oito pontos amostrados no trabalho, sendo estas distribuídas em 18 ordens e quarenta e quatro famílias. No ambiente de influência da rodovia foram registradas 114 espécies, no ambiente sem rodovia 134 espécies e nos pontos centrais no interior da floresta 86 espécies. No entanto, só houve diferença significativa na riqueza e diversidade de espécies de aves entre os pontos centrais e os pontos da borda no ambiente associado à rodovia; entre os demais pontos não houve diferença. A análise de similaridade divide setores amostrados em três grandes grupos, evidenciando um efeito de borda sobre a

comunidade de aves da área amostrada e uma diferença na composição de espécies entre a borda com rodovia e sem rodovia.

O experimento com a intensidade dos ruídos e a comunicação das aves foi realizado nos 10 m, 200 m, 400 m, 600 m e 800 m de quatro transsectos da rodovia. Em cada um destes pontos foram realizados playback das seguintes espécies: *Myrmotherula axillaris*, *Thamnophilus ambiguus*, *Drymophila squamata*, *Setophaga pitaiayumi* e *Dendrocincla turdina*. Para esta seleção foi consultado um referencial teórico compilado com o conhecimento prévio das espécies já existentes no local de estudo. O experimento foi realizado na época reprodutiva das aves. As amostragens foram efetuadas no mês de novembro de 2014, as mesmas tiveram início às 5h30min. Nas amostragens foram reproduzidas as vocalizações das espécies selecionadas, cada vocalização foi reproduzida duas vezes em cada ponto. O tempo de espera após cada vocalização foi de dois minutos, tendo início da cronometragem logo após o final das reproduções das vocalizações. No experimento foram utilizados decibélímetros, cronômetros, além das vocalizações das espécies selecionadas. Constatou-se que à medida que se afasta perpendicularmente da rodovia, a comunicação sonora das aves torna-se mais fácil entre os indivíduos. As espécies *Myrmotherula axillaris*, *Thamnophilus ambiguus*, *Drymophila squamata*, *Setophaga pitaiayumi* e *Dendrocincla turdina* demonstraram tempo superior a sessenta segundos (com ausência de resposta para algumas espécies) para responder aos playbacks próximos à rodovia, e à medida que se afastava da rodovia o tempo de resposta foi menor chegando à resposta imediata. Observou-se que os ruídos dos pontos mais distantes da rodovia no ambiente viário possuem intensidade de ruídos similares aos pontos mais próximos da borda da área controle. Até os primeiros 200 m perpendicularmente a rodovia a comunicação das aves é bastante afetada pelos ruídos provenientes da rodovia.

Palavras-chave: Avifauna, distúrbio de comunicação, diversidade de aves, efeito de borda, Mata Atlântica de tabuleiro, poluição sonora, ReBio Sooretama.

SILVA, JOSÉ NILTON, M.Sc, University Vila Velha - ES, June 2015. **Impacts of roads on bird community in an Atlantic Forest area in Brazil.** Advisor: Charles Gladstone Duca Soares, Aureo Banhos dos Santos.

ABSTRACT

Roads cause great impacts on diversity. Among these impacts are habitat fragmentation, isolation of populations, loss of biodiversity, noise pollution, animals' trampling, breach of environmental connectivity and barrier effect, among others. Many of these impacts occur in all locations where there are roads, but these impacts become more worrying when these roads cut through forest fragments that are important for biodiversity conservation. This study was conducted at the Biological Reserve Sooretama (ReBio Sooretama), located in the northern state of Espírito Santo, with approximately 24,250 hectares of Atlantic Forest, being cut by 5.3 km on the federal highway BR-101. Till today, the impact of this road on the biota in ReBio Sooretama was not evaluated. The aim of this study was to evaluate the effects of highway on the existing biodiversity in this Conservation Unit (UC). The sample design was set to evaluate the edge effect with road and no highway and also sampled an area control inside (central points) of conservation area totaling 88 sampling points, adopting the method of listening points to estimates of richness and abundance of birds. Six sampling campaigns between March and November 2014 were conducted. 10-min sound recordings were made in each sampling point. 149 bird species were recorded in the 88 points sampled, which are distributed in 18 orders and 44 families. In highway influences, environment 114 species were recorded, in no highway 134 species and in central points in the forest 86 species. However, there was only significant difference in the richness and diversity of bird species between the center points and the points of the border to the highway-associated environment; among other points, there was no difference. The similarity analysis divides sectors sampled in three groups, showing an edge effect on the bird community of the sampled area and a difference in species composition between the border with road and no highway.

The experiment with the intensity of the noise in the communication of birds demonstrated bird communication becomes easier between individuals as it moves away from the highway. Species *Myrmotherula axillaris*, *Thamnophilus ambiguus*, *Drymophila squamata*, *Setophaga pitiayumi* and *Dendrocincla turdina* responded longer than sixty seconds (with no response for some species) to playbacks next to the highway, and response time decreased to immediate response as the distance to the highway increased. It was observed that the noise from the farthest points of the highway in the road environment have similar intensity noise to the immediate vicinity of the border control area. To the first 200 m perpendicular to the highway communication of birds was greatly affected by noise from the highway.

Keywords: Birdlife, communication disorder, diversity of birds, edge effect, Atlantic Forest board, noise pollution, ReBio Sooretama.

INTRODUÇÃO GERAL

Rodovias são importantes para o progresso e comunicação entre populações humanas, porém causam grandes impactos ambientais e ecológicos, sendo estes impactos de curto e de longo prazo (Andrews, 1990; Forman & Alexander, 1998; Spellerberg, 1998). Entre estes impactos, a perda da biota, perturbações sonoras, atropelamentos de animais, isolamento de populações e de comunidades são os mais evidentes (Spellerberg, 1998; Fahrig & Rytwinski, 2009; Summers et al., 2011). Estes impactos colocam em risco ecossistemas e comunidades biológicas existentes às margens de rodovias, pois para muitas espécies as rodovias atuam como barreiras físicas, isolando populações e impedindo o fluxo gênico entre elas (Spellerberg, 1998; Fahrig & Rytwinski, 2009). As comunidades biológicas existentes nas margens de ambientes viários podem ter suas composições de espécies diferentes quando comparadas com locais distantes da rodovia (Forman & Alexander, 1998; Goodwin & Shriver, 2011). Além disso, as perturbações sonoras causadas pelos ruídos dos veículos podem gerar distúrbios nas comunicações entre indivíduos, interferindo no sucesso de pareamento e, conseqüentemente, diminuindo as taxas reprodutivas das populações (Goodwin & Shriver, 2011; Summers et al., 2011). As rodovias afetam os ecossistemas e comunidades de forma semelhante ao processo de fragmentação florestal, causando efeitos de borda, perda de conectividade, alterando a riqueza e composição de espécies (Fahrig, 2003; Goosem, 2007).

No caso das aves, os impactos das rodovias afetam as comunidades de diversas formas, modificando a dinâmica e a composição de muitas delas (Forman & Alexander, 1998; Spellerberg, 1998; Goosem, 2007). Estes impactos podem afetar tanto a composição quanto à riqueza e equabilidade de espécies (Keller & Fuller, 1995; Ehlert et al., 2006) e também a conectividade entre populações, fator que acarreta no isolamento populacional para algumas espécies (Goosem, 2007; Fahrig & Rytwinski, 2009; Parris & Schneider, 2009). Devido ao isolamento, muitas espécies necessitam de estudos quanto à sua

distribuição em relação à rodovia, pois estas podem responder questões aplicáveis de forma mais ampla para toda comunidade (Gutzwiller & Barrow Jr., 2003; Goosem, 2007; Silva, 2011). No entanto, apesar de tais impactos causados sobre a comunidade de aves pelas rodovias, algumas espécies de aves beneficiam-se dos ambientes viários (Forman & Alexander, 1998; Gutzwiller & Barrow Jr., 2003). Por exemplo, espécies generalistas normalmente se beneficiam de áreas antropizadas, assim estas podem se associar aos ambientes viários devido à boa disponibilidade de alimentos provenientes de atropelamentos ou até mesmo de outros recursos alimentares disponíveis neste tipo de ambiente (Lima & Obara, 2004, Fahrig & Rytwinski, 2009).

A perda de diversidade provocada pelas rodovias é inevitável e essa perda ocorre desde a sua construção até o estágio de fluxo de automóveis, possuindo dimensões distintas em ambos os estágios (Andrews, 1990; Rosa & Mahus, 2004). Devido a este fato, uma gradual mudança na composição de espécies ocorre às margens das rodovias (Forman & Alexander, 1998), havendo também uma mudança de ambientes, semelhante ao efeito de borda formado no processo de fragmentação florestal (Andrews, 1990). Essa perda e modificação de diversidade afetam diretamente a comunidade de aves, pois muitas espécies simplesmente desaparecem dos locais próximos às rodovias (Trombulak & Frissel, 2000; Fahrig & Rytwinski, 2009, Goodwin & Shriver, 2011). Muitas espécies também têm seus comportamentos afetados, como algumas espécies territorialistas que acabam tendo seus territórios reduzidos devido aos impactos produzidos pelas rodovias (Andrews, 1990; Trombulak & Frissel, 2000; Fahrig & Rytwinski, 2009).

As rodovias formam uma barreira de dispersão para muitas espécies, conhecido na literatura como “efeito barreira” (Jackson & Fahrig, 2011). Esse efeito atua isolando populações em ambos os lados das rodovias, interferindo nas dinâmicas populacionais (Jaeger & Fahrig, 2004; Fahrig & Lesbarrères 2012), diminuindo o fluxo gênico entre as populações nos dois lados das rodovias (Fahrig & Merrian, 1994). Muitas espécies desprezam esse efeito barreira e fazem a travessia das rodovias, porém muitos indivíduos acabam sendo mortos em colisões com veículos, não tendo sucesso em sua travessia

(McGregor et al., 2008). Estas mortes causadas por atropelamentos interferem nas taxas de mortalidade das populações, podendo assim modificar aspectos vitais dentro das dinâmicas populacionais (Fahrig & Rytwinski, 2009). Mesmo para espécies que são bem sucedidas em suas travessias, há uma porcentagem de perda de indivíduos por atropelamentos (Jaeger & Fahrig, 2004; Jaeger et al., 2005). As barreiras impostas pelas rodovias atuam de formas distintas para diferentes grupos taxonômicos, tendo seus efeitos mais visíveis em grupos mais sensíveis às perturbações e ao isolamento, como as aves, que apesar de terem algumas espécies com um grande poder de dispersão podem ter este poder de locomoção afetado (Henle et al., 2004; Coffin, 2007).

A divisão das populações implica em mudanças nas dinâmicas populacionais (Jaeger et al., 2005). As rodovias dividem as populações de flora e fauna afetando sua variabilidade genética, seu tamanho populacional e suas taxas reprodutivas, e muitas mudanças podem ser observadas nas tabelas de vida das espécies do entorno das rodovias (Shepard et al., 2008). A insularização causada pelas rodovias pode levar a efeitos que refletem desde aspectos populacionais até ecossistêmicos, pois caso ocorra à perda ou diminuição de populações de espécies-chave, isso resultaria em efeitos que comprometeriam a estrutura da comunidade (Fahrig & Merriam, 1994; Begon et al., 2007; Shepard et al., 2008).

Perturbações sonoras são fatores que acentuam ainda mais o “efeito barreira” e geralmente essas perturbações são provenientes dos ruídos automotivos (Jackson & Fahrig, 2011), afetando a ecologia reprodutiva das aves (Rheindt, 2003; Summers et al., 2011), pois o sucesso reprodutivo na maioria das espécies depende da comunicação sonora entre os indivíduos (King & DeGraaf, 2002; Goodwin & Shriver, 2011; Summers et al., 2011). Segundo Summers et al. (2011), espécies que vivem em fragmentos cortados por rodovias podem ser prejudicadas por esse tipo de perturbação, diminuindo taxas vitais de determinadas populações. Geralmente as espécies que são mais afetadas por ruídos automotivos são aquelas que têm vocalização com frequências abaixo ou iguais às frequências dos ruídos (Goodwin & Shriver, 2011). Desta forma, muitas aves alteram as frequências de suas vocalizações

com o objetivo de obter maior sucesso nas comunicações entre indivíduos e estas alterações estão relacionadas ao aumento das frequências ou na prolongamento dos cantos (Summers et al., 2011). Com isto, muitas espécies de aves desaparecem dos ambientes próximos a rodovias (Forman & Alexander, 1998; Spellerberg, 1998; Goodwin & Shriver, 2011; Summers et al., 2011).

O Estado do Espírito Santo possui uma área total de 46.078 km²; neste espaço territorial encontra-se uma paisagem florestal bastante fragmentada (Simon, 2006). Dentre estes fragmentos, a ReBio Sooretama tem destaque pela sua proporção territorial, sendo o maior fragmento florestal do Estado. No entanto, devido a complexa malha viária do Espírito Santo (DNIT, 2015) a ReBio Sooretama vem sofrendo pressões sobre a biodiversidade que existe em seu território, pois é interceptada por uma rodovia federal (BR-101) em sua porção leste. Os impactos causados por esta rodovia sobre a ReBio Sooretama são diversos, dentre eles mortes de animais, poluição sonora, fragmentação da Unidade de Conservação, dentre outros (Sistema Urubu, 2015). No entanto, no presente estudo foi abordado o grupo taxonômico das aves para analisar alguns impactos desta rodovia sobre tais organismos.

REFERENCIAS

Andrews, A. (1990) Fragmentation of Habitat by Roads and Utility Corridors A Review. *Australian Zoologist*, 26: 131-141.

Begon, M., Townsend, C.R., & Harper J.L. (2007). *Ecologia de Indivíduos e Ecossistemas*, 4 Ed. Blackwell publishing.

Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15: (5) 396–406.

Departamento Nacional de Infraestrutura de transportes (DENIT). <http://www.dnit.gov.br/> Acesso em 2015.

Ehlert, A., Bell, M. G. H., & Grosso, S. (2006). The optimisation of traffic count locations in road networks. *Transportation Research Part B: Methodological*, 40: (6) 460–479.

Fahrig, L. & Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14(1) 21.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*, 34:487-515.

Fahrig, L., & Lesbarre, D. (2012). Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know? *Trends in Ecology and Evolution*, 27(7).

Fahrig, L., & Merriam, G. (1994). Conservation of Fragmented Populations. *Conservation Biology*, 8(1), 50–59.

Forman, R.T.T. & Alexander L.E. (1998). Road and their major ecological effects. *Annual Review Ecology Systems*, 29: 207-231.

Goodwin, S.E. & Shriver, W.G. (2011). Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. *Conservation Biology*, 25(2), 406–411.

Goosem, M. (2007). Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 1587–1595.

Gutzwiller, K. J., & Barrow, W. C. (2003). Influences of roads and development on bird communities in protected Chihuahuan desert landscapes. *Biological Conservation*, 113(2), 225–237.

Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C., & Settele, J. (2004). Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 13: 207–251.

Jackson, D.N. & Fahrig, L. (2011). Relative of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, 144:3143-3148.

Jaeger, J. A. G., & Fahrig, L. (2004). Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology*, 18: (6) 1651–1657.

Jaeger, J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., & Toschanowitz, V. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185:329–348.

Keller, C.M.E., Fuller, M.R., Catbirds, G. & Jay, B. (1995). Comparison of birds detected from roadside and off-road point counts in the Shenandoah National Park. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep*, 149, 111–116.

King, D.I., & Degraaf, R.M. (2002). The effect of forest roads on the reproductive success of forest-dwelling passerine birds. *Forest Science*, 48(2), 391–396.

Lima, S.F. & Obara, A.T. (2004). Levantamento de animais atropelados na BR 277 às margens do Parque Nacional do Iguaçu. Subsidio ao programa multidisciplinar de proteção à fauna. VII Semana de Artes da Universidade Estadual de Maringá, Universidade Estadual de Maringá. 2004. Disponível em <http://www.pec.uem.br/dcu/VII_SAU/sau_trabalhos_6_laudas.htm>. Acessado em marco de 2015.

Mc Gregor, R. L., Bender, D. J., & Fahrig, L. (2008). Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal Applied Ecology*, 45: 117–123.

Parris K, M. & Schneider, A. (2009). Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside. *Ecology and Society*, 14(1).

Rheindt, F.E. (2003). The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal for Ornithologie*, 144(3), 295–306.

Rosa, A.O. & Mahus, J. (2004). Atropelamento de animais silvestres na rodovia RS-040. *Caderno de Pesquisa Série Biologia*, 16(1):35-42.

Shepard, D. B., Kuhns, A. R., Dreslik, M. J., Phillips, C. A., Shepard, D. B., & Oklahoma, S. N. (2008). Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation*, 11: 288–296

Silva, R.M.G. (2011). *Atropelamento de animais silvestres em rodovias*. Trabalho de conclusão de curso em licenciatura em biologia Universidade de Brasília (UnB), Luziânia, BR.

Simon, J.E. 2006. *Efeito da fragmentação da Mata Atlântica sobre comunidades de aves na região serrana de Santa Teresa, Estado do Espírito Santo, Brasil*. Tese de Doutorado. Curso de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, RJ.

Spellerberg, F.I. (1998). Ecological effect of road and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(5):317-333.

Sistema Urubu, dados de atropelamentos de aves. http://cbee.ufla.br/portal/sistema_urubu/. Acesso em 2015.

Summers, P.D., Cunnington, G.M. & Fahrig, L. (2011). Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1527–1534.

Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14:(1) 18–30.

CAPITULO I

IMPACTOS DA RODOVIA BR – 101 SOBRE A COMUNIDADE DE AVES EM UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas a biodiversidade mundial vem sendo comprometida com a gradual expansão da civilização humana, a qual vem causando pressões antrópicas sobre o ambiente e os ecossistemas (Murcia, 1995; Andrade, 1997; Gimenes & Anjos, 2003; Fahrig, 2003). Dessa forma, as paisagens que antes eram contínuas acabam sendo fragmentadas, tendo uma formação em mosaico e, conseqüentemente, formando ilhas e manchas de fragmentos florestais (Murcia, 1995). Esta insularização dos fragmentos florestais compromete toda a dinâmica funcional dos ecossistemas em questão (Begon et al. 2007). Desta forma, alguns princípios da biogeografia de ilhas de McArthur & Wilson (1967) podem ser aplicados a ambientes insulares continentais, sendo estes princípios a quantidade de espécies, a capacidade de suporte, a probabilidade de genes deletérios e o risco de extinção. Entretanto, apesar da gradual fragmentação florestal existente no planeta, um dos processos antrópicos que representa boa porcentagem destes efeitos negativos sobre a biota são as construções de rodovias e a própria malha viária já existente no planeta (Andrews 1990; Forman & Alexander, 1998).

As rodovias têm grande importância (Spellerberg, 1998), porém tais estruturas enquadram-se em um dos processos de fragmentação florestal que mais ameaçam a biota mundial, principalmente a fauna (Forman & Alexander, 1998; Silva, 2011). Dentre os impactos causados sobre a fauna por malhas viárias destacam-se o atropelamento, interferência na comunicação sonora, poluição química, perda de diversidade perpendicularmente à rodovia e perda de fluxo gênico (Forman & Alexander, 1998; Jaeger & Fahrig, 2004; Goosem,

2007; Silva, 2011; Jackson & Fahrig, 2011). Enfatizando os impactos sobre a fauna, a perda da diversidade está entre os mais evidentes, acarretando numa diferenciação de comunidades biológicas à medida que se afasta perpendicularmente do ambiente viário (Fahrig & Rytwinski, 2009; Goodwin & Shriver, 2011). As rodovias também provocam o chamado efeito de borda (Goossem, 2007), que pode ocorrer de três maneiras sobre os fragmentos florestais (Turton & Freiburger, 1997; Laurence 2007). A primeira é a forma abiótica, que envolve mudança nas condições físicas. A segunda é a forma biológica direta, que resulta em mudanças na abundância e riqueza de espécies e, a terceira forma são as mudanças biológicas indiretas, onde ocorre interferência nas interações entre as espécies. O efeito de borda atua formando comunidades biológicas distintas daquelas encontradas no interior de um fragmento (Murcia, 1995; Turton & Freiburger, 1997; Gimenes & Anjos, 2003). No entanto, estas diferenciações nas comunidades biológicas estão diretamente ligadas ao tipo de pressão na qual o fragmento é submetido (Saunders et al., 1991). Bordas formadas por rodovias poderão ser distintas daquelas formadas por outro tipo de pressão antrópica (Andrews, 1990; Goosem, 2007). Assim, espera-se que as comunidades biológicas sejam distintas quando comparados ambientes que sofrem pressões de rodovias e ambientes que são submetidos a outros tipos de pressões (Andrews, 1990; Forman & Alexander; 1998).

Define-se comunidades como coleções de espécies que co-ocorrem no tempo e no espaço e interagem entre si (McPeck & Miller, 1996), assim estudos de comunidades ecológicas investigam padrões e dinâmicas destas coleções e também processos que as formam e que as mantem na determinada composição (Begon et al., 2007). Então, a composição de uma determinada comunidade biológica está diretamente influenciada por fatores bióticos e abióticos (Murcia, 1995; Gimenes & Anjos, 2003). Desta forma, as rodovias se enquadram nos fatores abióticos e podem interferir fortemente nas comunidades biológicas, mudando sua composição e sua dinâmica (Andrews, 1990; Fahrig & Rytwinski, 2009). Diversas comunidades de diferentes classes taxonômicas são afetadas pelas rodovias, porém as respostas para tal perturbação podem ser distintas entre elas (Henle et al., 2004).

Dentre as comunidades biológicas mais afetadas pelas rodovias estão as de aves (Forman & Alexander, 1998; Gutzwiller & Barrow Jr., 2003). As aves são afetadas pelas rodovias em diversos aspectos ecológicos, sendo as mais evidentes alterações nas taxas de sobrevivência, distúrbios nas comunicações sonoras e alterações na diversidade (Spellerbeg, 1998; Rheindt, 2003; Parris & Schneider, 2009; Jackson & Fahrig, 2011; Summers et al. 2011). Segundo Gutzwiller & Barrow Jr. (2003), todos os impactos causados por rodovias sobre uma determinada comunidade de aves influenciará diretamente na composição e diversidade de suas espécies. Tal estudo corrobora as revisões literárias feitas por Spellerberg (1998) e Forman & Alexander (1998), as quais evidenciam que a diversidade nas comunidades biológicas é distinta à medida que se distancia perpendicularmente dos ambientes viários. Assim, estudos sobre a influência das rodovias sobre a comunidade de aves podem responder diversas questões sobre a interação destes organismos com os ambientes viários.

Estudos sobre as interações e efeitos das rodovias sobre as comunidades de aves têm aumentado nos últimos anos, porém ainda existem lacunas e perguntas a serem respondidas sobre as interações dos ambientes viários e estes organismos (Shepard et al, 2008; Rosa & Bager, 2012). Vários métodos podem ser empregados para que estudos com aves sejam quantitativos ou qualitativos (Piratelli, 1999). Um destes métodos quantitativos é o de pontos fixos de escuta e é também um dos mais eficazes na avaliação de estrutura de comunidades destes organismos (Bibby et al., 1992; Anjos, 2007; Vielliard et al., 2010). Tal método foi desenvolvido na França e utilizado pela primeira vez em 1990 no Brasil (Vielliard & Silva, 1990). Tal método torna-se eficaz na análise de comunidades em ambientes viários (Keller et al., 1995).

As rodovias exercem um efeito negativo sobre as comunidades de aves (Rheindt, 2003). Assim espera-se que em ambientes próximos a rodovias ocorram menor riqueza e diversidade de espécies de aves, quando comparamos ambientes mais afastados de uma rodovia, pois nestes ambientes espera-se que existam fatores negativos que impliquem isso, tais como: a intensidade dos ruídos, mortes de espécies em atropelamentos e efeitos de borda (Formam & Alexander, 1998; Spellerbeg, 1998; Rheindt, 2003; Parris &

Schneider, 2009). Da mesma forma, espera-se que em locais próximos a ambientes viários a comunicação sonora das aves seja menos eficaz, e à medida que nos afastamos do ambiente viário esta comunicação tenha maior sucesso, pois os ruídos provenientes da rodovia interferem na comunicação e pareamento destes organismos, isto devido a intensidade deste ruído serem mais altas que o canto das aves (Summers et al. 2011).

O Brasil possui a maior biodiversidade de avifauna comparado com os demais países latino-americanos, tendo listado para seu território 1.902 espécies de aves (Sick, 1997; CBRO, 2104), distribuídas em diferentes fisionomias e ecossistemas do Brasil. Dentre estas fitofisionomias está a Mata Atlântica, na qual são listadas mais de 600 espécies de aves, sendo 160 dessas endêmicas e diversas ameaçadas de extinção (Simon, 2009). Tal ecossistema é um dos que mais sofrem com as pressões das rodovias, pois ao mesmo tempo tem grande porcentagem de sua área de domínio na região sudeste (SOS Mata Atlântica, 2014), que é a mais desenvolvida e industrializada do país, demandando assim grandes malhas viárias para seu desenvolvimento (IBGE, 2014; DNIT, 2015). Um exemplo da pressão das rodovias sobre a Mata Atlântica é a Reserva Biológica de Sooretama (ReBio Sooretama), que é interceptada pela rodovia BR-101 em 5.3 km (DENIT, 2015).

Desta forma o presente estudo teve como principal objetivo avaliar os impactos da rodovia BR-101 sobre a avifauna no trecho que intercepta a ReBio Sooretama. Os objetivos específicos foram: analisar se ocorre efeito de borda sobre as aves no local; analisar a similaridade de espécies de aves entre as áreas amostradas.

METODOLOGIA

Área de estudo

O estudo foi realizado na ReBio de Sooretama, no trecho em que a Unidade de Conservação é cortada pela rodovia BR-101. Esta se localiza nos municípios de Sooretama, Linhares, Vila Valério e Jaguaré no norte do Estado do Espírito Santo, abrangendo cerca de 24.250 ha entre os paralelos 18° 53' e 19° 05' S e os meridianos 39° 55' e 40° 15' W. O clima da região é de tropical

úmido (Am), com precipitação pluviométrica média de 1.403 mm e uma estação seca de maio a setembro, podendo chegar a apenas 33 mm de chuva nos meses de julho e agosto. A média anual de temperatura é de 23,6° C, com mínima em julho (15,6° C) e máxima em fevereiro (27,4° C). Usando o índice de sazonalidade de Mohr, (resultado $Q = 33,3$), a região foi classificada no limite entre o úmido e o levemente sazonal (Paula & Soares, 2011). Segundo o IBGE (2014), o norte do Espírito Santo ocorre sobre o clima ombrófilo, sendo a cobertura vegetal da região classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, sendo conhecida popularmente como *Floresta de Tabuleiro*. O termo “*tabuleiro*” refere-se à topografia, já que se trata de uma faixa plana ou suavemente ondulada, com altitudes máximas de 200 m acima do nível do mar (Paula & Soares, 2011).

A rodovia BR-101 corta a ReBio Sooretama em aproximadamente 5,3 km (Figura 1). Essa rodovia também é conhecida como BR Litorânea ou Longitudinal devido ao fato de cortar todo o litoral brasileiro, desde o extremo sul da região sul até o extremo norte da região nordeste.

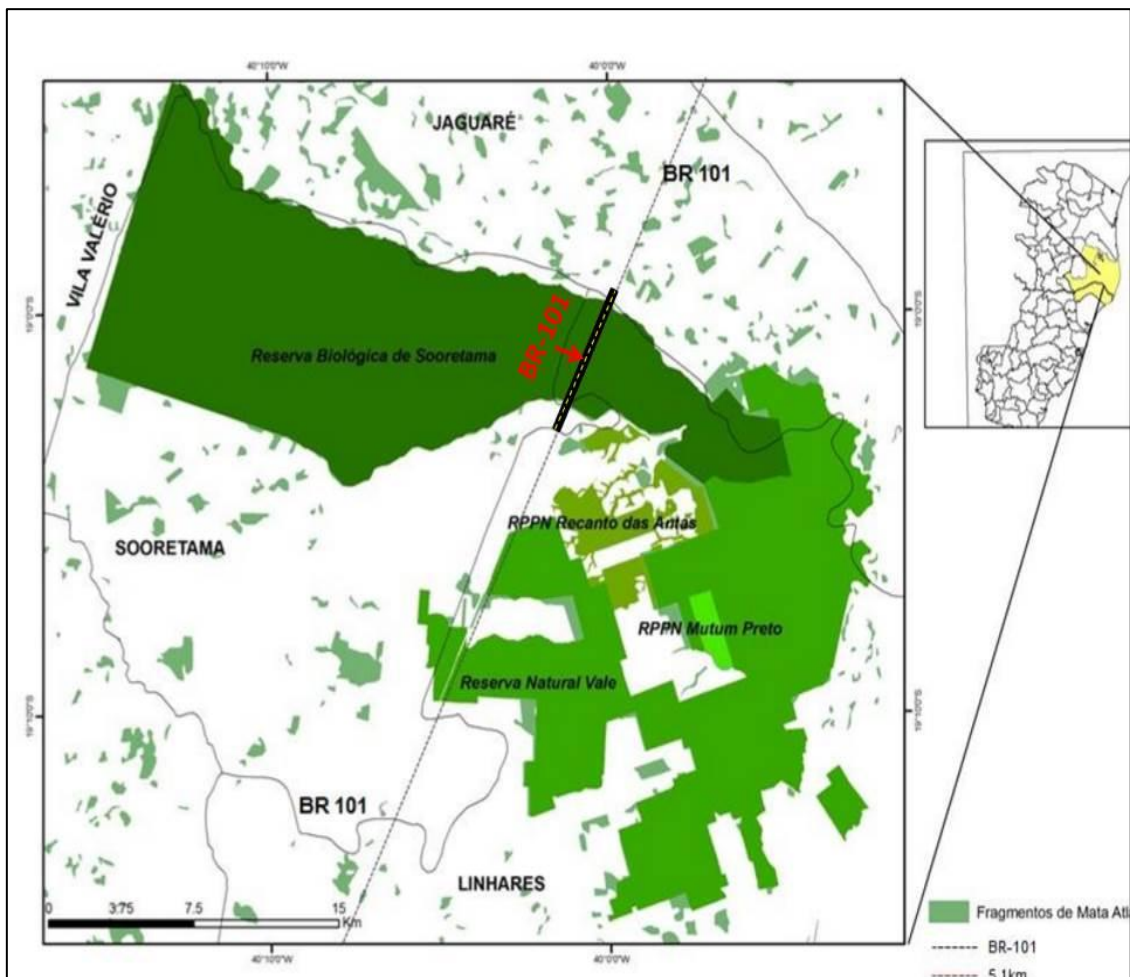


Figura 1: Mapa da área de estudo mostrando a ReBio Sooretama e limites dos municípios, as Unidades de Conservação e a rodovia BR-101. Fonte: <http://www.icmbio.gov.br/rebiosooretama>.

Amostragem

Foram construídas oito transectos equidistantes em 1 km e perpendiculares à rodovia, cada uma com 800 m de comprimento, contendo pontos marcados a cada 200 m, totalizando cinco pontos de amostragem em cada linha (Figura 2). Outras oito transectos controle foram feitas em bordas fora do ambiente associado à rodovia, sendo associadas a pastagens. Também foram feitos oito pontos no interior da floresta da UC, sendo esses sem nenhum tipo de interferência e sem efeitos de borda (Figura 2). Assim totalizamos quarenta pontos sem associação de uma rodovia (controles) e quarenta pontos para medição dos impactos da rodovia e oito pontos para comparação de ambos. Nestes pontos utilizou-se a metodologia de censo por ponto, com gravações de 10 minutos em cada ponto e também os registros visuais e auditivos, totalizando 880 minutos de gravação a cada campanha de campo e 5.280 minutos de gravação durante todo o trabalho. O tempo de 10 minutos de gravação em cada ponto é o suficiente para realizar um trabalho de censo por ponto com resultados satisfatórios (Hutto et al., 1986; 1995; Keller & Fuller, 1995). Gravações de diferentes pontos com a mesma distância da rodovia foram denominadas réplicas e comparadas com diferentes distâncias da rodovia. Todas as gravações coletadas foram ouvidas e analisadas em um laboratório de bioacústica. O mesmo tipo de análise foi feito para os controles. As atividades de campo foram realizadas nos meses de março a maio e de setembro a novembro de 2014, Sendo um total de seis campanhas, com oito dias de duração em cada mês. Todas as amostragens tiveram início às 5h30min da manhã e término quando a atividade das aves decrescia (12h00min). Durante as amostragens seguiu-se um padrão para o início de cada uma de forma que todos os transectos tiveram amostragens em horários iguais, assim não coletando dados tendenciados. As gravações foram realizadas com gravador (MARANTZ, PMD – 620) e microfone direcional (YOGA- T95). Câmera fotográfica e binóculos (8X42) foram utilizados para registros visuais nos pontos de escuta.

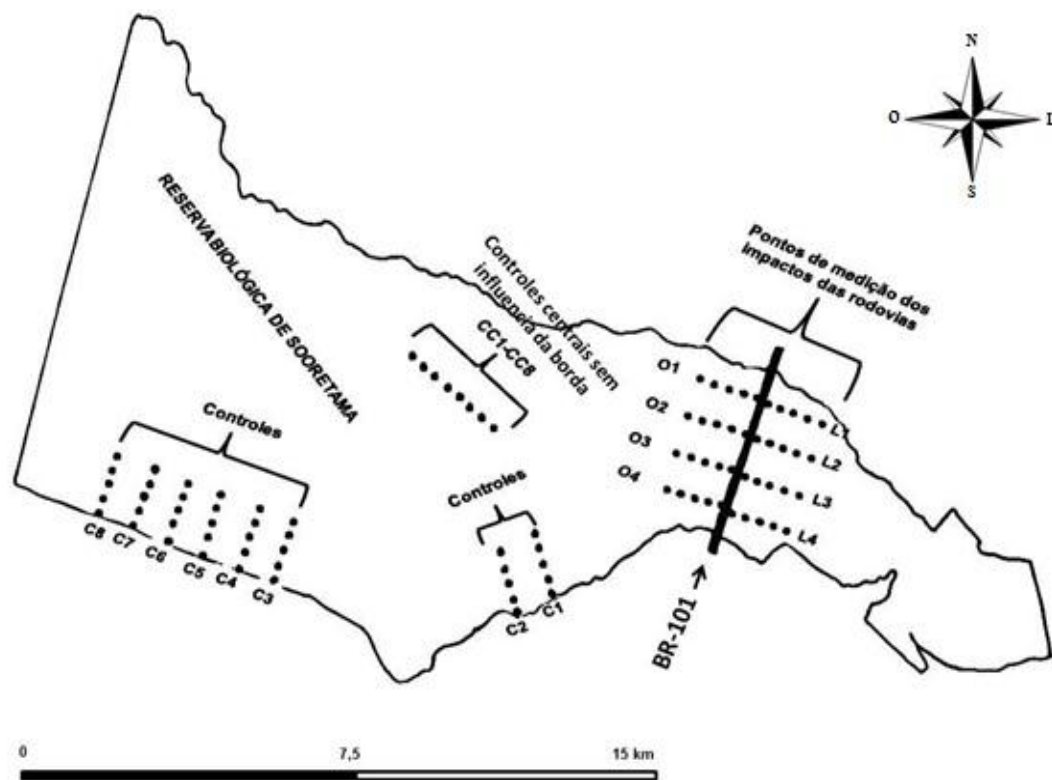


Figura 2: Contorno da ReBio Sooretama com o esquema de transectos e pontos das áreas controles e área de atuação da rodovia (C: controles; CC: controles centrais; L: lado leste da rodovia; O: lado oeste da rodovia).

Análise estatística

Para analisar os dados, os 88 pontos amostrados foram desmembrados em secções, cada secção correspondia aos pontos de uma distância equivalente de cada ambiente amostrado, por exemplo: todos os pontos a 10 m da rodovia formavam uma secção todos os pontos a 200 m da rodovia formavam outra secção e assim consecutivamente para as áreas amostradas. tendo um total de onze secções de oito pontos, sendo estas secções com as distâncias equivalentes em relação à borda. O Índice Pontual de Abundância (IPA) (Vielliard et al., 2010) de cada espécie de ave foi calculado para cada secção em relação a distância da borda, onde: $IPA = N_{ci}/N_{ta}$, sendo:

IPA: o Índice Pontual de Abundância.

N_{ci} : Número de contatos da espécie;

Nta : Número de amostras ou esforço amostral.

O IPA total foi classificado conforme a valor da equação ($IPAt \times 10^3$), assim, os valores obtidos na equação quando maiores ou iguais a 10 foram considerados como os IPAs mais expressivos, pois espécies com valores dos IPAs dentro deste padrão possuem probabilidades acima de 50% de serem detectadas em cada amostragem realizada (No prelo Novaes et al., 2015). O valor 10^3 foi adotado devido ao esforço amostral possuir três casas decimais, valor mencionado na amostragem como sendo 5.280.

IPAt: Índice Pontual de Abundância total.

Com os valores dos IPAs das espécies foi possível realizar uma análise de diversidade das espécies para cada distância em relação à borda. Para esta análise foi adotado o índice de diversidade de Shannon-Winner (H') ($H' = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$) (Spellerberg & Fedor, 2003). Com os índices de diversidade já explícitos, foi feito uma ANOVA comparando os pontos da área interceptada pela rodovia com os pontos controles e os pontos centrais sem influência da borda. A ANOVA também foi utilizada para comparar a riqueza de espécies nas diferentes distâncias em relação à borda. Em ambas as análises foi realizado o teste post-hoc de Tukey.

Muitos pontos entre as distâncias podem ser similares quantitativamente, no entanto, podem ser distintos qualitativamente. Desta forma, foi empregada uma análise de *Cluster* para agrupar e separar pontos que são similares quantitativamente, mas distintos qualitativamente. Todos os testes foram realizados de acordo com Zar (2010) considerando o nível de significância de 0,05. Para a realização dos testes foram utilizados os softwares estáticos Systat, Biostat, Biodiversity pro e Software R.

RESULTADOS

Foram registradas em todo trabalho 159 espécies de aves. No entanto, apenas 149 espécies de aves nos 88 pontos amostrados, distribuídas em 18 ordens e 44 famílias. Nos pontos do ambiente associado à rodovia foram

registradas 114 espécies, nos controles 134 espécies e nos pontos centrais no interior da floresta 86 espécies.

Com uma análise de variância foi possível constatar uma diferença significativa entre diversidade de aves nas secções que compõe os pontos da borda da área com rodovia (10 m da rodovia) e os controles centrais ($F= 4,5$; $gl= 2$ $p= 0,02$) (Figura 3). A diferença na riqueza de espécies entre essas duas áreas também foi significativa ($F= 3,7$; $gl= 2$; $p=0,03$;) (Figuras 4, 5). Não houve diferença entre a riqueza e diversidade de espécies de aves entre os outros pontos amostrados no trabalho (Anexo I: Resultados do teste de Tukey comparando todos os pontos amostrados no trabalho). A diferença significativa foi apenas entre os pontos na borda do ambiente viário e os pontos centrais sem influência de borda.

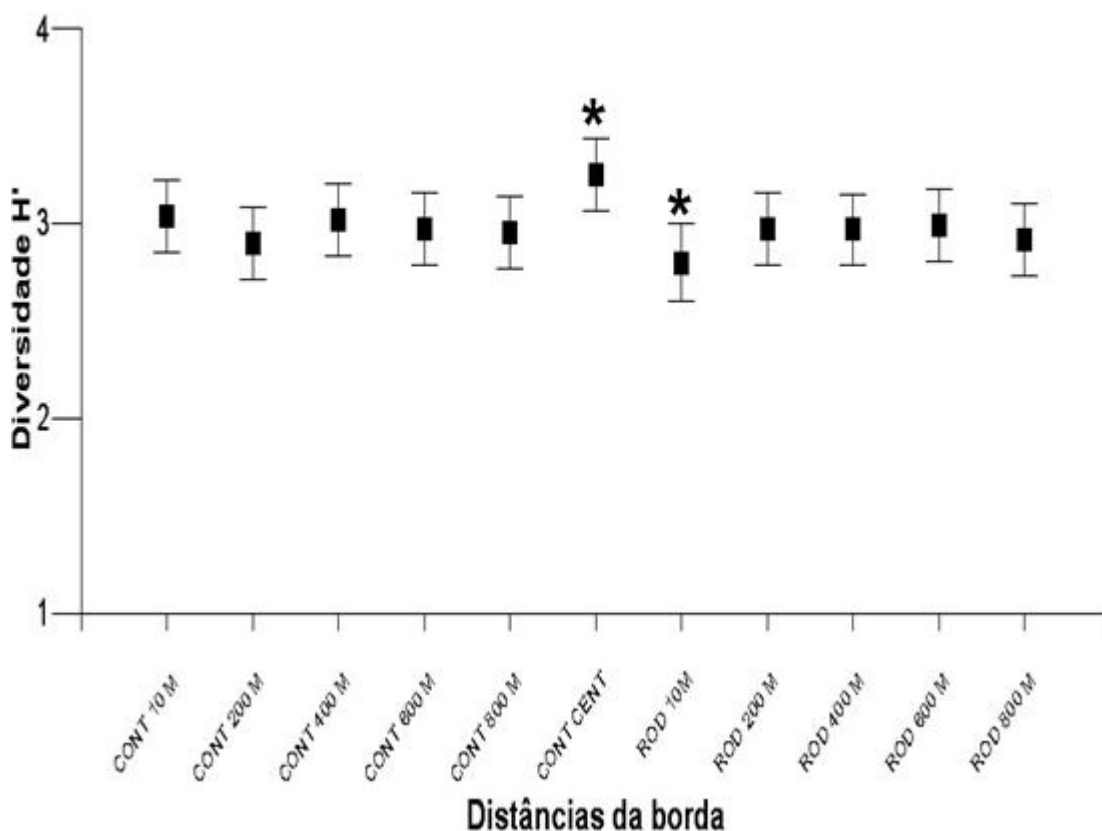


Figura 3: Índice de diversidade de Shannon-Winner (H') com médias e desvios padrões estimados para avifauna em áreas de influência da rodovia BR-101 (ROD), áreas não associadas à rodovia (CONT) e interior da floresta (CONT CENT) na Reserva Biológica de Sooretama, Espírito Santo. (*) pontos onde estão a diferença da análise.

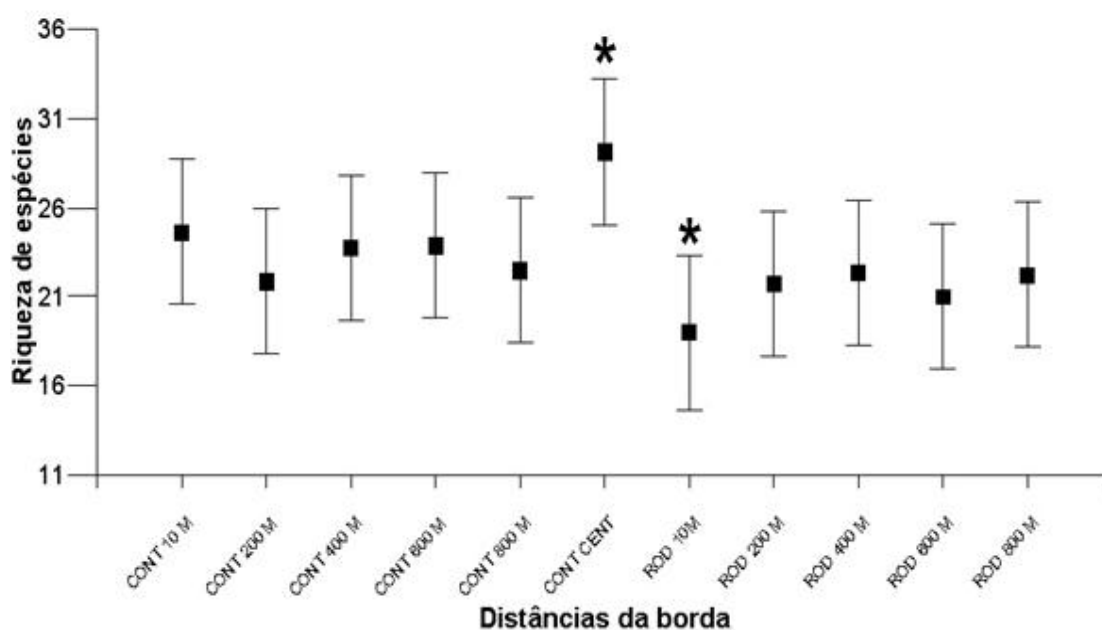


Figura 4: Riqueza de espécies de aves com médias e desvios padrões em áreas de influência da rodovia BR-101 (ROD), áreas não associadas à rodovia (CONT) e interior da floresta (CONT CENT) na Reserva Biológica de Sooretama, Espírito Santo. (*) pontos onde estão a diferença da análise.

Índice Pontual de Abundância (IPA) das espécies

Das 149 espécies registradas nos pontos de escuta, 15 tiveram o IPA total mais expressivo em relação às demais espécies registradas no trabalho (IPA de 0,0104 a 0,0573). A espécie *Myrmotherula axillaris* (Thamnophilidae) teve o IPA mais expressivo dentre todas as espécies registradas no trabalho, outras duas espécies da mesma família (*Thamnophilus ambiguus* e *Drymophila squamata*) também estão entre as espécies com maior IPA registradas no trabalho (tabela 1). Algumas das espécies dentro dos parâmetros do IPA expressivo no trabalho são ameaçadas de extinção para o Estado do Espírito Santo, como *Formicarius colma*, considerada vulnerável (VU), e *Pyhrrura leucotis*, em perigo (EP) (Simon, 2009).

Da mesma forma, destacam-se 21 espécies que tiveram o IPA muito baixo de forma geral em relação às demais espécies (IPA= 0,0001). Algumas das espécies com baixos IPAs são raras e algumas ameaçadas de extinção,

como *Harpia harpyja*, *Spizaetus tyrannus*, *Neomorphus geoffroyii*, *Tangara cyanoptera*, *Xiphorhynchus gutatus*. Porém, algumas espécies apresentaram IPA baixo não pelo seu *status* de conservação, mas devido ao fato de serem incomuns em ambientes florestais. Desta forma, algumas espécies com IPAs mais expressivos podem ser mais ameaçadas e raras do que determinadas espécies com IPAs baixos.

Tabela 1 – Valores dos IPAs de cada espécie nas três áreas amostradas, tendo o IPA total de forma decrescente de cada espécie registrada nos 88 pontos amostrados no trabalho. ROD: rodovia; CONT: controles; CONT CENT: controles centrais.

| ESPÉCIES | | | | IPA TOTAL |
|----------------------------------|--------|--------|------------|-----------|
| | ROD | CONT | CONT CENT. | x 1000 |
| <i>Myrmotherula axillaris</i> | 0,0259 | 0,0278 | 0,0035 | 0,0572 |
| <i>Amazona amazonica</i> | 0,0221 | 0,0231 | 0,0020 | 0,0473 |
| <i>Thamnophilus ambiguus</i> | 0,0142 | 0,0251 | 0,0056 | 0,0450 |
| <i>Pyhrrura leucotis</i> | 0,0170 | 0,0136 | 0,0039 | 0,0346 |
| <i>Campylorhynchus turdinus</i> | 0,0136 | 0,0113 | 0,0005 | 0,0255 |
| <i>Formicarius colma</i> | 0,0121 | 0,0077 | 0,0030 | 0,0229 |
| <i>Habia rubrica</i> | 0,0100 | 0,0077 | 0,0039 | 0,0217 |
| <i>Sirystes sibilator</i> | 0,0081 | 0,0081 | 0,0043 | 0,0206 |
| <i>Drymophila squamata</i> | 0,0075 | 0,0121 | 0,0001 | 0,0198 |
| <i>Caryothraustes canadensis</i> | 0,0068 | 0,0079 | 0,0043 | 0,0191 |
| <i>Phaethornis idaleae</i> | 0,0064 | 0,0090 | 0,0034 | 0,0189 |
| <i>Trogon viridis</i> | 0,0077 | 0,0077 | 0,0005 | 0,0160 |
| <i>Cacicus haemorrhous</i> | 0,0085 | 0,0051 | 0,0013 | 0,0149 |
| <i>Rhytipterna simplex</i> | 0,0035 | 0,0053 | 0,0032 | 0,0121 |
| <i>Tangara seledon</i> | 0,0043 | 0,0053 | 0,0007 | 0,0104 |
| <i>Tangara cyanoventris</i> | 0,0035 | 0,0054 | 0,0005 | 0,0096 |
| <i>Eupsittula aurea</i> | 0,0037 | 0,0032 | 0,0013 | 0,0083 |
| <i>Tinamus solitarius</i> | 0,0041 | 0,0028 | 0,0013 | 0,0083 |
| <i>Tangara sayaca</i> | 0,0037 | 0,0034 | 0,0007 | 0,0079 |
| <i>Melanerpes flavifrons</i> | 0,0024 | 0,0035 | 0,0017 | 0,0077 |

| | | | | |
|---------------------------------|--------|--------|--------|--------|
| <i>Tangara mexicana</i> | 0,0045 | 0,0022 | 0,0009 | 0,0077 |
| <i>Crypturellus sowi</i> | 0,0032 | 0,0034 | 0,0003 | 0,0070 |
| <i>Myiobius barbatus</i> | 0,0022 | 0,0034 | 0,0009 | 0,0066 |
| <i>Ilicura militaris</i> | 0,0022 | 0,0030 | 0,0009 | 0,0062 |
| <i>Terenura maculata</i> | 0,0009 | 0,0037 | 0,0015 | 0,0062 |
| <i>Dixiphia pipra</i> | 0,0032 | 0,0017 | 0,0011 | 0,0060 |
| <i>Pteroglossus aracari</i> | 0,0028 | 0,0015 | 0,0013 | 0,0056 |
| <i>Dendrocinclla turdina</i> | 0,0032 | 0,0009 | 0,0007 | 0,0049 |
| <i>Dacnis cayana</i> | 0,0020 | 0,0020 | 0,0003 | 0,0045 |
| <i>Veniliornis maculifrons</i> | 0,0032 | 0,0013 | - | 0,0045 |
| <i>Euphonia violacea</i> | 0,0022 | 0,0020 | - | 0,0043 |
| <i>Pitangus sulphuratus</i> | 0,0013 | 0,0028 | 0,0001 | 0,0043 |
| <i>Xyphorhynchus fuscus</i> | 0,0017 | 0,0015 | 0,0011 | 0,0043 |
| <i>Attila spadiceus</i> | 0,0015 | 0,0017 | 0,0009 | 0,0041 |
| <i>Manacus manacus</i> | 0,0017 | 0,0011 | 0,0013 | 0,0041 |
| <i>Tangara cyanocephala</i> | 0,0022 | 0,0015 | 0,0003 | 0,0041 |
| <i>Basileuterus culicivorus</i> | 0,0024 | 0,0013 | 0,0001 | 0,0039 |
| <i>Chiroxiphia pareola</i> | 0,0018 | 0,0017 | 0,0001 | 0,0037 |
| <i>Primolius maracana</i> | 0,0018 | 0,0009 | 0,0005 | 0,0034 |
| <i>Campitostoma obsoletum</i> | 0,0015 | 0,0017 | - | 0,0032 |
| <i>Trogon surrucura</i> | 0,0007 | 0,0011 | 0,0013 | 0,0032 |
| <i>Leptotila rufaxilla</i> | 0,0005 | 0,0024 | - | 0,0030 |
| <i>Amazona rhodochorytha</i> | 0,0009 | 0,0011 | 0,0007 | 0,0028 |
| <i>Celeus torquatus</i> | 0,0005 | 0,0017 | 0,0001 | 0,0024 |
| <i>Hemitriccus diops</i> | 0,0013 | 0,0003 | 0,0007 | 0,0024 |
| <i>Lanio pileatus</i> | 0,0007 | 0,0015 | 0,0001 | 0,0024 |
| <i>Philydor rufum</i> | 0,0009 | 0,0009 | 0,0005 | 0,0024 |
| <i>Ramphastos vitelinus</i> | 0,0009 | 0,0007 | 0,0007 | 0,0024 |
| <i>Tersina viridis</i> | 0,0017 | 0,0005 | 0,0001 | 0,0024 |
| <i>Campephilus robustus</i> | 0,0009 | 0,0007 | 0,0005 | 0,0022 |
| <i>Cychlarhis gujanensis</i> | 0,0001 | 0,0018 | 0,0001 | 0,0022 |
| <i>Euphonia pectoralis</i> | 0,0001 | 0,0015 | 0,0005 | 0,0022 |
| <i>Pipra rubrocapila</i> | 0,0013 | 0,0009 | - | 0,0022 |
| <i>Lanio cristatus</i> | 0,0007 | 0,0013 | - | 0,0020 |
| <i>Elaenia flavogaster</i> | 0,0003 | 0,0015 | - | 0,0018 |
| <i>Piaya cayana</i> | 0,0007 | 0,0011 | - | 0,0018 |

| | | | | |
|----------------------------------|--------|--------|--------|--------|
| <i>Thalurania glaucopsis</i> | 0,0003 | 0,0005 | 0,0009 | 0,0018 |
| <i>Tyrannus melancholicus</i> | 0,0003 | 0,0011 | 0,0003 | 0,0018 |
| <i>Amadonastur lacernulatus</i> | 0,0007 | 0,0001 | 0,0007 | 0,0017 |
| <i>Myrmoderus ruficaudus</i> | 0,0007 | 0,0005 | 0,0003 | 0,0017 |
| <i>Phaethornis eurynome</i> | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0017 |
| <i>Phaethornis pretrei</i> | 0,0009 | 0,0007 | ,- | 0,0017 |
| <i>Piculus flavigula</i> | - | 0,0003 | 0,0013 | 0,0017 |
| <i>Picumnus cirratus</i> | 0,0005 | 0,0007 | 0,0003 | 0,0017 |
| <i>Piculus aurulentus</i> | - | 0,0005 | 0,0009 | 0,0015 |
| <i>Sittasomus griseicapillus</i> | 0,0007 | 0,0007 | - | 0,0015 |
| <i>Sporophila frontalis</i> | 0,0001 | 0,0009 | 0,0003 | 0,0015 |
| <i>Tolmomyias sulphurescens</i> | 0,0011 | 0,0001 | 0,0001 | 0,0015 |
| <i>Xyphocolaptes albicollis</i> | 0,0003 | 0,0009 | 0,0001 | 0,0015 |
| <i>Hemithraupis ruficapilla</i> | 0,0003 | 0,0005 | 0,0003 | 0,0013 |
| <i>Ictinia plumbea</i> | 0,0009 | 0,0003 | - | 0,0013 |
| <i>Phyllomyias fasciatus</i> | - | 0,0009 | 0,0003 | 0,0013 |
| <i>Platyrinchus mystaceus</i> | - | 0,0005 | 0,0007 | 0,0013 |
| <i>Thamnophilus palliatus</i> | 0,0005 | - | 0,0007 | 0,0013 |
| <i>Chelidoptera tenebrosa</i> | 0,0011 | 0,0001 | - | 0,0013 |
| <i>Columbina squamata</i> | - | 0,0011 | - | 0,0011 |
| <i>Galbula ruficauda</i> | 0,0001 | 0,0009 | - | 0,0011 |
| <i>Hidropsalis albicollis</i> | - | 0,0011 | - | 0,0011 |
| <i>Micrastur ruficollis</i> | - | 0,0003 | 0,0007 | 0,0011 |
| <i>Setophaga pitaiayumi</i> | 0,0007 | 0,0001 | 0,0001 | 0,0011 |
| <i>Synalaxis spixi</i> | 0,0005 | 0,0005 | - | 0,0011 |
| <i>Anthus lutescens</i> | - | 0,0009 | - | 0,0009 |
| <i>Carpornis melanocephala</i> | 0,0003 | 0,0005 | - | 0,0009 |
| <i>Crypturellus viergatus</i> | 0,0001 | 0,0001 | 0,0005 | 0,0009 |
| <i>Herpetotheres cachinans</i> | 0,0003 | 0,0005 | - | 0,0009 |
| <i>Myiodinastes maculatus</i> | 0,0003 | 0,0001 | 0,0003 | 0,0009 |
| <i>Myiornis auricularis</i> | 0,0001 | 0,0003 | 0,0003 | 0,0009 |
| <i>Pyriglena leucoptera</i> | 0,0005 | 0,0003 | - | 0,0009 |
| <i>Todirostrum cinereum</i> | 0,0005 | - | 0,0003 | 0,0009 |
| <i>Gnorimopsar chopi</i> | - | 0,0007 | - | 0,0007 |
| <i>Megarynchus pitangua</i> | 0,0003 | 0,0003 | - | 0,0007 |
| <i>Ortalis gutata</i> | - | 0,0003 | 0,0003 | 0,0007 |

| | | | | |
|---------------------------------|--------|--------|--------|--------|
| <i>Procnias nudicollis</i> | 0,0005 | 0,0001 | - | 0,0007 |
| <i>Tachiphonus coronatus</i> | 0,0001 | 0,0003 | 0,0001 | 0,0007 |
| <i>Trogon rufus</i> | 0,0001 | 0,0001 | 0,0003 | 0,0007 |
| <i>Volantinia jacarina</i> | - | 0,0007 | - | 0,0007 |
| <i>Xenops rutilans</i> | 0,0001 | 0,0003 | 0,0001 | 0,0007 |
| <i>Zonotrichia capensis</i> | 0,0001 | 0,0003 | 0,0001 | 0,0007 |
| <i>Amazilia versicolor</i> | 0,0001 | 0,0003 | - | 0,0005 |
| <i>Celeus flavescens</i> | 0,0001 | 0,0003 | - | 0,0005 |
| <i>Colonia colonus</i> | 0,0001 | 0,0003 | - | 0,0005 |
| <i>Dysithamnus stictothorax</i> | 0,0003 | 0,0001 | - | 0,0005 |
| <i>Dryocopus lineatus</i> | 0,0003 | 0,0001 | - | 0,0005 |
| <i>Euphonia chlorotica</i> | 0,0001 | 0,0003 | - | 0,0005 |
| <i>Hirundinea ferruginea</i> | - | 0,0003 | 0,0001 | 0,0005 |
| <i>Leptogon amaurocephalus</i> | 0,0003 | 0,0001 | - | 0,0005 |
| <i>Pachyramphus castaneus</i> | - | 0,0001 | 0,0003 | 0,0005 |
| <i>Pulsatrix koeniswaldiana</i> | 0,0003 | 0,0001 | - | 0,0005 |
| <i>Saltator fuliginosus</i> | 0,0001 | - | 0,0003 | 0,0005 |
| <i>Sicalis flaveola</i> | - | 0,0005 | - | 0,0005 |
| <i>Tityra cayana</i> | 0,0001 | 0,0001 | 0,0001 | 0,0005 |
| <i>Lanio melanops</i> | 0,0001 | - | 0,0003 | 0,0005 |
| <i>Turdus amaurochalinus</i> | 0,0003 | 0,0001 | - | 0,0005 |
| <i>Crax blumembachii</i> | 0,0001 | 0,0001 | 0,0001 | 0,0005 |
| <i>Amazilia sp</i> | - | 0,0005 | - | 0,0005 |
| <i>Buteo brachyurus</i> | - | 0,0003 | - | 0,0003 |
| <i>Colaptes campestris</i> | - | 0,0003 | - | 0,0003 |
| <i>Conopophaga lineata</i> | 0,0003 | - | - | 0,0003 |
| <i>Dysithamnus mentalis</i> | 0,0007 | 0,0003 | 0,0003 | 0,0003 |
| <i>Furnarius rufus</i> | 0,0001 | 0,0001 | - | 0,0003 |
| <i>Glaucis hirsutus</i> | - | 0,0003 | - | 0,0003 |
| <i>Pyhrrura frontalis</i> | - | - | 0,0003 | 0,0003 |
| <i>Saltator similis</i> | 0,0001 | 0,0001 | - | 0,0037 |
| <i>Tangara peruviana</i> | 0,0003 | - | - | 0,0003 |
| <i>Columbina talpacoti</i> | 0,0001 | - | 0,0001 | 0,0003 |
| <i>Geotrygon violacea</i> | - | 0,0003 | - | 0,0003 |
| <i>Lipaigus vociferans</i> | 0,0001 | - | 0,0001 | 0,0003 |
| <i>Emberezoides herbicola</i> | 0,0003 | - | - | 0,0003 |

| | | | | |
|----------------------------------|--------|--------|--------|--------|
| <i>Conopophaga melanops</i> | - | 0,0003 | - | 0,0001 |
| <i>Aphantochroa cirrochloris</i> | - | 0,0001 | - | 0,0001 |
| <i>Caracara plancus</i> | - | 0,0001 | - | 00001 |
| <i>Strix virgata</i> | - | 0,0001 | - | 0,0001 |
| <i>Crotophaga ani</i> | - | 0,0001 | - | 0,0001 |
| <i>Harpia harpyja</i> | - | 0,0001 | - | 0,0001 |
| <i>Hemitriccus nudipendulus</i> | - | 0,0001 | - | 0,0001 |
| <i>Myiarchus swainsonii</i> | - | 0,0001 | - | 0,0001 |
| <i>Nemosia pileata</i> | - | 0,0001 | - | 0,0001 |
| <i>Pachyramphus viridis</i> | - | 0,0001 | - | 0,0001 |
| <i>Philydor atricapillus</i> | - | 0,0001 | - | 0,0001 |
| <i>Spizaetus tyrannus</i> | 0,0001 | - | - | 0,0001 |
| <i>Tangara cayana</i> | 0,0001 | - | - | 0,0001 |
| <i>Tangara cyanoptera</i> | 0,0001 | - | - | 0,0001 |
| <i>Toit surdus</i> | 0,0001 | - | - | 0,0001 |
| <i>Troglodites musculus</i> | - | 0,0001 | - | 0,0001 |
| <i>Turdus rufiventris</i> | - | 0,0001 | - | 0,0001 |
| <i>Hylocharis cyanus</i> | - | - | 0,0001 | 0,0001 |
| <i>Icterus jamaicaii</i> | - | 0,0001 | - | 0,0001 |
| <i>Xyphorhynchus gutatus</i> | - | - | 0,0001 | 0,0001 |
| <i>Neomorphus geoffroyii</i> | 0,0001 | - | - | 0,0001 |

Apesar da diferença significativa entre os pontos da borda da rodovia e os pontos centrais, quando agrupados em uma análise de similaridade em todos os pontos amostrados, observa-se uma grande diferença dos pontos centrais; esta diferença separa os pontos centrais dos demais pontos do trabalho na análise de agrupamentos, assim como a mesma análise agrupa as bordas dos dois ambientes separadamente dos pontos a partir de 200 m (Figura 5, Tabela 2), assim, dividindo os pontos do trabalho amostrado em três grandes grupos, sendo o primeiro agrupamento as bordas, o segundo agrupamento os pontos a partir de 200 m e o terceiro os pontos do controle central. Todas as distâncias a partir de 200 m da borda da rodovia e dos controles são mais similares entre si. No entanto, alguns pontos de distâncias diferentes da borda de ambas as áreas são mais similares do que pontos de mesma distância. Observa-se assim, um considerável efeito de borda na área

estudada. A divisão dos pontos amostrados nos quatro grupos demonstra que a composição da comunidade de aves foi distinta nestes quatro agrupamentos, separando as bordas dos demais pontos amostrados, assim como os controles centrais. Esta divisão entre as bordas os pontos intermediários e os pontos centrais, demonstra que existem três ambientes distintos, assim a riqueza e diversidade de aves podem ser diferentes entre estes. Esta análise também separa a borda da rodovia (10 m Rod.) da borda controle (10 m Cont.), mostrando que o efeito de borda associado à rodovia é distinto do efeito de borda associado à pastagem (Figura 5, Tabela 2). A análise de similaridade foi refeita desconsiderando as espécies onipresentes e espécies presentes apenas em um ponto da área estudada (Figura 6, Tabela 3).

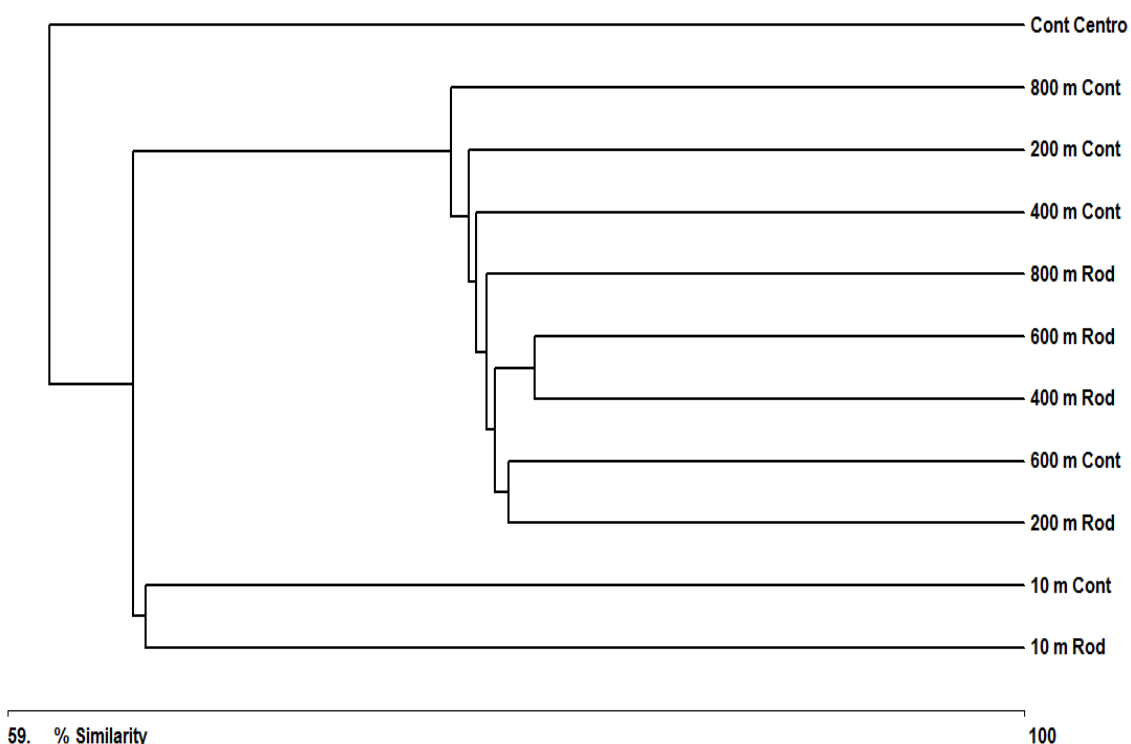
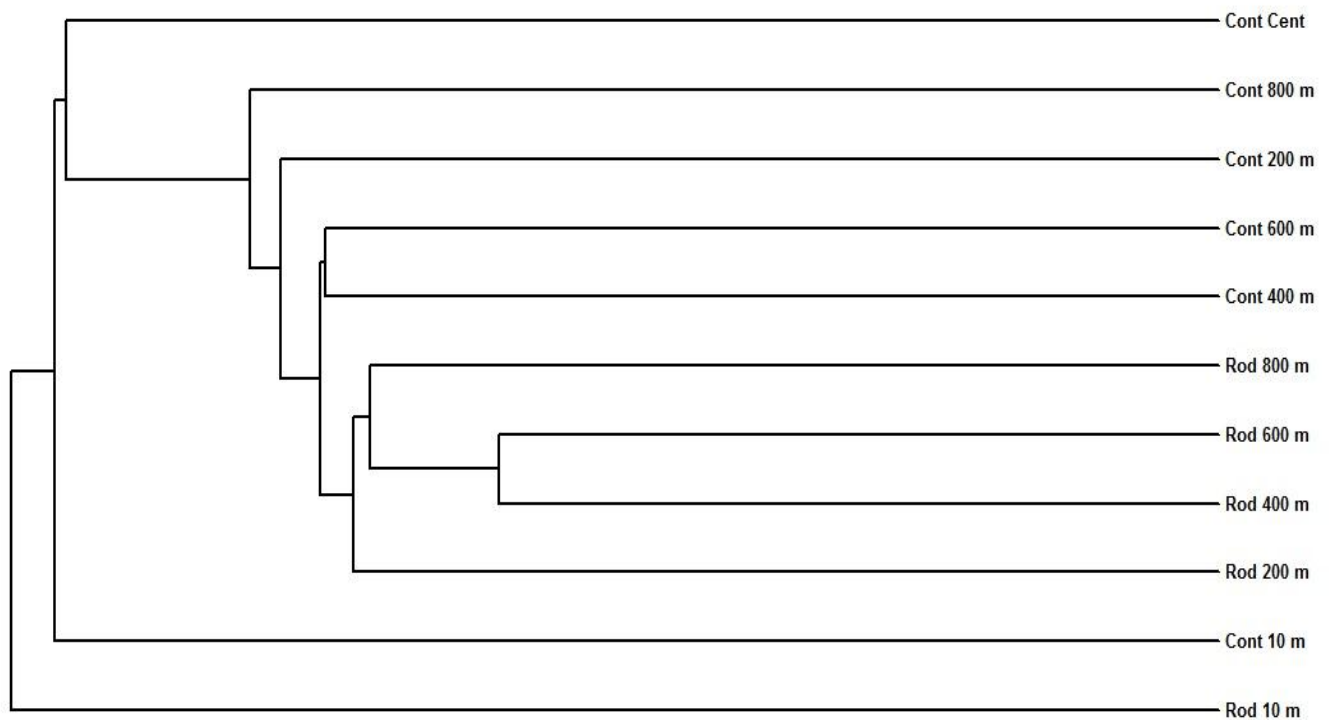


Figura 5: Análise de agrupamento (distância Euclidiana) dos pontos amostrados no trabalho, nesta análise observa-se a divisão de três grandes grupos, onde são agrupadas as bordas dos dois ambientes (10 m Rod e 10 m Cont.), os pontos a partir de 200 m das duas áreas e em um grupo totalmente distinto os pontos no centro da floresta (Cont. Cent.).

Tabela 2 – Matriz de similaridade entre os pontos amostrados na rodovia pontos sem atuação da rodovia e pontos no interior da floresta. Tendo em

negrito os pontos com maior similaridade e em negrito e sublinhado os pontos com menor similaridade (< 50%).

| | 10 m Rod | 10 m Cont | 200 m Rod | 200 m Cont | 400 m Rod | 400 m Cont | 600 m Rod | 600 m Cont | 800 m Rod | 800 m Cont | Cont Centro |
|-------------|----------|-------------|-----------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------------|
| 10 m Rod | * | 64,5 | 64,1 | 62 | 59,6 | 62,3 | 64,1 | 60,6 | 60,9 | 60,3 | <u>45,4</u> |
| 10 m Cont | * | * | 63,8 | 63,5 | 60 | 64 | 62,6 | 61,2 | 57,8 | 60 | <u>48</u> |
| 200 m Rod | * | * | * | 68,5 | 78,6 | 74,7 | 77,5 | 79,2 | 78 | 76 | 60,7 |
| 200 m Cont | * | * | * | * | 69,7 | 77,6 | 68,9 | 76,1 | 66,7 | 72,2 | 50,7 |
| 400 m Rod | * | * | * | * | * | 72,3 | 80,2 | 77,5 | 76 | 74,6 | 58,2 |
| 400 m Cont | * | * | * | * | * | * | 72,4 | 78 | 72 | 74,7 | 58,4 |
| 600 m Rod | * | * | * | * | * | * | * | 72,9 | 78,3 | 72 | 54,7 |
| 600 m Cont | * | * | * | * | * | * | * | * | 73,4 | 76,8 | 60,1 |
| 800 m Rod | * | * | * | * | * | * | * | * | * | 73 | 55,1 |
| 800 m Cont | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | 58,2 |
| Cont Centro | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * |



40. % Similarity

100

Figura 6: Análise de similaridade sem espécies onipresentes e espécies registradas apenas em um só ponto no trabalho.

Tabela 3 – Matriz de similaridade sem espécies onipresentes e espécies registradas apenas em um ponto. Rod: rodovia; Cont: controle; Cont Cent: controles centrais.

| | Rod 10 m | Cont 10 m | Rod 200 m | Cont 200 m | Rod 400 m | Cont 400 m | Rod 600 m | Cont 600 m | Rod 800 m | Cont 800 m | Cont Cent |
|------------|-------------|--------------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|
| Rod 10 m | * | <u>40</u> | <u>36,7</u> | <u>34,3</u> | <u>37,6</u> | <u>33,1</u> | <u>41,6</u> | <u>33,8</u> | <u>31,41</u> | <u>37,2</u> | <u>25,7</u> |
| Cont 10 m | * | * | 41,7 | 36,3 | 40,2 | 41,1 | 43,75 | 41,7 | 33,6 | 35,2 | <u>38</u> |
| Rod 200 m | * | * | * | <u>36</u> | <u>58,2</u> | 47,7 | 53,3 | <u>56,5</u> | <u>56</u> | 49,6 | <u>43,1</u> |
| Cont 200 m | * | * | * | * | 49,1 | 48,3 | 44,1 | <u>54,6</u> | <u>41,1</u> | 43,3 | <u>34,3</u> |
| Rod 400m | * | * | * | * | * | 48,9 | 65,1 | <u>55,7</u> | 51,2 | <u>53,1</u> | <u>44,1</u> |
| Cont 400 m | * | * | * | * | * | * | 41,6 | <u>56,7</u> | 48 | 48,6 | <u>44,2</u> |
| Rod 600 m | * | * | * | * | * | * | * | <u>50</u> | <u>59</u> | 49,3 | <u>41,7</u> |
| Cont 600 m | * | * | * | * | * | * | * | * | 46,1 | 48,2 | <u>38,1</u> |
| Rod 800 m | * | * | * | * | * | * | * | * | * | 50 | <u>35,3</u> |
| Cont 800 m | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | <u>38,4</u> |
| Cont Cent | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * |

A análise de similaridade (Figura 5) apresenta a divisão dos pontos estudados em quatro grupos distintos, sendo os pontos a 10 m da rodovia em um grupo, borda dos controles (Cont 10 m), pontos a partir de 200 m do controle e da rodovia e controles centrais (Cont. Cent). A matriz de similaridade (Tabela 2) demonstra os percentuais de similaridade dentre os pontos estudados. Dentre os valores da matriz, observa-se que os pontos centrais foram dissimilares em relação a todos os outros pontos amostrados. Porém a diferença maior na similaridade está entre pontos centrais e os pontos próximos à borda da rodovia, tendo uma similaridade de 45,42%, assim tendo uma dissimilaridade de 54,57%, podendo assim afirmar que os pontos centrais do estudo são diferentes dos pontos próximos à borda da rodovia. Uma

diferença também foi observada entre os pontos próximos a borda influenciada por pastagem e os pontos centrais com apenas 48,09% de similaridade.

Outra análise de similaridade (Figura 6) foi feita desconsiderando as espécies onipresentes e as espécies registradas em um único ponto, e o resultado corrobora a análise de similaridade de todas as espécies (Figura 5), onde ocorre uma divisão dos pontos amostrados em quatro grupos. Assim, o efeito de borda provocado por rodovias é diferente do efeito de borda causado por pastagens. A matriz de similaridade (Tabela 3) mostra que os pontos da borda da rodovia (Rod 10 m) e os controles centrais (Cont Cent) são menos similares que os demais pontos amostrados. Dentre todos os pontos o controle central e a borda do ambiente associado à rodovia são os mais diferentes (Tabela 3), tendo uma similaridade de apenas 25,7%, assim tais pontos são diferentes em 74,3%.

As espécies consideradas onipresentes foram aquelas que foram registradas pelo menos duas vezes em todos os pontos amostrados no trabalho, em contrapartida as espécies exclusivas foram consideradas aquelas que foram registradas em menos de 30% dos pontos amostrados. Desta forma, as espécies onipresentes representaram um total de 29 espécies, sendo elas: *Myrmotherula axillaris*, *Amazona amazonica*, *Thamnophilus ambiguus*, *Pyhrrura leucotis*, *Campylorhynchus turdinus*, *Formicarius colma*, *Habia rubrica*, *Sirystes sibilator*, *Drymophila squamata*, *Caryothraustes canadenses*, *Phaethornis idaleae*, *Trogon viridis*, *Cacicus haemorrhous*, *Rhytipterna simplex*, *Tangara seledon*, *Tangara cyanoventris*, *Eupsittula aurea*, *Tinamus solitarius*, *Tangara sayaca*, *Melanerpes flavifrons*, *Tangara mexicana*, *Crypturellus sowi*, *Myiobius barbatus*, *Ilicura militaris*, *Terenura maculata*, *Dixiphia pipra*, *Pteroglossus aracari*, *Dendrocincla turdina*, *Dacnis cayana*. No entanto, quando comparado o número de espécies exclusivas este se sobressai em relação a quantidade de espécies onipresentes, sendo assim as espécies exclusivas representaram um total de 71 espécies sendo elas: *Hidropsalis albicollis*, *Micrastur ruficollis*, *Setophaga pitiayumi*, *Synalaxis spixi*, *Anthus lutescens*, *Carpornis melanocephala*, *Crypturellus viergatus*, *Herpetotheres cachinans*, *Myiodinastes maculatus*, *Myiornis auriculares*, *Pyriglena leucoptera*, *Todirostrum cinereum*, *Gnorimopsar chopi*, *Megarynchus pitangua*, *Ortalis*

gutata, *Procnias nudicollis*, *Tachiphonus coronatus*, *Trogon rufus*, *Volantinia jacarina*, *Xenops rutilans*, *Zonotrichia capensis*, *Amazilia versicolor*, *Celeus flavescens*, *Colonia colonus*, *Dysithamnus stictothorax*, *Dryocopus lineatus*, *Euphonia chlorotica*, *Hirundinea ferruginea*, *Leptogon amaurocephalus*, *Pachyramphus castaneus*, *Pulsatrix koeniswaldiana*, *Saltator fuliginosus*, *Sicalis flaveola*, *Tityra cayana*, *Lanio melanops*, *Turdus amaurochalinus*, *Crax blumembachii*, *Amazilia* sp, *Buteo brachyurus*, *Colaptes campestris*, *Conopophaga lineata*, *Dysithamnus mentalis*, *Furnarius rufus*, *Glaucis hirsutus*, *Pyhrrura frontalis*, *Saltator similis*, *Tangara peruviana*, *Columbina talpacoti*, *Geotrygon violacea*, *Lipaugus vociferans*, *Emberzoides herbícola*, *Conopophaga melanops*, *Aphantochroa cirrochloris*, *Caracara plancus*, *Strix virgata*, *Crotophaga ani*, *Harpia harpyja*, *Hemitriccus nudipendulus*, *Myiarchus swainsonii*, *Nemosia pileata*, *Pachyramphus viridis*, *Philydor atricapillus*, *Spizaetus tyrannus*, *Tangara cayana*, *Tangara cyanoptera*, *Toit surdus*, *Troglodites musculus*, *Turdus rufiventris*, *Hylocharis cyanus*, *Icterus jamacaii*, *Xyphorhynchus gutatus*, *Neomorphus geoffroyii*.

DISCUSSÃO

A diversidade, riqueza e composição de espécies de aves próximas da rodovia BR – 101 foram diferentes das observadas nas bordas controle e no centro da reserva de Sooretama. Tal diferença é provavelmente em questão da própria distância da borda dos pontos amostrados, pois as comunidades biológicas são distintas à medida que nos afastamos de um ambiente de borda, seja qualitativamente ou quantitativamente (Murcia 1995). Esta afirmação é corroborada quando se observa a análise de agrupamentos que distingue os pontos amostrados em três grandes grupos: pontos a 10 m da borda dos dois ambientes, pontos a partir de 200 m da borda e pontos sem nenhuma influência de borda. Estes dados reforçam a afirmação de Ribon et al. (2003) que relatam que o efeito de borda atua na riqueza e diversidade de aves a até 200 m da borda de um fragmento florestal.

A diferença explicitada na análise de cluster divide os pontos em quatro grandes grupos. Desta forma podemos observar um efeito de borda como um todo sobre as aves na área estudada. No entanto tal efeito de borda sendo

diferenciado entre as bordas do ambiente influenciado pelas pastagens e influenciado pela rodovia. Assim, a análise demonstra que existem quatro habitats diferentes na área estudada. Desta forma, a comunidade de aves tem sua estrutura e composição distinta nestes quatro ambientes evidenciados na similaridade: as comunidades das bordas (10 m) controles, bordas com rodovias, as comunidades intermediárias (a partir de 200 m), e as comunidades das áreas centrais (sem influência da borda). Então se espera que as comunidades de aves existentes na borda de um fragmento florestal sejam distintas em riqueza e diversidade quando comparadas com as comunidades mais interiores do mesmo fragmento e quanto mais nos distanciamos da borda de um fragmento as comunidades de aves tendem a ser mais distintas em riqueza e diversidade (Saunders et al., 1991; Murcia, 1995; Turton & Freiburger, 1997).

Apesar da similaridade entre as bordas dos dois ambientes (ambiente viário e ambiente sem rodovia) colocarem estes pontos em um só grupo, a borda da rodovia é distinta dos demais ambientes, incluindo a borda associada a pastagem (Figura 6). As espécies das comunidades de aves nas proximidades da rodovia estão sujeitas a constantes atropelamentos, isso devido ao intenso tráfego automotivo no local. Um dos principais agravantes da rodovia que intercepta a ReBio Sooretama sobre a diversidade e riqueza de espécies são os atropelamentos dos animais que se arriscam nas travessias (Barreto & Banhos, 2014). Assim a diferença entre os pontos das duas bordas está ligada diretamente ao fator antrópico que sobrepuja cada uma destas. A borda de influência de pasto (controle), não possui índices de mortalidades associados a atropelamentos de aves, pelo contrário das bordas da rodovia que constantemente ocorrem atropelamento de aves. Tais atropelamentos estão diretamente ligados à quantidade de indivíduos que atravessam a rodovia (Fahrig & Rytwinski, 2009).

A maior diferença entre os dois tipos de bordas (controle e rodovia) é a ação antrópica as quais são submetidas, porém nas bordas do controle os índices de mortalidade por atropelamentos é praticamente zero devido à ausência de tráfego automotivo. Ao contrário, nas bordas da área de rodovia, onde existe intensa pressão proveniente do tráfego automotivo, observa-se um

significativo índice de mortalidade de aves (Fahrig & Rytwinski, 2009). Desta forma, os índices de diversidade e riqueza de aves desta área poderiam ser mais representativos do que os demais pontos amostrados no trabalho, caso não existisse a rodovia interceptando este trecho. Assim, trechos viários que interceptam fragmentos florestais são constantemente atravessados por animais, o que aumenta o risco de atropelamentos e cada animal morto em um atropelamento influencia na riqueza e diversidade do local (Parris & Schneider, 2009; Jackson & Fahrig, 2011; Summers et al. 2011). Assim, os atropelamentos de aves no trecho da BR-101, interferem diretamente de forma negativa na riqueza e diversidade de aves neste ponto da Rebio Sooretama, mas estudos precisam ser conduzidos na área para avaliar tal hipótese.

A paisagem das bordas do controle e da rodovia são fatores que influenciam na riqueza e diversidade quando levamos em consideração as mortes de aves por atropelamentos. No ambiente associado à rodovia, de ambos os lados existe floresta, devido a este fator pode-se afirmar que há um grande motivo para tais espécies de aves fazerem as travessias na rodovia, assim aumentando as probabilidades de morte em colisões com veículos. Já o ambiente sem rodovia (associado a pastagens), não há significativas travessias, pois aves que estão associadas à floresta, podem não fazer uso de pastagens, assim como as aves associadas a locais abertos e pastagens, podem evitar a adentrar em um ambiente florestal. Outro fator, é que o ambiente associado à rodovia possui um grande fluxo de tráfico veicular.

Muitas espécies tiveram índices pontuais de abundância maiores, demonstrando uma expressiva abundancia destas na área amostrada. A espécie *M. axillaris* teve os maiores IPAs em todos os pontos amostrados em comparação as demais espécies registradas no trabalho tendo: IPA=0,025 na rodovia; IPA=0,027; nos controles; IPA=0,057 total. Algumas espécies comuns estão na lista de espécies estaduais ameaçadas de extinção, como a espécies *P. leucotis*, considerada em perigo (EP), *F. colma*, considerada vulnerável (VU) e *T. solitarius*, criticamente em perigo (CP) (Simon 2009). Algumas espécies, no entanto, apesar de terem sido raras nos pontos amostrados no trabalho, são consideradas espécies comuns de áreas abertas e antropizadas (Simon, 2009), não tendo nenhum tipo de classificação de ameaça de extinção. Estes registros

de espécies comuns de áreas antropizadas são considerados registros casuais, quando feitos em locais mais afastados da borda de um fragmento florestal (Novaes et, al., No prelo; Simon, 2006).

CONCLUSÕES

A diferença significativa está entre os pontos a 10 m da rodovia e os pontos centrais, assim o ambiente viário tem diversidade e riqueza de espécies de aves distintas daquelas que não estão associadas a estes ambientes. Existe um efeito de borda diferenciado nos ambientes associados à rodovia, fator expressado na análise de similaridade. Assim, existem quatro comunidades distintas de avifauna na área estudada, subdividida em ambientes de ocorrência como a seguir: borda com rodovia, borda sem rodovia, pontos de 200 a 800 m da borda indiferentes de estar ou não associados à rodovia e uma área central (controles centrais). Então, o efeito de borda de uma rodovia é distinto dos demais efeitos de borda naturais ou associados a outros distúrbios naturais (pastagens).

REFERENCIAS

Andrade, M.A. (1997). *Aves silvestres*: Minas Gerais. Belo Horizonte. MG: Littera Maciel.

Andrews, A. (1990) Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Zoologist*, 26: 131-141.

Anjos, L. (2007). A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. *Ararajuba, Revista Brasileira de Ornitologia*, 15(2), 239–243.

Barreto L.M. & Banhos, A. (2014). *Aves e mamíferos atropelados do trecho da BR-101 que intercepta a Reserva Biológica de Sooretama – ES*. Trabalho de conclusão de curso em ciências biológicas pela Universidade Federal do Espírito Santo – UFES, Campus Alegre – ES.

Begon, M., Townsend, C.R., & Harper J.L. (2007). *Ecologia de Indivíduos a Ecosystemas*, 4 Ed. Blackwell publishing.

Bibby, C.J., Burguess, N.D. & Hill, D. A. (1992). *Birds census techniques*. London: Academic press.

Departamento Nacional de Infraestrutura de transportes (DENIT). <http://www.dnit.gov.br/> Acesso em 2015.

Fahrig, L. & Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14(1) 21.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*, 34:487-515.

Forman, R.T.T. & Alexander L.E. (1998). Road and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systems*, 29: 207-231.

Gimenes, M.R. & Anjos, L. (2003). Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta scientiarum – Biological Sciences*, 25: 391–402.

Goodwin, S.E. & Shriver, W.G. (2011). Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. *Conservation Biology*, 25(2), 406–411.

Goosem, M. (2007). Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 1587–1595.

Gutzwiller, K. J., & Barrow, W. C. (2003). Influences of roads and development on bird communities in. *Biological Conservation*, 113(2), 225–237.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). <http://www.ibge.gov.br/> Acesso em 2014.

Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C., & Settele, J. (2004). Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 13: 207–251.

Hutto, R. L., Pletschet, S. M. & Hendricks, P. (1986). A fixed point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk*, 103: 593-602.

Hutto, R. L., Hell, S. J., Kelly, J. F. & Plestschet, S. M. (1995). A comparison of bird detection rates derived from on-road versus off –road point counts in Northern Montana. *Forest Service Gen. Tech. Rep.*, 149, 103-109.

Jackson, D.N. & Fahrig, L. (2011). Relative of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, 144:3143-3148.

Jaeger, J. A. G., & Fahrig, L. (2004). Effects of Road Fencing on Population Persistence. *Conservation Biology*, 18: (6) 1651–1657.

Keller, C.M.E., Fuller, M.R., Catbirds, G. & Jay, B. (1995). Comparison of Birds Detected from roadside and Off-Road Point Counts in the Shenandoah National Park. *Forest Service Gen. Tech. Rep.*, 149, 111–116.

McArthur, R.H. and Wilson, E.O. (1967). The theory of island biogeography. *Princeton Univ. Press*. Ed., Princeton

Mc Peek, M.A. & Miller, T.E. (1996). Evolutionary biology and community ecology. *Ecology* 77(5): 1319-1320p.

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: Implication for conservation. Elsevier Science, vol. 10, 59-62p.

Parris K, M. & Schneider, A. (2009). Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside. *Ecology and Society*, 14(1): 29.

Paula, A. & Soares, J. (2011). Estrutura horizontal de um trecho de floresta ombrófila densa das terras baixas na Reserva Biológica de Sooretama, Linhares, ES. *Floresta*, 41(2), 321–334.

Piratelli, A.J. (1999). *Comunidades de aves de sub-bosque na região leste do Mato Grosso do Sul*. Tese de doutorado apresentada ao programa de pós-graduação em zoologia, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro – SP.

Rheindt, F.E. (2003). The impact of roads on birds: Does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal for Ornithologie*, 144(3), 295–306.

Ribon, R., Simon, J.E. & Mattos, G.T. (2003). Birds extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17(6): 1827-18-39.

Rosa, C. A. & Bager, A. (2012) Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical Bird. *Journal of Environmental Management*, 97: 1-5.

Saunders, D. A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*,5:1: 18-32.

Shepard, D. B., Kuhns, A. R., Dreslik, M. J., Phillips, C. A., Shepard, D. B., & Oklahoma, S. N. (2008). Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation*, 11: 288–296

Sick, H. (1997). *Ornitologia brasileira: uma introdução*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira 912p.

Silva, R.M.G. (2011). *Atropelamento de animais silvestres em rodovias*. Trabalho de conclusão de curso em licenciatura em biologia Universidade de Brasília (UnB), Luziânia, BR.

Simon, J.E. (2009). Lista de aves do Espírito Santo. In: livro de resumos do XVII Congresso Brasileiro de Ornitologia, Aracruz-ES.

SOS Mata Atlântica, (2014). Relatório dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. <http://www.sosma.org.br/>. Acesso novembro de 2014.

Spellerberg, F.I. (1998). Ecological effect of road and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(5):317-333.

Spellerberg, F.I. & Fedor, P.J. (2003). Tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity

and the 'Shannon – Winner' index. *Global Ecology and Biogeograph*, 12:3, 177-179.

Summers, P.D., Cunnington, G.M. & Fahrig, L. (2011). Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1527–1534.

Turton, S.M & Freiburger, H.J. (1997). Edge and aspects effects on the microclimate of a small tropical forest on the Atherton Tableland, northeastern Australia. In: *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: *The university of Chicago, press*, 1997. Cap 04.

Vielliard, J.M.E. & Silva, W.R. (1990). Nova metodologia de levantamento quantitativo e primeiros resultados no interior do estado de São Paulo, P117-151. In: *Anais do IV encontro de anilhadores de aves*, Recife.

Vielliard, J.M.E., Almeida, M.E.C., Anjos, L. & Silva, W.R. (2010). Levantamento quantitativo por pontos de escuta e Índice Pontual de Abundância (IPA), 47-60p. In: *Ornitologia e Conservação*. Ed.: Technical Books. Rio de Janeiro.

Zar, J.H. (2010). *Biostatistical analysis*. 5ed. Upper Saddle River, Prentice Hall

CAPITULO II

IMPACTOS DOS RUÍDOS DE RODOVIAS SOBRE A COMUNICAÇÃO DE AVES EM UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA

INTRODUÇÃO

Os animais precisam se comunicar ou trocar informações que os permitam manter a vida e reproduzir. Qualquer forma de comunicação exige um emissor e um receptor e estes sinais podem ser químicos, visuais ou sonoros (Vielliard, 2004; Bradbury & Verhencamp, 2011). Dentre tais comunicações, a sonora é a mais utilizada, isto devido ao fato de vários animais terem seus perfis próprios de vocalização (Shanon et al., 2014). Cada grupo taxonômico emite as vocalizações por estruturas específicas condizentes a ele (Vielliard, 2004). Entretanto, as comunicações sonoras são profundamente afetadas pelos ruídos (Brumm & Todt, 2002; Shanon et al., 2014; Da Silva et al., 2014), pois estes mascaram a vocalização e diminuem a probabilidade desta chegar até o seu receptor (Brumm & Todt, 2002). Tais ruídos podem ser bióticos (proveniente de outros animais) ou abióticos (provenientes de chuvas, ventos, cidades, rodovias, etc) (Shanon et al., 2014). Os ruídos causam o “efeito Lombard”, ou seja, por influência dos ruídos, o emissor aumenta a intensidade da vocalização para que estas possam chegar aos receptores (Brumm, 2004).

A intensidade dos sons é medida em BEL (B), porém em graduações menores essa escala de medição é denominada Decibel (dB), assim 1BEL equivale a 10 decibéis (Lacerda et al., 2005), então a unidade que mede a intensidade dos sons é dada em dB. Dentro desta escala existem parâmetros de avaliação, sendo estes: até 50 DB é considerado como confortável a audição, de 51 dB a 65 dB diminui o poder da audição aumentando o “efeito Lombard”, 66 dB a 70 dB ocorre mudanças fisiológicas nos organismos, acima de 70 dB sérios problemas a integridade funcional e fisiológica dos organismos (Lacerda et al., 2005). Um ambiente de floresta possui uma intensidade sonora abaixo de 50 dB, porém rodovias com intenso tráfego possuem intensidades variando entre 65 dB a 85 dB (Brumm, 2004; Patricelli & Blickley, 2006 Ar valo & Newhard, 2011). Desta forma, um ambiente de florestal que é cortado por uma rodovia é bastante prejudicado pelos ruídos provenientes dos veículos que transitam nesta rodovia (Rheindt, 2003; Parris & Schneider 2009). Uma rodovia causa grandes impactos sonoros sobre os ecossistemas ao seu redor, principalmente nos animais que dependem de comunicação sonora para

realizar suas necessidades ecológicas (Parris & Schneider 2009; Shannon et al., 2014).

Nas aves, uma estrutura denominada Sieringe é responsável pela vocalização destes organismos, e as vocalizações são fundamentais para a comunicação nesse grupo, principalmente na época reprodutiva (Andrade, 1997; Sick, 1997). A comunicação das aves é a mais complexa e eficaz dentro do reino animal, existindo espécies de aves com vocalizações de inúmeros repertórios sendo, portanto, extremamente dependentes das vocalizações para vários processos de sua vida (Sick, 1997). No entanto, a comunicação das aves pode ser profundamente afetada e prejudicada por qualquer tipo de ruído que interfira nas frequências e/ou intensidade das mesmas (Brumm, 2004; Patricelli & Blickley, 2006; Ar valo & Newhard, 2011).

Dentre os ruídos de fontes abióticas, os provenientes de rodovias são os mais intensos e com maiores prejuízos aos organismos que se comunicam por vocalização (Andrews, 1990; Spellerberg, 1998; Brumm & Todt, 2002; Summers et al., 2011). Desta forma, os ruídos viários podem provocar diversas mudanças na ecologia, comportamento e fisiologia das aves, e muitas dessas mudanças estão ligadas ao efeito denominado “Efeito Lombard” os animais aumentam o volume da voz em ambientes com ruídos (Brumm, 2004; Patricelli & Blickley, 2006). Os níveis do tráfego determinarão a intensidade dos ruídos nas proximidades da rodovia (Ar valo & Newhard, 2011), influenciando as espécies em locais próximos (Forman & Alexander, 1998; Ar valo & Newhard, 2011). A intensidade dos ruídos força uma seleção dos grupos taxonômicos que permanecem nas proximidades das rodovias e os que se afastam do ambiente viário (Oliveira et al., 2011; Kociolek & Clevenger, 2009). Desta forma, permanecerão nas proximidades de um ambiente viário organismos com boa capacidade de comunicação ou que utilize alguns efeitos da rodovia em favor de sua existência no local (Forman & Alexander, 1998; Rheindt, 2003).

Considerando a hipótese de que em ambientes próximos de uma rodovia com intenso tráfego viário a comunicação sonora entre os organismos é prejudicada e esta comunicação tem mais sucesso entre o emissor e o receptor à medida que a distância perpendicular de um ambiente viário aumenta, este

trabalho teve como objetivo analisar a influência dos ruídos da rodovia BR -101 sobre a comunicação das espécies de aves na ReBio Sooretama. O objetivo específico foi registrar até quais distâncias os ruídos da rodovia podem interferir na comunicação das espécies de aves no trecho interceptado pela rodovia na ReBio Sooretama.

METODOLOGIA

Área de estudo

O estudo foi realizado na ReBio de Sooretama, no trecho em que a Unidade de Conservação é cortada pela rodovia BR-101. A reserva se localiza nos municípios de Sooretama, Linhares, Vila Valério e Jaguaré, abrangendo cerca de 24.250 ha entre os paralelos 18° 53' e 19° 05' S e os meridianos 39° 55' e 40° 15' W. O clima da região é de tropical úmido (Am), com precipitação pluviométrica média de 1.403 mm e uma estação seca de maio a setembro, podendo chegar a apenas 33 mm de chuva nos meses de julho e agosto.

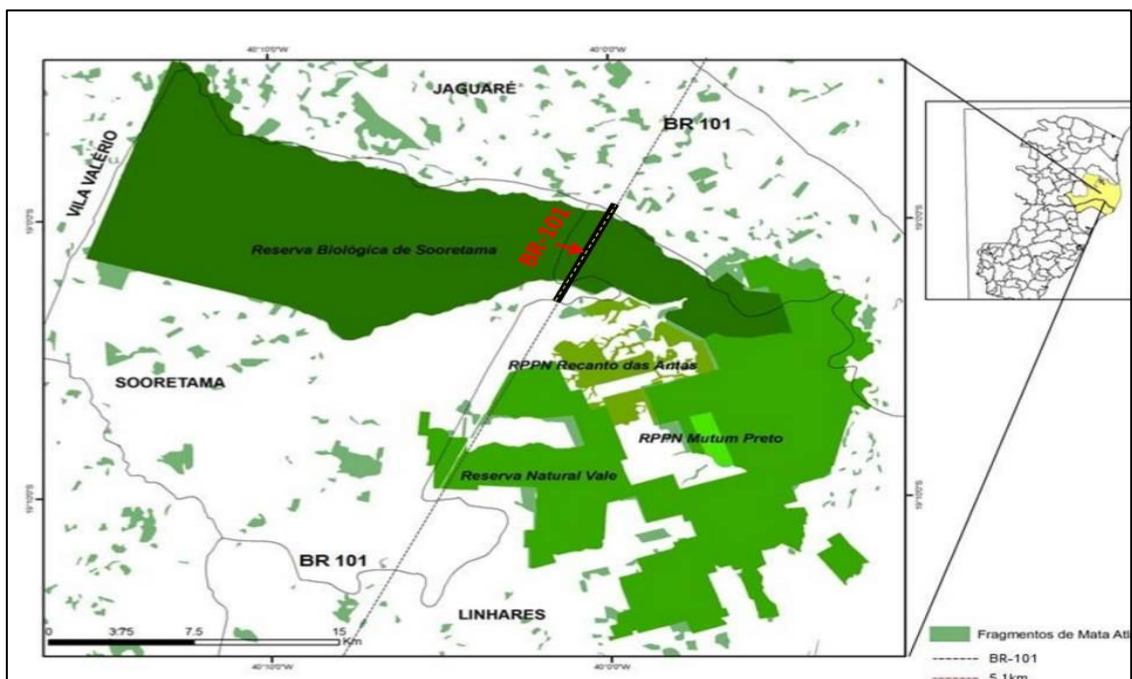


Figura 1: Mapa da área de estudo mostrando a ReBio Sooretama e limites dos municípios, as Unidades de Conservação e a rodovia BR-101. Fonte: <http://www.icmbio.gov.br/rebiosooretama>.

Coleta de dados

Para analisar o efeito dos ruídos sobre a comunicação das aves foram selecionados pontos de 10 m, 200 m, 400 m, 600 m e 800 m de quatro transectos da área da rodovia. As coletas de dados dos ruídos foram coletadas em todos os 88 pontos do trabalho, no entanto apenas quatro transectos da rodovia foram selecionados para este experimento. Em cada um destes pontos foram realizados *playbacks* das seguintes espécies: *Myrmotherula axillaris*, *Thamnophilus ambiguus*, *Drymophila squamata*, *Setophaga pitaiayumi* e *Dendrocincla turdina*. Tais espécies de aves foram selecionadas devido ao fato de responderem mais frequentemente a *playbacks* devido aos seus comportamentos territoriais (para esta seleção foi consultado um referencial teórico compilado com o conhecimento prévio das espécies já existentes no local de estudo. O experimento foi realizado na época reprodutiva das aves, assim aumentando as probabilidades de respostas aos *playbacks*, além do maior índice de vocalizações das aves nesta época de suas vidas (Sick, 1997). Foram feitas duas amostragens em dias consecutivos do mês de novembro de 2014, estas tiveram início às 5h30min e término as 10h00min, nestas deu-se a coleta dos ruídos de cada ponto selecionado através de um decibímetro. Nas amostragens foram reproduzidas as vocalizações das espécies selecionadas; cada vocalização foi reproduzida duas vezes em cada ponto. O tempo de espera após cada vocalização foi de dois minutos, tendo início a cronometragem logo após o final das reproduções das vocalizações, estas sempre no volume máximo dentro da capacidade das caixas sonoras utilizadas. apenas as respostas das espécies obtidas dentro deste intervalo de tempo de 180 segundos foram consideradas, também foram consideradas como respostas as aproximações de indivíduos que não vocalizavam, mas se aproximavam devido a vocalização reproduzida no *playback*. As vocalizações utilizadas nos *playbacks* foram obtidas de coletas no mesmo local de estudo. Também foram coletados os ruídos de cada ponto no experimento. Foram consideradas as médias dos decibéis de cada ponto valor, estas médias eram fornecidas pelo próprio aparelho de medição decibímetro (DEC – 300). Além do decibímetro foram utilizados no experimento cronômetros e vocalizações das espécies selecionadas.

Análise de dados

Foi utilizado o teste de análise de variância (ANOVA), para se avaliar se as intensidades dos ruídos variaram entre as distâncias da rodovia. Também foi feito um teste Qui-quadrado com proporções esperadas iguais para cada espécie selecionada, levando em conta os tempos de resposta em relação à distância da rodovia. Todos os testes foram realizados de acordo com Zar (2010) e considerando o nível de significância de 0,05. Para a realização dos testes foram utilizados os softwares estáticos Systat, Biostat

RESULTADOS

As espécies *M. axillaris*, *T. ambiguus*, *D. squamata*, *S. pitiaiyumi* e *D. turdina* tiveram o tempo de resposta às vocalizações maior (Figura 2) próximo à rodovia, diminuindo à medida que se distanciava dela. Realizado um teste Qui-quadrado de cada espécie para cada distância da rodovia para todos os tempos de resposta de cada espécie nas diferentes distâncias, onde: *M. axillaris* ($X^2= 496,7$; gl = 4 $p < 0,0001$); *T. ambiguus* ($X^2= 614,9$; gl = 4 $p < 0,0001$); *D. squamata* ($X^2= 374,6$; gl = 4 $p < 0,0001$); *S. pitiaiyumi* ($X^2= 237,9$; gl = 4 $p < 0,0001$); *D. turdina* ($X^2= 19,3$; gl = 4 $p < 0,0001$). A espécie *D. turdina* não respondeu aos chamados nos 10 m da rodovia, onde o índice dos ruídos ultrapassa os 68 decibéis. Até os 200 m da rodovia registrou-se um tempo maior de respostas das espécies em relação aos pontos mais afastados perpendicularmente da rodovia.

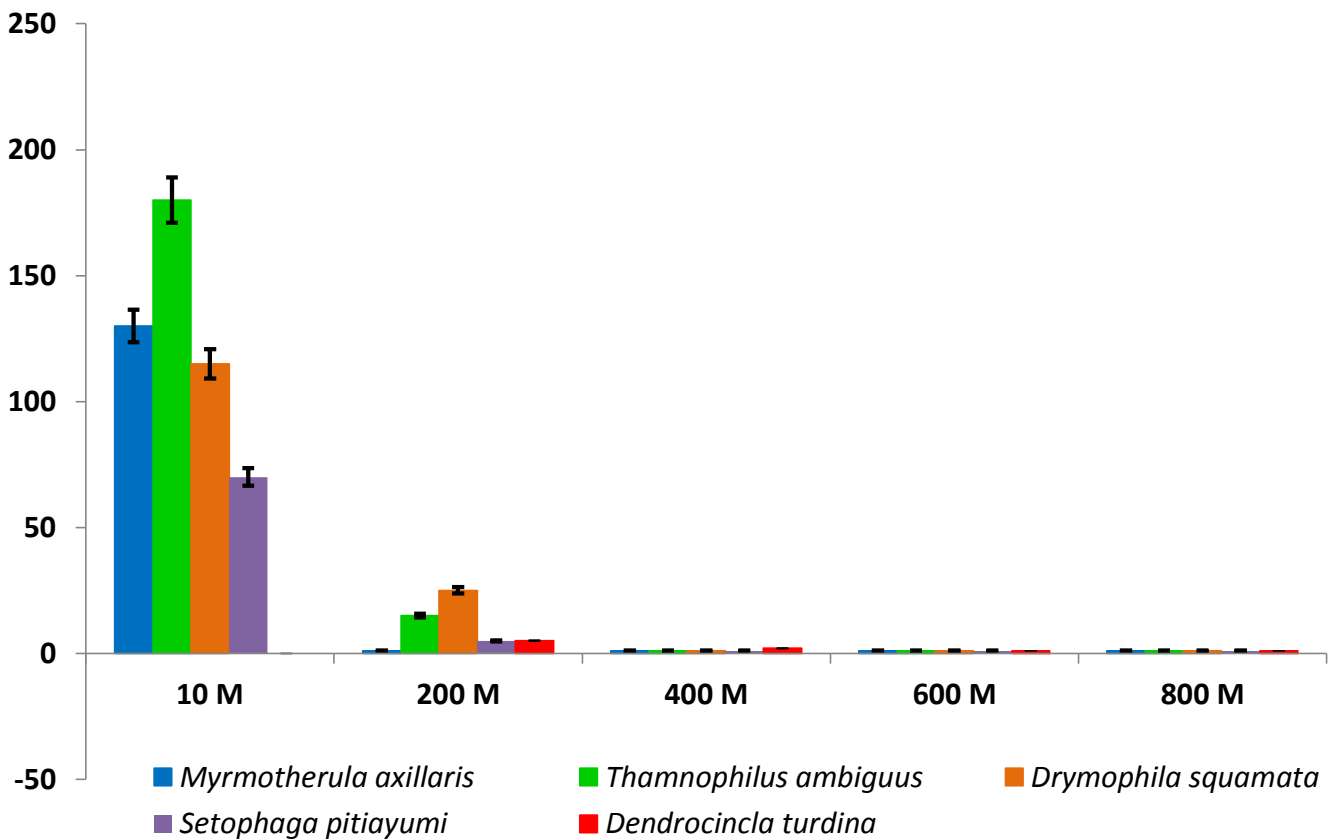


Figura 2: Tempo de respostas com erros padrões em segundos das espécies de aves na ReBio Sooretama, em diferentes distâncias da rodovia.

A espécie *T. ambiguus* foi a que levou mais tempo para responder aos chamados de playback à distância de 10m da rodovia. As espécies *T. ambiguus* e *D. turdina* demonstraram serem as mais prejudicadas. A espécie *T. ambiguus* apresentou um tempo de resposta maior quando comparada com as demais espécies utilizadas no experimento (Figura 2). A espécie *D. turdina* se quer respondeu aos *playbacks* na distância de 10 m da rodovia.

A Figura 3 demonstra a intensidade dos ruídos nos pontos amostrados no trabalho, evidenciando a diferença entre os pontos da rodovia e os pontos controles. No teste de ANOVA observa-se que a maior intensidade dos ruídos está nos pontos da rodovia, comparados aos pontos fora o ambiente viário. Pontos nas bordas dos controles tem a intensidade de ruídos similares aos pontos a partir de 400 m do ambiente viário. esta intensidade é maior nos

pontos a 10 m da rodovia e a 200 m da rodovia ($F= 22,8$; $gl\ 10$; $p< 0,0001$), (Valores dos testes pareados Anexo II), demonstrando assim, a significativa diferença entre os ruídos da área da rodovia e dos pontos controles a qualquer distância da borda. Os ruídos da borda dos controles são menos intensos do que os ruídos da borda do ambiente viário, e são similares à intensidade dos ruídos a partir dos 600m no ambiente viário. Assim, ressalta-se que na borda dos controles não há interferência na comunicação sonora das aves.

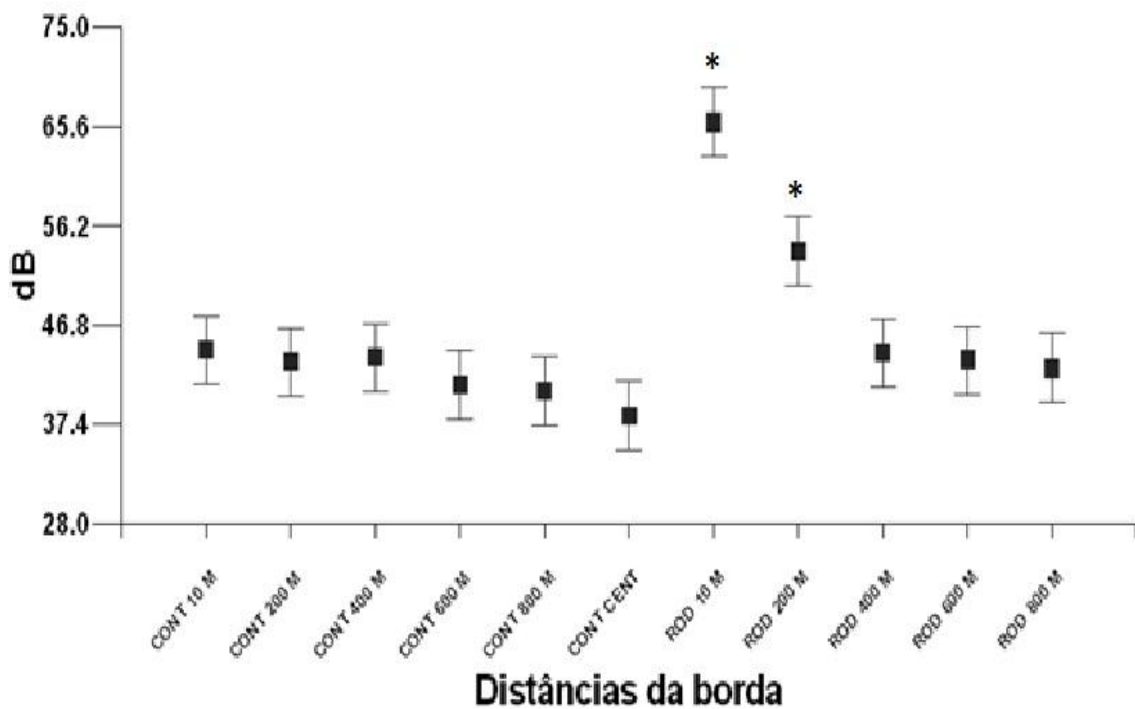


Figura 3: Médias e desvios padrões dos decibéis (dB) nos pontos amostrados no trabalho, sendo CONT controles, ROD rodovia e CONT CENT controles centrais. Na figura observa-se uma diferença significativa ($F= 22,8$; $gl\ 10$; $p< 0,0001$) dos pontos a 10 m e 200 m da rodovia (ROD 10 M, ROD 200 M indicado *) com os demais pontos do trabalho.

DISCUSSÃO

Os dados do estudo comprovam a hipótese de que em ambientes mais próximos da rodovia haveria maior dificuldade de comunicação entre as aves. Ruídos intensos podem comprometer a reprodução de organismos que utilizam o método vocal para se comunicar com outros indivíduos da mesma espécie,

sendo tal comunicação para formação de casais ou para defesa de território (Brumm, 2004; Brumm & Todt, 2002). Então, determinados organismos que se mantêm próximos a locais com intensos ruídos devem ter outros métodos de comunicações com os indivíduos de sua espécie, e ou, terem vocalizações com maior ou igual à intensidade dos ruídos os quais sobrepujam determinado local da sua existência (Summers et al., 2011). Muitas espécies podem ter suas detecções camufladas próximas a um ambiente viário, isso devido aos intensos ruídos da rodovia, estes ruídos tornam a espécies vulneráveis a predadores, assim muitas espécies se afastam do ambiente viário para estabelecerem territórios ou simplesmente pela própria necessidade de comunicação (Brumm & Todt, 2001; Brumm, 2004; Halfwerk & Slabbekoorn, 2009; Summers et al., 2011).

À medida que a distância aumenta em relação ao ambiente viário, existe uma expressiva diminuição na poluição sonora. O efeito dos ruídos sobre as aves é evidente até os 200 m perpendicularmente à rodovia (Figura 1), pois nesta distância ainda se observa um tempo maior de resposta às vocalizações em relação aos pontos mais distantes da rodovia. No entanto, há uma maior eficiência na comunicação em relação aos pontos próximos à rodovia. Dados do trabalho de Forman e Alexander (1998) ressaltam que os efeitos diretos da rodovia atingem aves até os 100 m perpendiculares ao ambiente viário. No entanto, o presente estudo demonstra que os impactos da rodovia podem ir mais além da distância relatada pelos pesquisadores, tendo uma influência negativa sobre as aves até os 200 m de distância de uma rodovia. Entretanto, existem efeitos mais ínfimos provenientes das rodovias que vão além dos 200 m de distância de uma rodovia (Forman & Alexander, 1998; Fahrig & Rytwinski, 2009). Tais efeitos podem estar ligados à disponibilidade de recursos alimentares e na reprodução e em características físico-químicas, sendo estas devido a mudanças provocadas pelo efeito de borda da rodovia (Goosem, 2007).

Desta forma, constatou-se que existe uma dificuldade significativa de comunicação das aves até os 200 m perpendicularmente de um ambiente viário, apesar da intensidade dos ruídos serem menores a 200 m quando comparados a 10 m da rodovia, mas ainda assim existem efeitos dos ruídos da

rodovia sobre a comunicação das aves. Summers et al. (2011), relata que algumas espécies de aves aumentam a intensidade de seus cantos em ambientes próximos de rodovias, esta alteração na intensidade dos cantos de algumas espécies foi observada até os 180 m da rodovia. No entanto, nesta distância ainda havia dificuldade nas respostas dos cantos entre as espécies. Algumas espécies demonstraram ser mais prejudicadas pelos ruídos a 10 m da rodovia sendo a espécies *D. turdina* e *T. ambiguus*. A espécie *D. turdina* não respondeu às vocalizações a 10 m da rodovia evidenciando que nesta distância do ambiente viário as probabilidades de comunicação desta espécie são rudimentares. A ausência de respostas de *D. turdina*, pode também ser devido ao fato da espécie não estar no local, porém a ausência da mesma no local pode ser devido ao fato desta não conseguir se comunicar nas proximidades da rodovia, assim necessitando de afastar do ambiente viário para obter sucesso em suas comunicações sonoras. Os ruídos de uma rodovia são fatores de forte influência no “efeito barreira” sobre comunidades de aves próximas a ambientes viários, impedindo que muitas espécies mantenham a comunicação sonora entre si, camuflando as vocalizações, assim forçando as espécies de aves afastarem do ambiente viário para estabelecer a comunicação sonora (Rheindt, 2003; Jackson & Fahrig, 2011; Kociolek & Clevenger, 2009).

Os ruídos provenientes de uma rodovia provocam um efeito barreira sobre a comunicação das aves impedindo que estas se comuniquem entre si nos ambientes próximos das rodovias (Rheindt, 2003; Summers et al., 2011; Jackson & Fahrig, 2011). Desta forma, o efeito barreira é observado entre a comunicação das aves de um mesmo lado da rodovia. Assim, a comunicação entre as aves de lados opostos de uma rodovia pode ser extinta, porém ainda não foram feitos estudos no local que comprovem esta hipótese. Assim, algumas aves não conseguem estabelecer seus territórios em ambientes próximos de rodovias (Goodwin & Shriver, 2011).

CONCLUSÕES

A comunicação das aves é prejudicada nos locais próximos a rodovia, e à medida que nos afastamos da rodovia a comunicação sonora das aves torna-se menos prejudicada. Os efeitos negativos dos ruídos da rodovia sobre a comunicação das aves pode ser registrado até os primeiros 200 m perpendicular ao ambiente viário. Algumas espécies de aves desaparecem ou se afastam de ambientes próximos a rodovias, para assim estabelecer uma melhor comunicação sonora, seja no pareamento para reprodução ou mesmo na defesa de território.

REFERÊNCIAS

Andrade, M.A. (1997). *Aves silvestres*: Minas Gerais. Belo Horizonte. MG: Littera Maciel.

Andrews, A. (1990) Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Zoologist*, 26: 131-141.

Ar Valo, J.E. & Newhard, K. (2011). Traffic noise affects forest bird species in a protected tropical forest. *Revista de Biologia.Tropical* 59(2):969-980.

Bradbury, J. W., & Verhencamp, S. L. (2011). Principles of animal communication. 2 Ed. 697p.

Brumm, H. & Todt, D. (2002). Noise-dependent song amplitude regulation in a territorial songbird. *Animal Behaviour*, 63: 891-897.

Brumm, H. (2004). The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology*, 73, 434-440.

Da Silva, A., Samplonius, J.M., Schlicht, E., Valcu, M. & Kempenaers, B. (2014). Artificial night lighting rather than traffic noise affects the daily timing of dawn and dusk in common European songbirds. *Behavioral Ecology*. 25(5): 1037-1047.

Fahrig, L. & Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14(1) 21.

Forman, R.T.T. & Alexander L.E. (1998). Road and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systems*, 29: 207-231.

Goodwin, S.E. & Shriver, W.G. (2011). Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. *Conservation Biology*, 25(2), 406–411.

Goosem, M. (2007). Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 1587–1595.

Halfwerk, W. & Slabbekoorn, H. (2009). A behavior mechanism explaining noise-dependent frequency use in urban birdsong. *Animal Behaviour*. 78: 1301-1307.

Jackson, D.N. & Fahrig, L. (2011). Relative of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, 144:3143-3148.

Kociolek, A.V. & Clevenger A. (2009). *Effects of roads on birds: a literature review and recommendations for the Yellowstone to Yukon Ecoregion*. Western Transportation Institute, College of Eengineering Montana State University. Canmore, Alberta, Canada.

Lacerda, A.B.M., Magni C., Morata, T.C., Marques, J.M. & Zannin P.H.T. (2005) Ambiente urbano e percepção da poluição sonora. *Ambiente & Sociedade*, Vol.8(2), 13p.

Mathias, L.B. (2011). *Densidade e distribuição de passeriformes: Thamnophilidae de uma unidade de conservação de florestas de montanha no sudeste do Brasil*. Dissertação de mestrado apresentada no programa de pós-graduação de ecologia de ecossistemas, Universidade de Vila Velha – UVV, Vila Velha – ES.

Oliveira Jr., P.R.R., Alberts, C.C. & Francisco, M.R. (2011). Impact of road cleanings on the movements of three understory insectivorous bird species in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 43(5): 628-632.

Parris K, M. & Schneider, A. (2009). Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside. *Ecology and Society*, 14(1).

Patricelli, G.L. & Blickley, J.L. (2006). Avian communication in urban noise causes and consequences of vocal adjustment. *The Auk*. 123(3): 639-649.

Rheindt, F.E. (2003). The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal for Ornithologie*, 144(3), 295–306.

Shannon, G., Angeloni, L.M., Wittemyer G., Fristrup, K.M. & Crooks, K.R. (2014). Road traffic noise modifies behavior of a keystone species. *Animal Behaviour*. 94: 135-141.

Sick, H. (1997). *Ornitologia brasileira: uma introdução*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira 912p.

Summers, P.D., Cunnington, G.M. & Fahrig, L. (2011). Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1527–1534.

Spellerberg, F.I. (1998). Ecological effect of road and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(5):317-333.

Vielliard, J.M.E. (2004). Diversidade de sinais e sistemas de comunicação sonora da fauna brasileira. I Seminário Música Ciência e Tecnologia: Acústica Musical. Instituto de Matemática e Estatística, São Paulo. IME/USP.

ANEXO I

| Distâncias | Distâncias | Diferença | p-valor | 95.0% Intervalo de Confiança | |
|------------|------------|-----------|---------|------------------------------|----------|
| | | | | Mínimo | Máximo |
| CONT 10 M | CONT 200 M | 2,75 | 0,99691 | -6,89353 | 12,39353 |
| CONT 10 M | CONT 400 M | 0,87 | 1 | -8,76853 | 10,51853 |
| CONT 10 M | CONT 600 M | 0,75 | 1 | -8,89353 | 10,39353 |
| CONT 10 M | CONT 800 M | 2,125 | 0,99966 | -7,51853 | 11,76853 |
| CONT 10 M | CONT CENT | -4,5 | 0,89803 | -14,1435 | 5,14353 |
| CONT 10 M | ROD 10M | 5,62 | 0,73411 | -4,357 | 15,607 |
| CONT 10 M | ROD 200 M | 2,875 | 0,99556 | -6,76853 | 12,51853 |
| CONT 10 M | ROD 400 M | 2,25 | 0,99944 | -7,39353 | 11,89353 |
| CONT 10 M | ROD 600 M | 3,625 | 0,97449 | -6,01853 | 13,26853 |
| CONT 10 M | ROD 800 M | 2,375 | 0,9991 | -7,26853 | 12,01853 |
| CONT 200 M | CONT 400 M | -1,875 | 0,99989 | -11,5185 | 7,76853 |
| CONT 200 M | CONT 600 M | -2 | 0,9998 | -11,6435 | 7,64353 |
| CONT 200 M | CONT 800 M | -0,625 | 1 | -10,2685 | 9,01853 |
| CONT 200 M | CONT CENT | -7,25 | 0,32399 | -16,8935 | 2,39353 |
| CONT 200 M | ROD 10M | 2,875 | 0,99664 | -7,107 | 12,857 |
| CONT 200 M | ROD 200 M | 0.125 | 1 | -9,51853 | 9,76853 |
| CONT 200 M | ROD 400 M | -0.5 | 1 | -10,1435 | 9,14353 |
| CONT 200 M | ROD 600 M | 0,875 | 1 | -8,76853 | 10,51853 |
| CONT 200 M | ROD 800 M | -0,375 | 1 | -10,0185 | 9,26853 |
| CONT 400 M | CONT 600 M | -0,125 | 1 | -9,76853 | 9,51853 |
| CONT 400 M | CONT 800 M | 1,25 | 1 | -8,39353 | 10,89353 |
| CONT 400 M | CONT CENT | -5,375 | 0,7467 | -15,0185 | 4,26853 |
| CONT 400 M | ROD 10M | 4,75 | 0,88604 | -5,232 | 14,732 |
| CONT 400 M | ROD 200 M | 2 | 0,9998 | -7,64353 | 11,64353 |
| CONT 400 M | ROD 400 M | 1,375 | 0,99999 | -8,26853 | 11,01853 |
| CONT 400 M | ROD 600 M | 2,75 | 0,99691 | -6,89353 | 12,39353 |
| CONT 400 M | ROD 800 M | 1,5 | 0,99999 | -8,14353 | 11,14353 |
| CONT 600 M | CONT 800 M | 1,375 | 0,99999 | -8,26853 | 11,01853 |
| CONT 600 M | CONT CENT | -5,25 | 0,77245 | -14,8935 | 4,39353 |
| CONT 600 M | ROD 10M | 4,875 | 0,86845 | -5,107 | 14,857 |
| CONT 600 M | ROD 200 M | 2,125 | 0,99966 | -7,51853 | 11,76853 |
| CONT 600 M | ROD 400 M | 1,5 | 0,99999 | -8,14353 | 11,14353 |
| CONT 600 M | ROD 600 M | 2,875 | 0,99556 | -6,76853 | 12,51853 |
| CONT 600 M | ROD 800 M | 1,625 | 0,99997 | -8,01853 | 11,26853 |
| CONT 800 M | CONT CENT | -6.625 | 0,45796 | -16,2685 | 3,01853 |
| CONT 800 M | ROD 10M | 3,5 | 0,98453 | -6,482 | 13,482 |

| | | | | | |
|------------------|----------------|---------------|----------------|--------------|---------------|
| CONT 800 M | ROD 200 M | 0,75 | 1 | -8,89353 | 10,39353 |
| CONT 800 M | ROD 400 M | 0,125 | 1 | -9,51853 | 9,76853 |
| CONT 800 M | ROD 600 M | 1,5 | 0,99999 | -8,14353 | 11,14353 |
| CONT 800 M | ROD 800 M | 0,25 | 1 | -9,39353 | 9,89353 |
| CONT CENT | ROD 10M | 10,125 | 0,04389 | 0,143 | 20,107 |
| CONT CENT | ROD 200 M | 7,375 | 0,29998 | -2,26853 | 17,01853 |
| CONT CENT | ROD 400 M | 6,75 | 0,4296 | -2,89353 | 16,39353 |
| CONT CENT | ROD 600 M | 8,125 | 0,17959 | -1,51853 | 17,76853 |
| CONT CENT | ROD 800 M | 6,875 | 0,40192 | -2,76853 | 16,51853 |
| ROD 10M | ROD 200 M | -2,75 | 0,99767 | -12,732 | 7,232 |
| ROD 10M | ROD 400 M | -3,375 | 0,9882 | -13,357 | 6,607 |
| ROD 10M | ROD 600 M | -2 | 0,99986 | -11,982 | 7,982 |
| ROD 10M | ROD 800 M | -3,25 | 0,99114 | -13,232 | 6,732 |
| ROD 200 M | ROD 400 M | -0,625 | 1 | -10,2685 | 9,01853 |
| ROD 200 M | ROD 600 M | 0,75 | 1 | -8,89353 | 10,39353 |
| ROD 200 M | ROD 800 M | -0,5 | 1 | -10,1435 | 9,14353 |
| ROD 400 M | ROD 600 M | 1,375 | 0,99999 | -8,26853 | 11,01853 |
| ROD 400 M | ROD 800 M | 0,125 | 1 | -9,51853 | 9,76853 |
| ROD 600 M | ROD 800 M | -1,25 | 1 | -10,8935 | 8,39353 |

Tabela com os valores do teste de Tuckey e a diferença na diversidade de espécies, Anexo mencionado no capítulo I. Em negrito na tabela (anexo I) a diferença significativa entre os controles centrais CONT CENT e os pontos a 10 m da rodovia ROD 10 M. CONT= Controles; ROD= Rodovia; CONT CENT= controles centrais.

ANEXO II

| Pontos | Pontos | Diferença | p-valor | 95.0% Intervalo de confiança | |
|-------------------|------------------|-----------------|----------------|------------------------------|-----------------|
| | | | | Mínimo | Máximo |
| CONT 10 M | CONT 200 M | 1,17917 | 0,99999 | -6,50187 | 8,86021 |
| CONT 10 M | CONT 400 M | 0,75 | 1 | -6,93104 | 8,43104 |
| CONT 10 M | CONT 600 M | 3,325 | 0,93517 | -4,35604 | 11,00604 |
| CONT 10 M | CONT 800 M | 3,95 | 0,82788 | -3,73104 | 11,63104 |
| CONT 10 M | CONT CENT | 6,2375 | 0,22205 | -1,44354 | 13,91854 |
| CONT 10 M | ROD 10 M | -21,55 | 0 | -29,231 | -13,869 |
| CONT 10 M | ROD 200 M | -9,425 | 0,00504 | -17,106 | -1.74396 |
| CONT 10 M | ROD 400 M | 0,325 | 1 | -7,35604 | 8,00604 |
| CONT 10 M | ROD 600 M | 0,95 | 1 | -6,73104 | 8,63104 |
| CONT 10 M | ROD 800 M | 1,8 | 0,99942 | -5,88104 | 9,48104 |
| CONT 200 M | CONT 400 M | -0,42917 | 1 | -8,11021 | 7,25187 |
| CONT 200 M | CONT 600 M | 2,14583 | 0,9974 | -5,53521 | 9,82687 |
| CONT 200 M | CONT 800 M | 2,77083 | 0,98105 | -4,91021 | 10,45187 |
| CONT 200 M | CONT CENT | 5,05833 | 0,52247 | -2,62271 | 12,73937 |
| CONT 200 M | ROD 10 M | -22,7292 | 0 | -30,4102 | -15,0481 |
| CONT 200 M | ROD 200 M | -10,6042 | 0,00086 | -18,2852 | -2,92313 |
| CONT 200 M | ROD 400 M | -0,85417 | 1 | -8,53521 | 6,82687 |
| CONT 200 M | ROD 600 M | -0,22917 | 1 | -7,91021 | 7,45187 |
| CONT 200 M | ROD 800 M | 0,62083 | 1 | -7,06021 | 8,30187 |
| CONT 400 M | CONT 600 M | 2,575 | 0,98898 | -5,10604 | 10,25604 |
| CONT 400 M | CONT 800 M | 3,2 | 0,94916 | -4,48104 | 10,88104 |
| CONT 400 M | CONT CENT | 5,4875 | 0,39918 | -2,19354 | 13,16854 |
| CONT 400 M | ROD 10 M | -22,3 | 0 | -29,981 | -14,619 |
| CONT 400 M | ROD 200 M | -10,175 | 0,00166 | -17,856 | -2,49396 |
| CONT 400 M | ROD 400 M | -0,425 | 1 | -8,10604 | 7,25604 |
| CONT 400 M | ROD 600 M | 0,2 | 1 | -7,48104 | 7,88104 |
| CONT 400 M | ROD 800 M | 1,05 | 1 | -6,63104 | 8,73104 |
| CONT 600 M | CONT 800 M | 0,625 | 1 | -7,05604 | 8,30604 |
| CONT 600 M | CONT CENT | 2,9125 | 0,973 | -4,76854 | 10,59354 |
| CONT 600 M | ROD 10 M | -24,875 | 0 | -32,556 | -17,94 |
| CONT 600 M | ROD 200 M | -12,75 | 0,00003 | -20,431 | -5,06896 |
| CONT 600 M | ROD 400 M | -3 | 0,96689 | -10,681 | 4,68104 |
| CONT 600 M | ROD 600 M | -2,375 | 0,9941 | -10,056 | 5,30604 |
| CONT 600 M | ROD 800 M | -1,525 | 0,99987 | -9,20604 | 6,15604 |
| CONT 800 M | CONT CENT | 2,2875 | 0,99562 | -5,39354 | 9,96854 |
| CONT 800 M | ROD 10 M | -25,5 | 0 | -33,181 | -17,819 |

| | | | | | |
|------------------|------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----------------|
| CONT 800 M | ROD 200 M | -13,375 | 0,00001 | -21,056 | -5,69396 |
| CONT 800 M | ROD 400 M | -3,625 | 0,89154 | -11,306 | 4,05604 |
| CONT 800 M | ROD 600 M | -3 | 0,96689 | -10,681 | 4,68104 |
| CONT 800 M | ROD 800 M | -2,15 | 0,99736 | -9,83104 | 5,53104 |
| CONT CENT | ROD 10 M | -27,7875 | 0 | -35,4685 | -20,1065 |
| CONT CENT | ROD 200 M | -15,6625 | 0 | -23,3435 | -7,98146 |
| CONT CENT | ROD 400 M | -5,9125 | 0,29135 | -13,5935 | 1,76854 |
| CONT CENT | ROD 600 M | -5,2875 | 0,45536 | -12,9685 | 2,39354 |
| CONT CENT | ROD 800 M | -4,4375 | 0,7047 | -12,1185 | 3,24354 |
| ROD 10 M | ROD 200 M | 12,125 | 0,00008 | 4,44396 | 19,80604 |
| ROD 10 M | ROD 400 M | 21,875 | 0 | 14,19396 | 29,55604 |
| ROD 10 M | ROD 600 M | 22,5 | 0 | 14,81896 | 30,18104 |
| ROD 10 M | ROD 800 M | 23,35 | 0 | 15,66896 | 31,03104 |
| ROD 200 M | ROD 400 M | 9,75 | 0,00314 | 2,06896 | 17,43104 |
| ROD 200 M | ROD 600 M | 10,375 | 0,00122 | 2,69396 | 18,05604 |
| ROD 200 M | ROD 800 M | 11,225 | 0,00032 | 3,54396 | 18,90604 |
| ROD 400 M | ROD 600 M | 0,625 | 1 | -7,05604 | 8,30604 |
| ROD 400 M | ROD 800 M | 1,475 | 0,9999 | -6,20604 | 9,15604 |
| ROD 600 M | ROD 800 M | 0,85 | 1 | -6,83104 | 8,53104 |

Tabela com os valores do teste de Tukey para a intensidade de decibéis, Anexo mencionado no capítulo II. Em negrito na tabela (anexo II) a diferença significativa entre os pontos a 10 m da rodovia ROD 10 M e 200 m da rodovia ROD 200 M dos demais pontos do local de estudo. CONT= Controles; ROD= Rodovia; CONT CENT= controles centrais.