



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA



**BIOACÚSTICA COMO FERRAMENTA PARA ESTUDO DA INFLUÊNCIA DO RUÍDO ANTRÓPICO
NAS AVES**

Vitor Carneiro de Magalhães Tolentino

UBERLÂNDIA-MG
FEVEREIRO/2019

Vitor Carneiro de Magalhães Tolentino

**BIOACÚSTICA COMO FERRAMENTA PARA ESTUDO DA INFLUÊNCIA DO RUÍDO ANTRÓPICO
NAS AVES**

Tese apresentada à Universidade Federal de
Uberlândia, como parte das exigências para
obtenção do título de Doutor em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais

Orientadora
Prof^a. Celine de Melo

UBERLÂNDIA-MG
FEVEREIRO/2019

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

T649b Tolentino, Vitor Carneiro de Magalhães, 1989
2019 Bioacústica como ferramenta para estudo da influência do ruído antrópico nas aves [recurso eletrônico] / Vitor Carneiro de Magalhães Tolentino. - 2019.

Orientadora: Celine de Melo.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Modo de acesso: Internet.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.te.2019.1232>

Inclui bibliografia.

Inclui ilustrações.

1. Ecologia. 2. Aves - Comportamento. 3. Aves - Migração. 4. Urbanização. I. Melo, Celine de, 1971, (Orient.) II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. III. Título.

CDU: 574

Angela Aparecida Vicentini Tzi Tziboy – CRB-6/947

Vitor Carneiro de Magalhães Tolentino

**BIOACÚSTICA COMO FERRAMENTA PARA ESTUDO DA INFLUÊNCIA DO RUÍDO ANTRÓPICO
NAS AVES**

Tese apresentada à Universidade Federal de
Uberlândia, como parte das exigências para
obtenção do título de Doutor em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais

APROVADA em 20 de Fevereiro de 2019

Prof. Dr. Ricardo Bomfim Machado – Universidade de Brasília

Prof. Dr. Paulo Antonio da Silva – Universidade do Oeste Paulista

Prof. Dr. Oswaldo Marçal Junior – Universidade Federal de Uberlândia

Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Gonzaga – Universidade Federal de Uberlândia

Prof^a. Dr^a. Celine de Melo – Universidade Federal de Uberlândia (Orientadora)

UBERLÂNDIA-MG
FEVEREIRO/2019

*“Eu fui aparelhado para gostar de passarinhos.
Tenho abundância de ser feliz por isso.”*
Trecho de “O apanhador de desperdícios” – Manoel de Barros

DEDICATÓRIA

*Dedico esta tese aos meus pais, minha
esposa Camilla e nossa filha Luiza*

AGRADECIMENTOS

Só tenho a agradecer por mais esta etapa que está sendo concluída em minha vida. Agradeço a Deus, por sempre me guiar e por permitir mais esta conquista. Agradeço aos meus pais Adélio e Aparecida pela criação que tive e por todo empenho que tiveram sempre, me apoiando e orientando para me tornar a pessoa que sou hoje. Meus exemplos de vida! Aos meus irmãos Heitor e Higor pela convivência e pelo crescimento em conjunto durante tantos anos vividos juntos.

Aos meus avós, vô Zequinha, vó Otacília e vó Cina, pelas orações e sábios ensinamentos transmitidos sempre que nos encontramos e pelo exemplo de vida e amor à família.

Agradeço à minha esposa Camilla pela companhia diária de caminhada durante todo este período, por sempre me apoiar, me incentivar a buscar sempre algo a mais e nunca desistir dos meus sonhos, por mais que as coisas estejam difíceis. Obrigado por ser mais que uma esposa e companheira de jornada. Obrigado pelo amor, pelos momentos e por nossas conquistas. Aos meu sogro José Ricardo, minha sogra Tânia e minha cunhada Isadora, pelos ensinamentos de cada dia e por todo apoio e torcida de sempre.

Agradeço à minha orientadora, Prof^a. Celine de Melo, por acreditar e incentivar minhas ideias, pelo apoio sempre que necessário, pelos muitos e valiosos ensinamentos durante os últimos seis anos e pela confiança para o desenvolvimento deste e outros trabalhos.

Aos colegas de laboratório do GEECA pelos anos de convivência e pelas trabalhosas e divertidas campanhas de campo em conjunto.

Quero agradecer à banca examinadora, Prof. Dr. Ricardo Bomfim Machado, Prof. Dr. Paulo Antonio da Silva, Prof. Dr. Oswaldo Marçal Junior e Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Gonzaga, que aceitaram o convite para participar de minha defesa e pelas sugestões e considerações que, sem dúvidas, foram fundamentais para o trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, professores e funcionários do Instituto de Biologia por fazerem parte do meu processo de crescimento durante estes quatro anos. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, pelo auxílio financeiro e pela bolsa de doutorado. À FAPEMIG e CNPq pelo auxílio financeiro para desenvolvimento dos projetos vinculados ao laboratório. E à CEMIG por disponibilizar infraestrutura e pela autorização para coleta de dados na RPPN Galheiro.

PREFÁCIO

A presente tese aborda os efeitos da urbanização sobre a avifauna que ocorre em ambientes florestais de Cerrado na região do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba, Minas Gerais, Brasil. Mais precisamente, buscamos compreender quais os efeitos dos elevados níveis de ruído causados pelas atividades antrópicas sobre os padrões de riqueza, diversidade acústica, composição e comunicação das aves comparando estas características em áreas florestais localizadas próximas de centros urbanos e rodovias às áreas distantes destas fontes de distúrbio.

O trabalho foi dividido em quatro capítulos, já escritos parcialmente em formato de artigo, para facilitar o processo de formatação para uma futura publicação em periódicos. O tópico “Áreas de estudo” aparecerá em todos os capítulos, mesmo naqueles com onde as mesmas áreas foram utilizadas, pois o formato dos capítulos já está voltado para publicação. Da mesma forma o tópico “Medição dos níveis de ruído ambiental” também irá se repetir nos capítulos.

O capítulo 1 apresenta a caracterização da composição e diversidade da comunidade sonora de cada uma das áreas de estudo. Nele comparamos a composição e diversidade da comunidade sonora entre as áreas que possuem diferentes distâncias para cidades e rodovias e, conseqüentemente, diferentes níveis de ruído ambiental. Mostramos como a paisagem sonora varia de acordo com o gradiente de antropização das áreas.

No capítulo 2 conhecemos a riqueza de espécies de aves em cada uma das áreas de estudo e verificamos se o nível de ruído ambiental é um fator que está relacionado com a diferença na riqueza de aves nas áreas de estudo.

O capítulo 3 relaciona os níveis de ruído ambiental e a riqueza de espécies gravadas com seis índices acústicos descritos na literatura, verificando se variam de acordo com as variações de ruído e riqueza de aves gravadas. Verificamos também se o ruído ambiental afeta a eficiência destes índices. Os dados deste capítulo darão suporte para as afirmações dos próximos capítulos a respeito do gradiente e grau de perturbação antrópica das áreas de estudo, comprovando que em áreas mais próximas de cidades a pressão exercida pelas atividades antrópicas gera um padrão de paisagem sonora diferente na comunidade em relação às áreas mais distantes de cidades.

O capítulo 4 mostra quais espécies de aves que ocorrem em áreas florestais com diferentes características e graus de perturbação apresentam variações em seis características de canto. Verificamos se existe uma relação entre as alterações nos parâmetros de canto das aves com os níveis de ruído ambiental, quais espécies alteram o canto e quais parâmetros são mais alterados.

SUMÁRIO

RESUMO	xiv
ABSTRACT	xv

CAPÍTULO 1 - COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DA PAISAGEM ACÚSTICA EM ÁREAS FLORESTAIS DO CERRADO

RESUMO	2
ABSTRACT	3
1. INTRODUÇÃO.....	4
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	6
2.1. Áreas de estudo.....	6
2.3. Processamento das gravações	9
2.4. Medição dos níveis de ruído ambiental	9
2.5. Cálculo da diversidade acústica.....	10
2.6. Análises Estatísticas	10
3. RESULTADOS.....	11
4. DISCUSSÃO	20
5. CONCLUSÕES	23
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	24

CAPÍTULO 2 - RELAÇÃO ENTRE RUÍDO ANTRÓPICO E RIQUEZA DE ESPÉCIES DE AVES EM ÁREAS FLORESTAIS DO CERRADO

RESUMO	30
ABSTRACT	31
1. INTRODUÇÃO.....	32
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	33
2.1. Áreas de estudo.....	33
2.4. Níveis de ruído ambiental	34
2.5. Análises Estatísticas	35
3. RESULTADOS.....	35
4. DISCUSSÃO	39
5. CONCLUSÕES	42
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	42

CAPÍTULO 3 - ÍNDICES ACÚSTICOS REFLETEM A RIQUEZA DE AVES E OS NÍVEIS DE RUÍDO AMBIENTAL EM ÁREAS FLORESTAIS DO CERRADO?

50

RESUMO	51
ABSTRACT	52
1. INTRODUÇÃO.....	53
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	55
2.1. Áreas de estudo.....	55
2.3. Processamento das gravações	59
2.4. Riqueza de espécies.....	59
2.5. Medição dos níveis de ruído ambiental	60
2.6. Cálculo dos Índices Acústicos	60
2.7. Análises Estatísticas.....	62
3. RESULTADOS.....	63
4. DISCUSSÃO	69
5. CONCLUSÕES	73
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74

CAPÍTULO 4 - EFEITO DE ALTOS NÍVEIS DE RUÍDO EM PARÂMETROS DO CANTO DE AVES EM ÁREAS FLORESTAIS DO CERRADO

RESUMO	83
ABSTRACT	84
1. INTRODUÇÃO.....	85
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	86
2.1. Áreas de estudo.....	86
2.3. Cálculo dos níveis de ruído ambiental.....	88
2.4. Análises Estatísticas	88
3. RESULTADOS.....	89
4. DISCUSSÃO	97
5. CONCLUSÕES	101
6. REFERÊNCIAS	101

CONSIDERAÇÕES FINAIS.....

ANEXOS

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1.** Localização das áreas de estudo e das cidades e rodovias mais próximas a elas. 7
- Figura 2.** A) Níveis de ruído ambiental nos grupos de áreas de estudo (rural, semi-rural, semi-urbano e urbano) e B) nível de ruído ambiental em cada área de estudo. 12
- Figura 3.** Composição geral da paisagem acústica das áreas de estudo. Percentual gerado a partir dos dados somados de todas as 27 áreas de estudo. 13
- Figura 4.** Tipos de sinais sonoros presentes nas comunidades estudadas em cada tipo da paisagem sonora. A) biofonia; B) geofonia e C) antropofonia. 14
- Figura 5.** Exemplos dos tipos de sinais sonoros (caixas vermelhas) presentes nas comunidades estudadas. A-J) biofonia; K-S) antropofonia e T) geofonia. 17
- Figura 6.** Tipos de sinais sonoros presentes nas comunidades estudadas em cada tipo da paisagem sonora. A) biofonia; B) geofonia e C) antropofonia. 18
- Figura 7.** Valores médios diversidade acústica da biofonia (A), geofonia (B) e antropofonia (C) em cada um dos grupos de áreas de estudo. D) relação negativa entre antropofonia e biofonia, cada ponto representa um trecho de gravação. 19
- Figura 8.** A) Relação entre a distância para cidades e os valores da diversidade da biofonia nas 27 áreas de estudo e B) relação entre o ruído ambiental e a diversidade da antropofonia. 20

CAPÍTULO 2

- Figura 9.** A) Níveis de ruído ambiental nos grupos de áreas (rural, semi-rural, semi-urbano e urbano); B) nível de ruído ambiental médio nas 27 áreas de estudo. C e D) Relação negativa entre os valores de níveis de ruído ambiental das 27 áreas de estudo e: a distância de cidades e rodovias, respectivamente. Linhas vermelhas representam a inclinação da curva de regressão. 36
- Figura 10.** A) Riqueza de espécies de aves em cada grupo de áreas, B) riqueza de espécies de aves em cada uma das áreas de estudo, C) tamanho das áreas em cada grupo de áreas, D) tamanho de cada uma das áreas de estudo. 37
- Figura 11.** Relação entre a riqueza de espécies de aves e: A) nível de ruído ambiental (dB), B) tamanho das áreas de estudo, C) distância de cidades e D) distância de rodovias. Linhas vermelhas representam a inclinação da curva de regressão. 39

CAPÍTULO 3

- Figura 12.** Localização das 15 áreas de estudo em relação às cidades e rodovias mais próximas. 56
- Figura 13.** Espectrograma de uma gravação de 1min., demonstrando o cálculo dos índices acústicos. A) ACI soma a diferença na intensidade dos sinais sonoros entre as faixas de frequência a cada intervalo de tempo (caixas vermelhas); B) ADI e AEI calcula a diversidade de sinais sonoros em cada faixa de frequência (linhas vermelhas) através dos índices de Shannon e Gini, respectivamente; C) BIO calcula a intensidade dos sinais sonoros em uma faixa de

frequência de 1-15 kHz (linhas vermelhas) e D) NDSI calcula taxa entre a intensidade dos sinais de antropofonia (0-1 kHz) e biofonia (1-15kHz), representadas pelas linhas vermelhas.....	62
Figura 14. A) Riqueza média de espécies gravadas por trecho nos grupos de áreas; B) riqueza média de espécies gravadas por trecho em cada área de estudo; C) riqueza total de aves gravadas nos grupos de áreas de estudo e D) boxplot dos níveis de ruído ambiental nos grupos de áreas de estudo. Mata da Água Fria (af), Mata do Rio Tijuco (b9), RPPN Galheiro (ga), Mata dos Palmitos (g0), Mata da EPAMIG-CEST (ep), Fazenda Cruzeiro (fc), Mata dos Macacos (g8), Estação Ecológica do Panga (pg), Fazenda Experimental do Glória (gl), Mata de São José (sj), Fazenda VLI-TIA (vl), Bosque John Kennedy (bo), Parque Municipal do Mocambo (mo), Parque Municipal do Sabiá (sb) e Parque Municipal Victório Siquierolli (sq).	64
Figura 15. Relação entre os níveis de ruído ambiental e A) riqueza total de espécies gravadas por área de estudo (relação negativa significativa) e B) riqueza de espécies gravadas por trecho (relação negativa não significativa).....	65
Figura 16. Valores médios dos seis Índices Acústicos (y) nas áreas de estudo (x). A) Índice de Complexidade Acústica (ACI), B) Índice de Diversidade Acústica (ADI), C) Índice de Uniformidade Acústica (AEI), D) Índice Bioacústico (BIO), E) Índice de Entropia Acústica ou Entropia Total (H) e F) Índice Normalizado da Diferença da Paisagem Acústica (NDSI). Mata da Água Fria (af), Mata do Rio Tijuco (b9), RPPN Galheiro (ga), Mata dos Palmitos (g0), Mata da EPAMIG-CEST (ep), Fazenda Cruzeiro (fc), Mata dos Macacos (g8), Estação Ecológica do Panga (pg), Fazenda Experimental do Glória (gl), Mata de São José (sj), Fazenda VLI-TIA (vl), Bosque John Kennedy (bo), Parque Municipal do Mocambo (mo), Parque Municipal do Sabiá (sb) e Parque Municipal Victório Siquierolli (sq).....	66
Figura 17. Relação entre a riqueza de aves gravadas por trecho de gravação e os valores dos índices acústicos em cada trecho de gravação. A) Índice de Complexidade Acústica (ACI), B) Índice de Diversidade Acústica (ADI), C) Índice de Uniformidade Acústica (AEI), D) Índice Bioacústico (BIO), E) Índice de Entropia Acústica ou Entropia Total (H) e F) Índice Normalizado da Diferença da Paisagem Acústica (NDSI). Linhas vermelhas representam a inclinação da reta de regressão.	68
Figura 18. Gráficos de dispersão mostrando: A) relação negativa de NDSI com os níveis de ruído ambiental (dB) e B) relação negativa de BIO com a riqueza total de espécies de aves por área de estudo. Linhas vermelhas representam a inclinação da curva de regressão.	69

CAPÍTULO 4

Figura 19. Relação dos níveis de ruído ambiental com os parâmetros de canto de <i>Camptostoma obsoletum</i>	96
--	----

ÍNDICE DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Nome, município de localização, coordenadas geográficas, e características utilizadas para a distinção entre os diferentes grupos de áreas de estudo.	8
---	---

CAPÍTULO 2

Tabela 2. Riqueza de espécies de aves registradas e níveis de ruído ambiental nas 27 áreas de estudo.....	38
Tabela 3. Modelos que melhor explicam as variações na riqueza de espécies, selecionados utilizando o critério de informação de Akaike (AICc). Apenas modelos com $\Delta AICc \leq 4$ são mostrados na tabela.....	39

CAPÍTULO 3

Tabela 4. Nome, sigla utilizada para identificação das áreas, município de localização, coordenadas geográficas, e características utilizadas para a distinção entre os diferentes grupos de áreas de estudo.	58
Tabela 5. Riqueza de espécies por trecho de gravação, riqueza total de espécies e nível de ruído ambiental [média \pm desvio padrão (amplitude), n = número de gravações analisadas] nos 04 grupos de áreas e significância das diferenças [F(p)], utilizando Análise de Variância (ANOVA).	65
Tabela 6. Valores dos índices acústicos [média \pm desvio padrão (amplitude), n = número de gravações analisadas] nos 04 grupos de áreas e significância das diferenças [F(p)], utilizando Análise de Variância (ANOVA).	67

CAPÍTULO 4

Tabela 7. Resultados e significância dos testes estatísticos realizados para verificar a diferença nos parâmetros de canto das 44 espécies entre os grupos de áreas de estudo (rural, semi-rural, semi-urbano, urbano). *resultados significativos.	89
Tabela 8. Resultados dos testes estatísticos realizados (Regressão linear) para verificar a relação entre os parâmetros de canto das 44 espécies e os níveis de ruído ambiental das áreas de estudo. *resultados significativos.	92

ANEXOS

Tabela 9. Lista das espécies de aves e suas respectivas famílias e ordens registradas (gravadas e/ou avistadas) durante o período de estudo em cada uma das 27 áreas de estudo. Classificação taxonômica segundo o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al. 2015). Fazenda Mata da Água Fria (af); Mata do córrego Vertente Comprida (b4); Mata do córrego Fundo (b5); Mata do rio Tijuco (b9); Fazenda Cachoeirinha (ci); RPPN Galheiro (ga); Mata dos Palmitos (g0); Fazenda Cabeceira do Lavrado (la); Fazenda Cachoeira (ca); Mata da EPAMIG-CEST (ep); Fazenda Beija-flor (bf); Fazenda Cruzeiro (cr); Mata do córrego do Sabão	
--	--

(g1); Mata do córrego do Jacu (g2); Mata do córrego da Grota (g3); Mata do córrego da Grota 2 (g4); Mata do Massambará (g5); Mata do córrego do Tanque (g7); Mata dos Macacos (g8); Estação Ecológica do Panga (pg); Fazenda Experimental do Glória (gl); Mata de São José (sj); Fazenda VLI-TIA (vl); Bosque Jonh Kennedy (bo); Parque Municipal do Mocambo (mo); Parque Municipal do Sabiá (sb) e Parque Municipal Victório Siquierolli (sq). 110

Tabela 10. Lista das espécies de aves gravadas e suas respectivas famílias e ordens em cada uma das 27 áreas de estudo. Classificação taxonômica segundo o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al. 2015). Fazenda Mata da Água Fria (af); Mata do córrego Vertente Comprida (b4); Mata do córrego Fundo (b5); Mata do rio Tijuco (b9); Fazenda Cachoeirinha (ci); RPPN Galheiro (ga); Mata dos Palmitos (g0); Fazenda Cabeceira do Lavrado (la); Fazenda Cachoeira (ca); Mata da EPAMIG-CEST (ep); Fazenda Beija-flor (bf); Fazenda Cruzeiro (cr); Mata do córrego do Sabão (g1); Mata do córrego do Jacu (g2); Mata do córrego da Grota (g3); Mata do córrego da Grota 2 (g4); Mata do Massambará (g5); Mata do córrego do Tanque (g7); Mata dos Macacos (g8); Estação Ecológica do Panga (pg); Fazenda Experimental do Glória (gl); Mata de São José (sj); Fazenda VLI-TIA (vl); Bosque Jonh Kennedy (bo); Parque Municipal do Mocambo (mo); Parque Municipal do Sabiá (sb) e Parque Municipal Victório Siquierolli (sq). 125

Tabela 11. Frequência mínima (Hz) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos. 134

Tabela 12. Frequência máxima (Hz) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos. 137

Tabela 13. Amplitude de frequência (Hz) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos. 140

Tabela 14. Frequência dominante (Hz) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos. 143

Tabela 15. Amplitude (dB) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos. 146

Tabela 16. Duração (s) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos. 149

RESUMO

Tolentino, Vitor Carneiro de Magalhães. Bioacústica como ferramenta para estudo da influência do ruído antrópico nas aves. Tese de Doutorado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. UFU. Uberlândia-MG. 151p.

A urbanização causa alterações na paisagem e representa uma importante ameaça à biodiversidade. Altos níveis de ruído levam à diminuição da diversidade, riqueza e sucesso reprodutivo das aves; impõem desafios para as aves se comunicarem durante interações sociais, principalmente para atrair parceiro durante a reprodução e na defesa do território; e causam alterações nos padrões de vocalização das aves e na composição da paisagem acústica. Os objetivos foram calcular os níveis de ruído ambiental, descrever a composição da paisagem acústica e calcular a diversidade acústica verificando se variam entre grupos de áreas e se estão relacionados com o ruído ambiental; verificar se riqueza de aves variam e quais características das áreas florestais melhor explicam a variação na riqueza de espécies de aves nestes ambientes; calcular seis índices acústicos [Índice de Complexidade Acústica (ACI), Índice de Diversidade Acústica (ADI), Índice de Uniformidade Acústica (AEI), Índice Bioacústico (BIO), Índice de Entropia Acústica ou Entropia Total (H) e Índice Normalizado da Diferença da Paisagem Acústica (NDSI)] e verificar se estão relacionados com a riqueza de espécies vocalizando e com os níveis de ruído; e verificar quais espécies apresentam variações nos parâmetros de canto e qual parâmetro apresenta maior sensibilidade aos efeitos do ruído ambiental. As áreas foram agrupadas em áreas rurais, semi-rurais, semi-urbanas e urbanas. Foram realizadas gravações entre março/2015 e fevereiro/2018 com gravador digital Marantz PMD 661 Mark II e microfone direcional Sennheiser ME67-K6. O nível de ruído ambiental foi medido com um medidor de Nível de Pressão Sonora. O nível de ruído ambiental foi maior nas áreas urbanas e menor nas áreas rurais. A paisagem acústica das áreas é composta principalmente por sons de aves, insetos e tráfego de veículos. A distância para cidades foi o fator mais relacionado à biofonia e o nível de ruído foi o mais associado à antropofonia. Áreas rurais apresentam maior biofonia e áreas urbanas maior antropofonia. A riqueza média de espécies gravadas por trecho foi maior nas áreas rurais e menor nas áreas semi-rurais. A riqueza de aves registradas está negativamente relacionada com os níveis de ruído ambiental e positivamente relacionada com o tamanho das áreas. A riqueza de aves gravadas por área foi maior nas áreas rurais e menor nas áreas urbanas. Os seis Índices Acústicos analisados variaram entre as áreas e entre os grupos de áreas. A riqueza de aves por trecho de gravação está relacionada com ADI, AEI, H, BIO e NDSI, mas não com ACI. Apenas NDSI está relacionado com os níveis de ruído ambiental e apenas o BIO está relacionado com a riqueza total de aves. Quarenta e uma espécies de aves apresentaram variações em parâmetros de canto. Em áreas com maiores níveis de ruído, 26 espécies apresentaram maior frequência mínima, 18 maior frequência máxima, 13 menor amplitude de frequência, 14 maior frequência dominante, 22 maior amplitude do canto e nove menor duração do canto. A distância para as cidades e os níveis de ruído ambiental explicam as variações na antropofonia e biofonia. BIO é o que melhor reflete a riqueza de espécies de aves gravadas e NDSI o que melhor avalia impactos antrópicos. O parâmetro frequência mínima foi o que apresentou maior sensibilidade às alterações nos níveis de ruído ambiental.

Palavras-chave: vocalização das aves; paisagem acústica; variação de canto; adaptação acústica; avifauna; índices acústicos; riqueza de aves; urbanização.

ABSTRACT

Tolentino, Vitor Carneiro de Magalhães. Bioacoustics as a tool to study the influence of anthropic noise on birds. Doctoral Thesis in Ecology and Conservation of Natural Resources. UFU. Uberlândia-MG. 151p.

Urbanization cause changes in the landscape and represents an important threat to biodiversity. High noise levels lead to diminishing diversity, richness and reproductive success of birds, pose challenges for birds communication during social interactions, mainly to attract a female during reproduction and in the defense of the territory, and cause changes in the bird vocalization patterns and soundscape composition. The objectives were to calculate the environmental noise levels, to describe the composition of the soundscape and to calculate the acoustic diversity verifying if they vary between groups of areas and if they are related to the environmental noise. To verify if bird richness vary and what characteristics of forest areas (size and distance to cities and highways) best explain the variation in the richness of bird species in these environments. To calculate six acoustic indices [Acoustic Complexity Index (ACI), Acoustic Diversity Index (ADI), Acoustic Evenness Index (AEI), Bioacoustic Index (BIO), Acoustic Entropy Index or Total Entropy (H), Normalized Difference Soundscape Index (NDSI)] and verify if they are related to vocalizing species richness and noise levels. To verify which species present variations in the song parameters and which parameter presents greater sensitivity to the effects of environmental noise. The areas were grouped into rural, semi-rural, semi-urban and urban areas. We made recordings between March / 2015 and February / 2018 with Marantz PMD 661 Mark II digital recorder and Sennheiser ME67-K6 directional microphone. The environmental noise level was measured with a Sound Pressure Level meter. The environmental noise level was higher in urban areas and lower in rural areas. The acoustic landscape of the areas consists mainly of sounds of birds, insects and vehicular traffic. The distance to cities was the most related factor to the variation in the biophony and the noise level was the one that was better associated with the anthrophony. Rural areas present higher biophony and urban areas greater anthrophony. The average richness of species recorded per stretch was higher in rural areas and lower in semi-rural areas. The richness of recorded birds is negatively related to environmental noise levels and positively related to the size of areas. The recorded richness of birds per area was higher in rural areas and lower in urban areas. The six Acoustic Indexes analyzed varied between the areas and between the groups of areas. The richness of birds per recording segment is related to ADI, AEI, H, BIO and NDSI, but is not related to ACI. Only NDSI is related to environmental noise levels and only BIO is related to the total richness of birds. Forty-one species of birds showed variations in corner parameters. In areas with higher noise levels, 26 species had a higher minimum frequency, 18 had a higher maximum frequency, 13 had a lower frequency range, 14 had a higher dominant frequency, 22 had greater song amplitude, and 09 had shorter song length. The distance to cities and environmental noise levels are the main factors associated with variations in anthrophony and biophony. BIO is the index that best reflects the richness of recorded bird species and NDSI the best to evaluate human impacts. The parameter minimum frequency was the one that presented greater sensitivity to the changes in the environmental noise levels.

Key-words: bird vocalization; soundscape; song variation; acoustic adaptation; avifauna; acoustic indices; bird richness; urbanization.

CAPÍTULO 1

COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DA PAISAGEM ACÚSTICA EM ÁREAS FLORESTAIS DO CERRADO

RESUMO

O estudo da paisagem acústica permite o conhecimento da biodiversidade e dinâmica das comunidades com espécies que exibem atividade vocal em ecossistemas com diferentes tipos de impactos antrópicos. É a distribuição geográfica dos sons produzidos por diversas fontes em uma determinada paisagem geográfica e o resultado da sobreposição de três distintos tipos de fontes sonoras produzidos por agentes bióticos ou abióticos: geofonia, biofonia e antropofonia. A geofonia é representada por todos os tipos de sons produzidos por agentes naturais não biológicos tais como os ventos, a biofonia é todo tipo de som emitido por organismos vivos não humanos e a antropofonia é o resultado das atividades antrópicas, como o movimento de carros, trens, caminhões e aviões. A urbanização é uma das maiores causas de alterações na paisagem e representa uma importante ameaça à biodiversidade. Os objetivos foram descrever a composição da paisagem acústica de áreas florestais do Cerrado com diferentes graus de antropização, calcular a diversidade acústica (diversidade de sons da biofonia, da geofonia e da antropofonia) nos fragmentos e verificar se variam entre os grupos de áreas. Verificar se as diversidades acústicas estão relacionadas com os níveis de ruído ambiental, distância até as cidades, distância até as rodovias e tamanho das áreas e ainda calcular os níveis de ruído ambiental das áreas. As 27 áreas foram selecionadas devido à sua proximidade a ambientes urbanos e divididas em quatro grupos: áreas rurais, semi-rurais, semi-urbanas e urbanas. Foram realizadas gravações dos sinais sonoros e medidas do nível de ruído ambiental em todas as áreas entre março de 2015 e fevereiro de 2018. A diversidade acústica foi calculada como sendo o número de tipos de sinais sonoros únicos. O nível de ruído ambiental foi maior nas áreas urbanas e menor nas áreas rurais. A paisagem acústica das áreas é composta por uma grande variedade de sons, sendo as aves, os insetos e o tráfego de veículos os tipos de sons mais representativos. A biofonia foi mais representativa em áreas rurais e reduziu seguindo o gradiente por áreas semi-rurais, semi-urbanas e urbanas. A antropofonia apresentou padrão contrário, sendo maior em áreas urbanas e reduzindo conforme o gradiente de áreas semi-urbanas, semi-rurais e rurais. A geofonia não variou entre os grupos de áreas. Antropofonia e biofonia apresentaram correlação negativa significativa. A distância para cidades foi o fator mais relacionado à variação na biofonia e o nível de ruído ambiental foi o que melhor se associou à antropofonia. Áreas rurais apresentam maior biofonia enquanto que áreas urbanas são caracterizadas por maior antropofonia. A biofonia nas áreas de estudo foi composta principalmente por sons de aves e insetos e a antropofonia, principalmente por sons gerados pelo tráfego de veículos. A distância para as cidades e os níveis de ruído ambiental são os principais fatores associados às variações na antropofonia e biofonia.

Palavras-chave: biofonia; antropofonia; sinais sonoros; biodiversidade; ruído ambiental

ABSTRACT

The soundscape study allows the knowledge of the biodiversity and dynamics of the communities with species that exhibit vocal activity in ecosystems with different types of anthropogenic impacts. It is the geographic distribution of sounds produced by several sources in a given geographic landscape and the result of overlapping three different types of sound sources produced by biotic or abiotic agents: geophony, biophony and anthrophony. Geophony is all types of sounds produced by natural non-biological agents, such as winds; biophony is all kinds of sound emitted by non-human living organisms and the anthrophony is the result of anthropic activities such as the movement of cars, trains and trucks and airplanes. Urbanization is a major cause of changes in the landscape and represents a major threat to biodiversity. The objectives were to describe the composition of the acoustic landscape of forest areas of Cerrado with different degrees of anthropization, to calculate the acoustic diversity (diversity of sounds of the biophony, geophony and anthrophony) in the areas and to verify if they vary between groups of areas. In addition, verify if the acoustic diversities are related to environmental noise levels, distance to cities, distance to highways and area size, and calculate the environmental noise levels of the areas. The 27 areas were selected because of their proximity to urban environments and were divided into four groups: rural, semi-rural, semi-urban and urban areas. Sound recordings and ambient noise level measurements were performed in all areas between March 2015 and February 2018. The acoustic diversity was calculated as the number of individual sound signal types. The environmental noise level was higher in urban areas and lower in rural areas. The soundscape of the areas consists of a wide variety of sounds, with birds, insects and vehicular traffic being the most representative types of sounds. The biophony was more representative in rural areas and reduced after the gradient through semi-rural, semi-urban and urban areas. Anthrophony presented the opposite pattern, being higher in urban areas and reducing according to the gradient of semi-urban, semi-rural and rural areas. Geophony did not vary between groups of areas. Anthrophony and biophony had a significant negative correlation. The distance to the cities was the most related factor to the variation in the biophony and the environmental noise level was the one that was better associated with the anthrophony. The rural areas present a greater biofonia while the urban areas are characterized by greater anthrophony. The biophony in the study areas was composed mainly of sounds of birds and insects. The anthrophony was composed mainly by sounds generated by vehicular traffic. The distance to the cities and the environmental noise levels are the main factors associated to the variations of the anthrophony and the biophony.

Key-words: biophony; anthrophony; sound signals; biodiversity; environmental noise

1. INTRODUÇÃO

Entender a dinâmica e complexidade dos ambientes tem se tornado de grande necessidade devido ao crescimento e expansão das populações humanas (MICHENER et al. 2001) e das áreas urbanas (KASTEN et al. 2012). Com isso, os ecossistemas de entorno se tornam fragilizados e têm que se reestruturar para suportar a nova infraestrutura urbana (KASTEN et al. 2012). Com as atividades humanas, as funções, a estrutura e a complexidade dos ecossistemas são alteradas, e para entender melhor estes efeitos, surgiram diversos indicadores ecológicos (VITOUSEK et al. 1997). Dentre as diversas perspectivas sob as quais podemos explorar e descrever a complexidade ecológica dos ambientes, o estudo da paisagem acústica pode ser uma opção para trabalhos de curta e longa duração (FARINA & PIERETTI 2012). O estudo da paisagem acústica permite o conhecimento da biodiversidade e da dinâmica das comunidades com espécies com atividade vocal (DEICHMANN et al. 2017), assim como conhecer os demais tipos e sons não biológicos naturais ou antrópicos presentes no ecossistema (PIJANOWSKI et al. 2011).

A paisagem acústica é usada para designar uma variedade de disciplinas que descrevem a relação entre a paisagem e sua composição de sons (SOUTHWORTH 1969; PIJANOWSKI et al. 2011). A paisagem acústica é a distribuição geográfica dos sons produzidos por diversas fontes em uma determinada paisagem geográfica (FARINA 2014). É o resultado da sobreposição de três distintos tipos de fontes sonoras produzidos por agentes bióticos ou abióticos: geofonia, biofonia e antropofonia (FARINA 2014). Estas fontes são estreitamente relacionadas à estrutura e funcionamento das paisagens geográficas (PIJANOWSKI et al. 2011) e desempenham um importante papel nas interações intra e interespecíficas (KROODSMA 1985; GAGE & AXEL 2014; PIJANOWSKI et al. 2011; FARINA 2014).

A geofonia é representada por todos os tipos de sons produzidos por agentes naturais não biológicos tais como os ventos, vulcões, ondas dos mares, águas correntes em córregos e rios, chuvas, tempestades e relâmpagos, avalanches, terremotos e inundações. Representa o ruído de fundo com os quais outros tipos de sons podem se sobrepor, misturar ou se mascarar. A geofonia é fortemente influenciada pelas características geomorfológicas da região e pelas condições climáticas locais (FARINA 2014). A biofonia é todo tipo de som emitido por organismos vivos não humanos em um determinado bioma (KRAUSE 2012). Desta forma, cada bioma e cada paisagem dentro dos biomas possui sua própria biofonia (Farina 2014). A composição da biofonia varia de acordo com a região (regiões temperadas *versus* tropicais),

com o tipo de ambiente (ambientes terrestres *versus* aquáticos) e de acordo com a latitude, estação do ano e horas do dia (FARINA 2014). A antropofonia é o resultado do movimento de carros, trens, caminhões, aviões, maquinário industrial e doméstico, sinos e demais sons resultantes de atividades humanas e é a maior causa da poluição sonora (FARINA 2014). Com o aumento do desenvolvimento urbano e globalização está se tornando o tipo de som mais comum em muitas partes do mundo.

A urbanização é uma das maiores causas de alterações na paisagem e representa uma importante ameaça à biodiversidade (WILCOX & MURPHY 1985). O aumento da urbanização causa a redução da diversidade de espécies e do sucesso reprodutivo de diversos grupos animais (RHEINDT 2003; FRANCIS et al. 2009; PATÓN, et al. 2012; RÍOS-CHELÉN et al. 2012, PROPPE et al. 2013). O impacto das atividades humanas não está somente ligado à destruição dos habitats, fragmentação e poluição em geral, mas também à uma degradação do ambiente sonoro dos ecossistemas (FARINA 2014), gerando um aumento do ruído ambiental. Os altos níveis de ruído causados pelas atividades antrópicas impõem desafios para a sobrevivência, interações e reprodução das espécies que utilizam a comunicação sonora (SLABBEKOORN & PEET 2003; KATTI & WARREN 2004). Com a rápida destruição das áreas de vegetação nativa do Bioma Cerrado nos últimos anos (FRANÇOSO et al. 2015) e o crescimento das áreas urbanas dentro deste bioma, fatores estes associados à urbanização, são necessários trabalhos com respostas rápidas e precisas, para entender como a biodiversidade do Cerrado está respondendo a este processo de rápida urbanização.

Áreas urbanas podem possuir maiores níveis de ruído ambiental e maior diversidade de sons da antropofonia, pois apresentam maior influência da urbanização e das atividades humanas. Já as áreas rurais podem apresentar menores níveis de ruído ambiental e maior diversidade de sons da biofonia, uma vez que estão mais isoladas de cidades e das atividades humanas. Com isso, os objetivos deste capítulo foram: I) descrever a composição da paisagem acústica de áreas florestais do Cerrado com diferentes graus de antropização, diferentes níveis de ruído antrópico e diferentes localizações em relação às cidades e rodovias (áreas rurais, semi-rurais, semi-urbanas e urbanas) e verificar se o padrão proposto por Farina (2014) é observado nas áreas, II) calcular a diversidade acústica (diversidade de sons da biofonia, da geofonia e da antropofonia) nas áreas e verificar se variam entre os grupos de áreas e se estão relacionadas com os níveis de ruído ambiental, distância até as cidades, distância até as rodovias e tamanho das áreas e III) calcular os níveis de ruído ambiental das áreas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo

O estudo foi realizado em 27 áreas florestais de Cerrado, formadas principalmente por matas de galeria/ciliar e florestas estacionais semidecíduais. As áreas estão localizadas em nove municípios da mesorregião do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba: Araguari, Cruzeiro da Fortaleza, Ituiutaba, Lagoa Formosa, Patos de Minas, Perdizes, Serra do Salitre, Uberaba e Uberlândia e um município na mesorregião do Noroeste de Minas: Presidente Olegário (Figura 1).

Todas as áreas estão inseridas na bacia do rio Paranaíba e a região está sob o domínio do Cerrado. A região encontra-se altamente impactada e fragmentada pela ação do homem (OLIVEIRA-FILHO et al. 1994; MACHADO et al. 2004), com mais de 70% da área ocupada pela agricultura e pecuária (BRITO & PRUDENTE 2005). O clima na região é do tipo Aw (sazonal com estações chuvosa e seca bem marcadas), segundo a classificação climática de Köppen, com verão quente e chuvoso entre os meses de outubro e março e inverno seco e frio entre abril e setembro. A pluviosidade média anual varia em torno de 1.583,6 mm e a temperatura média é de 22,3 °C (SILVA & ASSUNÇÃO 2004).

As áreas foram selecionadas devido a sua proximidade a ambientes urbanos, sendo divididas em quatro grupos de acordo com a localização do fragmento e distâncias até a cidades e rodovias mais próximas. Os grupos foram nomeados de “Áreas rurais”: inclui fragmentos fora de ambientes urbanos e a uma distância maior que 05 km em linha reta de cidades, rodovias e aeroportos; “Áreas semi-rurais”: fragmentos fora de ambientes urbanos, com distância maior que 05 km das cidades e aeroportos, porém a menos de 05 km de rodovias; “Áreas semi-urbanas”: os fragmentos estão localizados nos limites dos ambientes urbanos, a menos de 01 km de cidades e rodovias e “Áreas urbanas”: os fragmentos estão dentro do perímetro urbano (Figura 1 e Tabela 1).

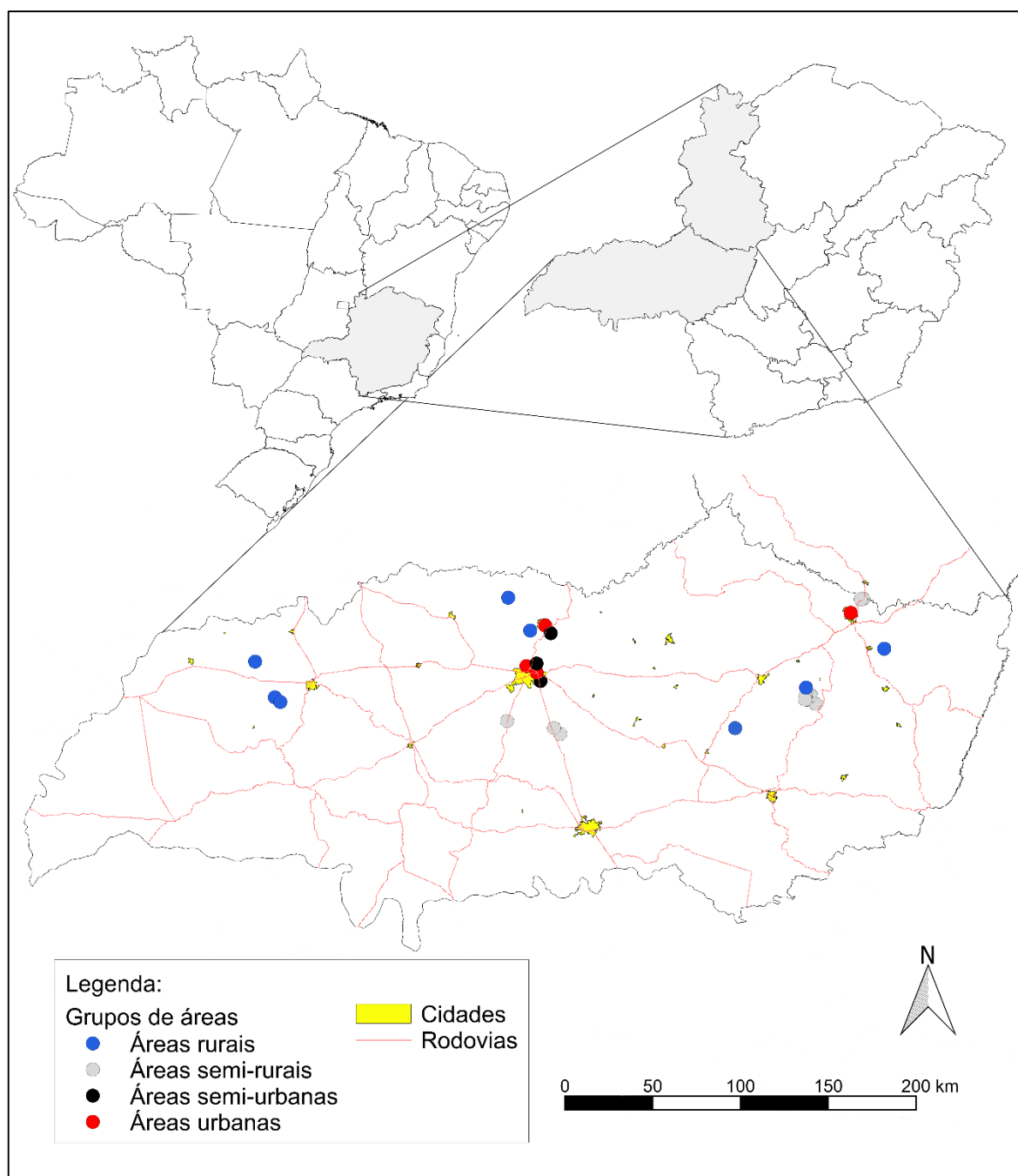


Figura 1. Localização das áreas de estudo e das cidades e rodovias mais próximas a elas.

Tabela 1. Nome, município de localização, coordenadas geográficas, e características utilizadas para a distinção entre os diferentes grupos de áreas de estudo.

Área	Município	Tipo	Coordenadas		Tamanho (ha)	Distância de rodovias (km)	Distância de cidades (km)
			Latitude	Longitude			
Fazenda Mata da Água Fria (af)	Araguari	Rural	18°29'54,57"S	48°23'8,19"O	122	5,15	26,03
Mata do córrego Vertente Comprida (b4)	Ituiutaba	Rural	19°02'44,32"S	49°40'6,34"O	92,2	9,56	19,02
Mata do córrego Fundo (b5)	Ituiutaba	Rural	19°04'16,39"S	49°38'17,26"O	23,4	12,25	17,11
Mata do rio Tijuco (b9)	Ituiutaba	Rural	18°50'57,92"S	49°46'35,18"O	60,8	9,57	23,96
Fazenda Cachoeirinha (ci)	Araguari	Rural	18°40'43,53"S	48°15'52,85"O	39,6	6,09	5,08
RPPN Galheiro (ga)	Perdizes	Rural	19°12'55,59"S	47°08'20,13"O	170	7,1	19,75
Mata dos Palmitos (g0)	Cruzeiro da Fortaleza	Rural	18°59'33,86"S	46°44'56,43"O	109	7,98	8,97
Fazenda Cabeceira do Lavrado (la)	Lagoa Formosa	Rural	18°46'43,68"S	46°19'9,44"O	9,49	9,92	6,9
Fazenda Cachoeira (ca)	Presidente Olegário	Semi-rural	18°30'14,78"S	46°26'5,97"O	5,26	0,54	7,66
Mata da EPAMIG-CEST (ep)	Patos de Minas	Semi-rural	18°30'25,79"S	46°26'50,78"O	62,6	0,52	6,75
Fazenda Beija-flor (bf)	Uberaba	Semi-rural	19°14'49,67"S	48°05'57,59"O	19,4	3,64	29,5
Fazenda Cruzeiro (cr)	Uberaba	Semi-rural	19°12'54,33"S	48°08'3,56"O	42,2	1,39	28,05
Mata do córrego do Sabão (g1)	Serra do Salitre	Semi-rural	19°04'51,64"S	46°41'44,45"O	30,5	1,47	5,34
Mata do córrego do Jacu (g2)	Serra do Salitre	Semi-rural	19°03'28,36"S	46°44'41,30"O	10,4	0,89	7,88
Mata do córrego da Grota (g3)	Serra do Salitre	Semi-rural	19°02'14,21"S	46°43'13,30"O	6,0	3,37	7,77
Mata do córrego da Grota 2 (g4)	Serra do Salitre	Semi-rural	19°01'46,13"S	46°43'41,97"O	17,2	3,92	8,92
Mata do Massambará (g5)	Serra do Salitre	Semi-rural	19°01'52,06"S	46°44'42,99"O	42,0	3,72	9,95
Mata do córrego do Tanque (g7)	Serra do Salitre	Semi-rural	19°02'22,67"S	46°45'03,29"O	15,6	3,02	9,77
Mata dos Macacos (g8)	Serra do Salitre	Semi-rural	19°03'23,44"S	46°45'17,38"O	39,3	1,15	8,64
Estação Ecológica do Panga (pg)	Uberlândia	Semi-rural	19°10'31,82"S	48°23'32,29"O	112	0,29	17,69
Fazenda Experimental do Glória (gl)	Uberlândia	Semi-urbano	18°57'23,26"S	48°12'30,24"O	62,9	0,85	0,92
Mata de São José (sj)	Uberlândia	Semi-urbano	18°51'37,08"S	48°13'48,50"O	24,6	0,69	0,73
Fazenda VLI-TIA (vl)	Araguari	Semi-urbano	18°41'37,64"S	48°09'06,95"O	32,7	0,67	0,54
Bosque Jonh Kennedy (bo)	Araguari	Urbano	18°39'04,04"S	48°10'57,37"O	11,7	1,93	0
Parque Municipal do Mocambo (mo)	Patos de Minas	Urbano	18°34'53,50"S	46°30'12,80"O	3,93	4,29	0
Parque Municipal do Sabiá (sb)	Uberlândia	Urbano	18°54'33,04"S	48°13'47,64"O	26,7	0,26	0
Parque Municipal Victório Siquierolli (sq)	Uberlândia	Urbano	18°52'27,46"S	48°17'08,42"O	17,4	1,84	0

2.2. Gravações dos sinais sonoros

Dentro de cada área de estudo, foi determinada uma transecção com comprimento de aproximadamente 01 km. As transecções foram percorridos no período da manhã, entre 6:00 e 11:00 horas para realização das gravações. Todas as áreas foram visitadas quatro vezes no período entre março de 2015 e fevereiro de 2018.

Foram feitas gravações de todos os tipos sinais sonoros nas áreas de estudo e de todo tipo de som proveniente de atividades antrópicas e geológicas. As gravações foram feitas com gravador digital Marantz PMD 661 Mark II configurado com taxa de amostragem de 48.000 Hz e resolução 32 bits de oscilação e microfone direcional Sennheiser ME67-K6. Todas as gravações e os metadados [nome das espécies; características, município e nome das áreas de estudo, data e horário das gravações e outras informações pertinentes] estão depositadas em arquivos juntamente ao Laboratório de Ornitologia e Bioacústica (LORB) da Universidade Federal de Uberlândia. A nomenclatura e ordem taxonômica das espécie de aves seguiram o proposto pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al. 2015)

2.3. Processamento das gravações

As gravações foram divididas em trechos de 1 minuto de duração através do programa Kaleidoscope (*Wildlife Acoustic Inc., USA*), conforme sugerido por Sueur et al. (2014), para permitir comparações entre as gravações. Foram realizadas 76,5 horas de gravações nas áreas de estudo, que geraram 4.590 arquivos de 1 min de duração cada. Para as análises, foram selecionados 40 trechos em cada uma das áreas de estudo (totalizando 1080 trechos), contemplando horários entre 6:00 e 9:00 horas, período de maior atividade da avifauna.

As representações gráficas das vocalizações e dos trechos de 1min. de gravação foram feitas por espectrogramas, oscilogramas e espectros de potência confeccionados a partir do pacote Seewave (versão 1.6) (SUEUR et al. 2008) do programa R v3.4.1 (R CORE TEAM 2018).

2.4. Medição dos níveis de ruído ambiental

O nível de ruído ambiental de cada área de estudo foi aferido com um medidor de Nível de Pressão Sonora (NPS) calibrado (modelo Instrutherm DEC-490). O aparelho foi utilizado em todas as áreas com a mesma configuração: amplitude medida em dBA e resposta rápida (uma medida por segundo), com variação de ruído medido entre 30 e 80 decibéis (dB). O ruído ambiental foi medido em decibéis (dB) e as medições feitas em períodos de 1 minuto de

duração a cada uma hora durante o mesmo tempo e nas mesmas transecções onde as gravações das vocalizações das aves estavam sendo realizadas. O medidor de NPS foi colocado a uma altura de aproximadamente 1,5 m do chão, apontado para cima.

2.5. Cálculo da diversidade acústica

Para a análise da composição da paisagem acústica de cada comunidade estudada foi calculada a diversidade da biofonia, da geofonia e da antropofonia de cada área de estudo. A diversidade acústica foi calculada como sendo o número de tipos de sinais sonoros únicos diferentes uns dos outros em cada uma das gravações (FAIRBRASS et al. 2017). Foram feitas varreduras manual e auditiva dos espectrogramas de todas as gravações para identificação dos sinais sonoros. Os espectrogramas foram analisados pelo programa Audacity 2.2.2 (AUDACITY TEAM 2018) e computados através da Transformada Rápida de Fourier (FFT)¹ com resolução de 512 pontos².

A diversidade biótica corresponde ao número de espécies de animais com sinais sonoros gravados. Todas as espécies de aves, mamíferos e anuros foram identificadas em nível de espécie pelo reconhecimento de sua vocalização ou por reconhecimento visual durante a realização das gravações. Os sinais sonoros dos insetos e demais invertebrados foram identificados apenas em tipos com base nas características de duração, frequência e forma dos sinais sonoros no espectrograma. A diversidade da antropofonia e a diversidade da geofonia foram calculadas como o número de tipos de sinais sonoros associados a cada classe nas gravações. Os animais de estimação e de criação foram considerados sinais sonoros pertencentes à antropofonia, pois são exóticos e inseridos pelo homem.

2.6. Análises Estatísticas

Os níveis de ruído ambiental e a diversidade acústica da biofonia, antropofonia e geofonia calculados para cada área de estudo e foram representados a partir de suas médias, desvios padrão, amplitude dos valores e tamanho amostral. A diferença nos níveis de ruído ambiental entre os quatro grupos de áreas foi testada utilizando-se Análises de Variância (ANOVA)

¹ Função matemática que transforma o sinal sonoro gravado em uma representação gráfica da frequência em Hz (eixo x) em função do tempo (eixo y) (Farina 2014).

² Resolução da representação gráfica do sinal sonoro, considerada satisfatória para frequência e tempo (Farina 2014).

independentes. As diferenças da diversidade da biofonia, antrofonia e geofonia entre os grupos de áreas de estudo foram testadas utilizando-se Análises de Variância (ANOVA) independentes para cada parâmetro. Testamos o efeito do nível de ruído ambiental, do tamanho das áreas, da distância das áreas até cidades e da distância das áreas até rodovias sobre as diversidades da biofonia, geofonia e antrofonia através de modelos lineares mistos para cada um. Foram construídos modelos com a combinação dos fatores citados acima, um modelo nulo apenas com o intercepto e um modelo global com todos os fatores. Os modelos foram comparados e selecionados seguindo o critério de informação de Akaike (BURNHAM & ANDERSON 2002), corrigido para amostras de tamanho reduzido (AICc) (HURVICH & TSAI 1989). Variáveis com alta correlação ($>0,6$) não foram utilizadas no mesmo modelo. As representações gráficas e os testes estatísticos foram feitos no programa R v3.4.1 (R CORE TEAM 2018). Todos os testes foram precedidos por testes de normalidade dos dados e conduzidos em nível de significância $\alpha = 0,5\%$.

3. RESULTADOS

O nível de ruído ambiental médio das áreas de estudo foi de $38,68 \pm 4,87$ dB (média \pm desvio padrão) e variou de $31,45 \pm 2,68$ dB na Mata do Rio Tijuco (TIJ), classificada como área rural e localizada no município de Ituiutaba, a $49,89 \pm 2,90$ dB no Parque do Sabiá (SAB), classificada como área urbana e localizada em Uberlândia. Foi encontrada diferença significativa nos níveis de ruído entre os quatro grupos de áreas ($F_{3,23} = 23,927$; $p < 0,001$), sendo que os níveis de ruído ambiental médio nas áreas urbanas foi de $45,43 \pm 3,42$ dB, nas áreas classificadas como semi-urbanas foi de $43,21 \pm 1,53$ dB, nas semi-rurais foi de $36,91 \pm 2,50$ dB e nas áreas rurais de $35,44 \pm 2,27$ dB (Figura 2).

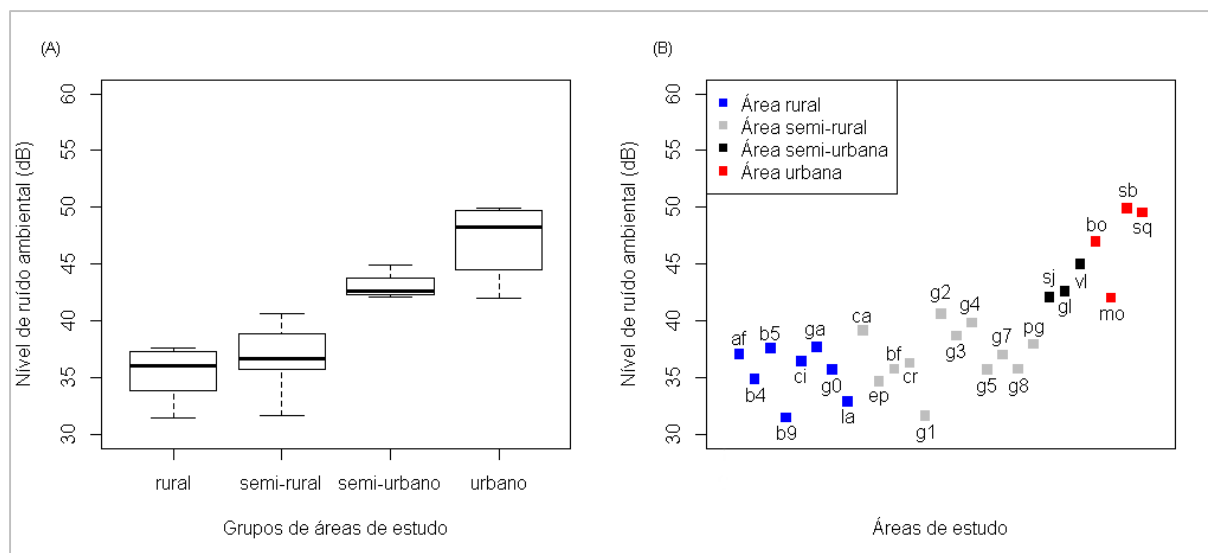


Figura 2. A) Níveis de ruído ambiental nos grupos de áreas de estudo (rural, semi-rural, semi-urbano e urbano) e B) nível de ruído ambiental em cada área de estudo.

A paisagem acústica das áreas de estudo é composta por uma grande variedade de sons. De modo geral, os sons mais comuns das áreas foram os sons das aves (54,43%), de insetos (16,92%), seguidos pelos provenientes de tráfego de veículos (12,58%), como carros, caminhões e motocicletas e pelos sons de ventos (4,19%) (Figura 3, Figura 4 e Figura 5). Os sons de origem biótica, que formam a biofonia são representados por sinais sonoros emitidos principalmente pelas aves (75,79%), insetos (23,59%), mamíferos (0,6%) e anfíbios (0,06%) (Figura 4A e Figura 5). Os sons de origem antrópica, que compõem a antropofonia são principalmente vindos do tráfego de veículos (54,96%), de animais de criação e estimação (14,12%) como galinhas, vacas e cachorros e de sons emitidos pelos humanos (8,87%), como as vozes e os sons de passos (Figura 4C e Figura 5). E os sons naturais de origem abiótica, que compõem a geofonia são em sua maioria vindos dos ventos (79,29%) e o restante gerados por cursos d'água (20,71%) (Figura 4B e Figura 5).

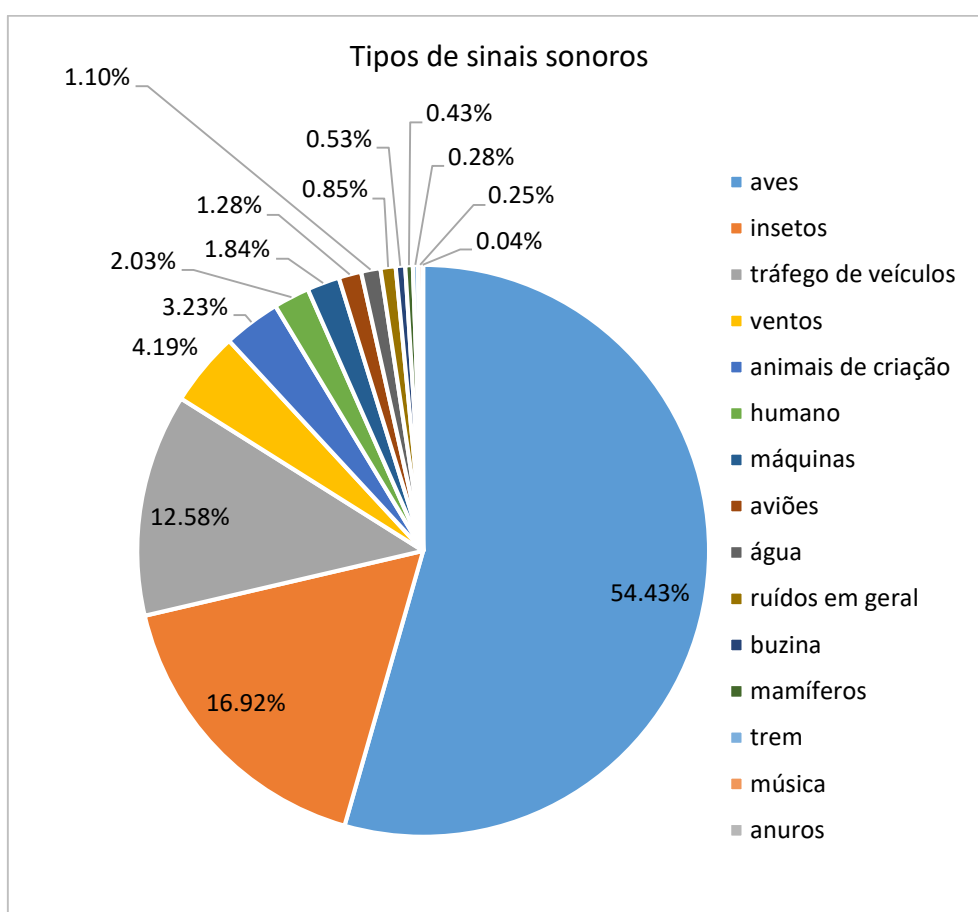


Figura 3. Composição geral da paisagem acústica das áreas de estudo. Percentual gerado a partir dos dados somados de todas as 27 áreas de estudo.

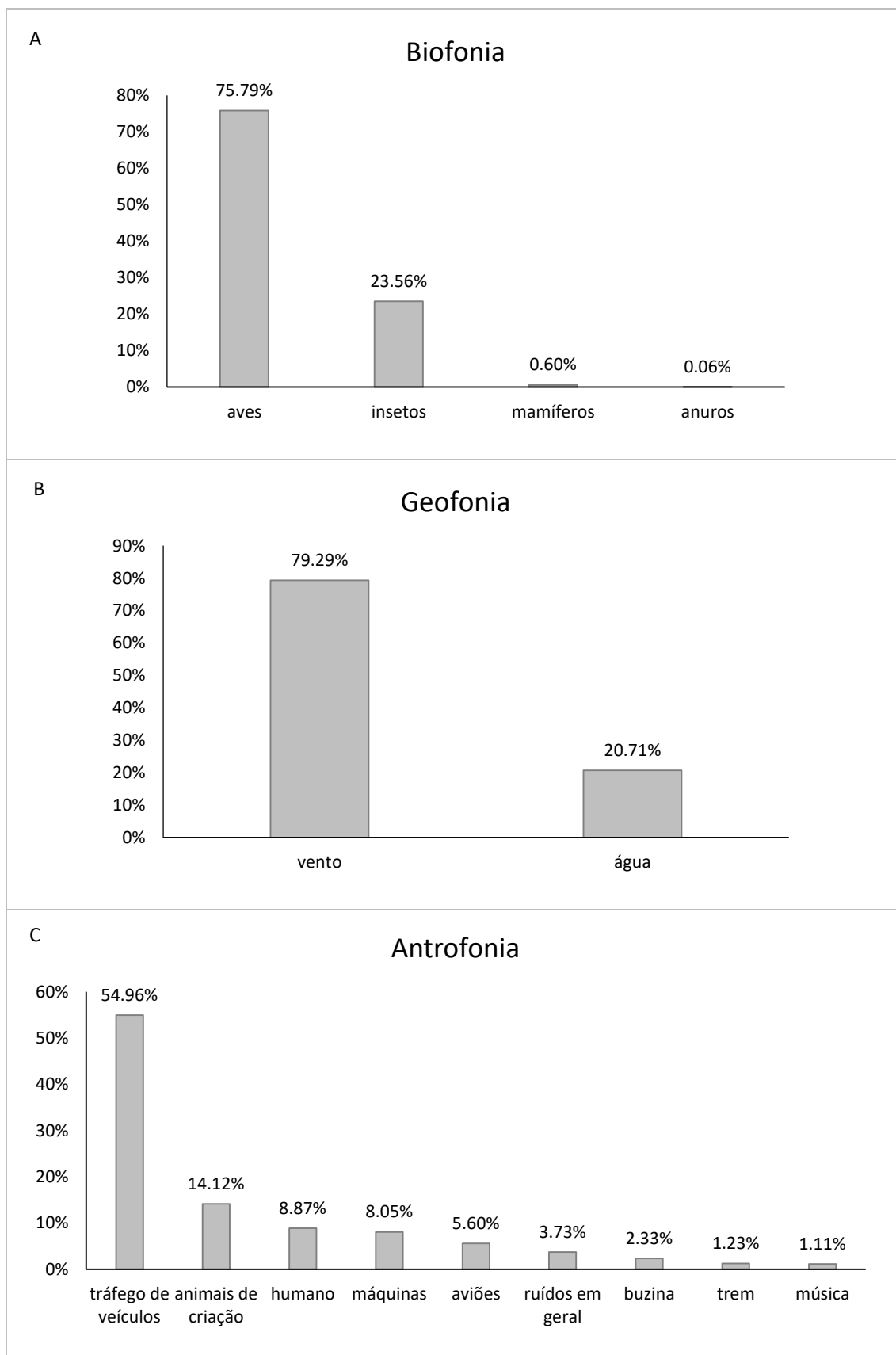
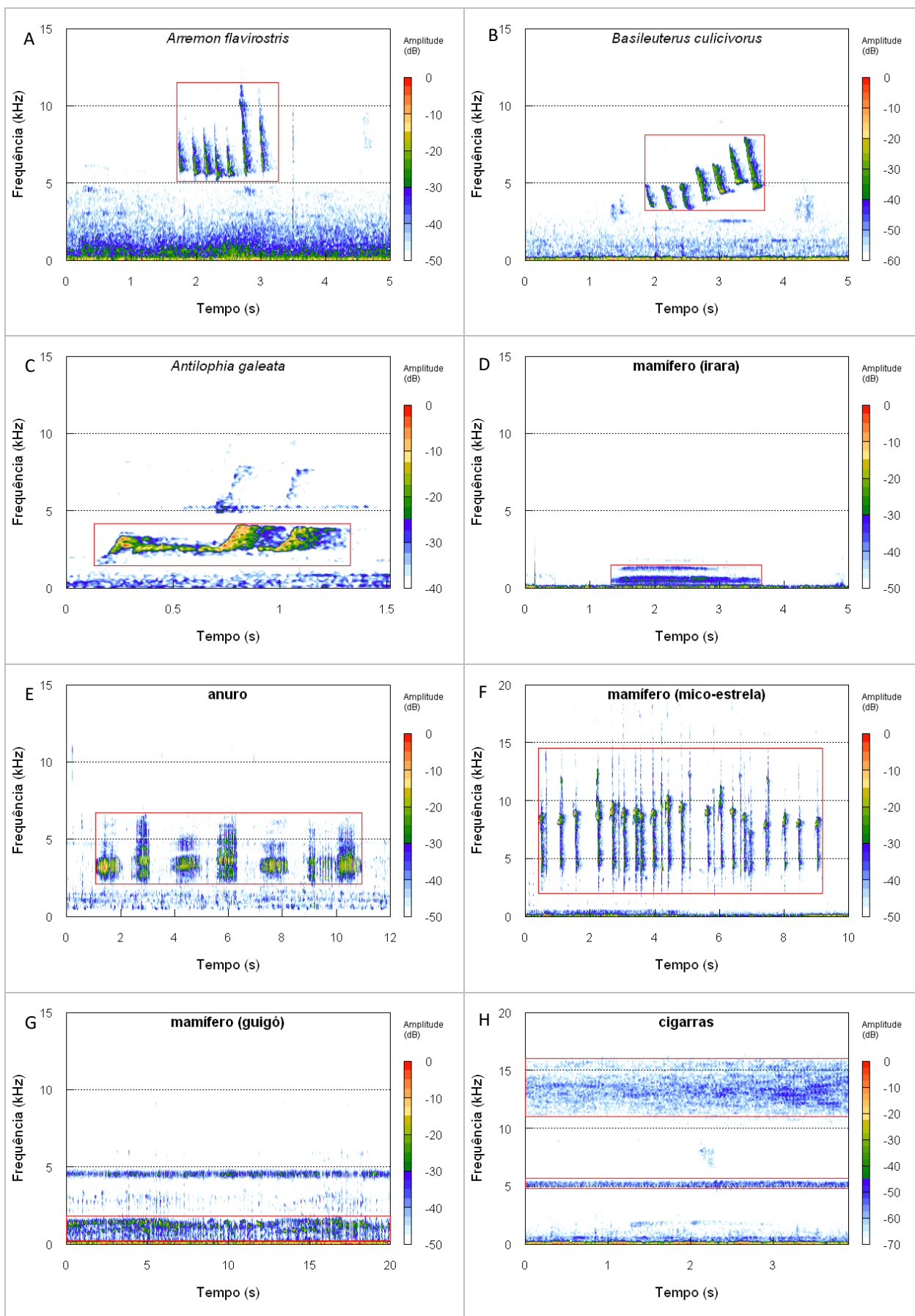
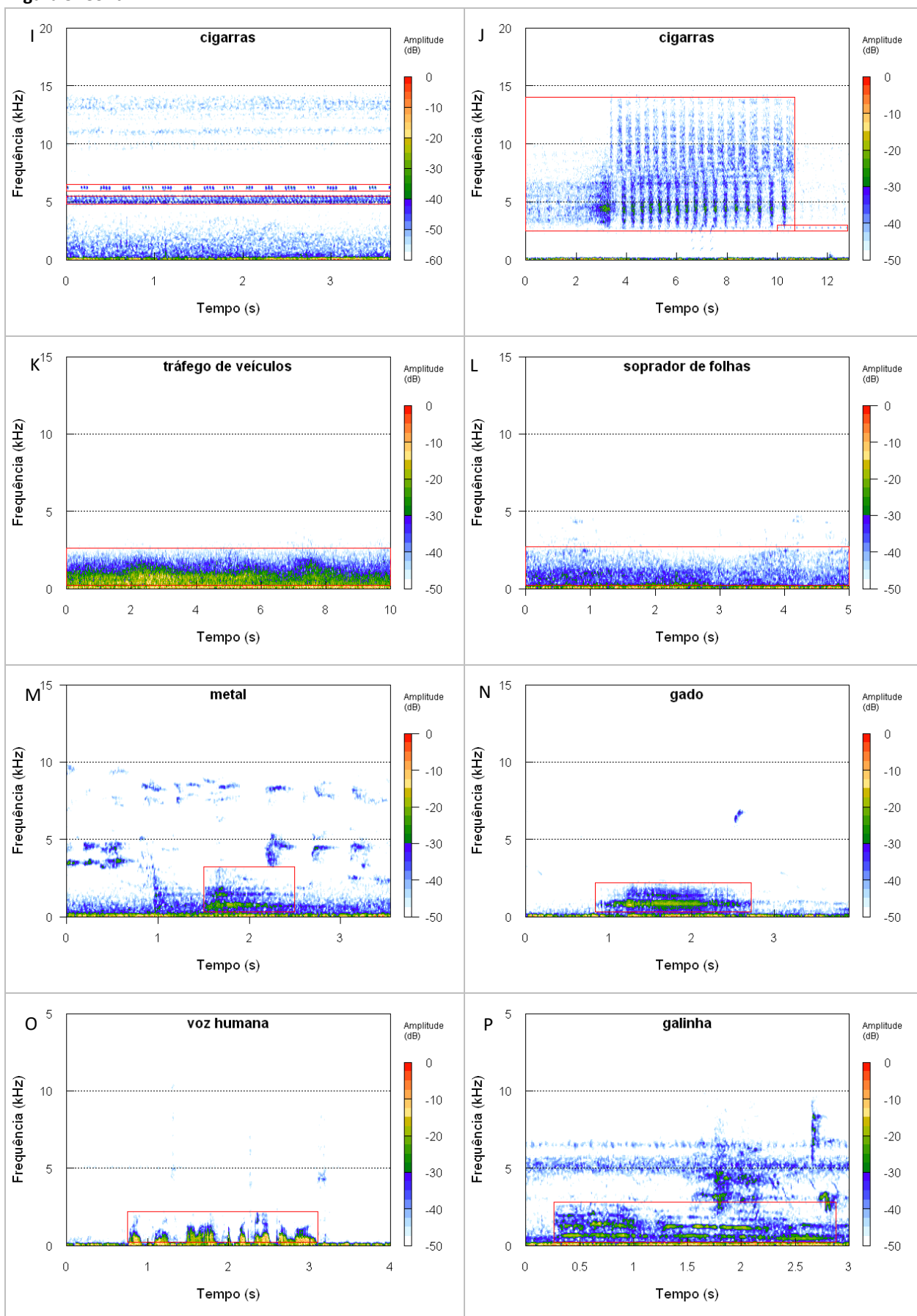


Figura 4. Tipos de sinais sonoros presentes nas comunidades estudadas em cada tipo da paisagem sonora. A) biofonia; B) geofonia e C) antrofonía.



...continua...

Figura 5. Cont.



...continua...

Figura 5. Cont.

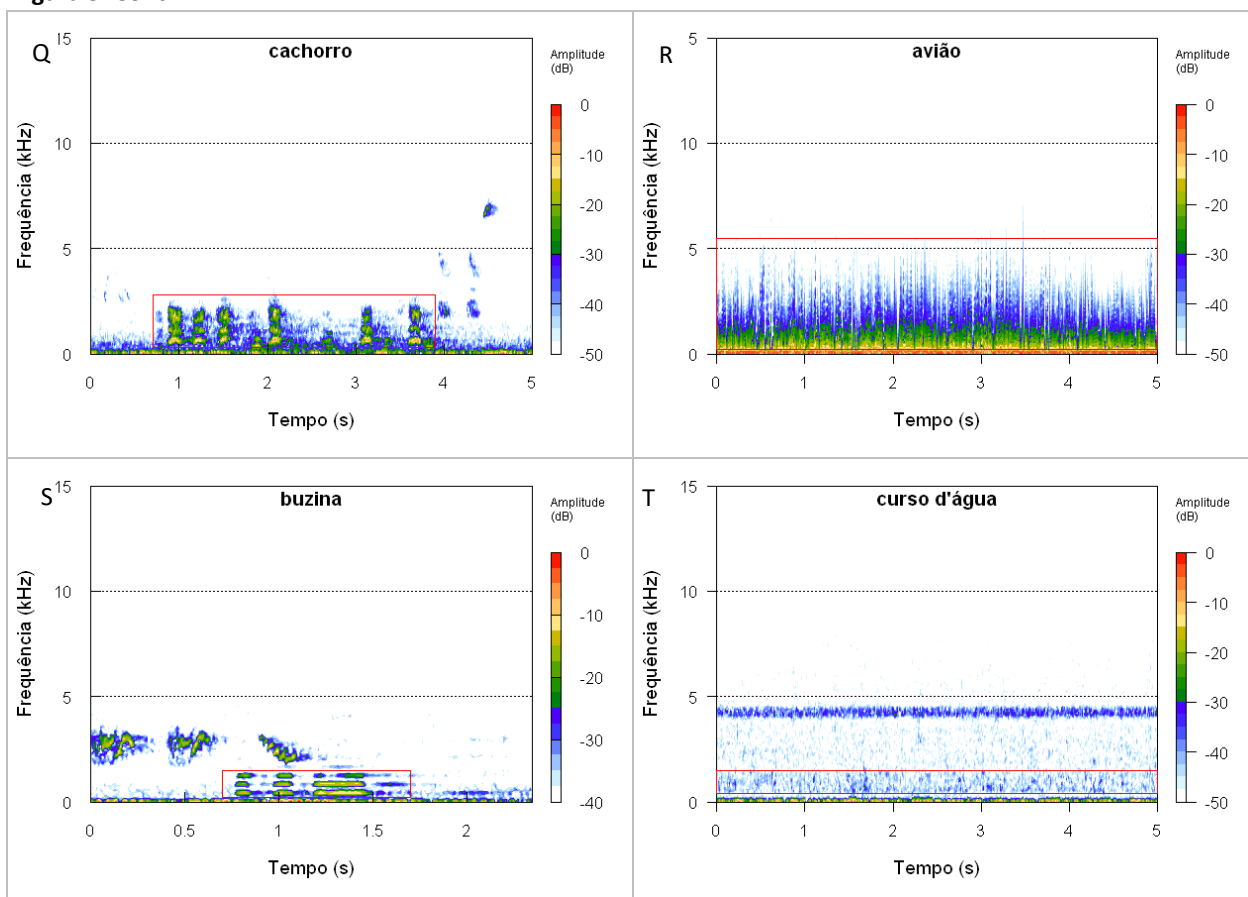


Figura 5. Exemplos dos tipos de sinais sonoros (caixas vermelhas) presentes nas comunidades estudadas. A-J) biofonia; K-S) antropofonia e T) geofonia.

A composição da paisagem acústica mostrou diferenças entre os grupos de áreas (rurais, semi-rurais, semi-urbanas e urbanas). Estas alterações foram observadas principalmente na biofonia e antropofonia, enquanto que a geofonia não mostrou variações significativas (Figura 6). De modo geral, as áreas rurais, localizadas distantes de cidades e rodovias apresentam paisagem acústica composta por 86,19% de sons pertencentes à biofonia e apenas 7,43% de sons da antropofonia. As áreas semi-rurais, localizadas distantes de cidades, porém com certa proximidade às rodovias apresentaram 78,94% dos sons pertencentes à biofonia e 15,32% dos sons pertencentes à antropofonia. As áreas semi-urbanas, localizadas próximas de cidades e rodovias são compostas por 58,27% de sons da biofonia e 37,8% de sons da antropofonia. Já as áreas urbanas, localizadas dentro de cidades, apresentaram 47,30% de sons da biofonia e 48,90% dos sons pertencentes à antropofonia. A geofonia não alterou muito o padrão entre os grupos de áreas e variou de 6,39% nas áreas rurais a 3,80% nas áreas urbanas.

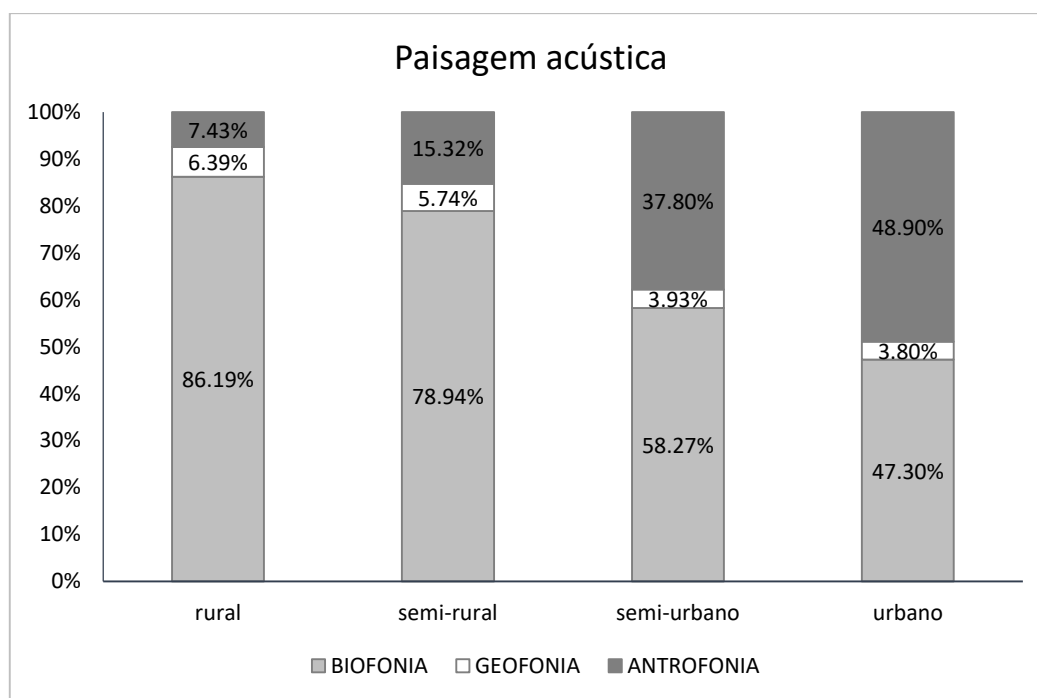


Figura 6. Tipos de sinais sonoros presentes nas comunidades estudadas em cada tipo da paisagem sonora. A) biofonia; B) geofonia e C) antropofonia.

A diversidade da biofonia variou entre os quatro grupos de áreas de estudo ($F_{3,1076} = 6.776$; $p < 0,001$). Os valores médios seguem o gradiente de antropização, sendo maior nas áreas rurais ($10,88 \pm 3,97$), seguido pelas áreas semi-rurais ($9,79 \pm 3,57$), semi-urbanas ($9,63 \pm 3,04$) e menor nas áreas urbanas ($8,86 \pm 2,18$) (Figura 7A). A diversidade geofônica não apresentou diferença significativa entre os grupos de áreas ($F_{3,1076} = 1,41$; $p = 0,239$), com médias que variaram de $0,65 \pm 0,48$ nas áreas semi-urbanas a $0,81 \pm 0,59$ nas áreas rurais. As áreas semi-rurais e urbanas mostraram média de $0,71 \pm 0,59$ e $0,71 \pm 0,58$, respectivamente (Figura 7B). A diversidade da antropofonia diferiu entre os grupos de áreas ($F_{3,1076} = 461,5$; $p < 0,001$). Os valores médios também seguiram o gradiente de antropização das áreas, sendo maiores nas áreas urbanas ($9,16 \pm 2,78$) e semi-urbanas ($6,25 \pm 2,63$) e menores nas áreas semi-rurais ($1,90 \pm 1,56$) e rurais ($0,94 \pm 1,09$) (Figura 7C). Foi observada correlação negativa entre os valores da diversidade da biofonia e da antropofonia nas áreas de estudo ($\chi^2 = 9,352$; $p = 0,002$) (Figura 7D). Não houve correlação significativa entre a diversidade da biofonia e da geofonia e entre a diversidade da antropofonia e geofonia ($p > 0,05$).

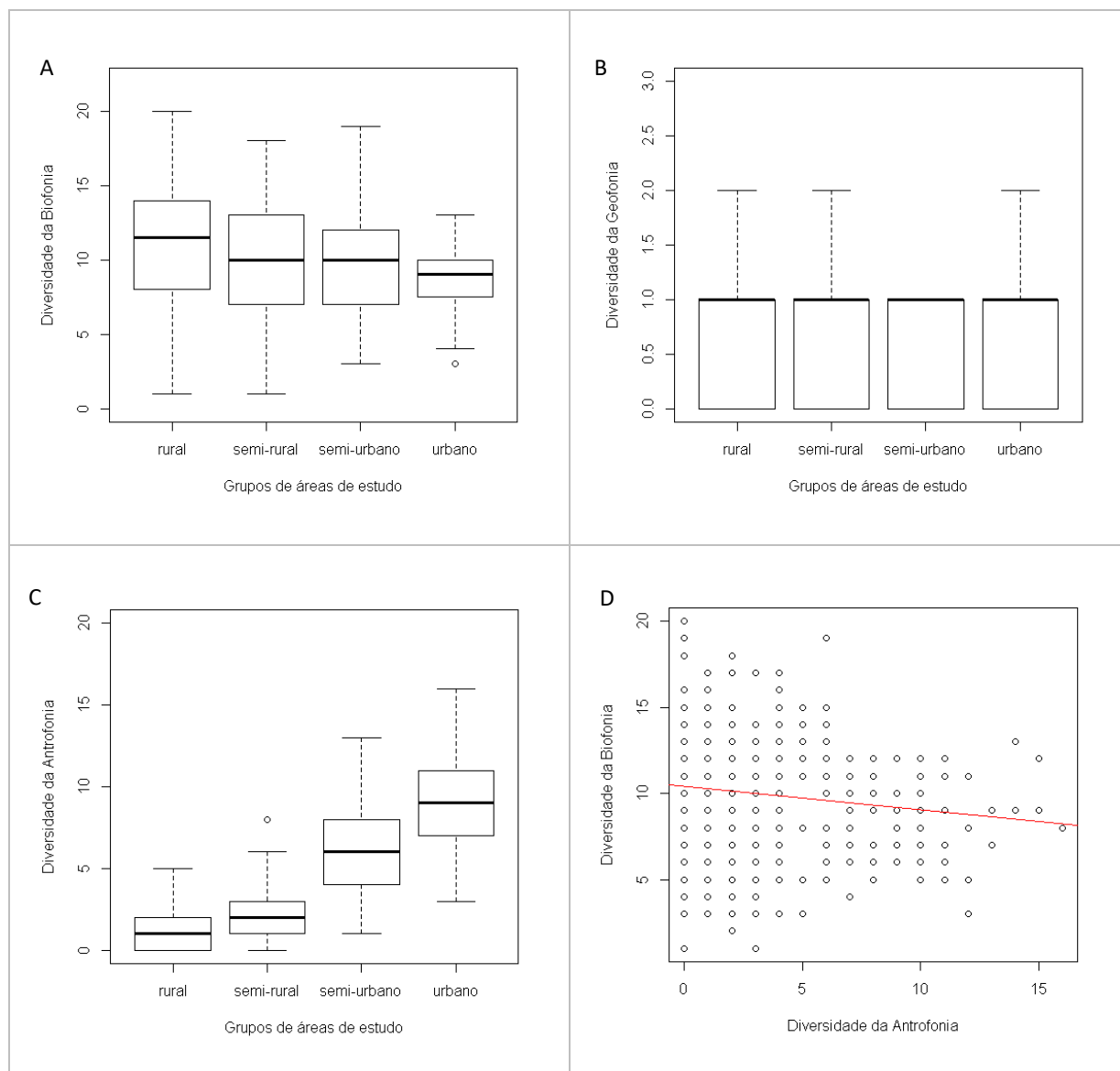


Figura 7. Valores médios diversidade acústica da biofonia (A), geofonia (B) e antrofonia (C) em cada um dos grupos de áreas de estudo. D) relação negativa entre antrofonia e biofonia, cada ponto representa um trecho de gravação.

Ao todo, foram criados 15 modelos com as combinações dos fatores nível de ruído ambiental, tamanho das áreas, distância das áreas até cidades e distância de rodovias para cada tipo de diversidade acústica (biofonia, geofonia e antrofonia). Para a diversidade da biofonia, o modelo que melhor explicou suas variações entre as áreas de estudo foi o que leva em consideração a distância das áreas até a cidade ($F_{1,25}=4,88$; $r^2=0.012$; $p=0,012$; $AICc=132,0$). A diversidade da geofonia não é influenciada significativamente pelas características das áreas estudadas ($p>0,05$). Já a diversidade da antrofonia é diretamente associada aos níveis de ruído ambiental das áreas ($F_{1,25}=69,57$; $r^2=0.72$; $p<0,001$; $AICc=107,8$). Os resultados mostraram que a diversidade da biofonia aumenta à medida que a distância das áreas até as cidades aumenta

e a diversidade da antrofonía aumenta à medida que os níveis de ruído ambiental das áreas aumentam (Figura 8).

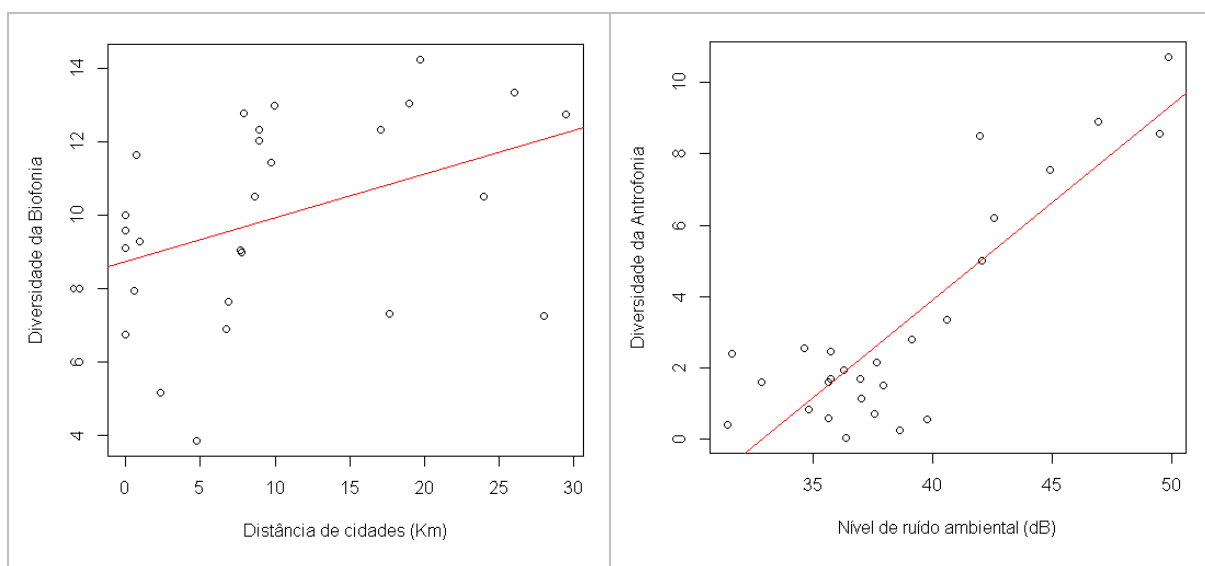


Figura 8. A) Relação entre a distância para cidades e os valores da diversidade da biofonia nas 27 áreas de estudo e B) relação entre o ruído ambiental e a diversidade da antrofonía.

4. DISCUSSÃO

Os níveis de ruído ambiental são maiores nas áreas urbanas e semi-urbanas. Diversos trabalhos têm sido realizados nos últimos anos, comprovando a influência que as atividades humanas têm sobre os níveis de ruído em áreas urbanas e próximas às rodovias (FRANCIS et al. 2009; HU & CARDOSO 2010; PATÓN et al. 2012).

Nossos resultados mostraram que existe uma notável diferença na composição da paisagem acústica entre os grupos de áreas de estudo. Seguindo um padrão de diminuição da quantidade dos sons da biofonia em um gradiente de antropização que vai das áreas rurais, semi-rurais, semi-urbanas até as áreas urbanas, ao passo que este mesmo gradiente mostra um aumento na quantidade de sons da antrofonía. A composição da geofonia não apresentou variação em sua composição entre os grupos de áreas. O padrão encontrado no presente estudo é o mesmo proposto por Farina (2014).

A paisagem acústica das áreas urbanas é composta por uma grande diversidade de sons da antrofonía e menor diversidade de sons da biofonia. Esta característica é comum em áreas urbanas de várias partes do mundo (FAIRBRASS et al. 2017). A urbanização é historicamente um processo que gerou uma grande mudança na composição acústica (FARINA 2014) e na biodiversidade de espécies (PERRINGS et al. 2010; RANDS et al. 2010) em áreas urbanas. As

atividades humanas geram ruídos que estão sendo inseridos dentro da paisagem acústica de ambientes que até então eram compostos basicamente por sons naturais (BRUMM 2004; SLABBEKOORN & DEN BOER-VISSER 2006). Esta nova composição acústica e os elevados níveis de ruído antrópico impõem desafios para espécies que utilizam da comunicação sonora durante a reprodução e defesa do território e pode cortar a comunicação de algumas espécies (SLABBEKOORN & PEET 2003; KATTI & WARREN 2004; SLABBEKOORN & RIPMEESTER. 2008; RÍOS-CHELÉN et al. 2012). O ruído proveniente do tráfego de veículos também tem sido relacionado com a diminuição da diversidade e riqueza de espécies (RHEINDT 2003; FRANCIS et al. 2009; HALFWERK et al. 2011; PATÓN et al. 2012; PROPPE et al. 2013), sendo considerado o fator que mais influencia negativamente a diversidade e abundância de aves em ambientes urbanos (RHEINDT 2003; PERIS & PESCADOR 2004; NEMETH & BRUMM 2009), principalmente aquelas que possuem vocalização na mesma faixa de frequência do ruído antrópico.

Já as áreas rurais, distantes de cidades e rodovias e consequentemente com menores níveis de ruído ambiental, possuem uma baixa diversidade de sons da antropofonia e alta diversidade de sons da biofonia. Estas características são comuns em áreas isoladas e bem preservadas, que não apresentam grande influência do ruído e das atividades antrópicas e apresentam maior riqueza e diversidade de espécies (PROPE et al. 2013; FAIRBRASS et al. 2017). Comunidades com grande atividade, riqueza e diversidade de espécies possuem alta diversidade de sons da biofonia (FAIRBRASS et al. 2017).

A biofonia nas áreas de estudo foi composta principalmente por sinais sonoros emitidos pelas aves e insetos. Outros estudos também verificaram que as aves são o grupo responsável por grande parte dos tipos de sinais sonoros que compõem a biofonia (BARDELI et al. 2010; DEICHMANN et al. 2017; FAIRBRASS et al. 2017). Os morcegos também são um grupo com diversidade considerável de sinais sonoros dentro da paisagem acústica (FAIRBRASS et al. 2017), porém como não foram realizadas gravações de morcegos, devido ao horários de atividade do grupo e de gravação serem diferentes. A distância para as cidades foi o fator melhor associado com a variação na diversidade de sons da biofonia nas áreas de estudo. Quanto maior a distância dos fragmentos florestais para as cidades, maior a diversidade da biofonia. Áreas mais distantes da urbanização estão menos expostas ao efeito das atividades antrópicas como os elevados níveis de ruído e a fragmentação, que são fatores diretamente ligados à diversidade e riqueza de espécies (RHEINDT 2003; FRANCIS et al. 2009; PATÓN et al. 2012; PROPPE et al. 2013; GONZÁLEZ-OREJA 2017). Outros fatores têm sido

associados como responsáveis pelas alterações nos padrões de diversidade de sons da biofonia, como o tamanho das áreas e sua conectividade (TUCKER et al. 2014).

A geofonia foi composta apenas pelos sons vindo de ventos e cursos d'água e não mostrou grandes alterações entre as áreas de estudo e o gradiente de antropização. Os principais fatores relacionados às alterações na geofonia são a estação do ano e as condições climáticas locais e as características geomorfológicas de cada região (FARINA 2014).

O tipo de sinal sonoro da antropofonia mais comum nas áreas de estudo foram os sons provenientes do tráfego de veículos (carros, camionetes, caminhões, ônibus e motocicletas). O tráfego de veículos é o tipo de som de origem antrópica mais comum em áreas próximas a cidades e rodovias (FAIRBRASS et al. 2017) e o que está mais relacionado às alterações no comportamento, abundância, diversidade e riqueza de espécies (RHEINDT 2003; SLABBEKOORN & RIPMEESTER, 2008; NEMETH & BRUMM 2009; PROPPE et al. 2013). Foi observada forte associação positiva entre a diversidade da antropofonia e os níveis de ruído ambiental nas áreas de estudo.

Encontramos uma forte associação negativa entre a diversidade da biofonia e da antropofonia nas áreas de estudo, assim como observado em outros estudos em áreas com diferentes níveis de perturbação antrópica (JOO et al. 2011; TUCKER et al. 2014). Esta relação tem sido associada à condição ecológica, negativamente relacionada à antropofonia e positivamente relacionada à biofonia; à fragmentação de habitats, onde o tamanho e conectividade dos fragmentos são os principais fatores envolvidos e ao grau de urbanização da paisagem, que está diretamente relacionado com a antropofonia e negativamente relacionado com a biofonia.

O estudo e conhecimento da composição das paisagens acústicas das mais diversas regiões e tipos de ambientes permite identificar e torna possível a criação de um banco de dados com as características de cada tipo de som (frequência e duração dos sinais sonoros), seja pertencente a biofonia, antropofonia ou geofonia (ZHANG et al. 2016; FAIRBRASS et al. 2017).

A paisagem sonora é o resultado da coevolução entre as atividades humanas e os processos naturais (O'CONNOR 2008). O estudo dos sons naturais tem sido considerado uma alternativa com respostas rápidas e importantes na investigação da interação entre as atividades humanas e a paisagem na qual estão inseridas (BARBER et al. 2011). Porém a maioria das estratégias de conservação estão voltadas à conservação de habitats naturais e

das espécies que ali estão (FARINA & PIERETTI 2012) e pouca atenção é dada à preservação da qualidade acústica dos ambientes (DUMYAHN & PIJANOWSKI 2011), que contribui para a manutenção da qualidade do ambiente.

O estudo da paisagem acústica pode trazer informações valiosas sobre a dinâmica e variedade das paisagens (PIJANOWSKI et al. 2011; FARINA & PIERETTI 2012). Tucker e colaboradores (2014) propõem que a paisagem acústica das comunidades é uma técnica capaz de refletir as diferenças nas condições ecológicas como uma das consequências da fragmentação. Apesar de ainda pouco utilizada (DUMYAHN & PIJANOWSKI 2011), a análise da paisagem acústica pode ser utilizada para avaliação de impactos de atividades antrópicas e do ruído antrópico sobre comunidades naturais (BARBER et al. 2011; PIJANOWSKI et al. 2011; DEICHMANN et al. 2017; FAIRBRASS et al. 2017), podendo ser utilizada em conjunto com as práticas convencionais de monitoramento acústico.

O padrão encontrado em áreas urbanas é caracterizado por grande atividade e diversidade de sons de origem antrópica e menor atividade e diversidade biológica em relação às áreas rurais. Além disso, comprovamos que o gradiente de antropização que vai das áreas rurais, passando pelas semi-rurais e semi-urbanas até áreas urbanas está relacionado à composição da paisagem sonora e aos níveis de ruído ambiental destas.

5. CONCLUSÕES

Os sons emitidos pelas aves representam a maioria dos sons da biofonia no período diurno. Portanto análises dos sinais sonoros das aves podem trazer informações bastante representativas das características das comunidades acústicas. A diversidade de sons da biofonia é maior em áreas rurais e diminui seguindo o gradiente de aumento da antropização das áreas semi-rurais e semi-urbanas até as áreas urbanas que possuem menor diversidade de sons da biofonia.

A antropofonia é composta principalmente por sons do tráfego de veículos, porém apresentam uma grande variedade de sons. O ruído causado pelo tráfego de veículo deve, portanto, ser utilizado como principal fator causador de alterações antrópicas na paisagem sonora de ambientes próximos de cidades e rodovias. A diversidade da antropofonia foi maior em áreas urbanas e diminui à medida que a antropização diminui entre as áreas semi-urbanas, semi-rurais e rurais, as que apresentam menor diversidade de sons da antropofonia.

A geofonia não variou entre os grupos de áreas e manteve o mesmo padrão de diversidade e composição ao longo do gradiente de antropização das áreas. Pelo menos em curto prazo, as alterações na paisagem acústica causadas pela urbanização e atividades humanas não geram alterações significativas na geofonia.

A distância de cidades é o fator que melhor explica as variações da diversidade de sons da biofonia e o nível de ruído ambiental é o fator que melhor explica as variações da diversidade de sons da antropofonia. São os dois fatores que regulam com mais força a composição da paisagem acústica nas áreas de estudo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS³

AUDACITY TEAM. **Audacity(R): Free Audio Editor and Recorder. Versão 2.2.2.** 2018. Disponível em: <https://audacityteam.org>. Acesso em: 20 fev. 2018.

BARBER, J.R.; BURDETT, C.L.; REED, S.E.; WARNER, K. A.; FORMICHELLA, C.; CROOKS, K.R.; THEOBALD, D.M.; FRISTRUP, K.M. Anthropogenic noise exposure in protected natural areas: estimating the scale of ecological consequences. **Landscape ecology**, v. 26, n. 9, p. 1281, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9646-7>

BARDELI, R.; WOLFF, D.; KURTH, F.; KOCH, M.; FROMMOLT, K.H. Detecting bird sounds in a complex acoustic environment and application to bioacoustic monitoring. **Pattern Recognition Letters**, v. 31, p. 1524-1534, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2009.09.014>

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

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical-Theoretic Approach**. 2ª ed. Springer-Verlag, Berlin. 2002.

DEICHMANN, J.L.; HERNÁNDEZ-SERNA, A.; CAMPOS-CERQUEIRA, M.; AIDE, T.M. Soundscape analysis and acoustic monitoring document impacts of natural gas exploration on biodiversity in a tropical forest. **Ecological indicators**, v. 74, p. 39-48, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.002>

DUMYAHN, S.L., PIJANOWSKI, B.C. Soundscape conservation. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 1327-1344, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9635-x>

FAIRBRASS, A.J.; RENNETT, P.; WILLIAMS, C.; TITHERIDGE, H.; JONES, K.E. Biases of acoustic indices measuring biodiversity in urban areas. **Ecological Indicators**, v. 83, p. 169-177, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.064>

³ De acordo com ABNT, 2018

FARINA, A. **Soundscape ecology: Principles, patterns, methods and applications**. New York: Springer. 2014. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7374-5>

FARINA, A.; PIERETTI, N. The soundscape ecology: A new frontier of landscape research and its application to islands and coastal systems. **Journal of Marine and Island Cultures**, v. 1, n. 1, p. 21-26, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.imic.2012.04.002>

FRANCIS, C.D.; ORTEGA, C.P.; CRUZ, A. Noise pollution changes avian communities and species interactions. **Current biology**, v. 19, n. 16, p. 1415-1419, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.06.052>

FRANÇOSO, R.D.; BRANDÃO, R.; NOGUEIRA, C.C.; SALMONA, Y.B.; MACHADO, R.B.; COLLI, G.R. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 35-40, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.001>

GAGE, S.H.; AXEL, A.C. Visualization of temporal change in soundscape power of a Michigan lake habitat over a 4-year period. **Ecological Informatics**, v. 21, p. 100-109, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.004>

GONZÁLEZ-OREJA, J.A. Relationships of area and noise with the distribution and abundance of songbirds in urban greenspaces. **Landscape and Urban Planning**, v. 158, p. 177-184, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.032>

HALFWERK, W.; SLABBEKOORN, H. A behavioural mechanism explaining noisedependent frequency use em urban birdsong. **Animal Behaviour**, v. 78, p. 1301-1307, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.09.015>

HU, Y.; CARDOSO, G.C. Which birds adjust the frequency of vocalizations in urban noise? **Animal Behaviour**, v. 79, p. 863-867, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.12.036>

HURVICH C.M.; TSAI, C.L. Regression and time-series model selection in small sample sizes. **Biometrika**, v. 76, p. 297-307, 1989. <https://doi.org/10.1093/biomet/76.2.297>

JOO, W.; GAGE, S.H.; KASTEN, E.P. Analysis and interpretation of variability in soundscapes along an urban–rural gradient. **Landscape and Urban Planning**, v. 103, n. 3-4, p. 259-276, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.08.001>

KASTEN, E.P.; GAGE, S.H.; FOX, J.; JOO, W. The Remote Environmental Assessment Laboratory's Acoustic Library: An Archive for Studying Soundscape Ecology. **Ecological Informatics**, v. 12, p. 50-67, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.08.001>

KATTI, M.; WARREN, P. S. Tits, noise and urban bioacoustics. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 19, n. 3, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.12.006>

KRAUSE, B. **The great animal orchestra: finding the origins of music in the world's wild places**. Little, Brown, 2012.

KROODSMA, D.E. The diversity and plasticity of birdsong. In: MARLER, P.; SLABBEKOORN, H. (Eds.). **Nature's Music: The Science of Birdsong**. Elsevier Academic Press: San Diego. 2004. <https://doi.org/10.1016/B978-012473070-0/50007-4>

MACHADO, R.B.; RAMOS NETO, M.B.; PEREIRA, P.G.P.; CALDAS, E.F.; GONÇALVES, D.A.; SANTOS, N.S.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. **Relatório técnico não publicado**. Conservação Internacional, Brasília, 2004.

MICHENER, W.K.; BAERWALD, T.; FIRTH, P.; PALMER, M.A.; ROSENBERGER, J.; SANDLIN, E.; ZIMMERMAN, H. Defining and unraveling biocomplexity. **BioScience**, v. 51, p. 1018-1023, 2001. <https://doi.org/10.1016/B978-012473070-0/50007-4>

NEMETH, E.; BRUMM, H. Blackbirds sing higher-pitched songs in cities: adaptation to habitat acoustics or side-effect of urbanization? **Animal Behaviour**, v. 78, p. 637-641, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.06.016>

O'CONNOR, P. The sound of silence: Valuing acoustics in heritage conservation. **Geographical Research**, v. 46, n. 3, p. 361-373, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1745-5871.2008.00529.x>

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

PATÓN, D.; ROMERO, F.; CUENCA, J.; ESCUDERO, J.C. Tolerance to noise in 91bird species from 27 urban gardens of Iberian Peninsula. **Landscape and Urban Planning**, v. 104, n. 1, p. 1-8, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.09.002>

PERIS, S.J.; PESCADOR, M. Effects of traffic noise on passerine populations in Mediterranean wooded pastures. **Applied acoustics**, v. 65, n. 4, p. 357-366, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2003.10.005>

PERRINGS, C.; NAEEM, S.; AHRESTANI, F.; BUNKER, D.E.; BURKILL, P.; CANIANI, G.; ELMQVIST, T.; FERRATI, R.; FURHMAN, J.; JAKSIC, F.; KAWABATA, Z.; KINZIG, A.; MACE, G.M.; MILANO, F.; MOONEY, H.; PRIEUR-RICHARD, A.H.; TSCHIRHART, J.; WEISSER, W. Ecosystem services for 2020. **Science**, v. 330, n. 6002, p. 323-324, 2010. <https://doi.org/10.1126/science.1196431>

PIACENTINI, V. Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; MAURÍCIO, G. N.; PACHECO, J. F.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L. P.; BETINI, G. S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A. C.; LIMA, L. M.; PIOLI, D.; SCHINCK, F.; AMARAL, F. R.; BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 90-298, 2015.

PIJANOWSKI, B.C.; VILLANUEVA-RIVERA, L.J.; DUMYAHN, S.L.; FARINA, A.; KRAUSE, B.L.; NAPOLETANO, B.M.; GAGE, S.H.; PIERETTI, N. Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. **Bioscience**, v. 61, p. 203–216, 2011. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.6>

PROPPE, D.S.; STURDY, C.B.; ST CLAIR, C.C. Anthropogenic noise decreases urban songbird diversity and may contribute to homogenization. **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 1075-1084, 2013. <https://doi.org/10.1111/gcb.12098>

RANDS, R.W.; ADAMS, W.M.; BENNUN, L.; BUTCHART, S.H.M.; CLEMENTS, A.; COOMES, D.; ENTWISTLE, A.; HIDGE, I.; KAPOV, V.; SCHARLEMANN, J.P.W.; SUTHERLAND, W.J.; BHASKAR, V. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. **Science**, v. 329, n. 5997, p. 1298-1303, 2010. <https://doi.org/10.1126/science.1189138>

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. 2018. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.Rproject.org>. Acesso em: 10 Dez. 2018.

RHEINDT, F.E. The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? **Journal of Ornithology**, v. 144, p. 295-306, 2003. <https://doi.org/10.1007/BF02465629>

RÍOS-CHELÉN, A. A.; QUIRÓS-GUERRERO, E.; GIL, D.; GARCIA, C. M. Dealing with urban noise: vermilion flycatchers sing longer songs in noisier territories. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 67, n. 1, p. 145-152, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00265-012-1434-0>

SILVA, E.M.; ASSUNÇÃO, W.L. O clima na cidade de Uberlândia-MG. **Sociedade & Natureza**, v. 16, n. 30, p. 91-107, 2004.

SLABBEKOORN, H.; DEN BOER-VISSER, A. Cities change the songs of birds. **Current Biology**, v. 16, p. 2326-2331, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2006.10.008>

SLABBEKOORN, H.; PEET, M. Birds sing at a higher pitch in urban Noise. **Nature**, v. 424, 2003.

SLABBEKOORN, H.; RIPMEESTER, E.A.P. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. **Molecular ecology**, v. 17, n. 1, p. 72-83, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03487.x>

SOUTHWORTH, M. The sonic environment of cities. **Environment and Behavior**, v. 1, n. 1, p. 49-7, 1969. <https://doi.org/10.1177/001391656900100104>

SUEUR, J.; FARINA, A.; GASC, A.; PIERETTI, N.; PAVOINE, S. Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. **Acta Acustica United with Acustica**, v. 100, p. 772-781, 2014. <https://doi.org/10.3813/AAA.918757>

SUEUR, J.; AUBIN, T.; SIMONIS, C. **Package "seewave"**: Sound analysis and synthesis. 2008. Disponível em: <http://rug.mnhn.fr/seewave>. Acesso em 10 Dez. 2018.

TUCKER, D.; GAGE, S.; WILLIAMSON, I.; FULLER, S. Linking ecological condition and the soundscape in fragmented Australian forests. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 745-758, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0015-1>

VITOUSEK, P.; MOONEY, H.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. Human domination of earth's ecosystems. **Science**, v. 277, p. 494-499, 1997. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>

WILCOX, B.A.; MURPHY D.D. Conservation strategy: the effects of the fragmentation on extinction. **The American Naturalist**, v.125, p. 879-887, 1985.
<https://doi.org/10.1086/284386>

ZHANG, L.; TOWSEY, M.; ZHANG, J.; ROE, P. Classifying and ranking audio clips to support bird species richness surveys. **Ecological informatics**, v. 34, p. 108-116, 2016.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.05.005>

CAPÍTULO 2

RELAÇÃO ENTRE RUÍDO ANTRÓPICO E RIQUEZA DE ESPÉCIES DE AVES EM ÁREAS FLORESTAIS DO CERRADO

RESUMO

A urbanização é uma das maiores causas de alterações na paisagem e representa uma importante ameaça à biodiversidade. Com a perda da diversidade ecológica, espécies podem ser eliminadas de áreas que foram alteradas. Os altos níveis de ruído antrópico impõem desafios para as aves, que utilizam a comunicação sonora durante interações sociais, principalmente para atrair parceiro durante a reprodução, na defesa do território e têm sido relacionados à diminuição da diversidade e riqueza de espécies e do sucesso reprodutivo das aves. As aves são sensíveis às variações ambientais e consideradas excelentes indicadoras da qualidade ambiental, pois respondem rapidamente às mudanças que ocorrem. Verificamos se a riqueza de espécies de aves, os níveis de ruído ambiental e o tamanho das áreas variam entre fragmentos florestais com diferentes localizações em relação às cidades e rodovias e quais as características das áreas florestais melhor explicam a variação na riqueza de espécies de aves nestes ambientes. O estudo foi realizado em 27 áreas florestais de Cerrado. As áreas foram divididas em quatro grupos de acordo com a localização do fragmento e distâncias até as cidades e rodovias mais próximas. A riqueza de espécies foi calculada como o número total de espécies avistadas e/ou ouvidas a partir de gravações e busca ativa realizadas. O nível de ruído ambiental de cada área de estudo foi medido com um medidor de Nível de Pressão Sonora. Foi encontrada diferença significativa nos níveis de ruído e na riqueza de espécies de aves entre os quatro grupos de áreas ($p < 0,05$), áreas mais próximas de cidades e de rodovias apresentam maiores níveis de ruído ambiental. O tamanho das áreas variou entre os grupos de áreas ($p < 0,05$), sendo que as áreas rurais apresentaram maior tamanho e áreas urbanas menor tamanho. A riqueza de aves está negativamente relacionada com os níveis de ruído ambiental e positivamente relacionada com o tamanho das áreas de estudo. O ruído antrópico é considerado o fator que mais influencia a diversidade e abundância de espécies de aves e pode causar o desaparecimento de espécies de áreas urbanas e reduz a capacidade de ocupação de novas áreas. A riqueza de aves é influenciada positivamente pelo tamanho das áreas e negativamente pelos níveis de ruído ambiental. Estes dois fatores em conjunto explicam parte da variação nos padrões de riqueza de aves nas áreas estudadas.

Palavras-chave: avifauna; floresta tropical; antropização; urbanização; ruído ambiental.

ABSTRACT

Urbanization is one of the major causes of changes in the landscape and represents a major threat to biodiversity. With the loss of ecological diversity, species can be eliminated from areas that have been altered. High levels of anthropogenic noise pose challenges for birds, which use sound communication during social interactions, mainly to attract a partner during reproduction, in the defense of the territory. Have been related to the decrease of diversity and richness of species and reproductive success of the birds. Birds are sensitive to environmental variations and are considered excellent indicators of environmental quality, as they respond quickly to changes that occur. We verified whether bird species richness, environmental noise levels and area sizes vary between forest fragments with different locations in relation to cities and highways and which characteristics of forest areas better explain the variation in the richness of bird species in these environments. The study was carried out in 27 forest areas of Cerrado. The areas were divided into four groups according to the location of the fragment and distances to the nearest cities and highways. Species richness was calculated as the total number of species observed and/or heard from recordings and active search conducted. The environmental noise level of each study area was measured with a Sound Pressure Level meter. There was a significant difference in noise levels and bird species richness among the four groups of areas ($p < 0.05$), areas closer to cities and roads presenting higher levels of environmental noise. The area size varied between groups of areas ($p < 0.05$), with the rural areas having larger size than urban areas. Bird richness is negatively related to environmental noise levels and positively related to the size of the studied areas. Anthropogenic noise is considered to be the factor that most influences the diversity and abundance of bird species and may lead to the disappearance of species from urban areas and reduce the capacity to occupy new areas. The birds richness is influenced positively by the size of the areas and negatively by the environmental noise levels. These two factors together explain part of the variation in the patterns of bird richness in the studied areas.

Key-words: avifauna; tropical forest; anthropization; urbanization; environmental noise.

1. INTRODUÇÃO

O aumento da urbanização nas últimas décadas tem causado danos em muitos ecossistemas (SHOCHAT et al. 2010), especialmente no Cerrado, que tem sofrido intenso processo de fragmentação (MACHADO et al. 2004). A urbanização é uma das maiores causas de alterações na paisagem e representa uma importante ameaça à biodiversidade (WILCOX & MURPHY 1985), podendo levar à eliminação de espécies de determinadas áreas alteradas (MCKINNEY 2006).

As ações antrópicas provocam alterações na estrutura e composição das áreas florestais (OLIVEIRA-FILHO et al. 2001). A perda de vegetação e a fragmentação contribuem para a homogeneização da paisagem, redução da qualidade do habitat e dos recursos alimentares, refletindo diretamente na fauna dependente desta vegetação para explorar seus recursos alimentares (MARINI 2001; ŞEKERCIOĞLU et al. 2002; FAHRIG 2003). Além disso, a fragmentação de áreas naturais é considerada um dos processos que mais contribuem para a diminuição e perda de espécies (HARRIS & SILVA LOPEZ 1992; FAHRIG & MERRIAM 1994; KATTAN et al. 1994; TUBELIS & CAVALCANTI 2000; MARINI 2001; MCKINNEY, 2006).

Além dos efeitos diretos da fragmentação de habitat sobre a diversidade de espécies, o ruído causado pelo tráfego de veículos e atividades humanas está relacionado à uma diminuição da riqueza de espécies e do sucesso reprodutivo das aves (REIJNEN et al. 1995; STONE 2000; RHEINDT 2003; FRANCIS et al. 2009; HALFWERK et al. 2011; PATÓN et al. 2012; PROPPE et al. 2013). Estudos sugerem que o ruído antrópico é o fator negativo com maior influência sobre a diversidade e abundância de aves em ambientes urbanos (RHEINDT 2003; PERIS & PESCADOR 2004).

A urbanização altera a paisagem acústica das comunidades, uma vez que acrescenta o ruído de origem antrópica (antrofonia) ao conjunto de sons naturais do ambiente (biofonia e geofonia). As atividades humanas geram sinais sonoros antrópicos caracterizados por altos níveis de ruído de baixa frequência (SKIBA 2000; KATTI & WARREN 2004), características diferentes dos sons naturais tanto em potência e amplitude quanto em frequência. Esta nova composição da paisagem acústica em áreas sob influência da urbanização pode afetar muitas espécies de aves (PATÓN et al. 2012), especialmente as que emitem sons de baixa frequência (RHEINDT 2003; HU & CARDOSO 2010; MENDES et al. 2011). Os altos níveis de ruído antrópico impõem desafios para as aves, que utilizam a comunicação sonora durante interações sociais, principalmente para atrair parceiro durante a reprodução e na defesa do território

(SLABBEKOORN & PEET 2003; KATTI & WARREN 2004; SLABBEKOORN & RIPMEESTER, 2008). O ruído antrópico pode cortar a comunicação de diversas espécies de aves que vocalizam em frequências semelhantes (SLABBEKOORN & PEET 2003; KATTI & WARREN 2004; RÍOS-CHELÉN et al, 2012), diminuindo o sucesso reprodutivo e defesa do território (SWADDLE & PAGE 2007).

As aves são sensíveis às variações ambientais e são consideradas excelentes indicadoras da qualidade ambiental, sendo ferramentas importantes para a compreensão e o monitoramento das alterações ambientais, pois respondem rapidamente às drásticas mudanças que ocorrem (SERRANO 2008). Podem ser utilizadas como indicadoras de ruído ambiental (MENDES et al. 2011), por alterarem seus padrões de distribuição, vocalização e abundância em função das condições do meio em que se encontram. O ruído ambiental pode levar diversas espécies de aves a deixarem áreas com altos níveis de ruído antrópico como resultado de sua sensibilidade e/ou intolerância ao ruído (KATTI & WARREN 2004; WARREN et al. 2006; PATRICELLI & BLICKLEY 2006; SLABBEKOORN & RIPMEESTER 2008).

No presente trabalho, verificamos se a riqueza de espécies de aves e os níveis de ruído ambiental variam entre fragmentos florestais com diferentes localizações em relação às cidades e rodovias e diferentes tamanhos. Esperamos encontrar um padrão mostrando que áreas florestais mais próximas de cidades e rodovias apresentam maior ruído ambiental, menor riqueza de espécies de aves e menor tamanho. Estas alterações podem estar relacionadas ao processo de urbanização que é um dos responsáveis pelo aumento dos níveis de ruído ambiental pela intensificação do processo de fragmentação de habitats, que acabam afetando a avifauna destes ambientes. Procuramos entender também quais as características das áreas florestais (nível de ruído ambiental, tamanho das áreas, distância de cidades e distância de rodovias) melhor explicam a variação na riqueza de espécies de aves nestes ambientes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo

Para este capítulo, foram utilizadas as mesmas 27 áreas de estudo e os mesmos critérios para agrupamento já descritos no Capítulo 1 e detalhadas na Figura 1 e Tabela 1 do mesmo capítulo.

2.2. Gravações dos sinais sonoros

Foram feitas gravações de todos os tipos sinais sonoros nas áreas de estudo e de todo tipo de som proveniente de atividades antrópicas e geológicas. As gravações foram feitas com gravador digital Marantz PMD 661 Mark II configurado com taxa de amostragem de 48.000 Hz e resolução 32 bits de oscilação e microfone direcional Sennheiser ME67-K6. Para isto, foi determinada uma transecção com comprimento de aproximadamente 01 km por área de estudo. As transecções foram percorridos no período da manhã, entre 6:00 e 11:00 horas e todas as áreas foram visitadas quatro vezes no período entre março de 2015 e fevereiro de 2018. Todas as gravações realizadas e os metadados [nome das espécies; características, município e nome das áreas de estudo, data e horário das gravações e outras informações pertinentes] estão depositadas em arquivos juntamente ao Laboratório de Ornitologia e Bioacústica (LORB) da Universidade Federal de Uberlândia.

2.3. Riqueza de espécies

Foram realizadas 76,5 horas de gravações e 320 horas de observação nas áreas de estudo. Todos os trechos de gravações foram ouvidos simultaneamente à inspeção visual dos respectivos espectrogramas através dos programas Audacity 2.2.2 (AUDACITY TEAM 2018) e Raven Pro 1.5 (*Cornell Laboratory of Ornithology Bioacoustics Research Program*) para identificação das espécies. A riqueza de espécies foi calculada como sendo o número total de espécies avistadas e/ou ouvidas durante a caminhada pelas transecções para gravação, somado ao número de espécies com atividade de vocalização nas gravações analisadas em cada área de estudo. Todas as espécies de aves avistadas e/ou ouvidas foram identificadas com auxílio de binóculos (Nikon 12 x 50mm.) e guias de identificação (GWYNNE et al., 2010; SIGRIST 2013) em nível de espécie e devidamente registradas em planilha. A nomenclatura e ordem taxonômica das espécie de aves seguiram o proposto pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al. 2015).

2.4. Níveis de ruído ambiental

O nível de ruído ambiental foi aferido em cada área de estudo com um medidor de Nível de Pressão Sonora (NPS) devidamente calibrado (modelo Instrutherm DEC-490). O medidor de NPS foi colocado a uma altura de cerca de 1,5 m do chão, direcionado para cima. O aparelho foi configurado com amplitude medida em dBA e resposta rápida, onde é

feita uma medida por segundo e com variação de ruído medido entre 30 e 80 decibéis (dB). As medições foram realizadas em períodos de 1 minuto de duração a cada uma hora durante o mesmo tempo e nos mesmos locais onde as gravações das vocalizações foram realizadas.

2.5. Análises Estatísticas

Os níveis de ruído ambiental e a riqueza de espécies de cada área foram representados a partir de suas médias, desvios padrão, amplitude dos valores e tamanho amostral. A diferença nos níveis de ruído ambiental, na riqueza de espécies de aves e no tamanho entre os grupos de áreas de estudo foram testadas utilizando-se Análises de Variância (ANOVA) independentes para cada parâmetro. O nível de ruído ambiental foi relacionado com as distâncias de cidades e de rodovias através de regressões lineares. Nós testamos o efeito do ruído antrópico, tamanho das áreas, distância das áreas até cidades e distância das áreas até rodovias sobre a riqueza de espécies de aves através de modelos lineares mistos. Foram construídos modelos com a combinação dos fatores citados acima, um modelo nulo apenas com o intercepto e um modelo global com todos os fatores. Os modelos foram comparados e selecionados seguindo o critério de informação de Akaike (BURNHAM & ANDERSON 2002), corrigido para amostras de tamanho reduzido (AICc) (HURVICH & TSAI 1989). Variáveis com alta correlação ($>0,6$) não foram utilizadas no mesmo modelo. As representações gráficas foram criadas pelo pacote ggplot2 v.2.1.0 do programa R (WICKHAM 2011). Os testes foram feitos com o programa R v3.4.1 (R Core Team 2018), precedidos por Testes de Normalidade dos dados e conduzidos em nível de significância $\alpha = 0,5\%$.

3. RESULTADOS

O nível de ruído ambiental médio das áreas de estudo foi de $38,68 \pm 4,87$ dB (média \pm desvio padrão). Foi encontrada diferença significativa nos níveis de ruído entre os 04 grupos de áreas ($F_{3,23} = 23,927$; $p < 0,001$), sendo maior nas áreas urbanas ($45,43 \pm 3,42$ dB) e menor nas áreas rurais ($35,44 \pm 2,27$ dB) (Figura 9A e Figura 9B).

Foi observada relação entre os níveis de ruído ambiental e a distância das áreas estudadas para cidades ($F_{1,25} = 12,27$; $r^2 = 0,302$; $p = 0,002$) e rodovias ($F_{1,25} = 6,86$; $r^2 = 0,184$; $p = 0,015$). Os resultados mostraram que as áreas mais próximas de cidades e de rodovias apresentam maiores níveis de ruído ambiental (Figura 9C e Figura 9D). Desta forma, verificou-

se que existe um gradiente de aumento dos níveis de ruído conforme diminuem as distâncias para cidades e rodovias.

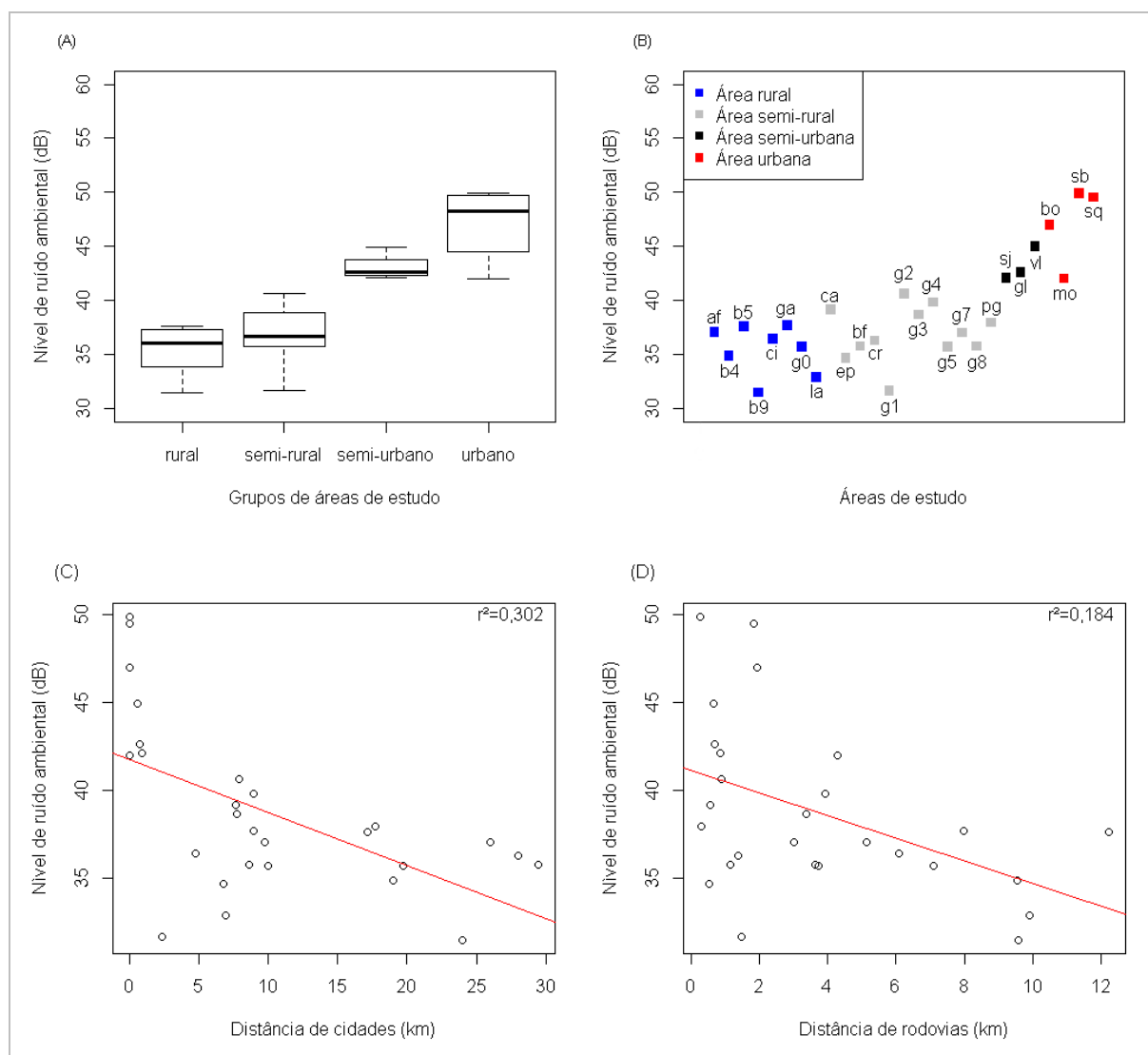


Figura 9. A) Níveis de ruído ambiental nos grupos de áreas (rural, semi-rural, semi-urbano e urbano); B) nível de ruído ambiental médio nas 27 áreas de estudo. C e D) Relação negativa entre os valores de níveis de ruído ambiental das 27 áreas de estudo e: a distância de cidades e rodovias, respectivamente. Linhas vermelhas representam a inclinação da curva de regressão.

A riqueza de espécies de aves registradas nas 27 áreas de estudo durante o período do estudo foi de 334 espécies, com riqueza média de $143 \pm 28,78$. Os valores variaram de 93 espécies de aves no Bosque John Kennedy (BOS), classificada como área urbana no município de Araguari a 192 espécies na RPPN Galheiro (GAL), classificada como área rural no município de Perdizes. Houve diferença significativa na riqueza de espécies de aves entre os quatro grupos de áreas ($F_{3,23}=8,518$; $p<0,001$). A riqueza média de espécies de aves nas áreas rurais foi de $161,88 \pm 23,39$, nas áreas semi-rurais $148,08 \pm 23,68$, nas áreas semi-urbanas $131 \pm 7,81$

e nas áreas urbanas foi de 99 ± 5.35 espécies (Figura 10A e Tabela 2). Nota-se, como foi observado para os níveis de ruído, que a riqueza de espécies de aves forma um gradiente onde quanto maior as distâncias para cidades e rodovias maiores são os valores de riqueza.

O tamanho das áreas variou entre os grupos de áreas ($F_{3,23}=3,370$; $p<0,036$). As áreas urbanas foram as que apresentaram menor tamanho ($14,93 \pm 9,59$ ha), seguido pelas áreas semi-rurais ($33,54 \pm 30,26$ ha), semi-urbanas ($40,07 \pm 20,18$ ha) e as áreas rurais foram as que apresentaram maior tamanho médio ($78,31 \pm 54,78$ ha – Figura 10B).

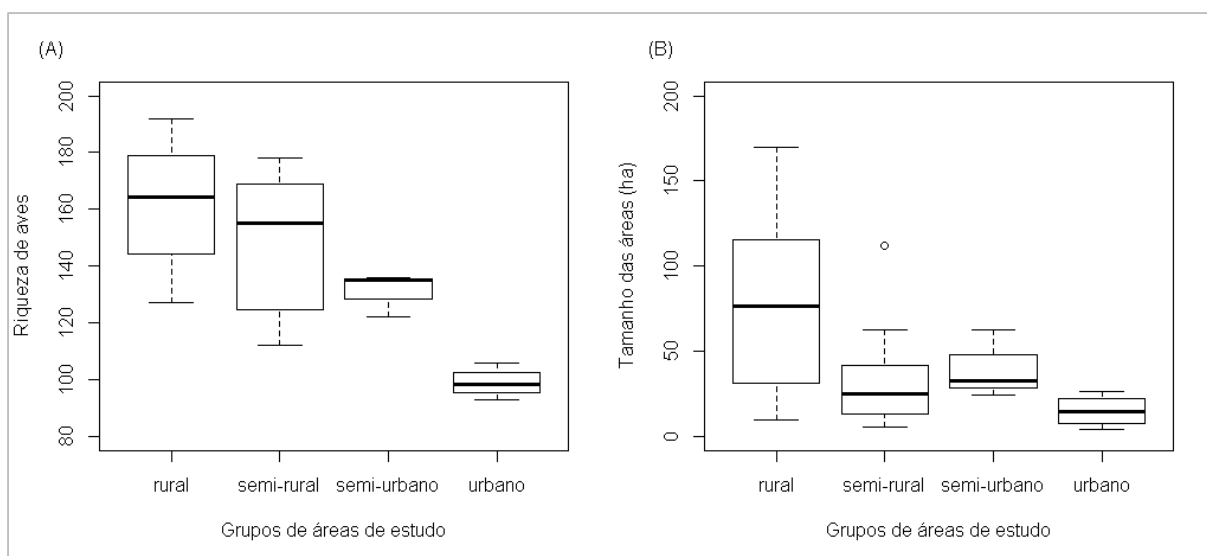


Figura 10. A) Riqueza de espécies de aves em cada grupo de áreas, B) riqueza de espécies de aves em cada uma das áreas de estudo, C) tamanho das áreas em cada grupo de áreas, D) tamanho de cada uma das áreas de estudo.

Tabela 2. Riqueza de espécies de aves registradas e níveis de ruído ambiental nas 27 áreas de estudo.

Áreas de estudo	Tipo	Riqueza de aves	Nível de ruído ambiental (dB)
Fazenda Mata da Água Fria (af)	rural	181	37.03
Mata do córrego Vertente Comprida (b4)	rural	160	34.85
Mata do córrego Fundo (b5)	rural	167	37.59
Mata do rio Tijuco (b9)	rural	162	31.45
Fazenda Cachoeirinha (ci)	rural	129	36.39
RPPN Galheiro (ga)	rural	177	37.67
Mata dos Palmitos (g0)	rural	192	35.66
Fazenda Cabeceira do Lavrado (la)	rural	127	32.84
Fazenda Cachoeira (ca)	semi-rural	127	39.13
Mata da EPAMIG-CEST (ep)	semi-rural	136	34.65
Fazenda Beija-flor (bf)	semi-rural	112	35.74
Fazenda Cruzeiro (cr)	semi-rural	119	36.28
Mata do córrego do Sabão (g1)	semi-rural	171	31.62
Mata do córrego do Jacu (g2)	semi-rural	178	40.62
Mata do córrego da Grota (g3)	semi-rural	122	38.65
Mata do córrego da Grota 2 (g4)	semi-rural	167	39.81
Mata do Massambará (g5)	semi-rural	175	35.67
Mata do córrego do Tanque (g7)	semi-rural	160	37.01
Mata dos Macacos (g8)	semi-rural	157	35.74
Estação Ecológica do Panga (pg)	semi-rural	153	37.94
Fazenda Experimental do Glória (gl)	semi-urbano	136	42.08
Mata de São José (sj)	semi-urbano	122	42.61
Fazenda VLI-TIA (vl)	semi-urbano	135	44.95
Bosque Jonh Kennedy (bo)	urbano	93	46.96
Parque Municipal do Mocambo (mo)	urbano	98	41.99
Parque Municipal do Sabiá (sb)	urbano	106	49.89
Parque Municipal Victório Siquierolli (sq)	urbano	99	49.51

Ao todo foram criados 15 modelos com as combinações dos fatores nível de ruído ambiental, tamanho das áreas, distância das áreas até cidades e distância de rodovias (Tabela 3). O modelo que melhor explicou as variações no padrão de riqueza de aves entre as áreas de estudo foi o que leva em consideração o tamanho das áreas e os níveis de ruído ambiental ($F_{2,24}=12,05$; $r^2=0.459$; $p<0,001$; $AICc=248.1$). Os resultados mostraram que a riqueza de aves está negativamente relacionada com os níveis de ruído ambiental e positivamente relacionada com o tamanho das áreas de estudo (Figura 11).

Tabela 3. Modelos que melhor explicam as variações na riqueza de espécies, selecionados utilizando o critério de informação de Akaike (AICc). Apenas modelos com $\Delta AICc \leq 4$ são mostrados na tabela.

Modelo	Intercepto	Tamanho da área	Nível de ruído ambiental	Distância de rodovias	Distância de cidades	AICc	$\Delta AICc$	Peso Akaike
m5	228,41	0,30 (0,10)	-2,56 (0,89)			248,1	0,0	0,544
m11	243,94	0,32 (0,11)	-2,89 (1,06)		-0,37 (0,60)	250,7	2,6	0,149
m12	221,91	0,30 (0,11)	-2,43 (1,00)	0,43 (1,37)		251	2,9	0,126

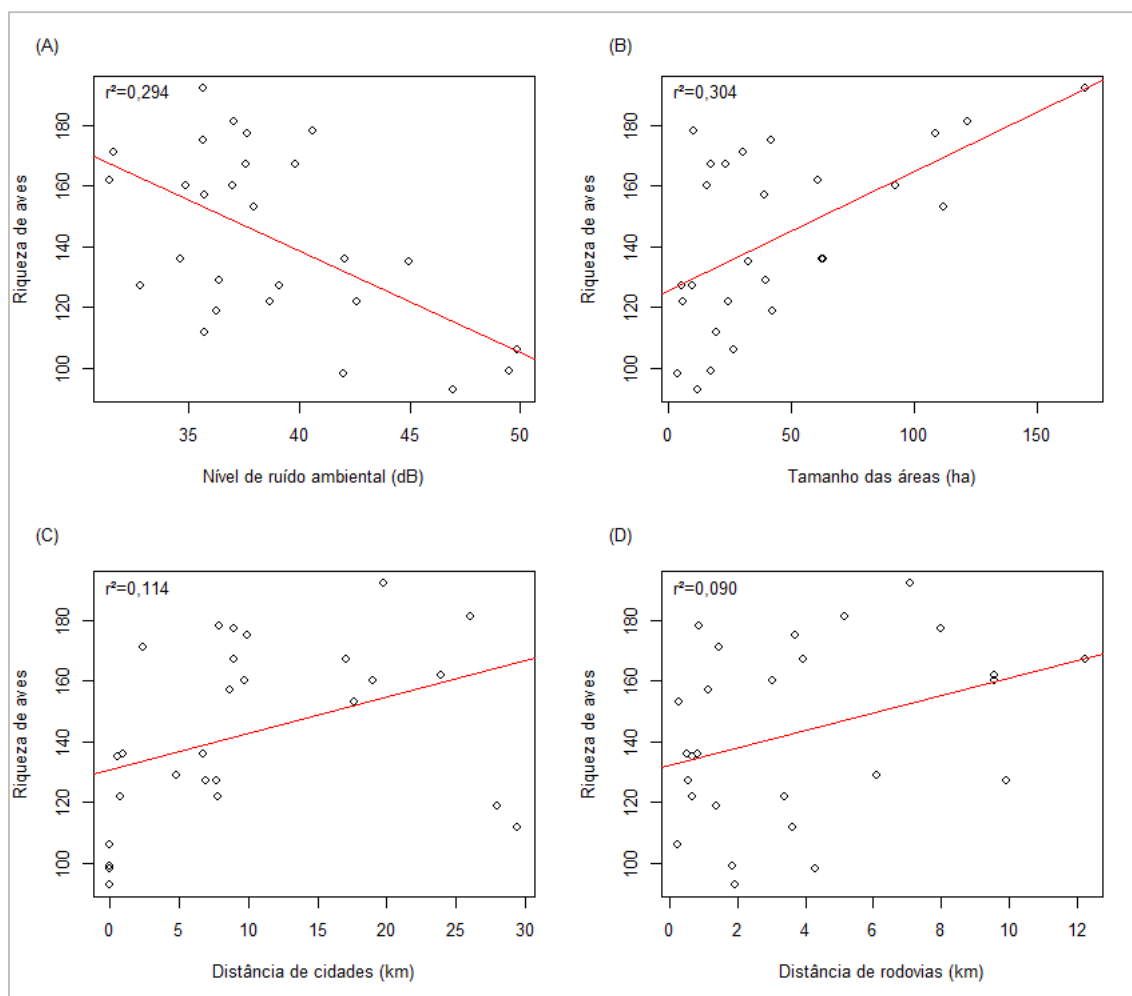


Figura 11. Relação entre a riqueza de espécies de aves e: A) nível de ruído ambiental (dB), B) tamanho das áreas de estudo, C) distância de cidades e D) distância de rodovias. Linhas vermelhas representam a inclinação da curva de regressão.

4. DISCUSSÃO

A riqueza de espécies de aves foi maior em áreas rurais e diminuiu à medida que a distância das áreas para as cidades e rodovias diminuiu, sendo que as áreas urbanas apresentaram as menores riquezas. A urbanização tem sido apontada como um dos fatores

que levaram a diminuição da riqueza e diversidade de espécies, além da homogeneização das comunidades (FORMAN & ALEXANDER 1998; CLERGEAU et al. 2006; MCKINNEY 2006; FRANCIS et al. 2009; PROPPE et al. 2013). Está diretamente ligada ao processo de fragmentação causada pela expansão das cidades e construção de rodovias (FORMAN & ALEXANDER 1998; ALBERTI 2005; HUFFELDT & DABELSTEEN 2013), o que causa a diminuição e isolamento das áreas naturais e consequentemente leva à perda de biodiversidade (WILCOX & MURPHY 1985; MCKINNEY 2002; GRIMM et al. 2008; VIÉ et al. 2009).

Os níveis de ruído ambiental foram maiores nas áreas urbanas e menores nas áreas rurais e aumentam à medida que a distância das áreas até as cidades e rodovias diminui. Outros estudos na literatura também mostram que em áreas urbanas, ou mais próximas de cidades e rodovias, os níveis de ruído ambiental são maiores que em áreas mais distantes das cidades (FRANCIS et al. 2009; HU & CARDOSO 2010; PATÓN et al. 2012). As atividades humanas que geram ruídos em áreas urbanas e próximas de cidades e rodovias não estão presentes em áreas rurais mais afastadas. O ruído do tráfego de veículos é considerado o principal tipo de ruído causado pelas cidades e rodovias (RHEINDT 2003; PARRIS & SCHNEIDER 2008) e o que mais interfere nas comunidades animais (SLABBEKOORN & PEET 2003; PERIS & PESCADOR 2004; NEMETH & BRUMM 2010; HUFFELDT & DABELSTEEN 2013). As atividades de aeroportos também são importantes fontes de ruído antrópico (GIL et al. 2014, DOMINONI et al. 2016; SIERRO et al. 2017).

O tamanho dos fragmentos florestais e os níveis de ruído ambiental foram os fatores que melhor explicaram a variação na riqueza de espécies entre as áreas de estudo. Existe uma relação positiva entre o tamanho das áreas e a riqueza de espécies e uma relação negativa entre os níveis de ruído ambiental e a riqueza de aves. Fatores como o ruído antrópico (REIJNEN et al. 1995; REIJNEN et al. 1996; FORMAN et al. 2002; RHEINDT 2003; PERIS & PESCADOR 2004; Palomino & Carrascal 2007; DELGADO GARCÍA et al. 2008; GRIFFITH et al. 2010) e os próprios efeitos da fragmentação como o tamanho dos fragmentos (FORMAN & ALEXANDER 1998) têm sido relacionados às alterações na avifauna em fragmentos próximos de rodovias e cidades.

O ruído antrópico tem sido considerado o fator que mais influencia a diversidade e abundância de espécies em áreas urbanas (NEMETH & BRUMM 2010; PERIS & PESCADOR 2004; RHEINDT 2003), sendo um fator causador do desaparecimento de espécies nestas áreas (SLABBEKOORN & RIPMEESTER, 2008; GONZÁLEZ-OREJA 2017). Diversos estudos têm

verificado a influência do ruído gerado pelo tráfego de veículos e a proximidade à rodovias sobre as aves (VAN DER ZANDE et al. 1980; KUITUNEN et al. 1998; KUITUNEN et al. 2003; RHEINDT 2003; POCKOCK & LAWRENCE 2005; HABIB et al. 2007; BAYNE et al. 2008; FRANCIS et al. 2009; FRANCIS et al. 2010; PATÓN et al. 2012; PROPPE et al. 2013). Alguns estudos mostram que as aves diminuem a diversidade, riqueza e densidade de espécies, além apresentarem um menor sucesso reprodutivo em áreas próximas a rodovias, caracterizadas pelos altos níveis de ruído antrópico. Espécies que vocalizam em baixas frequências, que se sobrepõem ao ruído antrópico, podem ser incapazes de se comunicar e podem procurar outras áreas mais adequadas para se comunicarem com eficiência (CARDOSO 2014; FRANCIS et al. 2011; HU & CARDOSO 2010), reduzindo assim sua abundância (PROPPE et al. 2013).

Os efeitos da fragmentação sobre a riqueza de espécies são estudados, com base na Teoria de Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR & WILSON 1967). De acordo com esta teoria, é esperado que a riqueza de espécies aumente com o aumento do tamanho do fragmento (FERNÁNDEZ-JURICIC 2004; CARBÓ-RAMÍREZ & ZURIA 2011). Esta relação foi observada em vários estudos que exploraram esta relação (FERNÁNDEZ-JURICIC 2004; SUÁREZ-RUBIO & THOMLINSON 2009; PERIS & MONTELONGO 2014; GONZÁLEZ-OREJA 2017). Alterações na disponibilidade de recursos e na atração coespecífica também têm relação com o tamanho dos fragmentos e causam variações na riqueza de espécies (ENVIRONMENT CANADA 2007; LEHNEN & RODEWALD 2009). Além disso, alguns trabalhos têm considerado o tamanho da área apenas como um fator aleatório dentre vários outros que explicam a diminuição da riqueza de espécies (CONNOR & MCCOY 1979; HAILA 1983), como o grau de isolamento e a qualidade dos fragmentos (ALEIXO 1999; MARSDEN et al. 2001; FARHIG 2002).

Fragmentos localizados dentro de cidades podem ter menor tamanho em relação a outros fragmentos localizados distantes de cidades, devido a remoção da vegetação para áreas comerciais (BLAIR & LAUNER 1997; MARZLUFF & EWING 2001; MCKINNEY 2008). Nestes e naqueles próximos a rodovias, a propagação dos sons proveniente do ruído antrópico ocorre mais facilmente pela área, devido à menor distância entre a fonte de ruído e os receptores. Além disso, as características da vegetação destes fragmentos, como menor qualidade ambiental e maior efeito de borda, facilitam a propagação dos sons antrópicos até o seu interior (AYLOR 1972; DOOLING & PROPPER 2007; YIP et al. 2017), levando à altos níveis de ruído e causando uma interferência maior sobre a comunidade de aves. Os elevados níveis de ruído diminuem a capacidade de transmissão dos sinais sonoros das aves e podem até causar

a quebra da comunicação entre as aves (BRUMM & SLABBEKOORN 2005; PATRICELLI & BLICHLEY 2006; WARREN 2006; BARBER et al. 2010), podendo levar à extinção local de espécies.

5. CONCLUSÕES

Os níveis de ruído ambiental são maiores em áreas urbanas do que em áreas rurais e aumentam à medida que se diminuem as distâncias para cidades e rodovias, principais responsáveis pelo ruído antrópico. A riqueza de espécies de aves é maior em áreas rurais e diminui conforme a localização dos fragmentos, sendo menor em áreas urbanas. A riqueza de espécies de aves está diretamente associada ao tamanho dos fragmentos e negativamente relacionada aos níveis de ruído antrópico. Estes dois fatores em conjunto explicam parte da variação nos padrões de riqueza de aves nas áreas estudadas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS⁴

- ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. **Condor**, p. 537-548, 1999. <https://doi.org/10.2307/1370183>
- ALBERTI, M. The effects of urban patterns on ecosystem function. **International Regional Science Review**, v. 28, n. 2, p. 168-192, 2005. <https://doi.org/10.1177/0160017605275160>
- AUDACITY TEAM. **Audacity(R): Free Audio Editor and Recorder. Versão 2.2.2.** 2018. Disponível em: <https://audacityteam.org>. Acesso em: 20 fev. 2018.
- AYLOR, D. Noise reduction by vegetation and ground. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 51, p. 197-205, 1972. <https://doi.org/10.1121/1.1912830>
- BARBER, J.R.; CROOKS, K.R.; FRISTRUP, K.M. The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 3, p. 180-189, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.08.002>
- BAYNE, E.M.; HABIB, L.; BOUTIN, S. Impacts of chronic anthropogenic noise from energy-sector activity on abundance of songbirds in the boreal forest. **Conservation Biology**, v. 22, n. 5, p. 1186-1193, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00973.x>
- BLAIR, R.B.; LAUNER, A.E. Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. **Biological Conservation**, v. 80, p. 113-125, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00056-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00056-0)

⁴ De acordo com ABNT, 2018

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

BRUMM, H.; SLABBEKOORN, H. Acoustic communication in noise. **Advances in the Study of Behavior**, v. 35, p. 151-209, 2005. [https://doi.org/10.1016/S0065-3454\(05\)35004-2](https://doi.org/10.1016/S0065-3454(05)35004-2)

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical-Theoretic Approach**. 2ª ed. Springer-Verlag, Berlin. 2002.

CARBÓ-RAMÍREZ, P.; ZURIA, I. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. **Landscape and Urban Planning**, v. 100, n. 3, p. 213-222, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.008>

CARDOSO, G.C. Nesting and acoustic ecology, but not phylogeny, influence passerine urban tolerance. **Global change biology**, v. 20, n. 3, p. 803-810, 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12410>

CLERGEAU, P.; SAVARD, J.P.L.; MENNECHEZ, G.; FALARDEAU, G. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. **Condor**, v. 100, p. 413-425, 1998. <https://doi.org/10.2307/1369707>

CONNOR, E.F.; MCCOY, E.D. The statistics and biology of the species-area relationship. **The American Naturalist**, v. 113, n. 6, p. 791-833, 1979. <https://doi.org/10.1086/283438>

DELGADO GARCÍA, J.D.; AREVALO, J.R.; FERNANDEZ-PALACIOS, J.M. Bird communities in two oceanic island forests fragmented by roads on Tenerife, Canary Islands. **Ostrich**, v. 79, p. 219-226, 2008. <https://doi.org/10.2989/OSTRICH.2008.79.2.14.588>

DOOLING, R.J.; POPPER, A.N. The effects of highway noise on birds. **Sacramento, CA: The California Department of Transportation Division of Environmental Analysis**, v. 74, 2007.

DOMINONI, D.M.; GREIF, S.; NEMETH, E.; BRUMM, H. Airport noise predicts song timing of European birds. **Ecology and evolution**, v. 6, n. 17, p. 6151-6159, 2016. <https://doi.org/10.1002/ece3.2357>

ENVIRONMENT CANADA. **Area-Sensitive forest birds in urban areas**. Environment Canada. Ontario: Canada Wildlife Service, 2007.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation biology**, v. 8, n. 1, p. 50-59, 1994. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010050.x>

FERNÁNDEZ-JURICIC, E.; POSTON, R.; DE COLLIBUS, K.; MORGAN, T.; BASTAIN, B.; ARTIN, C.; JONES, K.; TREMINIO, T. Microhabitat selection and singing behavior patterns of male house finches (*Carpodacus mexicanus*) in urban parks in a heavily urbanized landscape in the western U.S. **Urban Habitats**, v. 3, p. 49-69, 2005.

FORMAN, R.T.T.; REINEKING, B.; HERSPERGER, A.M. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. **Environmental Management**, v. 29, p. 782-800, 2002. <https://doi.org/10.1007/s00267-001-0065-4>

FORMAN, R.T.T.; ALEXANDER, L.E. Roads and their major ecological effects. **Annual review of ecology and systematics**, v. 29, n. 1, p. 207-231, 1998. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>

FRANCIS, C.D.; ORTEGA, C.P.; CRUZ, A. Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. **PLoS one**, v. 6, n. 11, p. e27052, 2011. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027052>

FRANCIS, C.D.; ORTEGA, C.P.; CRUZ, A. Vocal frequency change reflects different responses to anthropogenic noise in two suboscine tyrant flycatchers. **P Roy Soc B-Biol Sci**, v. 278, p. 2025-2031, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.06.052>

FRANCIS, C.D.; ORTEGA, C.P.; CRUZ, A. Noise pollution changes avian communities and species interactions. **Current biology**, v. 19, n. 16, p. 1415-1419, 2009.

GIL, D.; HONARMAND, M.; PASCUAL, J.; PEREZ-MENA, E.; MACIAS GARCIA, C. Birds living near airports advance their dawn chorus and reduce overlap with aircraft noise. **Behav. Ecol.**, v. 26, p. 435-443, 2014. <https://doi.org/10.1093/beheco/aru207>

GONZÁLEZ-OREJA, J.A. Relationships of area and noise with the distribution and abundance of songbirds in urban greenspaces. **Landscape and Urban Planning**, v. 158, p. 177-184, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.032>

GRIFFITH, E.H.; SAUER, J.R.; ROYLE, A.J. Traffic effects on bird counts on North American breeding bird survey routes. **The Auk**, v. 127, p. 387-393, 2010. <https://doi.org/10.1525/auk.2009.09056>

GRIMM, N.B.; FAETH, S.H.; GOLUBIEWSKI, N.E.; REDMAN, C.L.; WU, J.; BAI, X.; BRIGGS, J.M. Global change and the ecology of cities. **Science**, v. 319, n. 5864, p. 756-760, 2008. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>

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

HABIB, L.; BAYNE, E.M.; BOUTIN, S. Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of ovenbirds *Seiurus aurocapilla*. **Journal of applied ecology**, v. 44, n. 1, p. 176-184, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01234.x>

HAILA, Y. Land birds on northern islands: a sampling metaphor for insular colonization. **Oikos**, p. 334-351, 1983. <https://doi.org/10.2307/3544092>

HALFWERK, W.; HOLLEMAN, L.J.; SLABBEKOORN, H. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. **Journal of applied Ecology**, v. 48, n. 1, p. 210-219, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01914.x>

HARRIS, L.D.; SILVA-LOPEZ, G. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. In: **Conservation biology**. Springer, Boston, MA, 1992. p. 197-237. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-6426-9_8

HU, Y.; CARDOSO, G. C. Which birds adjust the frequency of vocalizations in urban noise? **Animal Behaviour**, v. 79, p. 863-867, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.12.036>

HUFFELDT, N.P.; DABELSTEEN, T. Impact of a noise-polluted urban environment on the song frequencies of a cosmopolitan songbird, the Great Tit (*Parus major*), in Denmark. **Ornis Fennica**, v. 90, n. 2, p. 94, 2013.

HURVICH C.M.; TSAI, C.L. Regression and time-series model selection in small sample sizes. **Biometrika**, v. 76, p. 297-307, 1989. <https://doi.org/10.1093/biomet/76.2.297>

KATTAN, G.H.; ALVAREZ-LÓPEZ, H.; GIRALDO, M. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. **Conservation Biology**, v. 8, n. 1, p. 138-146, 1994. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010138.x>

KATTI, M.; WARREN, P. S. Tits, noise and urban bioacoustics. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 19, n. 3, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.12.006>

KUITUNEN, M.; ROSSI, E.; STENROOS, A. Do highways influence density of land birds? **Environmental Management**, 22, 297–302, 1998. <https://doi.org/10.1007/s002679900105>

KUITUNEN, M.T., VILJANEN, J., ROSSI, E. & STENROOS, A. Impact of busy roads on breeding success in pied flycatchers *Ficedula hypoleuca*. **Environmental Management**, v. 31, p. 79-85, 2003. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2694-7>

LEHNEN, S.E.; RODEWALD, A.D. Investigating area-sensitivity in shrublandbirds: Responses to patch size in a forested landscape. **Forest Ecology and Management**, v. 257, p. 2308-2316, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.008>

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, 2001. <https://doi.org/10.1515/9781400881376>

MACHADO, R.B.; RAMOS NETO, M.B.; PEREIRA, P.G.P.; CALDAS, E.F.; GONÇALVES, D.A.; SANTOS, N.S.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. **Relatório técnico não publicado**. Conservação Internacional, Brasília, 2004.

MARSDEN, S.J.; WHIFFIN, M.; GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity & Conservation**, v. 10, n. 5, p. 737-751, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1016669118956>

MARINI, M. A. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. **Bird Conservation International. BirdLife International**. v. 1, p. 13-25, 2001.

MARZLUFF, J.M.; EWING, K. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. **Restoration Ecology**, v. 9, p. 280-292, 2001. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009003280.x>

- MCKINNEY, M.L. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. **Urban Ecosystems**, v. 11, n. 2, p. 161-176, 2008. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- MCKINNEY, M.L. Urbanization, biodiversity, and conservation. **Bioscience**, v. 52, n. 10, p. 883-890, 2002.
- MCKINNEY, M.L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 247-260, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- MENDES, S.; COLINO-RABANAL, V.J.; PERIS, S.J. Diferencias en el canto de la ratona común (*Troglodytes musculus*) en ambientes con distintos niveles de influencia humana. *Hornero.*, v.26, p. 85-93, 2011.
- NEMETH, E.; BRUMM, H. Birds and anthropogenic noise: are urban songs adaptive? **The American Naturalist**, v. 176, n. 4, p. 465-475, 2010. <https://doi.org/10.1086/656275>
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., SCOLFORO, J. R. S., MELLO, J. M. Composição florística e estrutura de um remanescente de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**. v. 17, p. 167-182, 1994.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. Variation in tree community composition and struture with changes in soil properties within a fragment of semideciduous Forest in south-eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Biology**. v. 58, n. 1, p. 139-158, 2001.
- PALOMINO, D.; CARRASCAL, L.M. Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. **Biological Conservation**, v. 140, p. 100-109, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.029>
- PARRIS, K.; SCHNEIDER, A. Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. **Ecology and Society**, v. 14, n. 1, 2009. <https://doi.org/10.5751/ES-02761-140129>
- PATÓN, D.; ROMERO, F.; CUENCA, J.; ESCUDERO, J.C. Tolerance to noise in 91bird species from 27 urban gardens of Iberian Peninsula. **Landscape and Urban Planning**, v. 104, n. 1, p. 1-8, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.09.002>
- PATRICELLI, G.L.; BLICKLEY, J.L. Avian communication in urban noise: causes and consequences of vocal adjustment. **The Auk**, v. 123, n. 3, p. 639-649, 2006. [https://doi.org/10.1642/0004-8038\(2006\)123\[639:ACIUNC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1642/0004-8038(2006)123[639:ACIUNC]2.0.CO;2)
- PERIS, S.; MONTELONGO, T. Birds and small urban parks: a study in a high plateau city. **Turkish Journal of Zoology**, v. 38, n. 3, p. 316-325, 2014. <https://doi.org/10.3906/zoo-1305-20>
- PERIS, S.J.; PESCADOR, M. Effects of traffic noise on passerine populations in Mediterranean wooded pastures. **Applied Acoustics**, v. 65, p. 357-366, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2003.10.005>
- PIACENTINI, V.Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C.E.; MAURÍCIO, G.N.; PACHECO, J.F.; BRAVO, G.A.; BRITO, G.R.R.; NAKA, L.N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L.P.; BETINI, G.S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A.C.; LIMA, L.M.; PIOLI, D.; SCHINCK, F.; AMARAL, F.R.; BENCKE, G.A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L.F.A.; STRAUBE, F.C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of

Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 90-298, 2015.

POCOCK, Z.; LAWRENCE, R.E. How far into a forest does the effect of a road extend? Defining road edge effect in eucalypt forests of south-eastern Australia. In: IRWIN, C.L.; GARRETT, P.; MCDERMOTT, K.P. (Eds). **Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation**, p. 397-405. Center for Transportation and Environment, North Carolina State University, Raleigh, North Carolina, USA. 2005.

PROPPE, D.S.; STURDY, C.B.; ST CLAIR, C.C. Anthropogenic noise decreases urban songbird diversity and may contribute to homogenization. **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 1075-1084, 2013. <https://doi.org/10.1111/gcb.12098>

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. 2018. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.Rproject.org>. Acesso em: 03 abr. 2018.

REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; BRAAK, C.T.; THISSEN, J. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. **Journal of Applied Ecology**, v. 32, p. 481-491, 1995. <https://doi.org/10.2307/2404646>

REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; MEEUWSEN, H. The effect of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. **Biological Conservation**, v. 75, p. 255-260, 1996. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00074-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00074-7)

RHEINDT, F.E. The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? **Journal Fur Ornithology**, v. 144, p. 295-306, 2003. <https://doi.org/10.1007/BF02465629>

RÍOS-CHELÉN, A. A.; QUIRÓS-GUERRERO, E.; GIL, D.; GARCIA, C. M. Dealing with urban noise: vermilion flycatchers sing longer songs in noisier territories. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 67, n. 1, p. 145-152, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00265-012-1434-0>

SERRANO, I. O anilhamento como ferramenta para o estudo de aves migratórias. In: **Primer taller para la Conservación de Aves Playeras Migratorias en Arrocera del Cono Sur. Wetlands International**, Buenos Aires, Argentina. 2008.

ŞEKERCIOĞLU, Ç.H.; EHRLICH, P.R.; DAILY, G.C.; AYGEN, D.; GOEHRING, D.; SANDÍ, R.F. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 99, n. 1, p. 263-267, 2002. <https://doi.org/10.1073/pnas.012616199>

SHOCHAT, E.; LERMAN, S.; FERNÁNDEZ-JURICIC, E. Birds in urban ecosystems: population dynamics, community structure, biodiversity, and conservation. **Urban ecosystem ecology**, p. 75-86, 2010.

SIERRO, J.; SCHLOESING, E.; PAVÓN, I.; GIL, D. European Blackbirds Exposed to Aircraft Noise Advance Their Chorus, Modify Their Song and Spend More Time Singing. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 5, p. 68, 2017. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00068>

SIGRIST, T. **Guia de campo Avis Brasilis: Avifauna Brasileira**. Avis Brasilis: São Paulo. 2013.

SILVA, E.M.; ASSUNÇÃO, W.L. O clima na cidade de Uberlândia-MG. **Sociedade & Natureza**, v. 16, n. 30, p. 91-107, 2004.

SKIBA, R. Possible “rain call” selection in the Chaffinch (*Fringilla coelebs*) by noise intensity e an investigation of a hypothesis. **J. Ornithol.**, v. 141, p. 160-167, 2000.

SLABBEKOORN, H.; PEET, M. Birds sing at a higher pitch in urban Noise. **Nature**. v. 424, 2003.

SLABBEKOORN, H.; RIPMEESTER, E.A.P. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. **Molecular ecology**, v. 17, n. 1, p. 72-83, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03487.x>

STONE, E. Separating the noise from the noise: a finding in support of the ‘niche hypothesis’, that birds are influenced by human-induced noise in natural habitats. **Anthrozoos**, v. 13, p. 225–231, 2000. <https://doi.org/10.2752/089279300786999680>

SUÁREZ-RUBIO, M.; THOMLINSON, J.R. Landscape and patch-level factors influence bird communities in an urbanized tropical island. **Biological Conservation**, v. 142, n. 7, p. 1311-1321, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.035>

SWADDLE, J.P.; PAGE, L.C. High levels of environmental noise erode pair preferences in zebra finches: implications for noise pollution. **Animal Behaviour**, v. 74, n. 3, p. 363-368, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2007.01.004>

TUBELIS, D.P.; CAVALCANTI, R.B. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. **Bird Conservation International**, v. 10, n. 4, p. 331-350, 2000. <https://doi.org/10.1017/S0959270900000290>

VAN DER ZANDE, A.N.; TER KEURS, W.J.; VAN DER WEIJDEN, W.J. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat - evidence of a long-distance effect. **Biological Conservation**, v. 18, p. 299-321, 1980. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(80\)90006-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(80)90006-3)

VIÉ, J.C.; HILTON-TAYLOR, C.; STUART, S.N. **Wildlife in A Changing World – An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species**. 2009, 180p.

WARREN, P.S.; KATTI, M.; ERMANN, M.; BRAZEL, A. Urban bioacoustics: it's not just noise. **Animal behaviour**, v. 71, n. 3, p. 491-502, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2005.07.014>

WICKHAM, H. ggplot2. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, v. 3, n. 2, p. 180-185, 2011. <https://doi.org/10.1002/wics.147>

WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **The American Naturalist**, v. 125, n. 6, p. 879-887, 1985.

YIP, D.A.; BAYNE, E.M.; SÓLYMOS, P.; CAMPBELL, J.; PROPPE, D. Sound attenuation in forest and roadside environments: Implications for avian point-count surveys. **The Condor**, v. 119, n. 1, p. 73-84, 2017. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-16-93.1>

CAPÍTULO 3

**ÍNDICES ACÚSTICOS REFLETEM A RIQUEZA DE AVES E OS NÍVEIS DE RUÍDO AMBIENTAL EM
ÁREAS FLORESTAIS DO CERRADO?**

RESUMO

A Ecoacústica estuda os sons ao longo das escalas temporal e espacial e os relaciona com a biodiversidade e demais questões ecológicas, coletando informações sobre a ecologia de populações, comunidades e paisagens. A paisagem acústica dos ambientes é formada pela combinação da biofonia, geofonia e antropofonia. A necessidade de se representar as características da paisagem acústica contribuiu para o aparecimento de índices acústicos, criados a partir dos índices ecológicos, para qualificar e quantificar os sons de um determinado ambiente. O aumento da urbanização causa a redução da diversidade de espécies e do sucesso reprodutivo das aves e os altos níveis de ruído ambiental nas cidades impõem desafios para a sobrevivência e reprodução das espécies que utilizam a comunicação sonora. Calculamos seis índices acústicos: Índice de Complexidade Acústica (ACI), Índice de Diversidade Acústica (ADI), Índice de Uniformidade Acústica (AEI), Índice Bioacústico (BIO), Índice de Entropia Acústica ou Entropia Total (H), Índice Normalizado da Diferença da Paisagem Acústica (NDSI), em 15 áreas florestais do Cerrado com diferentes níveis de ruído ambiental. Verificamos se estes índices acústicos estão relacionados com a riqueza de espécies em atividade de vocalização nas áreas de estudo e com os níveis de ruído ambiental. As áreas foram selecionadas devido à sua proximidade a ambientes urbanos e divididas em quatro grupos: áreas rurais, semi-rurais, semi-urbanas e urbanas. Foram realizadas gravações em todas as áreas entre março de 2015 e fevereiro de 2018 com gravador digital Marantz PMD 661 Mark II e microfone direcional Sennheiser ME67-K6. O nível de ruído ambiental de cada área de estudo foi medido com um medidor de Nível de Pressão Sonora. As gravações foram divididas em trechos de 1 minuto de duração através do programa Kaleidoscope, para permitir comparações entre si e foram selecionados 40 trechos em cada uma das áreas de estudo, entre 6:00 e 9:00 horas para as análises. Os índices acústicos foram calculados utilizando-se os pacotes *soundecology* e *seewave* do programa R v3.4.1. A riqueza de espécies vocalizando foi obtida pela contagem do número de espécies gravadas. A riqueza média de espécies gravadas por trecho variou entre os grupos de áreas ($p < 0,001$), sendo maior nas áreas rurais e menor nas áreas semi-rurais. A riqueza total de aves por área variou entre os grupos de áreas ($p < 0,001$), sendo maior nas áreas rurais e menor nas áreas urbanas. O nível de ruído ambiental foi maior nas áreas urbanas e menor nas áreas rurais. Os seis Índices Acústicos analisados variaram entre as áreas ($p < 0,05$) e entre os grupos de áreas ($p < 0,05$). A riqueza de aves por trecho de gravação está relacionada com ADI, AEI, H, BIO e NDSI, porém não apresenta relação com ACI. Apenas NDSI está relacionado com os níveis de ruído ambiental e apenas o BIO está relacionado com a riqueza total de aves. BIO foi considerado o índice que melhor reflete a riqueza de espécies de aves dentro das áreas de estudo e NDSI o melhor índice para avaliar impactos relacionados ao ruído de origem antrópica.

Palavras-chave: Ecoacústica, Bioacústica, biomonitoramento, antropofonia, biofonia, paisagem sonora.

ABSTRACT

Ecoacoustics studies sounds along the temporal and spatial scales and relates them to biodiversity and other ecological issues, collecting information on the ecology of populations, communities and landscapes. The environment soundscape is formed by the combination of biophony, geophony and anthrophony. The need to represent the characteristics of the soundscape contributed to the appearance of acoustic indices, created from the ecological indexes, to qualify and quantify the sounds of a given environment. The increase in urbanization causes reduction in the diversity of species and reproductive success of birds, and high levels of environmental noise in cities pose challenges for the survival and reproduction of species that use sound communication. We calculated six acoustic indices: Acoustic Complexity Index (ACI), Acoustic Diversity Index (ADI), Acoustic Evenness Index (AEI), Bioacoustic Index (BIO), Acoustic Entropy Index or Total Entropy (H), Normalized Difference Soundscape Index (NDSI) in 15 Cerrado forest fragments with different levels of environmental noise. We verified if these acoustic indices are related to the species richness in vocalization activity from the study areas and to the environmental noise levels. We selected these areas because of their proximity to urban environments and divided into four groups: rural, semi-rural, semi-urban and urban areas. We made recordings in all areas between March 2015 and February 2018 with Marantz PMD 661 Mark II digital recorder and Sennheiser ME67-K6 directional microphone. We measured the environmental noise level of each study area with a Sound Pressure Level meter. The recordings were divided into 1 min. duration recordings through the Kaleidoscope software to allow comparisons between them and 40 excerpts were selected in each of the study areas from 6:00 to 9:00 am for the analyzes. We calculated the acoustic indices using Soundecology and Seewave packages from R v3.4.1. The richness of vocalizing species was obtained by counting the number of recorded species. The mean richness of recorded species per 1 min. duration recordings varied between groups of areas ($p < 0.001$), being higher in rural areas and lower in semi-rural areas. The total richness of birds per area varied between groups of areas ($p < 0.001$), being higher in rural areas and lower in urban areas. The environmental noise level was higher in urban areas and lower in rural areas. The six acoustic indices analyzed varied between the areas ($p < 0.05$) and between the groups of areas ($p < 0.05$). The richness of birds per 1 min. duration recordings is related to ADI, AEI, H, BIO and NDSI, but is not related to ACI. Only NDSI is related to environmental noise levels and only BIO is related to the total bird species richness. BIO was considered the index that best reflects the richness of bird species within the study areas and NDSI the best index to evaluate impacts related to anthropic origin noise.

Key-words: Ecoacoustic, bioacoustics, biomonitoring, anthrophony, biophony, soundscape.

1. INTRODUÇÃO

A Bioacústica engloba estudos do comportamento e de todo tipo de comunicação dos animais através de sinais sonoros, sendo bastante difundidos e com aplicação na conservação e manejo de populações naturais (TUBARO 1999; VIELLIARD & SILVA 2010) e na conservação da biodiversidade (DUMYAHN & PIJANOWSKI 2011; FARINA 2014; LAIOLO 2010; SUEUR & Farina 2015). Os sons naturais dentro da bioacústica podem ser utilizados para investigar e monitorar a complexidade ecológica de determinada comunidade, o que permitiu a criação de uma nova perspectiva de estudo, denominada Ecoacústica (FARINA 2014; TOWSEY et al. 2014a). A Ecoacústica estuda os sons ao longo das escalas temporal e espacial e os relaciona com a biodiversidade e demais questões ecológicas. O uso dos sons como objeto de estudo, permite a coleta de informações sobre a ecologia de populações, comunidades e paisagens (CARDOSO & PRICE 2010; PIJANOWSKI et al. 2011; SUEUR & FARINA 2015) e pode indicar processos ecológicos (FLETCHER 2007).

A Ecoacústica é embasada nas seguintes hipóteses: a Hipótese de Nicho Acústico (ANH) (KRAUSE 1993) e a Hipótese de Adaptação Acústica (AAH) (MORTON 1975), que podem ser complementares. A ANH é derivada de observações empíricas, nas quais os sons produzidos pelas espécies que vocalizam simultaneamente numa mesma área pouco se sobrepõem levando à partição do espaço acústico (KRAUSE 1993), nos domínios de tempo e frequência (SUEUR 2002; LUTHER 2009; SCHMIDT et al. 2012; SINSCH et al. 2012; SCHMIDT & BALAKRISHNAN 2014; RUPPÉ et al. 2015). Essa perspectiva nos remete ao conceito de nicho ecológico (HUTCHINSON 1957). Por outro lado, a AAH considera que as propriedades acústicas dos habitats, que são mediados pelas estruturas morfológicas e vegetais, moldando os sinais sonoros nos animais (MORTON 1975; MARTEN & MARLER 1977; BONCORAGLIO & SAINO 2007; EY & FISCHER 2009). De acordo com esta última hipótese, cada hábitat ou paisagem gera uma assinatura acústica com características únicas (KRAUSE 1987; BRIEFER et al. 2010; BORMPOUDAKIS et al. 2013).

A paisagem acústica é formada pela combinação da biofonia (sons dos animais), geofonia (sons naturais) e antrofonia (sons de origem antrópica), que juntas desempenham um importante papel na coevolução e nas relações intra e interespecíficas (KROODSMA 1985; PIJANOWSKI et al. 2011; Farina 2014). A necessidade de se representar as características da paisagem acústica (FULLER et al. 2015), contribuiu para o aparecimento de várias métricas e índices acústicos (DEPRAETERE et al. 2012). Estes índices acústicos foram criados a partir dos

índices ecológicos, para qualificar e quantificar os sons de um determinado ambiente (WIMMER et al. 2013; FARINA et al. 2014; SUEUR et al. 2014). A maioria destes índices está relacionada com a diversidade, abundância e riqueza de espécies e aos Índices de Shannon-Wiener e Simpson (MARGALEF 1958; MACARTHUR 1965; MAY 1975; MAGURRAN 2004; BUCKLAND et al. 2005). Outros índices utilizam características em nível de espécie como atributos funcionais, genéticos e filogenéticos (FAITH 1992; PETCHEY & GASTON 2006; GASC et al. 2013a). Os índices acústicos podem ser utilizados para estudos ecológicos e monitoramento da biodiversidade (PIERETTI et al. 2011; PIJANOWSKI et al. 2011; KASTEN et al. 2012; SUEUR et al. 2014; MACHADO et al. 2017).

O aumento da urbanização causa a redução da diversidade de espécies e do sucesso reprodutivo das aves (RHEINDT 2003; FRANCIS et al. 2009; PATÓN, et al. 2012; RÍOS-CHELÉN et al. 2012, PROPPE et al. 2013). Os altos níveis de ruído ambiental nas cidades, em especial, impõem desafios para a sobrevivência e reprodução das espécies que utilizam a comunicação sonora (SLABBEKOORN & PEET 2003; KATTI & WARREN 2004). Com a rápida destruição das áreas de vegetação nativa do Bioma Cerrado nos últimos anos (FRANÇOSO et al. 2015), são necessários trabalhos de curta duração e com respostas rápidas, para entender como a biodiversidade do Cerrado responde a este processo. As aves são sensíveis às variações ambientais, respondem rapidamente às mudanças mais drásticas (SERRANO 2008) e atuam como espécies indicadoras da qualidade ambiental (EICHINSKI et al. 2015).

Os índices acústicos se tornaram ferramentas rápidas para a avaliação da biodiversidade sob uma abordagem de paisagem acústica (MACHADO et al. 2017). Estudos recentes mostram que para grupos com grande capacidade de vocalização, como as aves, os monitoramentos de populações e comunidades podem ser realizados através de métodos acústicos (ACEVEDO & VILLANUEVA-RIVERA 2006; BARDELI et al. 2010; DEPRAETERE et al. 2012; TUCKER et al. 2014; BORKER et al. 2015; ROCA & PROULX 2016). Porém, é necessário entender e verificar a real eficiência do uso destes índices (MAMMIDES et al. 2017) na aquisição de dados relacionados à riqueza e diversidade de espécies dentro das comunidades.

Dentro deste contexto, calculamos seis destes índices acústicos [Índice de Complexidade Acústica (ACI), Índice de Diversidade Acústica (ADI), Índice de Uniformidade Acústica (AEI), Índice Bioacústico (BIO), Índice de Entropia Acústica ou Entropia Total (H), Índice Normalizado da Diferença da Paisagem Acústica (NDSI)] em áreas florestais do Cerrado com diferentes níveis de ruído ambiental e testamos se eles variam entre as áreas e entre os

grupos de áreas. Verificamos se estes índices acústicos estão relacionados com a riqueza de espécies em atividade de vocalização nas áreas de estudo, a partir de gravações. É esperado que os índices acústicos ACI, ADI, AEI, BIO e H estejam diretamente relacionados com os valores de riqueza de espécies que vocalizam nas áreas. Verificamos também como os índices acústicos se relacionam com os níveis de ruído ambiental das áreas, principalmente o NDSI, que pode indicar o grau de exposição à ruídos antropogênicos de determinado habitat. Por fim, avaliamos se os elevados níveis de ruído ambiental em áreas mais próximas às cidades e rodovias interferem na acurácia destes índices acústicos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo

O estudo foi realizado em 15 áreas florestais de Cerrado, formadas principalmente por matas de galeria/ciliar e florestas estacionais semidecíduais. As áreas estão localizadas em oito municípios da mesorregião do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba: Araguari, Cruzeiro da Fortaleza, Ituiutaba, Patos de Minas, Perdizes, Serra do Salitre, Uberaba e Uberlândia (Figura 12). Para este capítulo foram utilizadas apenas 15 áreas de estudo pelo fato de o cálculo dos índices acústicos somente ser possível nas gravações realizadas nestas áreas.

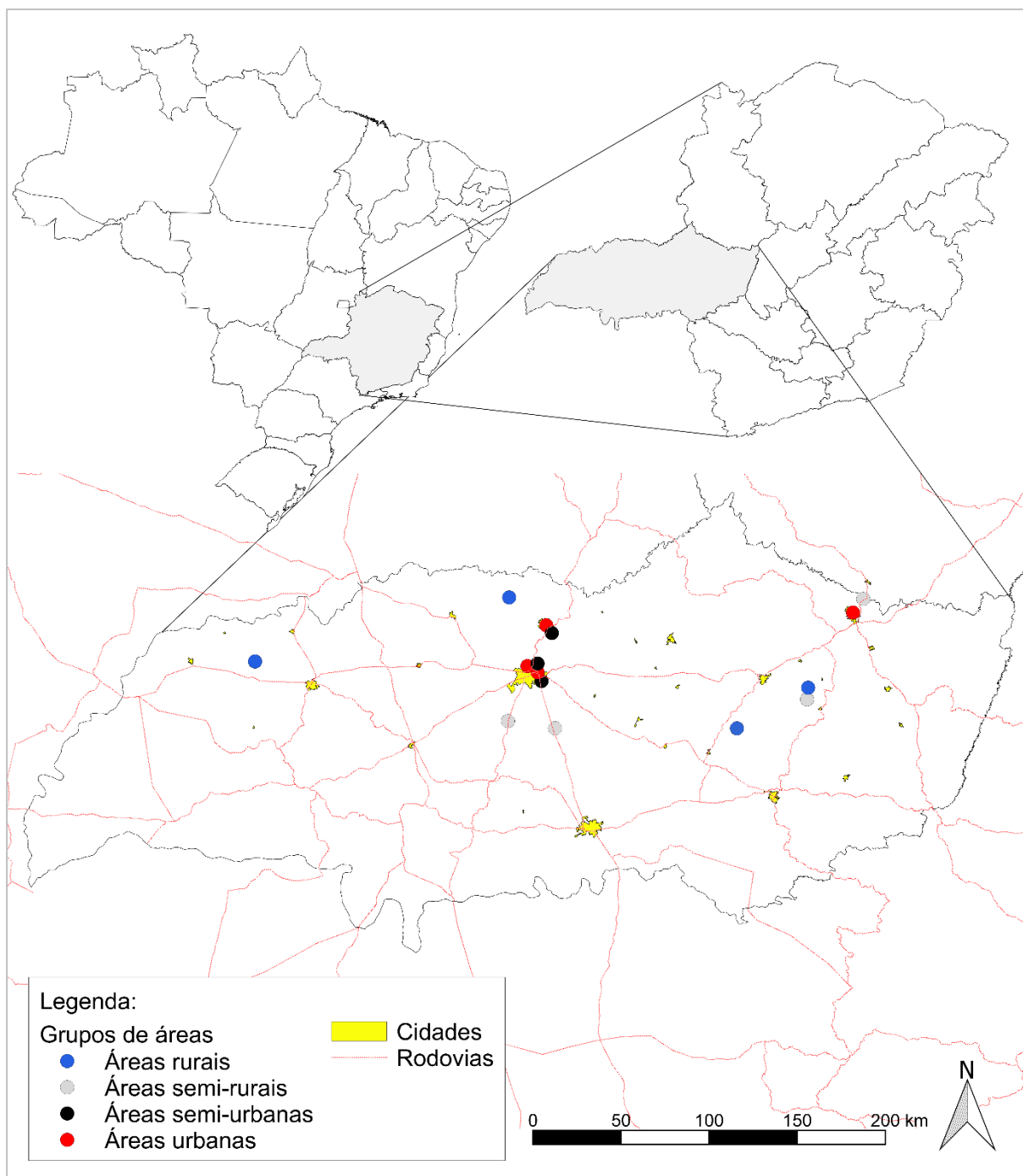


Figura 12. Localização das 15 áreas de estudo em relação às cidades e rodovias mais próximas.

Todas as áreas estão inseridas na bacia do Rio Paranaíba e a região está sob o domínio do Cerrado. A região encontra-se altamente impactada e fragmentada pela ação do homem (OLIVEIRA-FILHO et al. 1994; MACHADO et al. 2004), com mais de 70% da área ocupada pela agricultura e pecuária (BRITO & PRUDENTE 2005). O clima na região é do tipo Aw (sazonal com estações chuvosa e seca bem marcadas) segundo a classificação climática de Köppen, com verão quente e chuvoso entre os meses de outubro e março e inverno seco e frio entre abril

e setembro. A pluviosidade anual gira em torno de 1.583,6 mm e a temperatura média é de 22,3°C (SILVA & ASSUNÇÃO 2004).

As áreas foram selecionadas devido à sua proximidade a ambientes urbanos. Elas foram divididas em quatro grupos distintos, de acordo com sua localização (dentro ou fora de áreas urbanas) e distância até rodovias e cidades. Os grupos são: “Áreas rurais”, para fragmentos localizados fora de ambientes urbanos e a uma distância maior que 05 km em linha reta de cidades e rodovias; “Áreas semi-rurais”, para fragmentos fora dos ambientes urbanos, com distância maior que 05 km das cidades, porém com distância menor que 05 km das rodovias; “Áreas semi-urbanas”, para fragmentos localizados nos limites dos ambientes urbanos, a menos de 01 km de cidades e rodovias e “Áreas urbanas”, para os fragmentos dentro do perímetro urbano (Tabela 4).

Tabela 4. Nome, sigla utilizada para identificação das áreas, município de localização, coordenadas geográficas, e características utilizadas para a distinção entre os diferentes grupos de áreas de estudo.

Área (sigla)	Município	Tipo	Coordenadas		Tamanho (ha)	Distância de rodovias (km)	Distância de cidades (km)
			Latitude	Longitude			
Fazenda Mata da Água Fria (af)	Araguari	Rural	18°29'54,57"S	48°23'08,19"O	122	5,15	26,03
Mata do rio Tijuco (b9)	Ituiutaba	Rural	18°50'57,92"S	49°46'35,18"O	60,8	9,57	23,96
RPPN Galheiro (ga)	Perdizes	Rural	19°12'55,59"S	47°08'20,13"O	170	7,1	19,75
Mata dos Palmitos (g0)	Cruzeiro da Fortaleza	Rural	18°59'33,86"S	46°44'56,43"O	109	7,98	8,97
Mata da EPAMIG-CEST (ep)	Patos de Minas	Semi-rural	18°30'25,79"S	46°26'50,78"O	62,6	0,52	6,75
Fazenda Cruzeiro (cr)	Uberaba	Semi-rural	19°12'54,33"S	48°08'03,56"O	42,2	1,39	28,05
Mata dos Macacos (g8)	Serra do Salitre	Semi-rural	19°03'23,44"S	46°45'17,38"O	39,3	1,15	8,64
Estação Ecológica do Panga (pg)	Uberlândia	Semi-rural	19°10'31,82"S	48°23'32,29"O	112	0,29	17,69
Fazenda Experimental do Glória (gl)	Uberlândia	Semi-urbano	18°57'23,26"S	48°12'30,24"O	62,9	0,85	0,92
Mata de São José (sj)	Uberlândia	Semi-urbano	18°51'37,08"S	48°13'48,50"O	24,6	0,69	0,73
Fazenda VLI-TIA (vl)	Araguari	Semi-urbano	18°41'37,64"S	48°09'06,95"O	32,7	0,67	0,54
Bosque John Kennedy (bo)	Araguari	Urbano	18°39'04,04"S	48°10'57,37"O	11,7	1,93	0
Parque Municipal do Mocambo (mo)	Patos de Minas	Urbano	18°34'53,50"S	46°30'12,80"O	3,93	4,29	0
Parque Municipal do Sabiá (sb)	Uberlândia	Urbano	18°54'33,04"S	48°13'47,64"O	26,7	0,26	0
Parque Municipal Victório Siquierolli (sq)	Uberlândia	Urbano	18°52'27,46"S	48°17'08,42"O	17,4	1,84	0

2.2. Gravações dos sinais sonoros

As gravações foram realizadas em transecções com comprimento aproximado de 01 km em cada área de estudo, percorridas no período da manhã, entre 6:00 e 11:00 horas. Todas as áreas foram visitadas quatro vezes no período entre março de 2015 e fevereiro de 2018.

Foram feitas gravações de todos os tipos sinais sonoros e todo tipo de som proveniente de atividades antrópicas e geológicas. As gravações foram feitas com gravador digital Marantz PMD 661 Mark II configurado com taxa de amostragem de 48.000 Hz e resolução 32 bits de oscilação e microfone direcional Sennheiser ME67-K6. Todas as gravações e os metadados [nome das espécies; características, município e nome das áreas de estudo, data e horário das gravações e outras informações pertinentes] estão depositadas em arquivos juntamente ao Laboratório de Ornitologia e Bioacústica (LORB) da Universidade Federal de Uberlândia.

2.3. Processamento das gravações

As gravações foram divididas em trechos de 1 minuto de duração através do programa Kaleidoscope (*Wildlife Acoustic Inc., USA*), conforme sugerido por Sueur et al. (2014), para permitir comparações entre as gravações. Foram realizadas 76,5 horas de gravações nas áreas de estudo, que geraram 4.590 arquivos de 1 minuto de duração cada. Para as análises, foram selecionados 40 trechos, com período do ano e horários semelhantes, em cada uma das áreas de estudo (totalizando 600 trechos), contemplando horários entre 6:00 e 9:00 horas, horário de maior atividade da avifauna. As representações gráficas das vocalizações e dos trechos de 1min. de gravação foram feitas através de espectrogramas, oscilogramas e espectros de potência confeccionados a partir do pacote Seewave (versão 1.6) (SUEUR et al. 2008b) do programa R v3.4.1 (R CORE TEAM 2018).

2.4. Riqueza de espécies

A riqueza de espécies vocalizando foi obtida pela contagem do número de espécies gravadas que emitiram sinais sonoros nos trechos de gravações selecionados. Os trechos foram ouvidos simultaneamente à inspeção visual dos respectivos espectrogramas através dos programas Audacity 2.2.2 (AUDACITY TEAM 2018) e Raven Pro 1.5 (*Cornell Laboratory of Ornithology Bioacoustics Research Program*) para identificação das espécies. Todos os indivíduos gravados foram identificados em nível de espécie (PIACENTINI et al. 2015). Foram

obtidos dois valores de riqueza: 1) riqueza de espécies de aves gravadas por trecho de gravação analisado em cada área de estudo, e 2) riqueza total de espécies de aves gravadas por área, obtido pela soma de todas as espécies que vocalizavam em todos os trechos analisados de cada área.

2.5. Medição dos níveis de ruído ambiental

O nível de ruído ambiental, em decibéis (dB), foi aferido com um medidor de Nível de Pressão Sonora (NPS) calibrado (modelo Instrutherm DEC-490). O aparelho foi utilizado com a mesma configuração em todas as áreas, sendo a amplitude medida em dBA, configurado em resposta rápida (uma medida por segundo) e variação de ruído medido entre 30 e 80 decibéis (dB). As medições foram feitas em períodos de 1 minuto de duração a cada uma hora durante o mesmo tempo e nas mesmas transecções onde as gravações das vocalizações das aves estavam sendo realizadas. O medidor de NPS foi colocado a uma altura de 1,5 m do chão, apontado para cima.

2.6. Cálculo dos Índices Acústicos

Foram calculados seis diferentes Índices Acústicos descritos na literatura (SUEUR et al. 2014; BOELMAN et al. 2007; PIERETTI et al. 2011; VILLANUEVA-RIVERA et al. 2011; KASTEN et al. 2012; VILLANUEVA-RIVERA & PIJANOWSKI 2016), a partir dos trechos de gravações de 1min. de duração citados no item anterior, utilizando-se os pacotes *soundecology* (Villanueva-Rivera & Pijanowski 2016) e *seewave* (Sueur et al. 2008a) do programa R v3.4.1 (R Core Team 2018).

O Índice de Complexidade Acústica (ACI) estima a diversidade de uma comunidade acústica medindo a variação na intensidade dos sinais sonoros de uma gravação. Sons naturais, por possuírem maior variabilidade geram maiores valores de ACI, enquanto que sons antrópicos, que possuem menor variabilidade, geram valores baixos (PIERETTI et al. 2011; VILLANUEVA-RIVERA & PIJANOWSKI 2016). ACI gera resultados acumulativos (gravações longas geram grandes valores de ACI), portanto as gravações devem ser divididas em intervalos de minutos (Sueur et al. 2014), para possibilitar comparações. O ACI foi parametrizado através da Transformada Rápida de Fourier (FFT) com resolução de 512 pontos e calculado utilizando uma variação de frequência de 0-15.000 Hz, com tamanho de agrupamento de 5 segundos [*cluster size* (J=5)] (Figura 13A).

Os Índices de Diversidade Acústica (ADI) e Uniformidade Acústica (AEI) utilizam o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener e Coeficiente de Gini, respectivamente, para calcular a diversidade de sinais sonoros acima de um limiar de amplitude em cada faixa de frequência de uma gravação (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011; VILLANUEVA-RIVERA & PIJANOWSKI 2016). Para o cálculo ADI e AEI foi determinado o limiar de intensidade dos sinais sonoros de -70dBFS, com variação de frequência de 0-15.000 Hz e tamanho das faixas (bandas de frequência) de 1.000Hz (Figura 13B). AEI e ADI são negativamente correlacionados entre si (VILLANUEVA-RIVERA et al. 2011).

O Índice Bioacústico (BIO) estima a complexidade acústica medindo a variação da intensidade dos sinais sonoros na gravação. Os valores são uma função tanto da amplitude dos sinais sonoros quanto do número de faixas de frequência utilizadas (BOELMAN et al. 2007; VILLANUEVA-RIVERA & PIJANOWSKI 2016). Foi parametrizado através da Transformada Rápida de Fourier (FFT) com janela de 512 pontos e foi calculado utilizando uma variação de frequência de 1.000-15.000 Hz, excluindo grande parte do ruído antrópico das análises (Figura 13C).

O Índice de Entropia Total (H) é o produto entre a entropia espectral (calculada a partir do índice de Shannon-Wiener) e temporal de uma gravação (SUEUR et al. 2008c; SUEUR et al. 2014). Os valores de H variam de 0 a 1, onde valores de gravações com muito ruído antrópico se aproximam de 1 (SUEUR et al. 2014). Para o cálculo de H foi padronizado comprimento de janela de 512 pontos.

O Índice Normalizado da Diferença da Paisagem Acústica (NDSI) estima o nível de distúrbio de origem antrópica na paisagem acústica calculando a razão entre os sinais sonoros gerados pelas atividades humanas (antrofonia) e os sinais sonoros de origem natural (biofonia) na gravação (KASTEN et al. 2012; VILLANUEVA-RIVERA & PIJANOWSKI 2016). Este índice não nos traz informações a respeito da diversidade animal, mas sim medidas do distúrbio antropogênico (MAMMIDES et al. 2017). Os valores de NDSI variam de -1 a +1, sendo que valores mais próximos de +1 indicam que a gravação não possui sinais sonoros de origem antrópica (SUEUR et al. 2014). As faixas de frequência da antrofonia e da biofonia devem ser pré-definidas para realização dos cálculos, porém não existe um consenso da literatura e pode variar de acordo com a composição da fauna de cada região (KASTEN et al. 2012; PIERETTI & FARINA 2013; FULLER et al. 2015; VILLANUEVA-RIVERA & PIJANOWSKI 2016; MACHADO et al. 2017; MAMMIDES et al. 2017). Para o presente trabalho, devido às características de

frequência dos sinais sonoros das comunidades de aves e do ruído de origem antrópico encontrados nas áreas de estudo, os valores de antropofonia e biofonia foram definidos em 0-1.000Hz e 1.000-15.000Hz, respectivamente (Figura 13D).

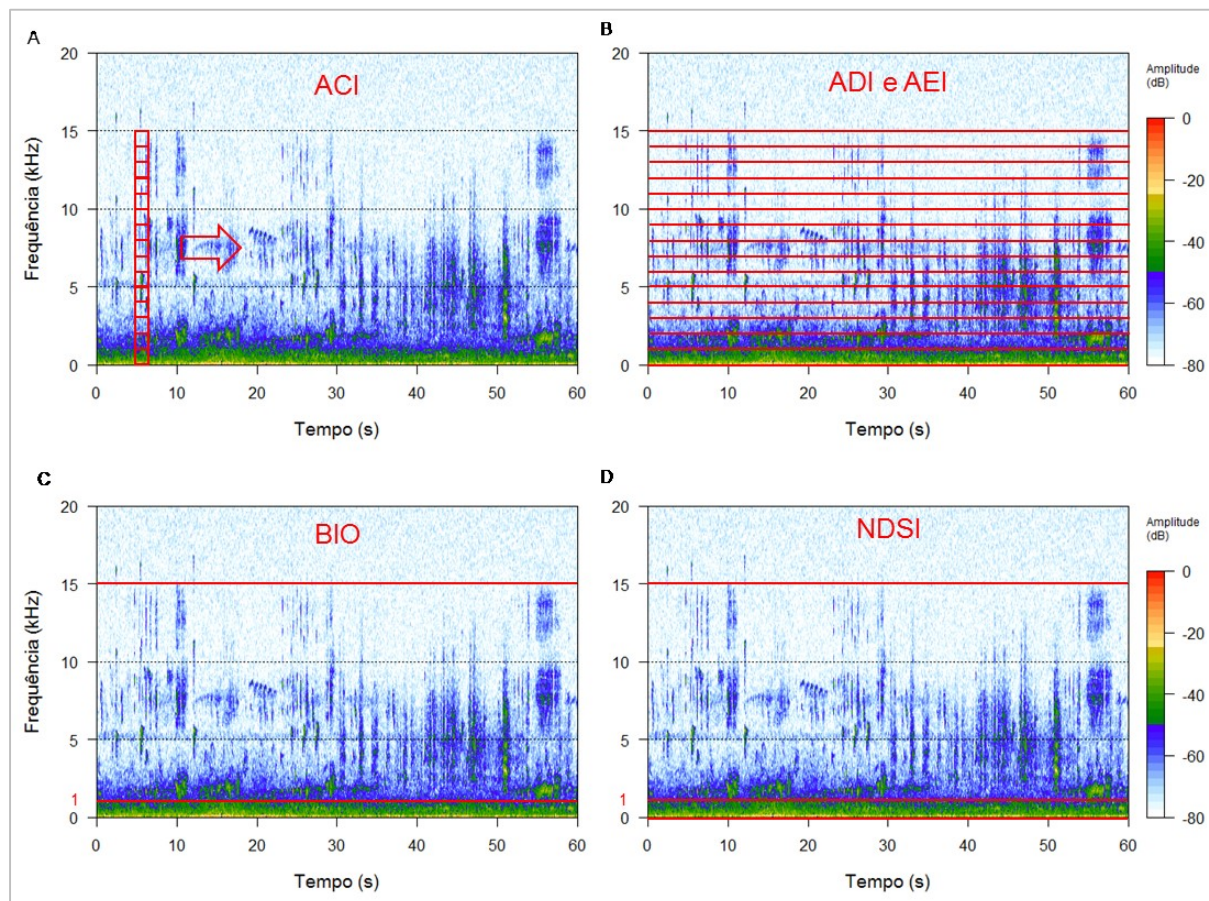


Figura 13. Espectrograma de uma gravação de 1min., demonstrando o cálculo dos índices acústicos. A) ACI soma a diferença na intensidade dos sinais sonoros entre as faixas de frequência a cada intervalo de tempo (caixas vermelhas); B) ADI e AEI calcula a diversidade de sinais sonoros em cada faixa de frequência (linhas vermelhas) através dos índices de Shannon e Gini, respectivamente; C) BIO calcula a intensidade dos sinais sonoros em uma faixa de frequência de 1-15 kHz (linhas vermelhas) e D) NDSI calcula taxa entre a intensidade dos sinais de antropofonia (0-1 kHz) e biofonia (1-15kHz), representadas pelas linhas vermelhas.

2.7. Análises Estatísticas

Os níveis de ruído ambiental, riqueza média de espécies gravadas por trecho e os valores dos seis Índices Acústicos calculados para cada área e grupo de áreas e a riqueza total de espécies gravadas por grupo de áreas foram representados a partir de suas médias, desvios-padrão, amplitude dos valores e tamanho amostral. A riqueza total de espécies gravadas por grupo de áreas foi representada a partir de suas médias, desvios-padrão, amplitude dos valores e tamanho amostral. A diferença nos níveis de ruído ambiental, riqueza média de espécies gravadas, riqueza total de espécies gravadas e valores dos seis Índices

Acústicos entre os quatro grupos de áreas foram comparadas utilizando-se Análises de Variância (ANOVA) independentes para cada parâmetro. Regressões Lineares foram utilizadas para verificar se os níveis de ruído ambiental, a riqueza de espécies gravadas por trecho e a riqueza total de espécies gravadas influenciam os valores dos Índices Acústicos. As representações gráficas e os testes estatísticos foram feitos no programa R v3.4.1 (R CORE TEAM 2018). Todos os testes foram precedidos por testes de normalidade dos dados e conduzidos em nível de significância $\alpha = 0,5\%$.

3. RESULTADOS

A riqueza média de espécies de aves gravadas por trecho de gravação analisado foi de $7,86 \pm 2,87$ espécies. Os valores variaram de uma até 18 espécies emitindo sinais sonoros em um único trecho. A riqueza média de espécies gravadas por trecho variou entre os grupos de áreas ($F_{3,596}=16,71$; $p<0,001$), sendo maior nas áreas rurais ($9,14 \pm 2,59$) e menor nas áreas semi-rurais ($7,1 \pm 3,47$). As áreas urbanas ($7,56 \pm 2,25$) e semi-urbanas ($7,54 \pm 2,54$) apresentaram valores intermediários (Figura 14A e Figura 14B).

A riqueza total de espécies de aves gravadas em todas as áreas de estudo, levando-se em consideração os 40 trechos de gravações analisados por área, foi de 179 espécies. A área com menor riqueza total gravada foi o Parque do Sabiá, com 45 espécies. A RPPN Galheiro foi a que apresentou maior riqueza, total de 83 espécies gravadas. A riqueza total de aves gravadas por área de estudo variou entre os grupos de áreas ($F_{3,13}=34,43$; $p<0,001$), sendo maior nas áreas rurais ($75,25 \pm 5,56$), seguido pelas áreas semi-urbanas ($65,33 \pm 2,52$) e semi-rurais ($63,50 \pm 8,58$) e menor nas áreas urbanas ($49,25 \pm 3,096$) (Figura 14C e Tabela 5).

O nível de ruído ambiental médio das áreas de estudo foi de $40,29 \pm 5,64$ dB e houve diferença significativa entre os quatro grupos de áreas ($F_{3,13}=6,94$; $p=0,007$). O nível de ruído ambiental médio foi maior nas áreas urbanas ($47,09 \pm 3,64$ dB), seguido pelas áreas semi-urbanas ($43,21 \pm 1,53$ dB), áreas semi-rurais ($36,15 \pm 1,37$ dB) e menor nas áreas rurais ($35,45 \pm 2,79$ dB) (Figura 14D e Tabela 5), seguindo um gradiente de antropização.

Houve relação significativa negativa entre os níveis de ruído ambiental e a riqueza total de espécies gravadas nas áreas de estudo ($r^2=0,319$; $F_{1,13}=7,572$; $p=0,016$), porém não foi observada relação significativa entre os níveis de ruído ambiental e a riqueza de espécies por trecho de gravação nas áreas ($r^2=0,004$; $F_{1,13}=1,052$; $p=0,324$) (Figura 15).

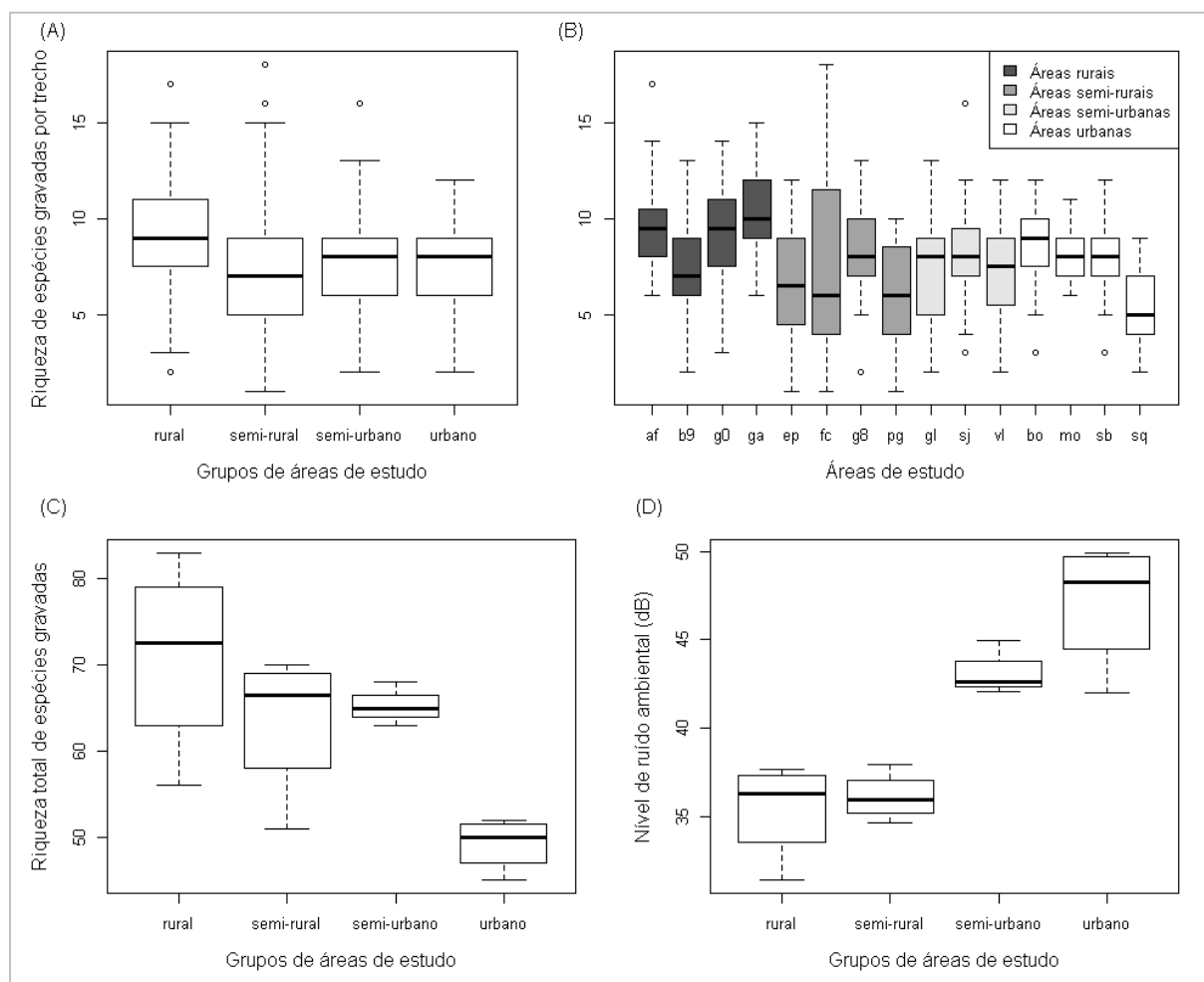


Figura 14. A) Riqueza média de espécies gravadas por trecho nos grupos de áreas; B) riqueza média de espécies gravadas por trecho em cada área de estudo; C) riqueza total de aves gravadas nos grupos de áreas de estudo e D) boxplot dos níveis de ruído ambiental nos grupos de áreas de estudo. Mata da Água Fria (af), Mata do Rio Tijuco (b9), RPPN Galheiro (ga), Mata dos Palmitos (g0), Mata da EPAMIG-CEST (ep), Fazenda Cruzeiro (fc), Mata dos Macacos (g8), Estação Ecológica do Panga (pg), Fazenda Experimental do Glória (gl), Mata de São José (sj), Fazenda VLI-TIA (vl), Bosque John Kennedy (bo), Parque Municipal do Mocambo (mo), Parque Municipal do Sabiá (sb) e Parque Municipal Victório Siquierolli (sq).

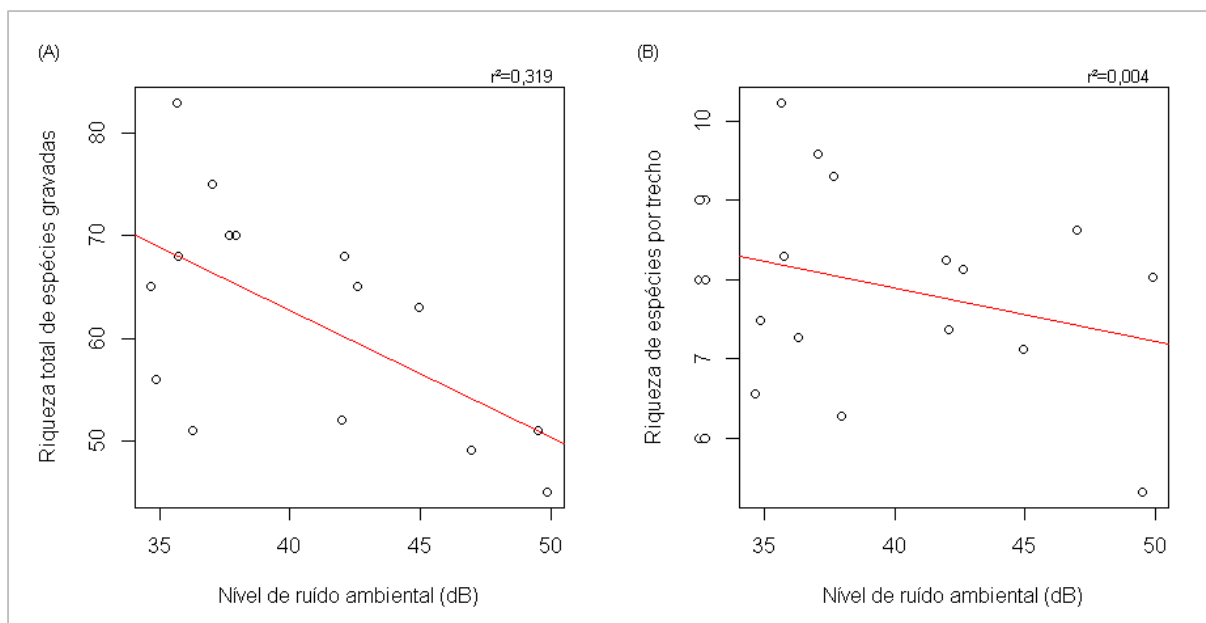


Figura 15. Relação entre os níveis de ruído ambiental e A) riqueza total de espécies gravadas por área de estudo (relação negativa significativa) e B) riqueza de espécies gravadas por trecho (relação negativa não significativa).

Tabela 5. Riqueza de espécies por trecho de gravação, riqueza total de espécies e nível de ruído ambiental [média \pm desvio padrão (amplitude), n = número de gravações analisadas] nos 04 grupos de áreas e significância das diferenças [F(p)], utilizando Análise de Variância (ANOVA).

	Áreas rurais	Áreas semi-rurais	Áreas semi-urbanas	Áreas urbanas	F (p)
Riqueza por trecho de gravação	9,675 \pm 0,391 (2-17) n = 160	7,1 \pm 3,468 (1-18) n = 160	7,542 \pm 2,537 (2-16) n = 120	7,556 \pm 2,254 (2-12) n = 160	F_{3,596} = 16,71 (p<0,001)
Riqueza total	75,25 \pm 5,560 70-83 n = 4	63,5 \pm 8,583 51-70 n = 4	65,333 \pm 2,517 63-68 n = 3	49,250 \pm 3,096 45-52 n = 4	F_{3,13} = 34,42 (p<0,001)
Nível de ruído ambiental (dB)	35,453 \pm 2,979 31,45-37 n = 4	36,153 \pm 1,371 34,65-37,94 n = 4	43,213 \pm 1,527 42,08-44,95 n = 3	47,088 \pm 3,639 42,99-49,89 n = 4	F_{3,13} = 6,94 (p=0,007)

Os seis Índices Acústicos analisados variaram entre as áreas (p<0,05) e entre os grupos de áreas (p<0,05). Apenas o BIO e o H variaram seguindo o gradiente de antropização das áreas, sendo menor nas áreas rurais e maior nas áreas urbanas. Os demais índices não apresentaram um padrão claro de variação entre os grupos de áreas, onde os valores aumentam ou diminuem de acordo com o gradiente de antropização (Figura 16 e Tabela 6).

As áreas urbanas apresentaram os maiores valores médios de ADI (1.77 ± 0.33), BIO (15.84 ± 3.45) e H (0.52 ± 0.08) e os menores valores médios de ACI (1178.58 ± 37.52). As áreas semi-urbanas apresentaram os maiores valores médios de ACI (1195.64 ± 41.76), AEI (0.71 ± 0.18) e NDSI (-0.839 ± 0.206). As áreas rurais apresentaram os menores valores médios de AEI (0.65 ± 0.28), BIO (9.56 ± 3.83), H (0.45 ± 0.19) e NDSI (-0.634 ± 0.437) (Figura 16).

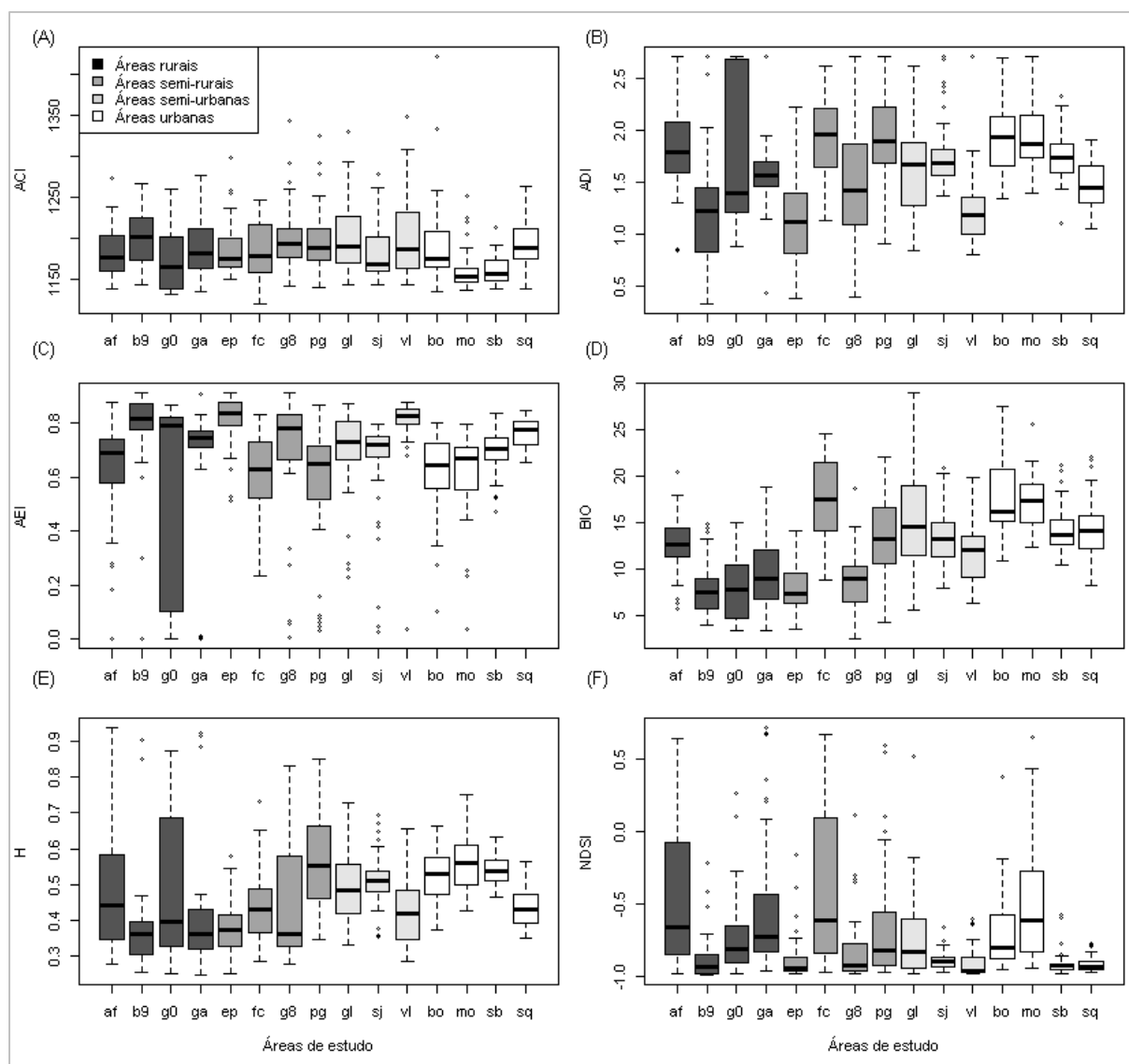


Figura 16. Valores médios dos seis Índices Acústicos (y) nas áreas de estudo (x). A) Índice de Complexidade Acústica (ACI), B) Índice de Diversidade Acústica (ADI), C) Índice de Uniformidade Acústica (AEI), D) Índice Bioacústico (BIO), E) Índice de Entropia Acústica ou Entropia Total (H) e F) Índice Normalizado da Diferença da Paisagem Acústica (NDSI). Mata da Água Fria (af), Mata do Rio Tijuco (b9), RPPN Galheiro (ga), Mata dos Palmitos (g0), Mata da EPAMIG-CEST (ep), Fazenda Cruzeiro (fc), Mata dos Macacos (g8), Estação Ecológica do Panga (pg), Fazenda Experimental do Glória (gl), Mata de São José (sj), Fazenda VLI-TIA (vl), Bosque John Kennedy (bo), Parque Municipal do Mocambo (mo), Parque Municipal do Sabiá (sb) e Parque Municipal Victório Siquierolli (sq).

Tabela 6. Valores dos índices acústicos [média \pm desvio padrão (amplitude), n = número de gravações analisadas] nos 04 grupos de áreas e significância das diferenças [F(p)], utilizando Análise de Variância (ANOVA).

Índices Acústicos	Áreas rurais	Áreas semi-rurais	Áreas semi-urbanas	Áreas urbanas	F (p)
ACI	1186,02 \pm 34,04 (1132,19-1277,26) n = 160	1192,71 \pm 37,69 (1121-30 1343,67) n = 160	1195,64 \pm 41,76 (1143,98-1349,31) n = 120	1178,58 \pm 37,52 (1136,29-1422,04) n = 160	F_{3,596} = 5,99 (p<0,001)
ADI	1,76 \pm 0,59 (0,34-2,71) n = 160	1,65 \pm 0,57 (0,39-2,71) n = 160	1,57 \pm 0,46 (0,81-2,71) n = 120	1,77 \pm 0,33 (1,06-2,71) n = 160	F_{3,596} = 4,58 (p=0,004)
AEI	0,653 \pm 0,28 (0,00-0,92) n = 160	0,665 \pm 0,22 (0,01-0,92) n = 160	0,711 \pm 0,18 (0,013-0,88) n = 120	0,674 \pm 0,13 (0,034-0,86) n = 160	F_{3,596} = 6,11 (p<0,001)
BIO	09,56 \pm 3,83 (3,39-20,45) n = 160	12,04 \pm 5,28 (2,52-24,61) n = 160	13,42 \pm 4,21 (5,58-29,00) n = 120	15,84 \pm 3,45 (8,32-27,44) n = 160	F_{3,596} = 60,56 (p<0,001)
H	0,45 \pm 0,19 (0,25-0,94) n = 160	0,46 \pm 0,15 (0,25-0,85) n = 160	0,48 \pm 0,09 (0,29-0,73) n = 120	0,52 \pm 0,08 (0,35-0,75) n = 160	F_{3,596} = 7,34 (p<0,001)
NDSI	-0,634 \pm 0,437 (-0,99-0,71) n = 160	-0,679 \pm 0,420 (-0,99-0,66) n = 160	-0,839 \pm 0,206 (-0,99-0,51) n = 120	-0,76 \pm 0,29 (-0,98-0,65) n = 160	F_{3,596} = 8,83 (p<0,001)

A riqueza de aves gravadas por trecho não apresentou relação significativa com o ACI ($r^2=0,003$; $F_{1,598}=2,801$; $p=0,094$) (Figura 17A), mas está positivamente relacionada com os índices ADI ($r^2=0,009$; $F_{1,598}=6,296$, $p=0,012$), H ($r^2=0,013$; $F_{1,598}=9,015$, $p=0,003$) e NDSI ($r^2=0,041$; $F_{1,598}=26,81$, $p<0,001$) (Figura 17B, 17E e 17F) e negativamente relacionada aos índices AEI ($r^2=0,013$; $F_{1,598}=8,928$, $p=0,003$) e BIO ($r^2=0,005$; $F_{1,598}=3,977$, $p=0,046$) (Figura 17C a 17D).

Os níveis de ruído ambiental nas áreas de estudo estão relacionados apenas com NDSI ($r^2=0,296$; $F_{1,13}=5,463$; $p=0,036$). Em áreas com elevados níveis de ruído, como as áreas urbanas, o NDSI apresentou menores valores (Figura 18A). Já a riqueza total de espécies de aves gravadas nas áreas de estudo está relacionada somente com BIO ($r^2=0,308$; $F_{1,13}=5,794$; $p=0,032$). Os valores de BIO foram maiores em áreas com baixa riqueza total de espécies gravadas, como as áreas urbanas (Figura 18B).

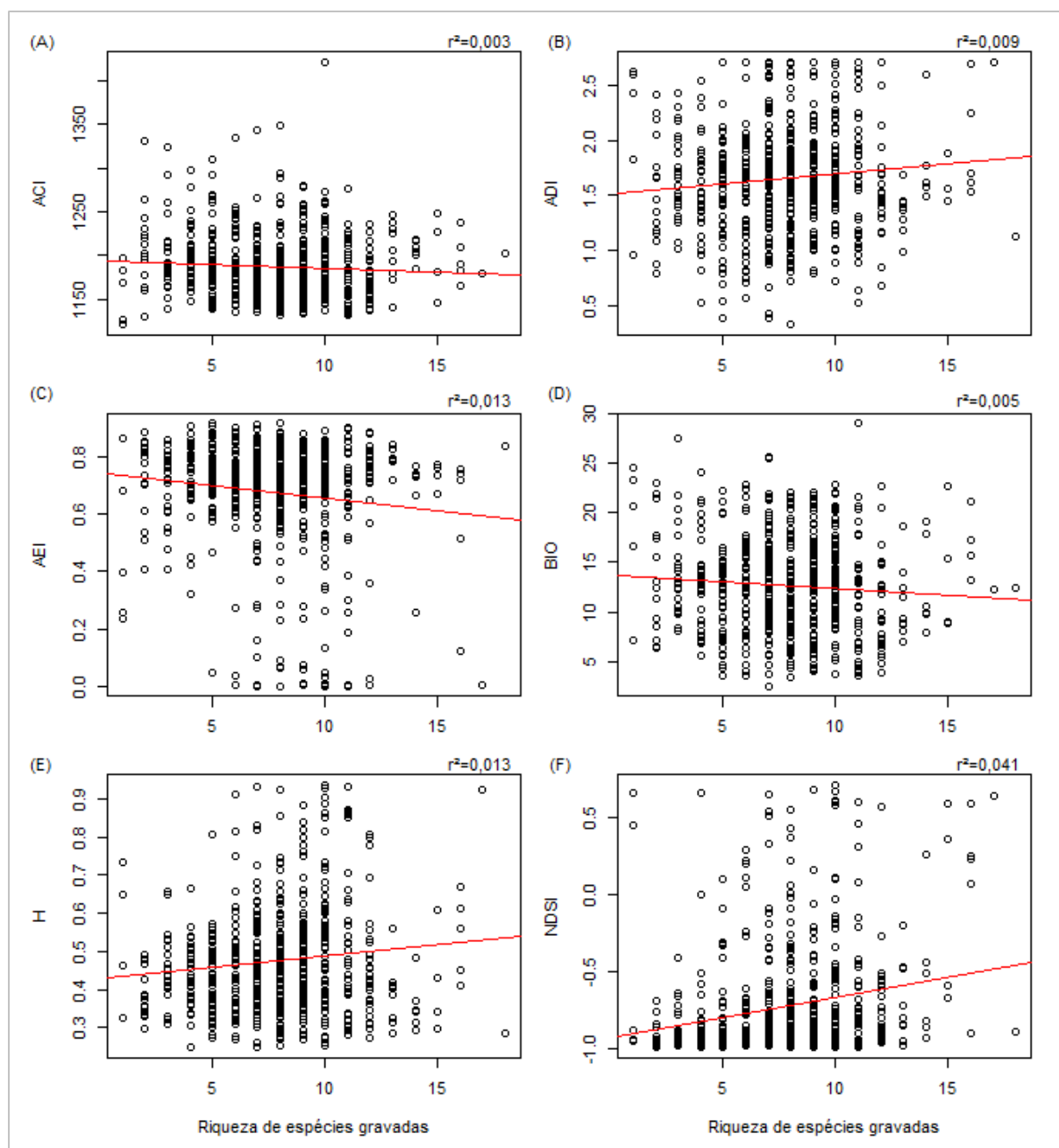


Figura 17. Relação entre a riqueza de aves gravadas por trecho de gravação e os valores dos índices acústicos em cada trecho de gravação. A) Índice de Complexidade Acústica (ACI), B) Índice de Diversidade Acústica (ADI), C) Índice de Uniformidade Acústica (AEI), D) Índice Bioacústico (BIO), E) Índice de Entropia Acústica ou Entropia Total (H) e F) Índice Normalizado da Diferença da Paisagem Acústica (NDSI). Linhas vermelhas representam a inclinação da reta de regressão.

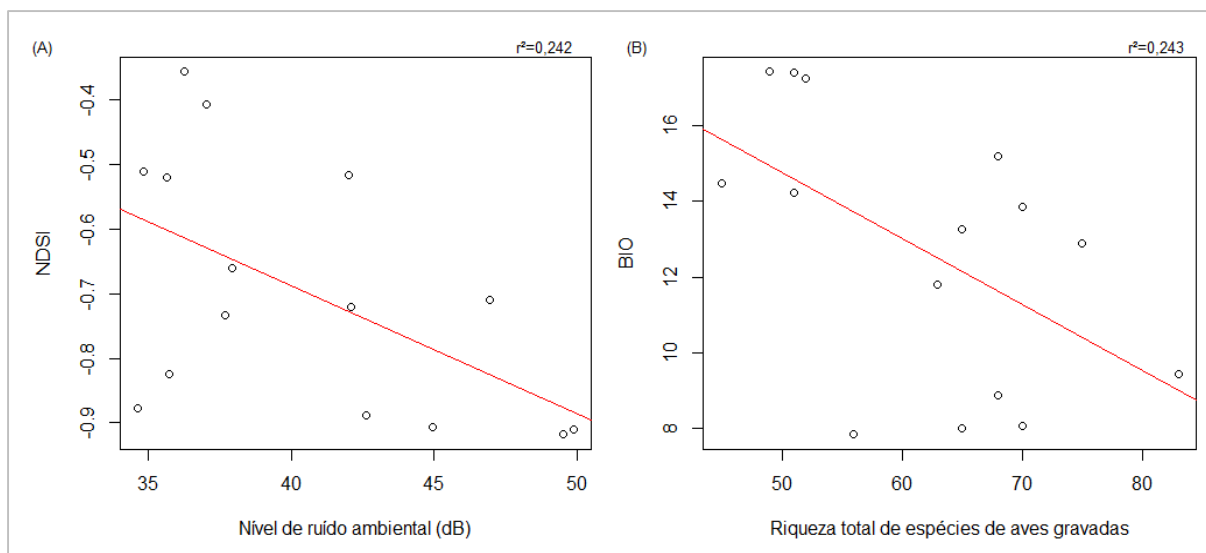


Figura 18. Gráficos de dispersão mostrando: A) relação negativa de NDSI com os níveis de ruído ambiental (dB) e B) relação negativa de BIO com a riqueza total de espécies de aves por área de estudo. Linhas vermelhas representam a inclinação da curva de regressão.

4. DISCUSSÃO

Riqueza de espécies gravadas por trecho e a riqueza total de espécies gravadas foram maiores em áreas rurais e menores em áreas urbanas. O ruído ambiental foi maior nas áreas urbanas e diminui à medida que a distância entre as áreas e as cidades e rodovias aumenta, sendo menores nas áreas rurais. A urbanização e as atividades humanas são os responsáveis pelos elevados níveis de ruído em áreas próximas de cidades e rodovias (FARINA 2014; FAIRBRASS et al. 2017). O ruído antropogênico causado pelo tráfego de veículos interfere na diversidade e riqueza de espécies (FRANCIS et al. 2009; HALFWERK et al. 2011; PATÓN et al. 2012; PROPPE et al. 2013). É considerado, em áreas urbanas, o fator que mais afeta a diversidade e abundância de aves (RHEINDT 2003; PERIS & PESCADOR 2004; NEMETH & BRUMM 2010).

Todos os seis índices acústicos analisados variaram entre as áreas de estudo e entre os grupos de áreas. Os índices acústicos, de modo geral, são influenciados pela biofonia, geofonia e antrofonia (PIERETTI et al. 2011; VILLANUEVA- RIVERA et al. 2011; DEPRAETERE et al. 2012; GASC et al. 2013b; GASC et al. 2015) e pela distribuição espacial dos ecossistemas na paisagem (VILLANUEVA-RIVERA et al. 2011; FARINA & PIERETTI 2014), como a proximidade a áreas urbanas e rodovias, que são grandes fontes de ruído antrópico. Ainda assim, apenas BIO e H apresentaram um padrão claro de variação nos valores entre os grupos de áreas, com valores menores nas áreas rurais e maiores nas áreas urbanas, seguindo o gradiente de antropização.

O ruído antrópico é elevado em áreas urbanas e é o principal responsável por esta falta de padrão dos demais índices entre os grupos, pois quando analisamos os dados sem a presença das áreas urbanas, podemos notar um padrão claro de variação dos índices acústicos entre os grupos de áreas, seguindo o gradiente de antropização. O ruído presente nas gravações é compreendido como um sinal sonoro qualquer dentro de um trecho de gravação em índices acústicos que não separam a biofonia da antropofonia nos cálculos, portanto não são excluídos dos cálculos para estimativa de diversidade e complexidade destes índices. Diversos estudos comprovam que os sons de origem antrópica interferem na eficiência dos índices acústicos (PIERETTI & FARINA 2013; TOWSEY et al. 2014b; FULLER et al. 2015; FAIRBRASS et al. 2017), com exceção dos que não levam em consideração a antropofonia nos cálculos, como o BIO e o NDSI. BIO pode ser influenciado por um pequeno número de tipo de sons antrópicos (PIERETTI et al. 2011; FAIRBRASS et al. 2017), sendo afetado principalmente pela voz humana. Para evitar a interferência do ruído e serem utilizados corretamente, os índices podem ser refinados (MAMMIDES et al. 2017) com a inclusão de filtros nas análises (SUEUR et al. 2008c; DEPRAETERE et al. 2012, FARINA & PIERETTI 2014, TOWSEY et al. 2014b; PIERETTI et al. 2015), pode ser feita a identificação manual dos sons que causam esta interferência com posterior remoção da gravação contendo este trecho (GASC et al. 2013a; RODRIGUEZ et al. 2014). As áreas urbanas apresentam uma grande variedade de sons de origem antrópica (FAIRBRASS et al. 2017) e muitos destes ocupam as mesmas frequências dos sons bióticos. Além disso, existe uma grande quantidade de gravações realizadas em monitoramentos. Estes dois fatores tornam a retirada destes trechos de gravações com muito ruído inviável (TOWSEY et al. 2014a).

Quando analisamos a relação entre a riqueza de aves gravadas por trecho e os valores dos índices acústicos em cada trecho de gravação, apenas o ACI não foi relacionado significativamente. O ACI é um índice positivamente relacionado com a atividade biótica e diversidade de espécies (FARINA et al. 2011; HARRIS et al. 2016; FAIRBRASS et al. 2017). Foi desenvolvido para representar a atividade de vocalização das aves e é calculado com base na variação de intensidade dos sinais sonoros por período de tempo (PIERETTI et al. 2011). Desta forma, espera-se que as vocalizações sejam responsáveis por altos valores de ACI por trecho de gravação e o ruído antrópico por baixos valores, conforme foi encontrado no presente trabalho. Os valores de ACI não estão relacionados com a riqueza por trecho de gravação e riqueza total de espécies de aves, assim como observado em área de alta biodiversidade na

China (MAMMIDES et al. 2017). Em áreas margeadas por rodovias com tráfego intenso, como é o caso das áreas semi-urbanas e semi-rurais, a atividade de vocalização das aves e o ruído antrópico são mais intensos (PIERETTI E FARINA 2013), porém com menor amplitude de ruído se comparado às áreas urbanas. ACI é um índice sensível à geofonia e antropofonia (DEPRAETERE et al. 2012), de forma que o aumento da amplitude (dB) do ruído e a presença de sinais sonoros mais constantes (característica de sinais da antropofonia) causam a diminuição dos valores de ACI (GASC et al. 2015), fatores que explica os baixos valores do índice encontrados nas áreas urbanas, que apresentam ruído antropogênico intenso. Estes fatores explicam os altos valores de ACI encontrado nestas áreas, principalmente nas semi-urbanas.

Apenas o BIO está negativamente relacionado com a riqueza total de aves, assim como observado por Mammides et al. (2017). A atividade biótica e a diversidade de espécies são fatores que afetam positivamente o BIO (FAIRBRASS et al. 2017), que também está correlacionado com a abundância de espécies de aves (BOELMAN et al. 2007) e com o número de vocalizações de aves (PIERETTI et al. 2011). BIO é calculado a partir das variações de amplitude dos sinais sonoros e do número de faixas de frequência ocupadas nas gravações excluindo-se a faixa de frequência do ruído antrópico das análises (BOELMAN et al. 2007). Portanto, ele consegue eliminar boa parte da interferência do ruído antrópico nos valores finais, com exceção das vozes humanas (FAIRBRASS et al. 2017). Assim, BIO pode ser uma boa ferramenta para estudos de vocalização de aves (FULLER et al. 2015), principalmente quando utilizado em conjunto com algoritmos de detecção de vozes humanas (FAIRBRASS et al. 2017). Consideramos BIO o índice que melhor reflete a riqueza de espécies de aves dentro de áreas florestais do Cerrado.

O AEI pode estar relacionado com a biocondição das áreas, de modo que áreas com melhor qualidade apresentam menores valores de AEI (FULLER et al. 2015). O presente estudo mostrou que em áreas rurais, que são menos impactadas pela urbanização, os valores de AEI foram menores que em áreas mais antropizadas, como as áreas urbanas e semi-urbanas. As áreas urbanas e semi-urbanas apresentam elevados níveis de ruído antrópico, que ocupa uma faixa de baixa frequência pouco utilizada pelas aves (SKIBA 2000; SLABBEKOORN & RIPMEESTER 2008; MENDES et al. 2011). O acréscimo destas faixas não utilizadas pela avifauna nas gravações leva a um aumento da quantidade de faixas de frequência por gravação, gerando altos valores de AEI em áreas com mais ruído antrópico.

O H é um índice relacionado com a complexidade de sinais sonoros e seus valores variam de 0 a 1, sendo que quanto mais próximos de 1, maiores os níveis de ruído ambiental e maior a complexidade de sons em um mesmo intervalo de tempo (SUEUR et al., 2014). Encontramos o mesmo padrão para H, onde foram observados valores elevados em áreas urbanas, com maiores níveis de ruído, e valores baixos em áreas rurais, que apresentam menores níveis de ruído. Assim como mostrado por Machado e colaboradores (2017), H está positivamente correlacionado com os valores de ADI (0,775). É considerado um dos índices acústicos que melhor conectam às características de paisagem, condições ecológicas e riqueza de espécies de aves, juntamente com AEI e NDSI. Mostra forte correlação positiva com a riqueza (FULLER et al. 2015) e diversidade de espécies de aves (MAMMIDES et al. 2017) e está positivamente associado à sobreposição de sinais sonoros nas comunidades (GASC et al. 2015).

Mostramos ainda que ADI está diretamente correlacionado com a riqueza de espécies por trecho de gravação, assim como observado em outros trabalhos (MACHADO et al. 2017; MAMMIDES et al. 2017). Além disso, existe uma correlação positiva entre ADI e diversidade e atividade de aves (MACHADO et al. 2017). Em áreas rurais, o ADI apresentou valores altos, que foram diminuindo conforme o gradiente de antropização. Porém as áreas urbanas também apresentaram valores elevados. Estes altos valores nas áreas urbanas, mesmo com altos níveis de ruído, refletiram uma maior sobreposição na atividade das espécies por trechos de gravação, pois elas acabam evitando horários com altos níveis de ruído. ADI não está relacionado com os níveis de ruído ambiental, porém pode estar negativamente relacionado com a diversidade de sons de origem antrópica (FAIRBRASS et al. 2017). O ADI também pode estar associado com diversidade e atividade de aves e com a sazonalidade (GAGE & AXEL 2014; PIJANOWSKI et al. 2011; RITTS et al. 2016; MACHADO et al. 2017) e se mostra sensível à estrutura da vegetação e do ambiente em geral (PEKIN et al. 2012; FARINA & PIERETTI 2014; MACHADO et al. 2017). Assim como ACI, AEI e H, o ADI não distingue os sinais sonoros da biofonia daqueles da antropofonia e utilizam todos para os cálculos, podendo portanto gerar informações erradas a respeito da real diversidade de espécies em áreas urbanas ou áreas com muito ruído antrópico. Devem portanto ser utilizados e analisados com cautela.

O NDSI não foi criado com o intuito de trazer informações a respeito de atributos de composição de espécies (riqueza, diversidade e abundância) e sim do nível de distúrbio antrópico em comunidades, pois calcula a razão entre os sinais sonoros de origem antrópica (antropofonia) e biológica (biofonia) (KASTEN et al. 2012). Verificamos uma relação positiva

entre NDSI e a riqueza de espécies por trecho, conforme esperado, com valores mais baixos em áreas com maiores níveis de ruído antrópico (SUEUR et al. 2014). A relação entre NDSI e riqueza de espécies também foi positiva em áreas no sudeste da Austrália (FULLER et al. 2015), porém para outras áreas no Brasil central esta relação não ocorre (MACHADO et al. 2017). NDSI também está positivamente relacionado com a atividade e diversidade biótica em áreas próximas a Londres, Inglaterra (FAIRBRASS et al. 2017). NDSI se relaciona negativamente com os níveis de ruído ambiental, sendo menor em áreas com maiores níveis de ruído antrópico, como as áreas urbanas e semi-urbanas. O mesmo padrão foi observado no Brasil central, onde áreas próximas de rodovias apresentaram menores valores de NDSI (MACHADO et al. 2017). Baixos valores de NDSI estão também relacionados com uma maior atividade antrópica (FAIRBRASS et al. 2017). O NDSI pode ser utilizado em estudos sobre impactos da perda de habitat e fragmentação nas comunidades (TUCKER et al. 2014), sendo apontado como o melhor índice para avaliar impactos relacionados ao ruído de origem antrópica em áreas de Cerrado.

5. CONCLUSÕES

A riqueza de espécies de aves por trecho de gravação e a riqueza total de espécies por área de estudo são maiores em áreas rurais enquanto que os níveis de ruído ambiental são maiores em áreas urbanas. Altos níveis de ruído estão diretamente ligados às cidades e rodovias e estão relacionados com a diminuição da riqueza de espécies de aves em áreas urbanas e próximas de cidades e rodovias.

Com exceção de ACI, os demais índices acústicos analisados (ADI, AEI, BIO, H e NDSI) estão significativamente relacionados à riqueza de espécies de aves por trecho de gravação e são utilizados para estimativas de riqueza de espécies de aves em áreas florestais do Cerrado, além de seus usos relacionados à condição ecológica, características da paisagem e diversidade e abundância de espécies. Apenas BIO mostrou variação significativa nos valores seguindo o gradiente de antropização das áreas de estudo. Como não utiliza a faixa de ruído antrópico nas análises pode ser empregado em áreas urbanas sem interferência nos cálculos. Apenas NDSI está relacionado significativamente com os níveis de ruído ambiental, podendo ser utilizado na avaliação de impactos ambientais relacionados à urbanização e às atividades antrópicas sobre áreas florestais e sua fauna dependente.

Portanto, consideramos o Índice Bioacústico (BIO) como o índice que melhor reflete a riqueza de espécies de aves dentro de uma determinada área e o Índice Normalizado da Diferença da Paisagem Acústica (NDSI) como o melhor índice para avaliar impactos relacionados ao ruído de origem antrópica.

Os índices acústicos, apesar de refletir padrões de riqueza, diversidade e grau de antropização a partir dos níveis de ruído ambiental em áreas florestais, devem ser utilizados com cautela. Além da biofonia, outros fatores como a antropofonia, geofonia e características estruturais das áreas são fatores que afetam a acurácia destes índices e devem ser levados em consideração nas análises para evitar afirmações errôneas. Apesar de ter que ser utilizados com cautela os índices acústicos tem sido amplamente estudados e utilizados em estimativas de riqueza, diversidade e atividades de espécies e em diversos tipos de monitoramentos.

É importante que estes índices sejam testados para diferentes usos e sob diferentes condições ambientais para que possam ser aprimorados com o intuito de apresentarem valores que representem, o mais próximo possível, as reais condições e características das comunidades biológicas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS⁵

AUDACITY TEAM. **Audacity(R): Free Audio Editor and Recorder. Versão 2.2.2.** 2018. Disponível em: <https://audacityteam.org>. Acesso em: 20 fev. 2018.

ACEVEDO, M.A., VILLANUEVA-RIVERA, L.J. Using automated digital recording systems as effective tools for the monitoring of birds and amphibians. **Wildlife Society Bulletin**, v. 34, p. 211–214, 2006. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2006\)34\[211:UADRSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[211:UADRSA]2.0.CO;2)

BARDELI, R.; WOLFF, D.; KURTH, F.; KOCH, M.; FROMMOLT, K.H. Detecting bird sounds in a complex acoustic environment and application to bioacoustic monitoring. **Pattern Recognition Letters**, v. 31, p. 1524-1534, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2009.09.014>

BOELMAN, N.T.; ASNER, G.P.; HART, P.J.; MARTIN, R.E. Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. **Ecological Applications**, v. 17, p. 2137-2144, 2007. <https://doi.org/10.1890/07-0004.1>

BONCORAGLIO, G.; SAINO, N. Habitat structure and the evolution of bird song: a meta-analysis of the evidence for the acoustic adaptation hypothesis. **Functional Ecology**, v. 21, p. 134-142, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2006.01207.x>

⁵ De acordo com ABNT, 2018

BORKER, A.L., HALBERT, P., MCKOWN, M.W., TERSHY, B.R., CROLL, D.A., A comparison of automated and traditional monitoring techniques for marbled murrelets using passive acoustic sensors. **Wildl. Soc. Bull**, v. 39, p. 813-818, 2015. <https://doi.org/10.1002/wsb.608>

BORMPOUDAKIS, D.; SUEUR, J.; PANTIS, J. Spatial heterogeneity of ambient sound at the habitat type level: ecological implications and applications. **Landscape Ecology**, v. 28, p. 495-506, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9849-1>

BRIEFER, E.; OIEJUK, T. S.; RYBAK, F.; AUBIN, T. Are bird song complexity and song sharing shaped by habitat structure? An information theory and statistical approach. **Journal of Theoretical Biology**, v. 262, p. 151-164, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2009.09.020>

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

BUCKLAND, S.T.; MAGURRAN, A.E.; GREEN, R.E.; FEWSTER, R.M., Monitoring change in biodiversity through composite indices. **Philosophical Transactions of the Royal Society B—Biological Sciences**, v. 360, p. 243-254, 2005. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1589>

CARDOSO, G. C.; PRICE, T. D. Community convergence in bird song. **Evolutionary Ecology**, v. 24, p. 447-461, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10682-009-9317-1>

DEPRAETERE, M.; PAVOINE, S.; JIGUET, F.; GASC, A.; DUVAIL, S.; SUEUR, J. Monitoring animal diversity using acoustic indices: implementation in a temperate woodland. **Ecological Indicators**, v. 13, n. 1, p. 46-54, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.05.006>

DUMYAHN, S.L., PIJANOWSKI, B.C. Soundscape conservation. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 1327-1344, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9635-x>

EICHINSKI, P.; SITBON, L.; ROE, P. Clustering acoustic events in environmental recordings for species richness surveys. **Procedia Comput. Sci.** v. 51, p. 640-649, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2015.05.178>

EY, E.; FISCHER, J. The Bioacoustic adaptation hypothesis - a review of the evidence from birds, anurans and mammals. **Bioacoustics**, v. 19, p. 21-48, 2009. <https://doi.org/10.1080/09524622.2009.9753613>

FAIRBRASS, A.J.; RENNETT, P.; WILLIAMS, C.; TITHERIDGE, H.; JONES, K.E. Biases of acoustic indices measuring biodiversity in urban areas. **Ecological Indicators**, v. 83, p. 169-177, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.064>

FAITH, D.P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, v. 61, p. 1-10, 1992. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91201-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91201-3)

FARINA, A. **Soundscape ecology: Principles, patterns, methods and applications**. New York: Springer. 2014. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7374-5>

FARINA, A.; JAMES, P.; BOBRYK, C.; PIERETTI, N.; LATTANZI, E.; MCWILLIAM, J. Low cost (audio) recording (LCR) for advancing soundscape ecology towards the conservation of sonic

complexity and biodiversity in natural and urban landscapes. **Urban Ecosystems**, v. 17, p. 923-944, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0365-0>

FARINA, A.; PIERETTI, N. Sonic environment and vegetation structure: a methodological approach for a soundscape analysis of a Mediterranean maqui. **Ecological Informatics**, v. 21, p. 120-132, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.10.008>

FARINA, A.; PIERETTI, N.; PICCIOLI, L. The soundscape methodology for long-term bird monitoring: a Mediterranean Europe case-study. **Ecological Informatics**, v. 6, p. 354-363, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2011.07.004>

FLETCHER, N.H. Animal bioacoustics. In: ROSSING, T.D (ed.). **Springer Handbook of Acoustics**. Stanford. 2007. p. 785-804. https://doi.org/10.1007/978-0-387-30425-0_19

FRANCIS, Clinton D.; ORTEGA, Catherine P.; CRUZ, Alexander. Noise pollution changes avian communities and species interactions. *Current biology*, v. 19, n. 16, p. 1415-1419, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.06.052>

FRANÇOZO, R.D.; BRANDÃO, R.; NOGUEIRA, C.C.; SALMONA, Y.B.; MACHADO, R.B.; COLLI, G.R. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 35-40, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.001>

FULLER, S.; AXEL, A.C.; TUCKER, D.; GAGE, S.H. Connecting soundscape to landscape: which acoustic index best describes landscape configuration? **Ecol. Indic.**, v. 58, p. 207-215, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.057>

GAGE, S.H.; AXEL, A.C. Visualization of temporal change in soundscape power of a Michigan lake habitat over a 4-year period. **Ecological Informatics**, v. 21, p. 100-109, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.004>

GASC, A.; PAVOINE, S.; LELLOUCH, L.; GRANDCOLAS, P.; SUEUR, J. Acoustic indices for biodiversity assessments: Analyses of bias based on simulated bird assemblages and recommendations for field surveys. **Biological Conservation**, v. 191, p. 306-312, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.018>

GASC, A.; SUEUR, J.; JIGUET, F.; DEVICTOR, V.; GRANDCOLAS, P.; BURROW, C.; DEPRAETERE, M.; PAVOINE, S. Assessing biodiversity with sound: do acoustic diversity indices reflect phylogenetic and functional diversities of bird communities? **Ecological Indicators**, v. 25, p. 279-287, 2013a. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.10.009>

GASC, A.; SUEUR, J.; PAVOINE, S.; PELLENS, R.; GRANDCOLAS, P.; Biodiversity sampling using a global acoustic approach: contrasting sites with microendemics in New Caledonia. **PLoS One**, v. 8, n. 5, p. e65311, 2013b. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065311>

HALFWERK, W.; HOLLEMAN, L.J.; SLABBEKOORN, H. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. **Journal of applied Ecology**, v. 48, n. 1, p. 210-219, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01914.x>

HARRIS, S.A.; SHEARS, N.T.; RADFORD, C.A. Ecoacoustic indices as proxies for biodiversity on temperate reefs. *Methods Ecol. Evol.*, v. 7, p. 713-724, 2016. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12527>

HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, v. 22, p. 415-427, 1957. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>

KASTEN, E.P.; GAGE, S.H.; FOX, J.; JOO, W. The Remote Environmental Assessment Laboratory's Acoustic Library: An Archive for Studying Soundscape Ecology. *Ecological Informatics*, v. 12, p. 50-67, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.08.001>

KATTI, M.; WARREN, P. S. Tits, noise and urban bioacoustics. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 19, n. 3, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.12.006>

KRAUSE, B. Bioacoustics, habitat ambience in ecological balance. *Whole Earth Review*, v. 57, p. 14-18, 1987.

KRAUSE, B. The niche hypothesis. *Soundscape Newsletter*, v. 6, p. 6-10, 1993.

KROODSMA, D.E. The diversity and plasticity of birdsong. In: MARLER, P.; SLABBEKOORN, H. (Eds.). *Nature's Music: The Science of Birdsong*. Elsevier Academic Press: San Diego. 2004. <https://doi.org/10.1016/B978-012473070-0/50007-4>

LAILOLO, P. The emerging significance of bioacoustics in animal species conservation. *Biological Conservation*, v. 7, p. 1635–1645, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.025>

LUTHER, D. The influence of the acoustic community on songs of birds in a Neotropical rain forest. *Behavioral Ecology*, v. 20, p. 864-871, 2009. <https://doi.org/10.1093/beheco/arp074>

MACARTHUR, R.H., 1965. Patterns of species diversity. *Biological Reviews* 40, 510–533. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1965.tb00815.x>

MACHADO, R.B.; RAMOS NETO, M.B.; PEREIRA, P.G.P.; CALDAS, E.F.; GONÇALVES, D.A.; SANTOS, N.S.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. **Relatório técnico não publicado**. Conservação Internacional, Brasília, 2004.

MACHADO, R.B., AGUIAR, L., JONES, G. Do acoustic indices reflect the characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil? *Landscape Urban Plann.* v. 162, p. 36-43, 2017.

MAGURRAN, A. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell, Oxford. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.01.014>

MAMMIDES, C.; GOODALE, E.; DAYANANDA, S.K.; KANG, L.; CHEN, J. Do acoustic indices correlate with bird diversity? Insights from two biodiverse regions in Yunnan Province, south China. *Ecological Indicators*, v. 82, p. 470-477, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.017>

MARGALEF, R. Information theory in ecology. *General Systematics*, v. 3, p. 36-71, 1958.

MARTEN, K.; MARLER, P. Sound transmission and its significance for animal vocalization. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 2, p.271–290, 1977. <https://doi.org/10.1007/BF00299740>

MAY, R.M. Patterns of species abundance and diversity. In: CODY, M.L., DIAMOND, J.M. (Eds.), **Ecology and Evolution of Communities**. Harvard University Press, Cambridge, pp. 81-120, 1975.

MENDES, S.; COLINO-RABANAL, V.J.; PERIS, S.J. Diferencias en el canto de la ratona común (*Troglodytes musculus*) en ambientes con distintos niveles de influencia humana. **Hornero**, v.26, p. 85-93, 2011.

MORTON, E. S. Ecological sources of selection on avian sounds. **American Naturalist**, 109, 17-34, 1975. <https://doi.org/10.1086/282971>

NEMETH, E.; BRUMM, H. Birds and anthropogenic noise: are urban songs adaptive? **The American Naturalist**, v. 176, n. 4, p. 465-475, 2010. <https://doi.org/10.1086/656275>

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

PATÓN, D.; ROMERO, F.; CUENCA, J.; ESCUDERO, J.C. Tolerance to noise in 91bird species from 27 urban gardens of Iberian Peninsula. **Landscape and Urban Planning**, v. 104, n. 1, p. 1-8, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.09.002>

PEKIN, B.K.; JUNG, J.; VILLANUEVA-RIVERA, L.J.; PIJANOWSKI, B.C.; AHUMADA, J.A. Modeling acoustic diversity using soundscape recordings and LIDAR-derived metrics of vertical forest structure in a neotropical rainforest. **Landscape ecology**, v. 27, n. 10, p. 1513-1522, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9806-4>

PERIS, S.J.; PESCADOR, M. Effects of traffic noise on passerine populations in Mediterranean wooded pastures. **Applied acoustics**, v. 65, n. 4, p. 357-366, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2003.10.005>

PETCHEY, O.L.; GASTON, K. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, p. 741-758, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>

PIACENTINI, V. Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; MAURÍCIO, G. N.; PACHECO, J. F.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L. P.; BETINI, G. S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A. C.; LIMA, L. M.; PIOLI, D.; SCHINCK, F.; AMARAL, F. R.; BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 90-298, 2015.

PIERETTI, N.; FARINA, A.; MORRI, D. A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). **Ecological Indicators**, v. 11, p. 868-873, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.11.005>

PIERETTI, N.; FARINA, A. Application of a recently introduced index for acoustic complexity to an avian soundscape with traffic noise. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 134, n. 1, p. 891-900, 2013. <https://doi.org/10.1121/1.4807812>

PIERETTI, N.; DUARTE, M.H.L.; SOUSA-LIMA, R.S.; RODRIGUES, M.; YOUNG, R.J.; FARINA, A. Determining temporal sampling schemes for passive acoustic studies in different tropical ecosystems. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 1, p. 215-234, 2015. <https://doi.org/10.1177/194008291500800117>

PIJANOWSKI, B.C.; VILLANUEVA-RIVERA, L.J.; DUMYAHN, S.L.; FARINA, A.; KRAUSE, B.L.; NAPOLETANO, B.M.; GAGE, S.H.; PIERETTI, N. Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. **Bioscience**, v. 61, p. 203–216, 2011. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.6>

PROPPE, D.S.; STURDY, C.B.; ST CLAIR, C.C. Anthropogenic noise decreases urban songbird diversity and may contribute to homogenization. **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 1075-1084, 2013. <https://doi.org/10.1111/gcb.12098>

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. 2018. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.Rproject.org>. Acesso em: 03 abr. 2018.

RHEINDT, F.E. The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? **J Ornithol**, v. 144, p. 295-306, 2003. <https://doi.org/10.1007/BF02465629>

RÍOS-CHELÉN, A. A.; QUIRÓS-GUERRERO, E.; GIL, D.; GARCIA, C. M. Dealing with urban noise: vermilion flycatchers sing longer songs in noisier territories. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 67, n. 1, p. 145-152, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00265-012-1434-0>

RITTS, M.; GAGE, S.H.; PICARD, C.R.; DUNDAS, E.; DUNDAS, S. Collaborative research praxis to establish baseline ecoacoustics conditions in Gitga'at Territory. **Global Ecology and Conservation**, v. 7, p. 25-38, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.04.002>

ROCA, I.T.; PROULX, R. Acoustic assessment of species richness and assembly rules in ensiferan communities from temperate ecosystems. **Ecology**, v. 97, p. 116–123, 2016. <https://doi.org/10.1890/15-0290.1>

RODRIGUEZ, A.; GASC, A.; PAVOINE, S.; GRANDCOLAS, P.; GAUCHER, P.; SUEUR, J. Temporal and spatial variability of animal sound within a neotropical forest. **Ecological Informatics**, v. 21, p. 133-143, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.12.006>

RUPPÉ, L.; CLÉMENT, G.; HERREL, A.; BALLESTA, L.; DÉCAMPS, T.; KÉVER, L.; PARMENTIER, E. Environmental constraints drive the partitioning of the soundscape in fishes. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 12, p. 6092–6097, 2015. <https://doi.org/10.1073/pnas.1424667112>

SCHMIDT, A.K.; RÖMER, H.; RIEDE, K. Spectral niche segregation and community organization in a tropical cricket assemblage. **Behavioral Ecology**, v. 24, p. 470-480, 2012. <https://doi.org/10.1093/beheco/ars187>

SCHMIDT, A.K.D.; BALAKRISHNAN, R. Ecology of acoustic signalling and the problem of masking interference in insects. **Journal of Comparative Physiology A**, v. 201, n. 1, p. 133-142, 2015. <https://doi.org/10.1007/s00359-014-0955-6>

SERRANO, I. O anilhamento como ferramenta para o estudo de aves migratórias. In: **Primer taller para la Conservación de Aves Playeras Migratorias en Arrocera del Cono Sur. Wetlands International**, Buenos Aires, Argentina. 2008.

SILVA, E.M.; ASSUNÇÃO, W.L. O clima na cidade de Uberlândia-MG. **Sociedade & Natureza**, v. 16, n. 30, p. 91-107, 2004.

SINSCH, U.; LUMKEMANN, K.; ROSAR, K. Acoustic niche partitioning in an anuran community inhabiting an Afrotropical wetland (Butare, Rwanda). **African Zoology**, v. 47, p. 60-73, 2012. <https://doi.org/10.1080/15627020.2012.11407524>

SKIBA, R. Possible "rain call" selection in the Chaffinch (*Fringilla coelebs*) by noise intensity: an investigation of a hypothesis. **J. Ornithol.**, v. 141, p. 160-167, 2000.

SLABBEKOORN, H.; PEET, M. Birds sing at a higher pitch in urban Noise. **Nature**. v. 424, 2003.

SLABBEKOORN, H.; RIPMEESTER, E.A.P. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. **Molecular ecology**, v. 17, n. 1, p. 72-83, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03487.x>

SUEUR, J. Cicada acoustic communication: potential sound partitioning in a multispecies community from Mexico (Hemiptera: Cicadomorpha: Cicadidae). **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 75, p. 379-394, 2002. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2002.tb02079.x>

SUEUR, J.; FARINA, A. Ecoacoustics: The ecological investigation and interpretation of environmental sound. **Biosemiotics**, v. 8, p. 493-502, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12304-015-9248-x>

SUEUR, J.; FARINA, A.; GASC, A.; PIERETTI, N.; PAVOINE, S. Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. **Acta Acustica United with Acustica**, v. 100, p. 772-781, 2014. <https://doi.org/10.3813/AAA.918757>

SUEUR, J.; AUBIN, T.; SIMONIS, C. **Package "seewave"**: Sound analysis and synthesis. 2008a. Disponível em: <http://rug.mnhn.fr/seewave>. Acesso em 05 abr. 2018.

SUEUR, J.; AUBIN, T.; SIMONIS, C. Seewave: a free modular tool for sound analysis and synthesis. **Bioacoustics**. v. 18, p. 213-226, 2008b. <https://doi.org/10.1080/09524622.2008.9753600>

SUEUR, J.; PAVOINE, S.; HAMERLYNCK, O.; DUVAIL, S. Rapid Acoustic Survey for Biodiversity Appraisal. **PlosOne**, v. 3, n. 12, 2008c. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004065>

TOWSEY, M.; WIMMER, J.; WILLIAMSON, I.; ROE, P. The use of acoustic indices to determine avian species richness in audio-recordings of the environment. **Ecol. Inform.**, v. 21, p. 110-119, 2014a. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.007>

TOWSEY, M.; PARSONS, S.; SUEUR, J. Ecology and acoustics at a large scale. **Ecological Informatics**, v. 21, p. 1-3, 2014b. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.02.002>

TUBARO, P, L. Bioacústica aplicada a la sistemática, conservación y manejo de poblaciones naturales de aves. **Etologia**. v. 7, p. 19-32, 1999.

TUCKER, D.; GAGE, S.; WILLIAMSON, I.; FULLER, S. Linking ecological condition and the soundscape in fragmented Australian forests. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 745-758, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0015-1>

VELLIARD, J. M. E.; SILVA, M. L. A. Bioacústica como ferramenta de pesquisa em Comportamento animal. In: ASSIS, G.; BRITO, R.; MARTIN, W. L. (Eds.). **Estudos do Comportamento**. Editora da UFPA: Brasil. 2010.

VILLANUEVA-RIVERA, L.J.; PIJANOWSKI, B.C. **Soundecology: Soundscape Ecology**. R package version 1.3.2. 2016. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=soundecology>. Acesso em: 15 Mai. 2018.

VILLANUEVA-RIVERA, L.J.; PIJANOWSKI, B.C.; DOUCETTE, J.; PEKIN, B. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 1233-1246, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9636-9>

WIMMER, J.; TOWSEY, M.; ROE, P.; WILLIAMSON, I. Sampling environmental acoustic recording to determine bird species richness. **Ecological Applications**, v. 22, p. 1419-1428, 2013. <https://doi.org/10.1890/12-2088.1>

CAPÍTULO 4

EFEITO DE ALTOS NÍVEIS DE RUÍDO EM PARÂMETROS DO CANTO DE AVES EM ÁREAS FLORESTAIS DO CERRADO

RESUMO

Os sinais sonoros são a base da comunicação sonora e nas aves desempenham um importante papel na reprodução e competição por recursos. O aumento da urbanização causa diversos danos aos ecossistemas e o ruído antropogênico está relacionado à diminuição da diversidade, riqueza e sucesso reprodutivo das aves, além de causar alterações nos padrões de vocalização das aves. Desta forma, os altos níveis de ruído impõem desafios para as espécies que utilizam a comunicação sonora. As aves são ótimos objetos de estudo dentro da bioacústica e consideradas bioindicadoras por apresentarem sensibilidade às variações ambientais. Os objetivos do trabalho foram verificar quais espécies de aves apresentam variações nos parâmetros de canto entre fragmentos florestais do Cerrado com diferentes níveis de ruído ambiental e qual parâmetro apresenta maior sensibilidade aos efeitos do ruído ambiental. O estudo foi realizado em 27 áreas florestais de Cerrado, divididas em quatro grupos conforme gradiente de proximidade às cidades e rodovias (áreas rurais, semi-rurais, semi-urbanas e urbanas). Os sinais sonoros das aves foram gravados com gravador digital Marantz PMD 661 Mark II e microfone direcional Sennheiser ME67-K6 entre março de 2015 e fevereiro de 2018. Foram analisados os parâmetros: frequências mínima, máxima e dominante, amplitude da frequência (calculada como a diferença nos valores de frequência mínima e máxima para cada sinal sonoro) e amplitude e duração dos cantos. O nível de ruído ambiental de cada área de estudo foi medido com um medidor de Nível de Pressão Sonora (Instrutherm DEC-490). O nível de ruído ambiental foi maior nas áreas urbanas e diminui conforme aumenta as distâncias para cidade e rodovias, sendo que as áreas rurais foram as que apresentaram os menores valores. Foram analisadas 44 espécies de aves, das quais, 41 apresentaram sensibilidade aos elevados níveis de ruído, alterando pelo menos um dos parâmetros de canto analisados para conseguirem se comunicar com melhor eficiência em ambientes com altos níveis de ruído ambiental. *Camptostoma obsoletum* foi a única espécie que apresentou variação em todos os parâmetros de canto e *Pachyramphus polychaetus*, *Saltator similis* e *Tangara sayaca* as únicas que não apresentaram nenhuma variação nos parâmetros. Em áreas com maiores níveis de ruído, 26 espécies apresentaram maior frequência mínima, 18 apresentaram maior frequência máxima, 13 apresentaram menor amplitude de frequência, 14 espécies apresentaram maior frequência dominante, 22 maior amplitude do canto e 09 espécies menor duração do canto. O parâmetro frequência mínima foi o que apresentou maior sensibilidade às alterações nos níveis de ruído ambiental. Quarenta e uma espécies de aves apresentaram variação nos parâmetros de canto em resposta à elevados níveis de ruído.

Palavras-chave: frequência do canto; adaptação acústica; ruído antrópico; bioacústica; urbanização

ABSTRACT

Sound signals are the basis of sound communication and in birds play an important role in reproduction and competition for resources. The increase of urbanization causes various damages to ecosystems and the anthropogenic noise is related to the decrease in diversity, richness and reproductive success of the birds, as well as causing changes in bird vocalization patterns. In this way, high noise levels pose challenges for species using sound communication. Birds are excellent objects of study within bioacoustics and are considered bioindicators because they are sensitive to environmental variations. The objectives are verify which bird species presents variations in song parameters between forest fragments of the Cerrado with different environmental noise levels and which parameter presents greater sensitivity to the effects of environmental noise. The study was carried out in 27 forest areas of Cerrado, divided into four groups according to the gradient of proximity to cities and highways (rural, semi-rural, semi-urban and urban). The sound signals of the birds were recorded with the Marantz PMD 661 Mark II digital recorder and Sennheiser ME67-K6 directional microphone between March 2015 and February 2018. The parameters were analyzed: minimum, maximum and dominant frequencies, frequency range (calculated as difference in the minimum and maximum frequency values for each sound signal) and amplitude and duration of the songs. The ambient noise level of each study area was measured with a Sound Pressure Level Meter (Instrutherm DEC-490). The environmental noise level was higher in urban areas and decreased as the distances to cities and highways increased, with rural areas showing the lowest values. We analyzed 44 bird species, of which 41 showed sensitivity to high noise levels, changing at least one of the analyzed song parameters to be able to communicate with better efficiency in environments with high environmental noise levels. *Camptostoma obsoletum* was the only species that presented variation in all the song parameters and *Pachyramphus polychopterus*, *Saltator similis* and *Tangara sayaca* are the only ones that did not present any variation in the song parameters. In forest fragments with higher noise levels, 26 species had a higher minimum frequency, 18 had a higher maximum frequency, 13 had a lower frequency range, 14 had a higher dominant frequency, 22 had a larger song amplitude and 09 had shorter song length. The parameter minimum frequency was the one that presented greater sensitivity to the changes in the environmental noise levels. Forty-one bird species showed variation in the song parameters in response to high noise levels.

Key-words: song frequency; acoustic adaptation; anthropic noise; bioacoustics; urbanization.

1. INTRODUÇÃO

A comunicação sonora é todo tipo de troca de informação entre um indivíduo emissor e um receptor (VIELLIARD & SILVA 2010) por meio de sinais sonoros. Nas aves, os sinais sonoros possuem função biológica primordial de reconhecimento específico (VIELLIARD 1987), além de estarem relacionados com a atração da fêmea, defesa de território e competição por recursos (GILL 2007; CATCHPOLE & SLATER 2008; SILVA & VIELLIARD 2011). Cada espécie desenvolve seu próprio sistema de comunicação, dependendo de suas relações filogenéticas e organização social, do meio onde o som é propagado e dos processos evolutivos e pressões adaptativas impostos a cada espécie (VIELLIARD 2004).

O aumento da urbanização nas últimas décadas tem causado diversos danos aos ecossistemas (SHOCHAT et al. 2010) e representa uma importante ameaça à biodiversidade (WILCOX & MURPHY 1985). O ruído causado pelo tráfego de veículos e atividades humanas tem sido relacionado à diminuição da diversidade, riqueza de espécies e sucesso reprodutivo das aves (REIJNEN et al. 1995; STONE 2000; RHEINDT 2003; FRANCIS et al. 2009; HALFWERK et al. 2011; PATÓN et al. 2012; PROPPE et al. 2013), além de causar diversas alterações nos padrões de vocalização das aves (SLABBEKOORN & PEET 2003; BRUMM 2004; SLABBEKOORN & DEN BOER-VISSER 2006; NEMETH & BRUMM 2009). Os altos níveis de ruído impõem desafios para as espécies que utilizam a comunicação sonora, principalmente para os machos durante a atração da fêmea e defesa do território (SLABBEKOORN & PEET 2003; KATTI & WARREN 2004).

As aves utilizam diversas estratégias para tentar evitar que seus sinais sonoros sejam mascarados pelo ruído ambiental (NEMETH & BRUMM 2009; MENDES et al. 2011), como alterações na frequência, estrutura e performance dos sinais sonoros (BRUMM & SLABBEKOORN 2005). Entre as estratégias mais comuns estão: o aumento da amplitude do sinal sonoro (BRUMM 2004; HALFWERK & SLABBEKOORN 2009); aumento das frequências mínima (SLABBEKOORN & PEET 2003; FERNÁNDEZ-JURICIC *et al.* 2005; SLABBEKOORN & DEN BOER-VISSER 2006; NEMETH & BRUMM 2009; HU & CARDOSO 2010; MENDES et al. 2011), máxima (MENDES et al. 2011) e dominante (HU & CARDOSO 2010; TOLENTINO et al. 2018); diminuição da duração do canto (SLABBEKOORN & DEN BOER-VISSER 2006; NEMETH & BRUMM 2009) e das notas e/ou elementos do canto (SLABBEKOORN & DEN BOER-VISSER 2006) e, ainda, diminuição do número de notas (FERNÁNDEZ-JURICIC et al. 2005; NEMETH & BRUMM 2009; RÍOS-CHELÉN et al. 2012). Essas alterações na amplitude e frequência dos sinais

sonoros levam a mudanças na distribuição de energia do canto (HALFWERK & SLABBEKOORN 2009).

Apesar de as aves serem ótimos objetos de estudo dentro da bioacústica (SILVA & VIELLIARD 2011) e consideradas bioindicadoras por apresentarem sensibilidade às variações ambientais (SERRANO 2008), a maioria dos estudos e hipóteses já testadas sobre a comunicação vocal das aves foram realizados em regiões temperadas (MATHEVON et al. 2008) e pouco se sabe a respeito das espécies de regiões tropicais, por isso a necessidade da realização destes tipos de estudos na região.

Este capítulo teve como objetivos verificar quais espécies de aves apresentam variações nos parâmetros de canto entre fragmentos florestais do Cerrado com diferentes níveis de ruído ambiental e diferentes distâncias de cidades e rodovias. A hipótese é que as espécies de aves podem apresentar alterações em suas características de canto, devido aos altos níveis de ruído em áreas urbanas e próximas de rodovias que podem mascarar a comunicação de muitas espécies. Estas alterações podem ser em parâmetros físicos do canto, como aumento das frequências mínima (Hz) e máxima (Hz), frequência dominante (Hz) e amplitude (dB) do canto, ou em parâmetros temporais como a diminuição da duração do canto (s), conforme já mencionado acima. Além disso, foi verificado qual parâmetro apresenta maior sensibilidade aos efeitos do ruído ambiental.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo

Para este capítulo, foram utilizadas as mesmas 27 áreas de estudo e os mesmos critérios para agrupamento já descritos no Capítulo 1 e detalhadas na Figura 1 e Tabela 1 do mesmo capítulo.

2.2. Gravações dos sinais sonoros e processamento das gravações

Dentro de cada área de estudo, foi determinada uma transecção com comprimento de aproximadamente 01 km. As transecções foram percorridos no período da manhã, entre 6:00 e 11:00 horas para realização das gravações. Todas as áreas foram visitadas quatro vezes no período entre março de 2015 e fevereiro de 2018 e foram realizadas 76,5 horas de gravações nas áreas de estudo.

Foram feitas gravações de todos os tipos sinais sonoros nas áreas de estudo e de todo tipo de som proveniente de atividades antrópicas e geológicas. As gravações foram feitas com gravador digital Marantz PMD 661 Mark II configurado com taxa de amostragem de 48.000 Hz e resolução 32 bits de oscilação e microfone direcional Sennheiser ME67-K6. Todas as gravações e os metadados [nome das espécies; características, município e nome das áreas de estudo, data e horário das gravações e outras informações pertinentes] estão depositadas em arquivos juntamente ao Laboratório de Ornitologia e Bioacústica (LORB) da Universidade Federal de Uberlândia.

Os indivíduos vocalizando foram gravados a uma distância aproximada de 5 a 10 metros, para garantir a qualidade da gravação. Os indivíduos de uma mesma espécie somente foram considerados diferentes uns dos outros quando gravados a uma distância mínima de 100 metros. Não foi utilizada a técnica de *playback* para não incentivar a vocalização dos indivíduos ou para atraí-los, assim todas as vocalizações foram obtidas espontaneamente. A identificação das espécies foi feita com auxílio de binóculo (Nikon 12X50mm.) e guias de identificação (GWYNNE *et al.* 2010; SIGRIST 2013), ou através do reconhecimento de sua vocalização. A nomenclatura e ordem taxonômica das espécie de aves seguiram o proposto pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI *et al.* 2015).

Foram utilizados apenas cantos completos e sem sobreposição com outros sinais sonoros para evitar erros de medição. Apenas espécies com pelo menos 10 indivíduos gravados em cada grupo de áreas de estudo foram utilizadas nas análises. Foram medidos os seguintes parâmetros: frequências mínima, máxima e dominante, amplitude da frequência (calculada como a diferença nos valores de frequência mínima e máxima para cada sinal sonoro), e amplitude e duração dos cantos. Para as edições e medições dos parâmetros acústicos foram utilizados os programas Audacity 2.2.2 (Audacity Team 2018) e Raven Pro 1.5 (Cornell Laboratory of Ornithology Bioacoustics Research Program). Os espectrogramas, oscilogramas e espectros de potência foram obtidos através do pacote Seewave (versão 1.6) (SUEUR *et al.* 2008) do programa R v3.4.1 (R CORE TEAM 2018). Todas as gravações e suas informações (espécie, nome e município do fragmento, tipo de vegetação, data e hora do dia e tipo de vocalização) foram depositadas em arquivo juntamente ao Laboratório de Ornitologia e Bioacústica (LORB) da Universidade Federal de Uberlândia.

2.3. Cálculo dos níveis de ruído ambiental

O nível de ruído ambiental nas áreas de estudo foi aferido através de um medidor de Nível de Pressão Sonora (NPS) (modelo Instrutherm DEC-490), devidamente calibrado por empresa competente. O aparelho foi configurado da mesma forma em todas as áreas: amplitude medida em dBA e resposta rápida (uma medida por segundo), com variação de ruído medido entre 30 e 80 decibéis (dB). Os valores de ruído ambiental foram obtidos em decibéis (dB) em períodos de 1 minuto de duração a cada uma hora nas mesmas transecções onde as gravações foram realizadas. O medidor de NPS foi posicionado a uma altura de 1,5 m do chão, apontando para cima.

2.4. Análises Estatísticas

Os níveis de ruído ambiental, as frequências mínima, máxima e dominante, a amplitude de frequência (variação entre as frequências mínima e máxima), a amplitude e a duração do canto das 44 espécies de aves analisadas nas áreas de estudo foram representados a partir de suas médias, desvios padrão, amplitude dos valores e tamanho amostral. Para comparar os valores de nível de ruído ambiental entre os fragmentos florestais estudados foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA) e Teste de Tukey, *a posteriori*, para verificar quais fragmentos apresentaram maiores e menores valores. Para verificar se cada parâmetro de canto analisado varia entre os grupos de áreas de estudo, foram gerados modelos lineares mistos para cada espécie e cada parâmetro de canto. Os parâmetros de canto foram utilizados como variáveis resposta, o grupo de áreas foi considerado o fator fixo e as áreas de estudo o fator aleatório. A significância do modelo foi testada a partir de testes de razão de verossimilhança, comparando o modelo completo com o modelo nulo, que não inclui o grupo de área como variável preditora. Foram feitas regressões lineares entre cada parâmetro de canto e os níveis de ruído ambiental para todas as espécies de aves, para verificar se existe uma relação direta positiva ou negativa entre variações dos parâmetros de canto das aves e os níveis de ruído ambiental nas áreas. As representações gráficas foram criadas pelo pacote ggplot2 v.2.1.0 do programa R (WICKHAM 2009). Os testes foram feitos através do programa R v3.4.1 (R CORE TEAM 2018), precedidos por Testes de Normalidade dos dados e conduzidos em nível de significância $\alpha = 0,5\%$.

Espécie	Frequência mínima	Frequência máxima	Amplitude de frequência	Frequência dominante	Amplitude	Duração do canto
<i>Camptostoma obsoletum</i>	$\chi^2=17,125$ $p<0,001^*$	$\chi^2=11,17$ $p=0,011^*$	$\chi^2=9,972$ $p=0,019^*$	$\chi^2=21,967$ $p<0,001^*$	$\chi^2=4,239$ $p=0,237$	$\chi^2=2,639$ $p=0,451$
<i>Cantorchilus leucotis</i>	$\chi^2=6,614$ $p=0,085$	$\chi^2=5,025$ $p=0,170$	$\chi^2=0,326$ $p=0,955$	$\chi^2=6,313$ $p=0,097$	$\chi^2=6,055$ $p=0,109$	$\chi^2=2,718$ $p=0,437$
<i>Clibanornis rectirostris</i>	$\chi^2=2,647$ $p=0,449$	$\chi^2=16,384$ $p<0,001^*$	$\chi^2=8,872$ $p=0,031^*$	$\chi^2=16,411$ $p<0,001^*$	$\chi^2=6,435$ $p=0,092$	$\chi^2=3,813$ $p=0,282$
<i>Coereba flaveola</i>	$\chi^2=3,670$ $p=0,299$	$\chi^2=2,343$ $p=0,504$	$\chi^2=0,986$ $p=0,805$	$\chi^2=7,611$ $p=0,050^*$	$\chi^2=3,905$ $p=0,272$	$\chi^2=0,516$ $p=0,915$
<i>Columbina squamatta</i>	$\chi^2=6,681$ $p=0,083$	$\chi^2=2,613$ $p=0,656$	$\chi^2=2,595$ $p=0,458$	$\chi^2=4,797$ $p=0,187$	$\chi^2=7,439$ $p=0,060$	$\chi^2=9,189$ $p=0,027^*$
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	$\chi^2=1,773$ $p=0,621$	$\chi^2=1,529$ $p=0,676$	$\chi^2=0,469$ $p=0,926$	$\chi^2=0,616$ $p=0,893$	$\chi^2=5,443$ $p=0,142$	$\chi^2=15,567$ $p=0,001^*$
<i>Diopsittaca nobilis</i>	$\chi^2=1,051$ $p=0,789$	$\chi^2=3,998$ $p=0,262$	$\chi^2=0,688$ $p=0,876$	$\chi^2=1,372$ $p=0,712$	$\chi^2=6,301$ $p=0,098$	$\chi^2=7,768$ $p=0,050^*$
<i>Eucometis penicillata</i>	$\chi^2=6,878$ $p=0,076$	$\chi^2=3,954$ $p=0,266$	$\chi^2=8,110$ $p=0,043^*$	$\chi^2=2,649$ $p=0,449$	$\chi^2=2,770$ $p=0,429$	$\chi^2=1,092$ $p=0,779$
<i>Euphonia chlorotica</i>	$\chi^2=1,644$ $p=0,650$	$\chi^2=1,485$ $p=0,686$	$\chi^2=3,490$ $p=0,322$	$\chi^2=1,822$ $p=0,610$	$\chi^2=9,599$ $p=0,022^*$	$\chi^2=0,498$ $p=0,919$
<i>Galbula ruficauda</i>	$\chi^2=3,405$ $p=0,333$	$\chi^2=3,436$ $p=0,329$	$\chi^2=3,531$ $p=0,317$	$\chi^2=1,704$ $p=0,636$	$\chi^2=9,064$ $p=0,287$	$\chi^2=3,647$ $p=0,302$
<i>Hemithraupis guira</i>	$\chi^2=10,977$ $p=0,012^*$	$\chi^2=4,038$ $p=0,257$	$\chi^2=4,124$ $p=0,248$	$\chi^2=7,845$ $p=0,049^*$	$\chi^2=1,051$ $p=0,789$	$\chi^2=0,845$ $p=0,838$
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	$\chi^2=0,802$ $p=0,850$	$\chi^2=0,886$ $p=0,829$	$\chi^2=1,704$ $p=0,636$	$\chi^2=2,174$ $p=0,537$	$\chi^2=3,287$ $p=0,349$	$\chi^2=0,624$ $p=0,891$
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	$\chi^2=3,169$ $p=0,366$	$\chi^2=10,248$ $p=0,017^*$	$\chi^2=3,170$ $p=0,366$	$\chi^2=8,474$ $p=0,037^*$	$\chi^2=1,870$ $p=0,560$	$\chi^2=7,649$ $p=0,050^*$
<i>Leptotila verreauxi</i>	$\chi^2=12,805$ $p=0,005^*$	$\chi^2=6,475$ $p=0,091$	$\chi^2=5,752$ $p=0,001^*$	$\chi^2=0,973$ $p=0,808$	$\chi^2=15,357$ $p=0,002^*$	$\chi^2=1,729$ $p=0,630$
<i>Megarynchus pitangua</i>	$\chi^2=4,772$ $p=0,190$	$\chi^2=4,496$ $p=0,213$	$\chi^2=3,918$ $p=0,271$	$\chi^2=1,986$ $p=0,576$	$\chi^2=1,948$ $p=0,583$	$\chi^2=3,704$ $p=0,295$
<i>Myiarchus ferox</i>	$\chi^2=4,644$ $p=0,199$	$\chi^2=1,716$ $p=0,634$	$\chi^2=1,886$ $p=0,597$	$\chi^2=3,597$ $p=0,309$	$\chi^2=8,239$ $p=0,041^*$	$\chi^2=0,176$ $p=0,981$
<i>Myiarchus swainsoni</i>	$\chi^2=14,271$ $p=0,003^*$	$\chi^2=2,108$ $p=0,550$	$\chi^2=11,236$ $p=0,011^*$	$\chi^2=2,297$ $p=0,513$	$\chi^2=2,313$ $p=0,510$	$\chi^2=3,999$ $p=0,262$
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	$\chi^2=10,021$ $p=0,018^*$	$\chi^2=9,182$ $p=0,027^*$	$\chi^2=10,303$ $p=0,016^*$	$\chi^2=12,613$ $p=0,006^*$	$\chi^2=3,419$ $p=0,331$	$\chi^2=6,847$ $p=0,077$
<i>Myiothlypis flaveola</i>	$\chi^2=0,529$ $p=0,912$	$\chi^2=5,387$ $p=0,146$	$\chi^2=2,999$ $p=0,392$	$\chi^2=11,216$ $p=0,011^*$	$\chi^2=2,297$ $p=0,513$	$\chi^2=1,235$ $p=0,745$
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	$\chi^2=2,509$ $p=0,474$	$\chi^2=3,772$ $p=0,287$	$\chi^2=1,622$ $p=0,654$	$\chi^2=3,180$ $p=0,365$	$\chi^2=4,743$ $p=0,192$	$\chi^2=8,733$ $p=0,033^*$
<i>Patagioenas picazuro</i>	$\chi^2=0,595$ $p=0,898$	$\chi^2=1,441$ $p=0,696$	$\chi^2=1,341$ $p=0,720$	$\chi^2=0,621$ $p=0,892$	$\chi^2=19,121$ $p<0,001^*$	$\chi^2=1,596$ $p=0,660$
<i>Phaethornis pretrei</i>	$\chi^2=1,205$ $p=0,752$	$\chi^2=2,445$ $p=0,485$	$\chi^2=0,532$ $p=0,912$	$\chi^2=0,527$ $p=0,913$	$\chi^2=8,031$ $p=0,045^*$	$\chi^2=5,606$ $p=0,132$

...continua...

Espécie	Frequência mínima	Frequência máxima	Amplitude de frequência	Frequência dominante	Amplitude	Duração do canto
<i>Picumnus albosquamatus</i>	$\chi^2=6,254$ $p=0,099$	$\chi^2=7,679$ $p=0,050^*$	$\chi^2=3,943$ $p=0,268$	$\chi^2=7,356$ $p=0,061$	$\chi^2=8,422$ $p=0,038^*$	$\chi^2=4,213$ $p=0,239$
<i>Pitangus sulphuratus</i>	$\chi^2=5,080$ $p=0,166$	$\chi^2=1,903$ $p=0,593$	$\chi^2=0,092$ $p=0,993$	$\chi^2=14,353$ $p=0,002^*$	$\chi^2=9,976$ $p=0,019^*$	$\chi^2=5,639$ $p=0,131$
<i>Poliophtila dumicola</i>	$\chi^2=10,554$ $p=0,014^*$	$\chi^2=19,104$ $p<0,001^*$	$\chi^2=16,113$ $p=0,001^*$	$\chi^2=11,88$ $p=0,007^*$	$\chi^2=26,227$ $p<0,001^*$	$\chi^2=2,754$ $p=0,431$
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	$\chi^2=3,737$ $p=0,291$	$\chi^2=4,132$ $p=0,248$	$\chi^2=3,350$ $p=0,341$	$\chi^2=0,762$ $p=0,859$	$\chi^2=12,221$ $p=0,007^*$	$\chi^2=6,489$ $p=0,090$
<i>Ramphastos toco</i>	$\chi^2=5,70$ $p=0,127$	$\chi^2=10,694$ $p=0,014^*$	$\chi^2=12,089$ $p=0,007^*$	$\chi^2=7,154$ $p=0,067$	$\chi^2=3,133$ $p=0,372$	$\chi^2=0,535$ $p=0,911$
<i>Saltator maximus</i>	$\chi^2=3,364$ $p=0,338$	$\chi^2=7,329$ $p=0,062$	$\chi^2=8,424$ $p=0,038^*$	$\chi^2=7,722$ $p=0,050^*$	$\chi^2=0,412$ $p=0,938$	$\chi^2=7,517$ $p=0,057$
<i>Saltator similis</i>	$\chi^2=1,907$ $p=0,592$	$\chi^2=1,163$ $p=0,762$	$\chi^2=0,372$ $p=0,946$	$\chi^2=2,138$ $p=0,544$	$\chi^2=2,257$ $p=0,521$	$\chi^2=6,930$ $p=0,074$
<i>Synallaxis frontalis</i>	$\chi^2=7,826$ $p=0,049^*$	$\chi^2=0,595$ $p=0,898$	$\chi^2=5,628$ $p=0,131$	$\chi^2=2,606$ $p=0,457$	$\chi^2=9,215$ $p=0,027^*$	$\chi^2=2,402$ $p=0,493$
<i>Tangara cayana</i>	$\chi^2=14,892$ $p=0,002^*$	$\chi^2=4,7$ $p=0,195$	$\chi^2=9,444$ $p=0,024^*$	$\chi^2=5,129$ $p=0,163$	$\chi^2=5,685$ $p=0,128$	$\chi^2=3,268$ $p=0,352$
<i>Tangara sayaca</i>	$\chi^2=2,861$ $p=0,414$	$\chi^2=4,39$ $p=0,222$	$\chi^2=5,768$ $p=0,124$	$\chi^2=10,367$ $p=0,016^*$	$\chi^2=2,121$ $p=0,548$	$\chi^2=2,843$ $p=0,417$
<i>Tersina viridis</i>	$\chi^2=7,867$ $p=0,048^*$	$\chi^2=1,307$ $p=0,727$	$\chi^2=1,396$ $p=0,707$	$\chi^2=8,274$ $p=0,043^*$	$\chi^2=14,061$ $p=0,003^*$	$\chi^2=2,042$ $p=0,564$
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	$\chi^2=2,238$ $p=0,525$	$\chi^2=12,598$ $p=0,006^*$	$\chi^2=2,773$ $p=0,428$	$\chi^2=11,96$ $p=0,008^*$	$\chi^2=10,287$ $p=0,016^*$	$\chi^2=7,200$ $p=0,066$
<i>Thamnophilus doliatus</i>	$\chi^2=2,523$ $p=0,471$	$\chi^2=12,425$ $p=0,006^*$	$\chi^2=4,318$ $p=0,229$	$\chi^2=6,285$ $p=0,098$	$\chi^2=17,533$ $p<0,001^*$	$\chi^2=5,017$ $p=0,171$
<i>Todirostrum cinereum</i>	$\chi^2=5,734$ $p=0,125$	$\chi^2=0,27$ $p=0,966$	$\chi^2=0,90$ $p=0,825$	$\chi^2=6,272$ $p=0,099$	$\chi^2=0,608$ $p=0,895$	$\chi^2=9,983$ $p=0,018^*$
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	$\chi^2=3,075$ $p=0,380$	$\chi^2=1,538$ $p=0,674$	$\chi^2=5,836$ $p=0,119$	$\chi^2=4,835$ $p=0,184$	$\chi^2=1,125$ $p=0,745$	$\chi^2=4,127$ $p=0,248$
<i>Veniliornis passerinus</i>	$\chi^2=1,107$ $p=0,775$	$\chi^2=0,144$ $p=0,986$	$\chi^2=0,667$ $p=0,881$	$\chi^2=0,434$ $p=0,933$	$\chi^2=15,449$ $p=0,001^*$	$\chi^2=1,327$ $p=0,723$
<i>Vireo chivi</i>	$\chi^2=3,833$ $p=0,280$	$\chi^2=2,537$ $p=0,469$	$\chi^2=2,612$ $p=0,456$	$\chi^2=4,179$ $p=0,243$	$\chi^2=1,923$ $p=0,589$	$\chi^2=1,078$ $p=0,783$

Com relação à influência dos níveis de ruído ambiental sobre os parâmetros de canto das 44 espécies estudadas, apenas *Camptostoma obsoletum* apresentou todos os seis parâmetros relacionados significativamente com os níveis de ruído ambiental das áreas de estudo ($p<0,05$) (Tabela 8), sendo que a duração do canto foi o único dos parâmetros que se relacionou negativamente com os níveis de ruído, os demais mostraram relação positiva (Figura 19). Por outro lado, *Pachyramphus polychopterus*, *Saltator similis* e *Tangara sayaca*

não apresentaram relação entre seus parâmetros de canto e os níveis de ruído ambiental das áreas de estudo ($p > 0,05$) (Anexo C).

Do total de espécies de aves analisadas, o aumento nos níveis de ruído ambiental nas áreas resultou em maior frequência mínima para 37 espécies (84,09%), sendo significativo para 26 (59,09%) ($p < 0,05$) (Tabela 8). Trinta e duas (72,73%) espécies apresentaram maior frequência máxima em áreas com maiores níveis de ruído e destas, 18 (40,91%) apresentaram uma relação positiva significativa com os níveis de ruído ambiental ($p < 0,05$) (Tabela 8). A amplitude de frequência variou significativamente de acordo com o nível de ruído ambiental em 22 das espécies (50%), sendo que em nove (20,45%) espécies a relação foi positiva e em outras 13 (29,55%) espécies a relação foi negativa (Tabela 8). Com relação à frequência dominante do canto, 32 (72,73%) espécies apresentaram relação positiva com os níveis de ruído ambiental, porém destas, em 14 (31,82%) foi verificada relação positiva significativa entre as variáveis ($p < 0,05$) (Tabela 8). A amplitude dos cantos aumentou com o aumento dos níveis de ruído ambiental em 31 (70,45%) espécies de aves e em 22 (50%) destas esta relação foi significativa ($p < 0,05$) (Tabela 8). Com relação à duração do canto, em apenas 18 espécies (40,91%) houve diminuição significativa em função do aumento dos níveis de ruído ambiental ($p < 0,05$), sendo que em 11 (25%) espécies esta relação foi significativa ($p < 0,05$) (Tabela 8).

Tabela 8. Resultados dos testes estatísticos realizados (Regressão linear) para verificar a relação entre os parâmetros de canto das 44 espécies e os níveis de ruído ambiental das áreas de estudo. *resultados significativos.

Espécie	Frequência mínima	Frequência máxima	Amplitude de frequência	Frequência dominante	Amplitude	Duração do canto
<i>Amazona aestiva</i>	$F_{1,111}=30,33$ $p<0,001^*$ $r^2=0,208$	$F_{1,111}=7,764$ $p=0,006^*$ $r^2=0,057$	$F_{1,111}=13,57$ $p<0,001^*$ $r^2=0,101$	$F_{1,111}=4,279$ $p=0,041^*$ $r^2=0,028$	$F_{1,111}=8,24$ $p=0,005^*$ $r^2=0,061$	$F_{1,111}=2,701$ $p=0,103$ $r^2=0,015$
<i>Antilophia galeata</i>	$F_{1,229}=2,814$ $p=0,095$ $r^2=0,008$	$F_{1,229}=0,726$ $p=0,394$ $r^2=-0,001$	$F_{1,229}=4,2$ $p=0,042^*$ $r^2=0,014$	$F_{1,229}=0,007$ $p=0,932$ $r^2=-0,004$	$F_{1,229}=6,909$ $p=0,009^*$ $r^2=0,025$	$F_{1,229}=5,668$ $p=0,018^*$ $r^2=0,019$
<i>Arremon flavirostris</i>	$F_{1,221}=5,86$ $p=0,016^*$ $r^2=0,022$	$F_{1,221}=11,09$ $p=0,001^*$ $r^2=0,045$	$F_{1,221}=5,12$ $p=0,025^*$ $r^2=0,019$	$F_{1,221}=0,755$ $p=0,386$ $r^2=-0,001$	$F_{1,221}=0,590$ $p=0,443$ $r^2=-0,002$	$F_{1,221}=3,304$ $p=0,071$ $r^2=0,011$
<i>Basileuterus culicivorus</i>	$F_{1,367}=118,7$ $p<0,001^*$ $r^2=0,242$	$F_{1,367}=0,005$ $p=0,945$ $r^2=-0,003$	$F_{1,367}=8,518$ $p=0,004^*$ $r^2=0,020$	$F_{1,367}=9,721$ $p=0,002^*$ $r^2=0,023$	$F_{1,367}=17,78$ $p<0,001^*$ $r^2=0,044$	$F_{1,367}=12,51$ $p<0,001^*$ $r^2=0,030$

...continua...

Espécie	Frequência mínima	Frequência máxima	Amplitude de frequência	Frequência dominante	Amplitude	Duração do canto
<i>Brotogeris chiriri</i>	F_{1,289}=14,25 p<0,001* r²=0,044	F _{1,289} =1,374 p=0,242 r ² =0,001	F _{1,289} =0,074 p=0,786 r ² =-0,003	F _{1,289} =1,04 p=0,309 r ² =0,000	F _{1,289} =57,54 p<0,001 r ² =0,163	F _{1,289} = p<0,001 r ² =0,196
<i>Camptostoma obsoletum</i>	F_{1,100}=8,765 p=0,004* r²=0,071	F_{1,100}=16,12 p<0,001* r²=0,130	F_{1,100}=6,241 p=0,014* r²=0,049	F_{1,100}=28,82 p<0,001* r²=0,216	F_{1,100}=3,968 p=0,049* r²=0,029	F_{1,100}=37,46 p<0,001* r²=0,265
<i>Cantorchilus leucotis</i>	F_{1,275}=34,39 p<0,001* r²=0,108	F_{1,275}=14,09 p<0,001* r²=0,045	F _{1,275} =0,389 p=0,533 r ² =-0,002	F _{1,275} =1,588 p=0,208 r ² =0,002	F_{1,275}=24,16 p<0,001* r²=0,077	F_{1,275}=4,034 p=0,046* r²=0,011
<i>Clibanornis rectirostris</i>	F_{1,184}=81,59 p<0,001* r²=0,303	F _{1,184} =0,973 p=0,325 r ² =-0,000	F_{1,184}=22,85 p<0,001* r²=0,106	F _{1,184} =2,784 p=0,097 r ² =0,009	F_{1,184}=10,97 p=0,001* r²=0,051	F_{1,184}=20,83 p<0,001* r²=0,097
<i>Coereba flaveola</i>	F_{1,236}=17,37 p<0,001* r²=0,065	F _{1,236} =1,508 p=0,221 r ² =0,002	F_{1,236}=7,078 p=0,008* r²=0,025	F _{1,236} =1,484 p=0,224 r ² =0,002	F _{1,236} =1,611 p=0,206 r ² =0,003	F _{1,236} =1,084 p=0,299 r ² =0,000
<i>Columbina squamatta</i>	F_{1,212}=26,55 p<0,001* r²=0,107	F _{1,212} =0,047 p=0,829 r ² =-0,004	F_{1,212}=8,335 p<0,004* r²=0,033	F_{1,212}=12,72 p<0,001* r²=0,052	F_{1,212}=78,16 p<0,001* r²=0,266	F_{1,212}=3,9 p=0,049* r²=0,013
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	F_{1,316}=8,017 p=0,005* r²=0,022	F _{1,316} =1,962 p=0,086 r ² =0,006	F _{1,316} =0,078 p=0,78 r ² =-0,003	F_{1,316}=18,28 p<0,001* r²=0,052	F_{1,316}=24,99 p<0,001* r²=0,070	F_{1,316}=21,86 p<0,001* r²=0,062
<i>Diopsittaca nobilis</i>	F_{1,139}=19,63 p<0,001* r²=0,117	F_{1,139}=23,32 p<0,001* r²=0,137	F _{1,139} =1,097 p=0,297 r ² =0,001	F _{1,139} =0,001 p=0,921 r ² =-0,007	F_{1,139}=3,985 p<0,001* r²=0,020	F_{1,139}=75,65 p<0,001* r²=0,348
<i>Eucometis penicillata</i>	F_{1,144}=21,84 p<0,001* r²=0,126	F_{1,144}=6,14 p=0,014* r²=0,034	F _{1,144} =0,856 p=0,356 r ² =-0,001	F_{1,144}=6,063 p=0,015* r²=0,034	F _{1,144} =0,225 p=0,636 r ² =-0,005	F _{1,144} =0,256 p=0,614 r ² =-0,005
<i>Euphonia chlorotica</i>	F _{1,194} =1,367 p=0,244 r ² =0,002	F _{1,194} =1,974 p=0,162 r ² =0,005	F_{1,194}=13,65 p<0,001* r²=0,061	F _{1,194} =3,096 p=0,080 r ² =0,011	F _{1,194} =2,536 p=0,113 r ² =0,008	F _{1,194} =2,421 p=0,121 r ² =0,007
<i>Galbula ruficauda</i>	F _{1,150} =2,86 p=0,093 r ² =0,012	F_{1,150}=39,31 p<0,001* r²=0,202	F _{1,150} =2,897 p=0,091 r ² =0,012	F _{1,150} =3,234 p=0,074 r ² =0,015	F _{1,150} =0,000 p=0,991 r ² =-0,007	F _{1,150} =2,492 p=0,116 r ² =0,009
<i>Hemithraupis guira</i>	F _{1,66} =0,765 p=0,385 r ² =-0,004	F _{1,66} =1,554 p=0,217 r ² =0,008	F _{1,66} =0,435 p=0,512 r ² =-0,009	F _{1,66} =0,660 p=0,419 r ² =-0,005	F _{1,66} =0,144 p=0,705 r ² =-0,013	F_{1,66}=4,559 p=0,036* r²=0,050
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	F_{1,210}=17,07 p<0,001* r²=0,071	F _{1,210} =2,871 p=0,092 r ² =0,009	F_{1,210}=4,474 p=0,036* r²=0,016	F _{1,210} =0,225 p=0,636 r ² =-0,004	F_{1,210}=17,03 p<0,001* r²=0,071	F _{1,210} =0,974 p=0,325 r ² =-0,000
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	F_{1,115}=14,95 p<0,001* r²=0,107	F_{1,115}=8,666 p=0,004* r²=0,062	F _{1,115} =0,926 p=0,338 r ² =-0,001	F_{1,115}=5,477 p=0,021 r²=0,037	F _{1,115} =0,247 p=0,620 r ² =-0,007	F _{1,115} =0,257 p=0,613 r ² =-0,006
<i>Leptotila verreauxi</i>	F _{1,179} =15,49 p<0,001 r ² =0,075	F_{1,179}=3,941 p=0,049* r²=0,016	F_{1,179}=15,8 p<0,001* r²=0,076	F _{1,179} =0,055 p=0,815 r ² =-0,005	F_{1,179}=50,76 p<0,001* r²=0,217	F _{1,179} =0,250 p=0,618 r ² =-0,004

...continua...

Espécie	Frequência mínima	Frequência máxima	Amplitude de frequência	Frequência dominante	Amplitude	Duração do canto
<i>Megarynchus pitangua</i>	F _{1,109} =0,015 p=0,902 r ² =-0,009	F _{1,109} = 57,84 p<0,001* r²=0,341	F _{1,109} = 39,38 p<0,001* r²=0,259	F _{1,109} =0,854 p=0,358 r ² =-0,001	F _{1,109} = 50,56 p<0,001* r²=0,311	F _{1,109} = 37,62 p<0,001* r²=0,250
<i>Myiarchus ferox</i>	F _{1,176} = 59,27 p<0,001* r²=0,248	F _{1,176} = 4,559 p=0,034* r²=0,020	F _{1,176} = 25,05 p<0,001* r²=0,120	F _{1,176} = 7,429 p=0,007* r²=0,035	F _{1,176} =0,16 p=0,6897 r ² =-0,005	F _{1,176} =2,892 p=0,091 r ² =0,011
<i>Myiarchus swainsoni</i>	F _{1,86} = 44,98 p<0,001* r²=0,336	F _{1,86} =0,040 p=0,842 r ² =-0,011	F _{1,86} = 25,71 p<0,001* r²=0,221	F _{1,86} =0,637 p=0,427 r ² =-0,004	F _{1,86} = 8,609 p=0,004* r²=0,080	F _{1,86} = 19,21 p<0,001* r²=0,173
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	F _{1,155} = 13,76 p<0,001* r²=0,076	F _{1,155} = 24,85 p<0,001* r²=0,133	F _{1,155} =0,356 p=0,552 r ² =-0,004	F _{1,155} = 37,28 p<0,001* r²=0,189	F _{1,155} =3,292 p=0,072 r ² =0,014	F _{1,155} =0,065 p=0,799 r ² =-0,006
<i>Myiothlypis flaveola</i>	F _{1,279} =0,064 p=0,801 r ² =-0,003	F _{1,279} =2,68 p=0,103 r ² =0,006	F _{1,279} =2,092 p=0,149 r ² =0,004	F _{1,279} = 15,2 p<0,001* r²=0,048	F _{1,279} =1,338 p=0,248 r ² =0,001	F _{1,279} =3,505 p=0,062 r ² =0,009
<i>Pachyramphus polychropterus</i>	F _{1,41} =2,436 p=0,134 r ² =0,061	F _{1,41} =1,515 p=0,232 r ² =0,023	F _{1,41} =0,019 p=0,891 r ² =-0,047	F _{1,41} =0,010 p=0,919 r ² =-0,047	F _{1,41} =0,201 p=0,658 r ² =-0,038	F _{1,41} =2,412 p=0,135 r ² =0,060
<i>Patagioenas picazuro</i>	F _{1,96} =0,053 p=0,819 r ² =0,010	F _{1,96} =0,0141 p=0,906 r ² =-0,010	F _{1,96} =0,066 p=0,798 r ² =-0,010	F _{1,96} =0,000 p=0,983 r ² =-0,010	F _{1,96} = 167,6 p<0,001* r²=0,632	F _{1,96} =1,532 p=0,219 r ² =0,005
<i>Phaethornis pretrei</i>	F _{1,96} =0,473 p=0,493 r ² =-0,005	F _{1,96} =0,886 p=0,349 r ² =-0,001	F _{1,96} =0,14 p=0,709 r ² =-0,009	F _{1,96} =0,136 p=0,713 r ² =-0,009	F _{1,96} = 15,2 p<0,001* r²=0,128	F _{1,96} = 3,757 p=0,050* r²=0,028
<i>Picumnus albosquamatus</i>	F _{1,204} =1,841 p=0,176 r ² =0,005	F _{1,204} = 8,53 p=0,004* r²=0,035	F _{1,204} = 3,792 p=0,050* r²=0,013	F _{1,204} =0,308 p=0,580 r ² =-0,003	F _{1,204} =2,739 p=0,099 r ² =0,008	F _{1,204} =2,287 p=0,124 r ² =0,007
<i>Pitangus sulphuratus</i>	F _{1,237} = 18,5 p<0,001* r²=0,068	F _{1,237} = 13,36 p<0,001* r²=0,049	F _{1,237} =0,004 p=0,951 r ² =-0,004	F _{1,237} = 13,26 p<0,001* r²=0,049	F _{1,237} = 26,03 p<0,001* r²=0,095	F _{1,237} = 17,46 p<0,001* r²=0,065
<i>Poliophtila dumicola</i>	F _{1,79} =2,08 p=0,153 r ² =0,013	F _{1,79} =0,179 p=0,674 r ² =-0,010	F _{1,79} =1,639 p=0,204 r ² =0,008	F _{1,79} =3,524 p=0,064 r ² =0,031	F _{1,79} = 30,45 p<0,001* r²=0,269	F _{1,79} = 8,027 p=0,006* r²=0,0808
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	F _{1,149} = 14,76 p<0,001* r²=0,084	F _{1,149} = 46,92 p<0,001* r²=0,234	F _{1,149} = 12,48 p<0,001* r²=0,071	F _{1,149} =0,221 p=0,639 r ² =-0,005	F _{1,149} = 34,35 p<0,001* r²=0,181	F _{1,149} = 31 p<0,001* r²=0,167
<i>Ramphastos toco</i>	F _{1,207} = 13,63 p<0,001* r²=0,057	F _{1,207} =1,545 p=0,215 r ² =0,003	F _{1,207} =0,423 p=0,516 r ² =-0,003	F _{1,207} = 4,245 p=0,041* r²=0,015	F _{1,207} = 5,625 p=0,019* r²=0,022	F _{1,207} = 18,92 p<0,001* r²=0,079
<i>Saltator maximus</i>	F _{1,184} = 8,632 p=0,004* r²=0,039	F _{1,184} =3,293 p=0,071 r ² =0,012	F _{1,184} =0,709 p=0,401 r ² =-0,002	F _{1,184} = 3,877 p=0,050* r²=0,015	F _{1,184} =0,119 p=0,731 r ² =-0,005	F _{1,184} = 19,24 p<0,001* r²=0,089
<i>Saltator similis</i>	F _{1,95} =0,005 p=0,946 r ² =-0,010	F _{1,95} =0,067 p=0,796 r ² =-0,009	F _{1,95} =0,048 p=0,826 r ² =-0,010	F _{1,95} =2,834 p=0,096 r ² =0,019	F _{1,95} =0,265 p=0,608 r ² =-0,008	F _{1,95} =2,109 p=0,149 r ² =0,011

...continua...

Espécie	Frequência mínima	Frequência máxima	Amplitude de frequência	Frequência dominante	Amplitude	Duração do canto
<i>Synallaxis frontalis</i>	F_{1,191}=3,956 p=0,048* r²=0,015	F_{1,191}=16,01 p<0,001* r²=0,073	F _{1,191} =2,087 p=0,150 r ² =0,006	F _{1,191} =1,208 p=0,273 r ² =0,001	F_{1,191}=20,37 p<0,001* r²=0,091	F_{1,191}=21,65 p<0,001* r²=0,097
<i>Tangara cayana</i>	F_{1,52}=9,608 p=0,003* r²=0,139	F _{1,52} =0,939 p=0,337 r ² =-0,001	F_{1,52}=4,831 p=0,032* r²=0,067	F _{1,52} =1,394 p=0,243 r ² =0,007	F_{1,52}=4,571 p=0,037* r²=0,063	F _{1,52} =0,279 p=0,599 r ² =-0,014
<i>Tangara sayaca</i>	F _{1,85} =2,466 p=0,12 r ² =0,017	F _{1,85} =1,851 p=0,177 r ² =0,009	F _{1,85} =0,078 p=0,779 r ² =-0,011	F _{1,85} =0,047 p=0,829 r ² =-0,011	F _{1,85} =0,172 p=0,679 r ² =-0,009	F _{1,85} =0,965 p=0,329 r ² =-0,001
<i>Tersina viridis</i>	F _{1,91} =1,092 p=0,299 r ² =0,001	F_{1,91}=26,31 p<0,001* r²=0,216	F_{1,91}=21,29 p<0,001* r²=0,181	F_{1,91}=6,735 p=0,011* r²=0,059	F _{1,91} =0,014 p=0,906 r ² =-0,011	F _{1,91} =1,209 p=0,275 r ² =0,002
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	F_{1,77}=24,2 p<0,001* r²=0,231	F_{1,77}=7,838 p=0,006* r²=0,081	F_{1,77}=47,9 p<0,001* r²=0,376	F_{1,77}=4,22 p=0,043* r²=0,039	F_{1,77}=12,59 p=0,001* r²=0,129	F _{1,77} =0,032 p=0,859 r ² =-0,012
<i>Thamnophilus doliatus</i>	F_{1,42}=4,586 p=0,038* r²=0,077	F_{1,42}=4,591 p=0,038* r²=0,077	F_{1,42}=6,36 p=0,016* r²=0,111	F _{1,42} =0,917 p=0,344 r ² =-0,002	F_{1,42}=33,83 p<0,001* r²=0,433	F _{1,42} =0,303 p=0,585 r ² =-0,016
<i>Todirostrum cinereum</i>	F_{1,79}=5,407 p=0,022* r²=0,052	F_{1,79}=4,865 p=0,030* r²=0,046	F _{1,79} =0,537 p=0,466 r ² =-0,001	F _{1,79} =0,000 p=0,989 r ² =-0,013	F _{1,79} =0,487 p=0,487 r ² =-0,006	F _{1,79} =1,157 p=0,285 r ² =0,002
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	F _{1,226} =0,404 p=0,525 r ² =-0,003	F_{1,226}=32,88 p<0,001* r²=0,123	F_{1,226}=36,41 p<0,001* r²=0,135	F_{1,226}=29,38 p<0,001* r²=0,111	F_{1,226}=4,818 p=0,029* r²=0,017	F_{1,226}=4,11 p=0,044* r²=0,014
<i>Veniliornis passerinus</i>	F _{1,45} =0,34 p=0,561 r ² =-0,014	F _{1,45} =0,123 p=0,727 r ² =-0,019	F _{1,45} =0,067 p=0,797 r ² =-0,020	F _{1,45} =0,096 p=0,758 r ² =-0,020	F_{1,45}=11,98 p=0,001* r²=0,192	F _{1,45} =0,003 p=0,957 r ² =-0,022
<i>Vireo chivi</i>	F_{1,226}=10,77 p=0,001* r²=0,097	F_{1,226}=10,28 p=0,002* r²=0,093	F_{1,226}=5,91 p=0,017* r²=0,051	F_{1,226}=12,93 p<0,001* r²=0,116	F _{1,226} =0,132 p=0,718 r ² =-0,009	F _{1,226} =3,181 p=0,078 r ² =0,023

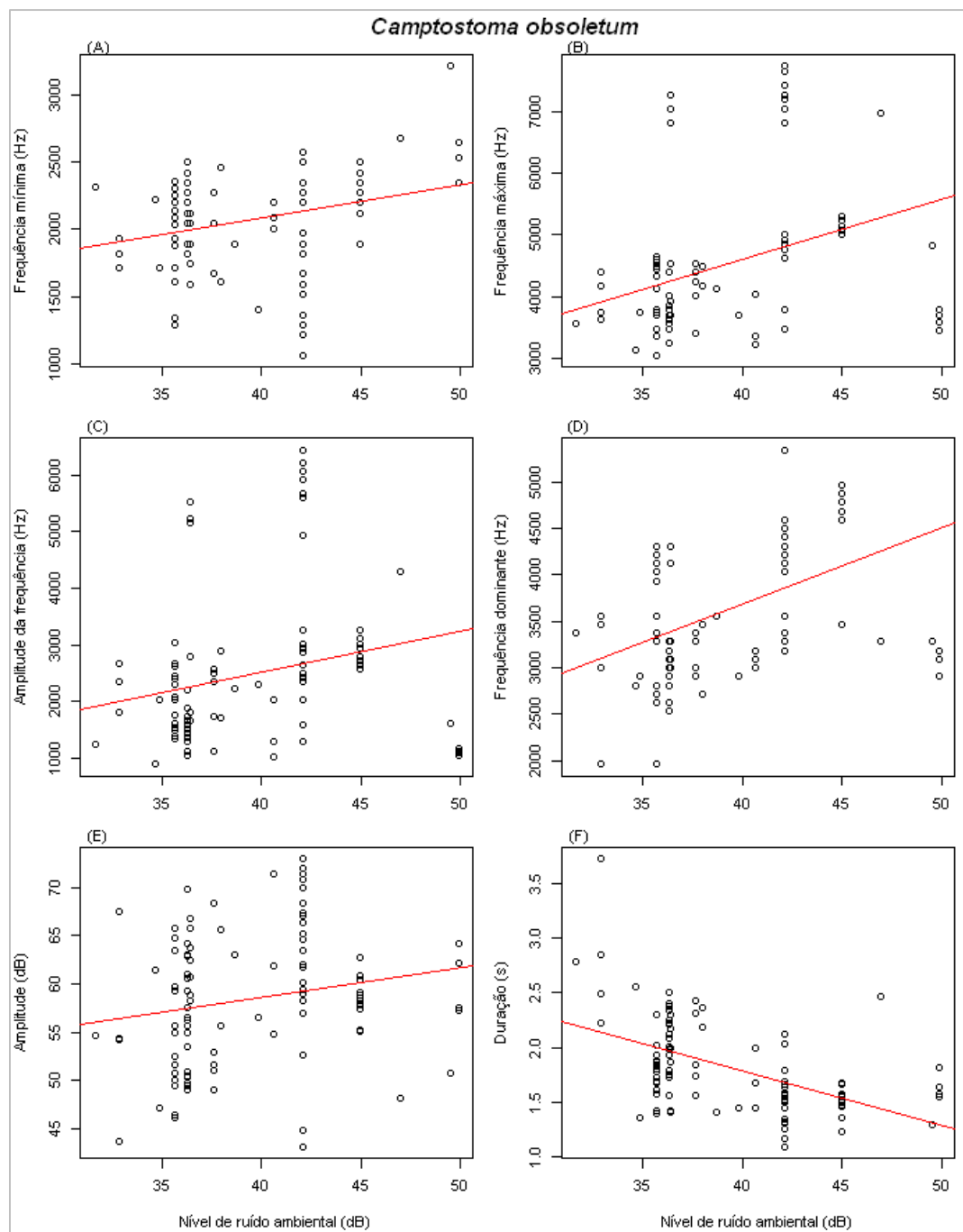


Figura 19. Relação dos níveis de ruído ambiental com os parâmetros de canto de *Camptostoma obsoletum*.

4. DISCUSSÃO

Todas as 44 espécies analisadas neste estudo são comuns em ambientes florestais do Cerrado (FRANCHIN 2009; MARÇAL JÚNIOR et al. 2009; MALACCO et al. 2013) e ocorrem tanto em áreas extensas e bem preservadas (ex. RPPN Galheiro e a Faz. Mata da Água Fria), quanto áreas pequenas e antropizadas, inclusive áreas inseridas dentro de perímetros urbanos, como é o caso do Parque do Sabiá, Parque Siquierolli, Bosque John Kennedy e Parque do Mocambo. Esta característica permite uma análise mais precisa a respeito das alterações nos parâmetros de canto destas espécies, tornando possível a comparação entre áreas com diferentes características e níveis de pressão antrópica.

Nós verificamos que todas as espécies analisadas aumentam pelo menos um dos tipos de frequência analisados em ambientes com altos níveis de ruído e em 24 destas, este aumento foi significativo. Estes resultados são consistentes com diversos outros estudos encontrados na literatura que mostram aumento da frequência da vocalização de muitas espécies de aves em ambientes com elevados níveis de ruído (SLABBEKOORN & PEET 2003; FERNANDEZ-JURICIC et al. 2005; WOOD & YEZERINAC 2006; SLABBEKOORN & RIPMEESTER 2008; HU & CARDOSO 2010). Apenas uma espécie, *Coereba flaveola*, não apresentou aumento das frequências do canto conforme aumento dos níveis de ruído ambiental, como também observou Dias (2013). O mesmo foi observado por Parris e Schneider (2009) para a espécie *Rhipidura fuliginosa*, que mesmo em áreas com elevados níveis de tráfego de veículos não alterou a frequência de sua vocalização. Alterações na frequência das vocalizações em ambientes com elevados níveis de ruído são adaptações comuns em diversas muitas de aves, pois estudos têm confirmado que as aves são capazes de emitir sinais sonoros com maior frequência em áreas urbanas ou com elevado ruído antrópico (NEMETH & BRUMM 2009; HU & CARDOSO 2010; MENDES et al. 2011; TOLENTINO et al. 2018).

A frequência mínima é considerado o parâmetro acústico das aves que melhor responde ao aumento dos níveis de ruído do ambiente (PARRIS & SCHNEIDER 2009; HU & CARDOSO 2010), principalmente aqueles causados por atividades humanas como o tráfego de veículos. Este foi justamente o parâmetro de canto das aves mais sensível às alterações nos níveis de ruído ambiental e a estratégia mais adotada pelas espécies que estudamos. O aumento da frequência mínima dos sinais sonoros é uma adaptação comum e bastante estudado em muitas espécies de aves em ambientes com elevados níveis de ruído antrópico (SLABBEKOORN & PEET 2003; FERNÁNDEZ-JURICIC et al. 2005; SLABBEKOORN & DEN BOER-

VISSER 2006; SLABBEKOORN & RIPMEESTER 2008; NEMETH & BRUMM 2009; HU & CARDOSO 2010; MENDES et al. 2011; LUTHER & DERRYBERRY 2012; DIAS 2013).

Um fator importante que pode explicar a maior variação na frequência mínima dos sinais sonoros das aves é a própria característica do ruído antrópico. O ruído antrópico gerado pelo tráfego de veículos, por exemplo, é caracterizado por baixa frequência, variando entre 0 e 1000 Hz, podendo chegar a picos de até 1500 e 4000 Hz e raramente ultrapassando 5000 Hz (SKIBA 2000). Das nove espécies que vocalizam com frequência mínima abaixo ou próximo de 1000 Hz, sete (77,78%) aumentaram significativamente a frequência mínima conforme aumento do ruído ambiental. E para as espécies que vocalizam acima destes valores, 19 (54,29%) aumentaram significativamente a frequência mínima. As espécies que vocalizam na mesma faixa de frequência ocupada pelo ruído antrópico, para evitar que o ruído mascare seus sinais sonoros, têm que elevar a frequência de sua vocalização. Segundo alguns autores (SLABBEKOORN & RIPMEESTER 2008; HU & CARDOSO 2010) estas espécies com sinais sonoros de menor frequência são mais afetadas que aquelas com maior frequência. Como a frequência mínima dos sinais sonoros de muitas espécies de aves se sobrepõem a esta faixa de frequência do ruído antrópico, grande parte das alterações são feitas aumentando principalmente este parâmetro. Por outro lado, Hu e Cardoso (2010) sugerem que espécies que vocalizam em frequências muito baixas (<1.000Hz) não conseguem evitar a interferência do ruído mesmo alterando a frequência de sua vocalização e acabam tendo que utilizar outras estratégias para evitar o ruído, o que não foi observado nas espécies analisadas neste estudo.

As alterações de frequência máxima e mínima da vocalização das aves em ambientes com elevados níveis de ruído geram diminuição da amplitude dos valores de frequência (MENDES et al. 2011), padrão encontrado em 13 das 44 espécies. Esta diminuição na amplitude de frequência das aves pode ser explicada pelo fato de a frequência mínima ser mais alterada devido ao ruído do que a frequência máxima, que acaba sendo menos afetada. Quando a ave diminui a quantidade de faixas de frequência ocupadas por seus sinais sonoros, estes ficam mais fáceis de serem mascarados ou interferidos pelo ruído ambiental ou pela vocalização de outras espécies que ocupam a mesma faixa de frequência. Isto acaba interferindo na capacidade de comunicação das espécies.

As frequências máxima e dominante, por apresentarem valores mais elevados, são menos mascarados pelo ruído antrópico (HU & CARDOSO 2010), portanto são menos alterados que a frequência mínima. São estratégias menos utilizadas pelas aves, apenas 11

espécies apresentam relação positiva da frequência máxima do canto com os níveis de ruído ambiental. Alterações na frequência máxima são mais comuns em espécies que vocalizam em baixa frequência como foi o caso de *Leptotila verreauxi*, que possui frequência máxima média de 320,2 Hz. A espécie *Turdus merula* também altera a frequência máxima do canto em ambiente com elevados níveis de ruído (MENDES et al. 2011). O aumento das frequências máxima e dominante ocorre da mesma forma que o aumento da frequência mínima, com o objetivo de minimizar o efeito do ruído antrópico sobre a comunicação das aves evitando que este mascare seus sinais sonoros.

A frequência dominante variou no canto de nove espécies em resposta ao aumento dos níveis de ruído ambiental das áreas. A frequência dominante pode ser considerada o principal canal de comunicação acústica das aves (HU & CARDOSO 2010) por se tratar da faixa de frequência emitida com maior intensidade e também pode apresentar variações em ambientes urbanos com elevados níveis de ruído. De acordo com Roca e colaboradores (2016), é esperado que as aves alterem a frequência dominante de seu canto em áreas com elevados níveis de ruído, principalmente as que sobrepõem ao ruído. Espécies como *Turdus merula* (NEMETH & BRUMM 2009), *Colluricincla harmonica* (PARRIS & SCHNEIDER 2009), *Cracticus torquatus* e *Manorina melanophrys* (HU & CARDOSO 2010), *Zonotrichia leucophrys* (LUTHER & DERRYBERRY 2012), *Poecile atricapillus* (PROPPE et al. 2012; LAZERTE et al. 2016), *Poecile gambeli* (LAZERTE et al. 2017) apresentaram maior frequência dominante dos sinais sonoros em áreas com maiores níveis de ruído. As espécies *Antilophia galeata*, *Cantorchilus leucotis*, *Basileuterus culicivorus*, *Picumnus albosquamatus*, *Veniliornis passerinus*, *Cyclarhis gujanensis*, *Leptopogon amaurocephalus* e *Tolmomyias sulphurescens*, apresentam maior frequência dominante do canto em áreas com maiores níveis de ruído (TOLENTINO et al. 2018). Destas, apenas três espécies apresentaram maior frequência dominante em áreas com maiores níveis de ruído no presente estudo: *B. culicivorus*, *C. gujanensis* e *L. amaurocephalus*.

O aumento da amplitude dos sinais sonoros é outra estratégia adotada por algumas espécies de aves que habitam áreas com elevados níveis de ruído (BRUMM 2004; HALFWERK & SLABBEKOORN 2009; NEMETH & BRUMM 2009; CARDOSO & ATWELL 2011), conforme observamos em 15 espécies de aves estudadas, que mostram relação positiva com os níveis de ruído ambiental. A amplitude dos sinais sonoros das aves desempenha um importante papel na seleção sexual (GIL & GAHR 2002). Portanto, machos em territórios com maiores níveis de ruído ambiental necessitam vocalizar com maior intensidade que em territórios com

menor ruído (BRUMM 2004) e para isso aumentam a amplitude da vocalização. Porém, existem custos à ave quando esta aumenta a intensidade de seus sinais sonoros, como o aumento do gasto energético e maior consumo de oxigênio (OBERWEGER & GOLLER 2001), o que pode influenciar negativamente outras funções dos indivíduos dentro da comunidade.

A diminuição da duração do canto está entre as estratégias mais adotadas quando o aumento da frequência mínima não é o suficiente para evitar a interferência dos níveis de ruído (SLABBEKOORN & DEN BOER-VISSER 2006; NEMETH & BRUMM 2009). A duração do canto diminuiu significativamente à medida que os níveis de ruído ambiental aumentaram em nove das espécies analisadas. Outras espécies como *Turdus merula* (NEMETH & BRUMM 2009), *Parus major* (SLABBEKOORN & DEN BOER-VISSER 2006), *Carpodacus mexicanus* (Fernández-Juricic et al. 2005) e *Zonotrichia leucophrys* (LUTHER & DERRYBERRY 2012) também apresentam cantos com menor duração em áreas urbanas. Sinais sonoros mais curtos podem ser mais eficientes na transmissão, diminuindo a chance de sofrer atenuação e degradação de sua transmissão devido ao intenso ruído (NEMETH & BRUMM 2009). Com isso as aves conseguem se comunicar com mais eficiência.

Outras estratégias podem também ser adotadas pelas aves em ambientes com interferência de elevados níveis de ruído onde os ajustes já mencionados não são eficientes. Dentre eles podemos citar o aumento da taxa de vocalização (SLABBEKOORN & DEN BOER-VISSER 2006), diminuição na duração das notas e/ou elementos do canto (SLABBEKOORN & DEN BOER-VISSER 2006), diminuição do número de notas (FERNÁNDEZ-JURICIC et al. 2005; NEMETH & BRUMM 2009; RÍOS-CHELÉN et al. 2012) ou até mesmo evitar períodos do dia com altos níveis de ruído (BRUMM 2006; FULLER et al. 2007). Caso ainda assim não consiga se comunicar, a ave se torna incapaz de se adaptar a um ambiente urbano. Outro fator que pode influenciar a frequência dos sinais sonoros em aves é a densidade de aves em determinada área, que pode levar a uma maior atividade de vocalizações durante as interações sociais causando assim um aumento na frequência dos sinais sonoros (NEMETH & BRUMM 2009).

Os primeiros estudos envolvendo ajustes nos parâmetros de vocalização das aves foram desenvolvidos com Oscines, que possuem a capacidade de aprendizado, e, portanto, podem alterar a frequência de sua vocalização (TUMER & BRAINARD 2007; CATCHPOLE & SLATER 2008; HU & CARDOSO 2010). Estas alterações na vocalização dos Oscines têm sido relacionadas à plasticidade comportamental do grupo (PATRICELLI & BLICKLEY 2006) e é observado em muitas espécies (BERMÚDEZ-CUAMATZIN et al. 2009; HALFWERK &

SLABBEKOORN 2009). Recentemente, Suboscines e não-Passeriformes também têm sido estudados e foi observado que estes grupos também são capazes de alterar a vocalização em resposta ao nível de ruído (OSMANSKI & DOOLING 2009; SCARL & BRADBURY 2009; HU & CARDOSO 2010; DIAS 2013; TOLENTINO et al. 2018), trazendo indícios de que o fenômeno de plasticidade comportamental não é restrito aos Oscines. Nossos resultados mostram que tanto oscines quanto suboscines e não-passeriformes são capazes de alterar sua vocalização como estratégia para evitar a interferência de altos níveis de ruído, respondendo de forma semelhante aos elevados níveis de ruído ambiental.

5. CONCLUSÕES

As aves utilizam diversas maneiras para evitar a interferência dos altos níveis de ruído em sua comunicação. Quarenta e uma das 44 espécies de aves analisadas apresentam variação em pelo menos um dos parâmetros acústicos em resposta aos altos níveis de ruído ambiental. As espécies de aves analisadas alteram a frequência, amplitude do canto e duração dos cantos conforme o gradiente de aumento nível de ruído ambiental das áreas. As alterações mais comuns são o aumento da frequência mínima, aumento da frequência máxima, aumento da frequência dominante, a diminuição da diferença entre de valores a frequência mínima e máxima, o aumento da amplitude (dB) do canto e diminuição da duração do canto. O parâmetro frequência mínima foi o que apresentou maior sensibilidade às alterações nos níveis de ruído ambiental e a espécie *Camptostoma obsoletum* a que mostrou maior plasticidade em sua vocalização, alterando todos os seis parâmetros de canto em resposta aos elevados níveis de ruído.

6. REFERÊNCIAS

AUDACITY TEAM. **Audacity(R): Free Audio Editor and Recorder. Versão 2.2.2.** 2018. Disponível em: <https://audacityteam.org>. Acesso em: 20 fev. 2018.

BERMÚDEZ-CUAMATZIN, E.; RÍOS-CHELÉN, A.A.; GIL, D.; GARCIA, C. M. Strategies of song adaptation to urban noise in the house finch: syllable pitch plasticity or differential syllable use? **Behaviour**, v. 146, n. 9, p. 1269-1286, 2009. <https://doi.org/10.1163/156853909X423104>

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

BRUMM, H. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial Bird. **Journal of Animal Ecology**, v. 73, p. 434-440, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00814.x>

BRUMM, H.; SLABBEKOORN, H. Acoustic communication in noise. **Advances in the Study of Behavior**, v. 35, p. 151-209, 2005. [https://doi.org/10.1016/S0065-3454\(05\)35004-2](https://doi.org/10.1016/S0065-3454(05)35004-2)

CARDOSO, G.C.; ATWELL, J.W. On the relation between loudness and the increased song frequency of urban birds. **Animal Behaviour**, v. 82, n. 4, p. 831-836, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2011.07.018>

CATCHPOLE, C.K.; SLATER, P.J.B. **Bird Song: Biological Themes and Variations**. 2ª Ed. Cambridge University Press: New York. 2008. 335p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754791>

DIAS, A.F.S. **Competição por espaço acústico: adaptações de cantos de aves em uma zona de alta biodiversidade do Brasil Central**. Tese de Doutorado em Ecologia. Unb. 2013.

FERNÁNDEZ-JURICIC, E.; POSTON, R.; DE COLLIBUS, K.; MORGAN, T.; BASTAIN, B.; ARTIN, C.; JONES, K.; TREMINIO, T. Microhabitat selection and singing behavior patterns of male house finches (*Carpodacus mexicanus*) in urban parks in a heavily urbanized landscape in the western U.S. **Urban Habitats**, v. 3, p. 49-69, 2005.

FRANCHIN, A.G. **Avifauna em áreas urbanas brasileiras, com ênfase em cidades do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. Universidade Federal de Uberlândia. 2009. 145p.

FRANCIS, C.D.; ORTEGA, C.P.; CRUZ, A. Noise pollution changes avian communities and species interactions. **Current biology**, v. 19, n. 16, p. 1415-1419, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.06.052>

FULLER, R.A.; WARREN, P.H.; GASTON, K.J. Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. **Biology Letters**, v. 3, n. 4, p. 368-370, 2007. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0134>

GILL, F.B. **Ornithology**. H. W. Freeman & Company: New York. 2007.

GIL, D; GAHR, M. The honesty of bird song: multiple constraints for multiple traits. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 3, p. 133-141, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02410-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02410-2)

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

HALFWERK, W.; HOLLEMAN, L.J.; SLABBEKOORN, H. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. **Journal of applied Ecology**, v. 48, n. 1, p. 210-219, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01914.x>

HALFWERK, W.; SLABBEKOORN, H. A behavioural mechanism explaining noise-dependent frequency use in urban birdsong. **Animal Behaviour**, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.09.015>

HU, Y.; CARDOSO, G. C. Which birds adjust the frequency of vocalizations in urban noise? **Animal Behaviour**, v. 79, p. 863-867, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.12.036>

KATTI, M.; WARREN, P. S. Tits, noise and urban bioacoustics. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 3, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.12.006>

LAZERTE, S.E.; SLABBEKOORN, H.; OTTER, K.A. Learning to cope: vocal adjustment to urban noise is correlated with prior experience in black-capped chickadees. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 283, n. 1833, p. 20161058, 2016. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1058>

LAZERTE, S.E.; OTTER, K.A.; SLABBEKOORN, H. Mountain chickadees adjust songs, calls and chorus composition with increasing ambient and experimental anthropogenic noise. **Urban Ecosystems**, v. 20, n. 5, p. 989-1000, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0652-7>

LUTHER, D.A.; DERRYBERRY, E.P. Birdsongs keep pace with city life: changes in song over time in an urban songbird affects communication. **Animal Behaviour**, v. 83, n. 4, p. 1059-1066, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2012.01.034>

MALACCO, G.B.; PIOLI D.; SILVA JUNIOR, E.L.; FRANCHIN, A.G.; MELO C. SILVA, A.M.; PEDRONI, F. Avifauna da Reserva do Clube Caça e Pesca Itororó de Uberlândia. **Atualidades Ornitológicas On-line**, n. 173, 2013.

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

MATHEVON, N.; AUBIN, T.; VIELLIARD, J.; SILVA, M. L.; SEBE, F.; BOSCOLO, D. Singing in the Rain Forest: How a Tropical Bird Song Transfers Information. **Plosone**. v. 3, n. 2, 2008. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001580>

MACHADO, R.B.; RAMOS NETO, M.B.; PEREIRA, P.G.P.; CALDAS, E.F.; GONÇALVES, D.A.; SANTOS, N.S.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. **Relatório técnico não publicado**. Conservação Internacional, Brasília, 2004.

MENDES, S.; COLINO-RABANAL, V.J.; PERIS, S.J. Bird song variations along an urban gradient: The case of the European blackbird (*Turdus merula*). **Landscape and Urban Planning**, v. 99, p. 51-57, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.08.013>

NEMETH, E.; BRUMM, H. Blackbirds sing higher-pitched songs in cities: adaptation to habitat acoustics or side-effect of urbanization? **Animal Behaviour**, v.78, p.637-641, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.06.016>

OBERWEGER, K.; GOLLER, F. The metabolic costs of birdsong production. **Journal of Experimental Biology**, v. 204, p. 3379-3388, 2001.

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

OSMANSKI, M.S.; DOOLING, R.J. The effect of altered auditory feedback on control of vocal production in budgerigars (*Melopsittacus undulatus*). **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 126, n. 2, p. 911-919, 2009. <https://doi.org/10.1121/1.3158928>

PARRIS, K.M.; SCHNEIDER, A. Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. **Ecology and Society**, v. 14, n. 1, 2009. <https://doi.org/10.5751/ES-02761-140129>

PATÓN, D.; ROMERO, F.; CUENCA, J.; ESCUDERO, J.C. Tolerance to noise in 91 bird species from 27 urban gardens of Iberian Peninsula. **Landscape and Urban Planning**, v. 104, n. 1, p. 1-8, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.09.002>

PATRICELLI, G. L.; BLICKLEY, J. L. Avian communication in urban noise: causes and consequences of vocal adjustment. **Auk**, v. 123, p. 639-649. 2006. [https://doi.org/10.1642/0004-8038\(2006\)123\[639:ACIUNC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1642/0004-8038(2006)123[639:ACIUNC]2.0.CO;2)

PIACENTINI, V. Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; MAURÍCIO, G. N.; PACHECO, J. F.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L. P.; BETINI, G. S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A. C.; LIMA, L. M.; PIOLI, D.; SCHINCK, F.; AMARAL, F. R.; BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 90-298, 2015.

PROPPE, D.S., AVEY, M.T., HOESCHELE, M., MOSCICKI, M.K., FARRELL, T., St CLAIR, C.C.; STURDY, C.B. Black-capped chickadees *Poecile atricapillus* sing at higher pitches with elevated anthropogenic noise, but not with decreasing canopy cover. **Journal of Avian Biology**, 43, 325-332, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1600-048X.2012.05640.x>

PROPPE, D.S.; STURDY, C.B.; ST CLAIR, C.C. Anthropogenic noise decreases urban songbird diversity and may contribute to homogenization. **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 1075-1084, 2013. <https://doi.org/10.1111/gcb.12098>

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. 2018. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.Rproject.org>. Acesso em: 03 abr. 2018.

REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; BRAAK, C.T.; THISSEN, J. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. **Journal of Applied Ecology**, v. 32, p. 481-491, 1995. <https://doi.org/10.2307/2404646>

RHEINDT, F.E. The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? **Journal für Ornithologie**, v. 144, p. 295-306, 2003. <https://doi.org/10.1007/BF02465629>

RÍOS-CHELÉN, A.A.; QUIRÓS-GUERRERO, E.; GIL, D.; GARCIA, C.M. Dealing with urban noise: vermilion flycatchers sing longer songs in noisier territories. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 67, n. 1, p. 145-152, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00265-012-1434-0>

ROCA, I.T.; DESROCHERS, L.; GIACOMAZZO, M.; BERTOLO, A.; BOLDUC, P.; DESCHESNES, R.; MARTIN, C.A.; RAINVILLE, R.; RHEAULT, G.; PROULX, R. Shifting song frequencies in response to anthropogenic noise: a meta-analysis on birds and anurans. **Behaviour Ecology**, v. 27, n. 5, p. 1269-1274, 2016. <https://doi.org/10.1093/beheco/arw060>

SCARL, J.C.; BRADBURY, J.W. Rapid vocal convergence in an Australian cockatoo, the galah *Eolophus roseicapillus*. **Animal Behaviour**, v. 77, n. 5, p. 1019-1026, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2008.11.024>

SERRANO, I. O anilhamento como ferramenta para o estudo de aves migratórias. In: **Primer taller para la Conservación de Aves Playeras Migratorias en Arroceras del Cono Sur**. Wetlands International, Buenos Aires, Argentina. 2008.

SHOCHAT, E.; LERMAN, S.; FERNÁNDEZ-JURICIC, E. Birds in urban ecosystems: population dynamics, community structure, biodiversity, and conservation. **Urban Ecosystem Ecology**, p. 75-86, 2010.

SIGRIST, T. **Guia de campo Avis Brasilis: Avifauna Brasileira**. Avis Brasilis: São Paulo. 2013.

SILVA, E.M.; ASSUNÇÃO, W.L. O clima na cidade de Uberlândia-MG. **Sociedade & Natureza**, v. 16, n. 30, p. 91-107, 2004.

SILVA, M.L.; VIELLIARD, J.A. aprendizagem vocal em aves: evidências comportamentais e neurobiológicas. In: HENRIQUES, A.; ASSIS, G.; BRITO, R.; MARTIN, W. L. (Eds.). **Estudos do Comportamento II**. Editora da UFPA: Belém, 2011.

SKIBA, R. Possible "Rain Call" Selection in the Chaffinch (*Fringilla coelebs*) by noise intensity – an investigation of a hypothesis, **Journal Fur Ornithologie**, v. 141, p. 160-167, 2000.

SLABBEKOORN, H.; DEN BOER-VISSER, A. Cities Change the Songs of Birds. **Current Biology**, v. 16, p. 2326-2331, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2006.10.008>

SLABBEKOORN, H.; PEET, M. Birds sing at a higher pitch in urban Noise. **Nature**, v. 424, 2003.

SLABBEKOORN, H.; RIPMEESTER, E. A. P. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. **Molecular Ecology**, v. 17, n. 1, p. 72-83, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03487.x>

STONE, E. Separating the noise from the noise: a finding in support of the 'niche hypothesis', that birds are influenced by human-induced noise in natural habitats. **Anthrozoos**, v. 13, p. 225–231, 2000. <https://doi.org/10.2752/089279300786999680>

SUEUR, J.; AUBIN, T.; SIMONIS, C. **Package "seewave": Sound analysis and synthesis**. 2008a. Disponível em: <http://rug.mnhn.fr/seewave>. Acesso em 05 abr. 2018.

TOLENTINO, V.C.M.; BAESSE, C.Q.; MELO, C. Dominant frequency of songs in tropical bird species is higher in sites with high noise pollution. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 983-992, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.045>

TUMER, E.C.; BRAINARD, M.S. Performance variability enables adaptive plasticity of 'crystallized' adult birdsong. **Nature**, v. 450, n. 7173, p. 1240, 2007. <https://doi.org/10.1038/nature06390>

VELLIARD, J.M.E. O uso da bioacústica na observação de aves. **Anais II ENAVE**. Universidade Federal do Rio de Janeiro. p. 98-121, 1987.

VELLIARD, J.M.E. A diversidade de sinais e sistemas de comunicação sonora na fauna brasileira. I **Seminário Música Ciência Tecnologia: Acústica musical**. Universidade de São Paulo, São Paulo. 2004.

VELLIARD, J.M.E.; SILVA, M.L.A. Bioacústica como ferramenta de pesquisa em Comportamento animal. *In*: ASSIS, G.; BRITO, R.; MARTIN, W. L. (Eds.). **Estudos do Comportamento**. Editora da UFPA: Brasil. 2010.

WICKHAM, H. ggplot2. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, v. 3, n. 2, p. 180-185, 2011. <https://doi.org/10.1002/wics.147>

WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **The American Naturalist**, v. 125, n. 6, p. 879-887, 1985. <https://doi.org/10.1086/284386>

WOOD, W.E.; YEZERINAC, S.M. Song sparrow (*Melospiza melodia*) song varies with urban noise. **The Auk**, v. 123, n. 3, p. 650-659, 2006. [https://doi.org/10.1642/0004-8038\(2006\)123\[650:SSMMSV\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1642/0004-8038(2006)123[650:SSMMSV]2.0.CO;2)

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho confirmou a ideia inicial de que em áreas mais próximas de cidades e rodovias, os níveis de ruído ambiental são maiores que em áreas mais distantes destas fontes e inseridas em uma matriz rural.

O tráfego de veículos foi o responsável pela maior parte dos tipos de sinais sonoros da antropofonia. A antropofonia foi o tipo de sinal sonoro mais representativo em áreas urbanas e essa representatividade diminui à medida que as áreas se localizam mais distantes de cidades e rodovias. Já nas áreas rurais e mais distantes de fontes de ruídos, os sinais sonoros mais representativos são os provenientes da biofonia, que é em sua maioria representada por aves no período diurno.

Elevados níveis de ruído estão negativamente associados com a riqueza de espécies de aves em áreas florestais de Cerrado, e, juntamente com o tamanho das áreas, são os fatores que melhor explicaram as variações na riqueza de espécies de aves nestas áreas.

Foi possível observar que o ruído ambiental causado pela antropofonia também pode levar à alterações nos valores de índices acústicos utilizados para cálculo de diversidade e complexidade de comunidades acústicas. Apenas alguns índices acústicos utilizam faixas de frequência que diferenciam a antropofonia da biofonia, e, nestes casos, o ruído ambiental da antropofonia não afeta os resultados dos índices. Cinco dos seis índices acústicos analisados (ADI, AEI, BIO, H e NDSI) apresentaram valores relacionados à riqueza de aves gravadas nas comunidades e são capazes de refletir a complexidade de espécies nestas áreas. Apenas um índice, o NDSI, está relacionado aos níveis de ruído ambiental, sendo considerado um índice capaz de representar grau de antropização. Estes índices, apesar de bastante difundidos nos últimos anos, ainda necessitam de ajustes e novos testes, para que gerem resultados os mais fiéis possíveis sobre a complexidade e diversidade das comunidades acústicas.

Quarenta e uma espécies de aves tropicais alteram parâmetros de canto em áreas com altos níveis de ruído ambiental. A frequência mínima se mostrou o parâmetro mais alterado dentre os analisados. Geralmente é a faixa de frequência do canto das aves que mais se sobrepõe ao ruído gerado pela antropofonia, portanto é o que sofre mais variação para evitar que seja mascarado.

Ações para diminuir a transmissão e a propagação do ruído gerado pela antropofonia até as áreas de vegetação natural próximas a centros urbanos e rodovias devem ser adotadas para

que se possa minimizar ou até mesmo evitar a interferência do ruído antropogênico sobre a estrutura das comunidades acústicas e sobre os padrões de distribuição e composição da avifauna local e regional. Como alternativas podem ser citadas a criação de barreiras físicas, como construção de muros ou barreiras de vegetação como cercas vivas e criação de faixas de vegetação entre as fontes de ruído e as áreas de vegetação natural.

ANEXOS

ANEXO A

Tabela 9. Lista das espécies de aves e suas respectivas famílias e ordens registradas durante o período de estudo em cada uma das 27 áreas de estudo. Classificação taxonômica segundo o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al. 2015).....110

ANEXO B

Tabela 10. Lista das espécies de aves gravadas e suas respectivas famílias e ordens durante o período de estudo em cada uma das 27 áreas de estudo. Classificação taxonômica segundo o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al. 2015).....125

ANEXO C

Tabela 11. Frequência mínima (Hz) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos.....134

Tabela 12. Frequência máxima (Hz) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos.....137

Tabela 13. Amplitude de frequência (Hz) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos.....140

Tabela 14. Frequência dominante (Hz) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos.....143

Tabela 15. Amplitude (dB) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos.....146

Tabela 16. Duração (s) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos.....149

Tabela 9. Lista das espécies de aves e suas respectivas famílias e ordens registradas (gravadas e/ou avistadas) durante o período de estudo em cada uma das 27 áreas de estudo. Classificação taxonômica segundo o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al. 2015). Fazenda Mata da Água Fria (af); Mata do córrego Vertente Comprida (b4); Mata do córrego Fundo (b5); Mata do rio Tijuco (b9); Fazenda Cachoeirinha (ci); RPPN Galheiro (ga); Mata dos Palmitos (g0); Fazenda Cabeceira do Lavrado (la); Fazenda Cachoeira (ca); Mata da EPAMIG-CEST (ep); Fazenda Beija-flor (bf); Fazenda Cruzeiro (cr); Mata do córrego do Sabão (g1); Mata do córrego do Jacu (g2); Mata do córrego da Grota (g3); Mata do córrego da Grota 2 (g4); Mata do Massambará (g5); Mata do córrego do Tanque (g7); Mata dos Macacos (g8); Estação Ecológica do Panga (pg); Fazenda Experimental do Glória (gl); Mata de São José (sj); Fazenda VLI-TIA (vl); Bosque Jonh Kennedy (bo); Parque Municipal do Mocambo (mo); Parque Municipal do Sabiá (sb) e Parque Municipal Victório Siquierolli (sq).

Táxon	Áreas de estudo																											
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl	
Tinamiformes Huxley, 1872																												
Tinamidae Gray, 1840																												
<i>Crypturellus undulatus</i> (Temminck, 1815)	x		x	x	x														x				x					
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x			
<i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815)			x		x				x		x																	
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)			x		x				x	x		x	x		x	x		x										
Anseriformes Linnaeus, 1758																												
Anatidae Leach, 1820)																									
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)			x	x	x				x	x																		
<i>Dendrocygna autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)					x																							
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)			x		x				x	x		x																
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)			x	x	x																							
Galliformes Linnaeus, 1758																												
Cracidae Rafinesque, 1815																												
<i>Penelope superciliaris</i> Temminck, 1815	x			x	x			x	x	x	x	x		x			x	x	x				x		x		x	
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815												x	x	x	x	x		x	x									
<i>Crax fasciolata</i> Spix, 1825	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x				x				x	
Podicipediformes Fürbringer, 1888																												
Podicipedidae Bonaparte, 1831																												
<i>Podilymbus podiceps</i> (Linnaeus, 1758)												x		x														
Ciconiiformes Bonaparte, 1854																												
Ciconiidae Sundevall, 1836																												
<i>Mycteria americana</i> Linnaeus, 1758													x					x										

Táxon	Áreas de estudo																										
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl
Suliformes Sharpe, 1891																											
Phalacrocoracidae Reichenbach, 1849																											
<i>Nannopterum brasilianus</i> (Gmelin, 1789)																											
Anhingidae Reichenbach, 1849																											
<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)																											
Pelecaniformes Sharpe, 1891																											
Ardeidae Leach, 1820																											
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)																											
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)																											
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)																											
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758																											
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)																											
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)																											
Threskiornithidae Poche, 1904																											
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)																											
<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)																											
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)																											
Cathartiformes Seebohm, 1890																											
Cathartidae Lafresnaye, 1839																											
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)																											
<i>Cathartes burrovianus</i> Cassin, 1845																											
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)																											
<i>Sarcoramphus papa</i> (Linnaeus, 1758)																											
Accipitriformes Bonaparte, 1831																											
Accipitridae Vigors, 1824																											
<i>Leptodon cayanensis</i> (Latham, 1790)																											
<i>Elanoides forficatus</i> (Linnaeus, 1758)																											
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)																											
<i>Harpagus diodon</i> (Temminck, 1823)																											
<i>Accipiter bicolor</i> (Vieillot, 1817)																											
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)																											

Táxon	Áreas de estudo																										
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl
<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)	x																		x								
<i>Patagioenas speciosa</i> (Gmelin, 1789)	x		x	x	x						x	x	x	x	x	x	x	x									
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	x		x	x	x		x		x	x	x		x						x	x			x		x		
<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)											x	x				x	x	x	x								
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	x		x	x	x		x		x										x	x			x				x
Cuculiformes Wagler, 1830																											
Cuculidae Leach, 1820											x	x	x	x	x	x	x	x									
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x							x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817											x	x		x	x	x	x	x		x							
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x			x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)				x															x		x		x		x		
<i>Dromococcyx pavoninus</i> Pelzeln, 1870					x																						
Strigiformes Wagler, 1830																											
Tytonidae Mathews, 1912																	x										
<i>Tyto furcata</i> (Temminck, 1827)																											
Strigidae Leach, 1820											x	x		x	x	x	x	x									
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)			x	x	x			x				x	x			x		x	x		x		x		x		
<i>Bubo virginianus</i> (Gmelin, 1788)				x			x				x	x		x	x	x	x		x	x	x						
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)				x	x	x	x				x	x		x	x				x	x	x		x		x		
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	x	x		x	x				x																		x
<i>Asio flammeus</i> (Pontoppidan, 1763)									x																		
Nyctibiiformes Yuri, Kimball, Harshman, Bowie, Braun, Chojnowski, Hackett, Huddleston, Moore, Reddy, Sheldon, Steadman, Witt & Braun, 2013																											
Nyctibiidae Chenu & Des Murs, 1851											x	x		x	x	x	x										
<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)			x		x														x	x							

Táxon	Áreas de estudo																										
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl
Caprimulgiformes Ridgway, 1881																											
Caprimulgidae Vigors, 1825																											
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i> (Tschudi, 1844)											x	x	x		x	x	x	x	x								
<i>Antrostomus rufus</i> (Boddaert, 1783)			x		x														x								x
<i>Lurocalis semitorquatus</i> (Gmelin, 1789)											x		x		x	x		x									
<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x		x
<i>Hydropsalis parvula</i> (Gould, 1837)			x	x					x		x					x	x										
<i>Hydropsalis maculicaudus</i> (Lawrence, 1862)									x																		
<i>Hydropsalis torquata</i> (Gmelin, 1789)				x					x						x	x	x		x								
<i>Nannochordeiles pusillus</i> (Gould, 1861)									x		x																
<i>Podager nacunda</i> (Vieillot, 1817)										x																	x
Apodiformes Peters, 1940																											
Apodidae Olphe-Galliard, 1887																											
<i>Cypseloides senex</i> (Temminck, 1826)							x						x														
<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)	x					x	x	x			x	x	x	x	x		x		x								
<i>Chaetura meridionalis</i> Hellmayr, 1907			x	x			x				x			x				x			x						
<i>Tachornis squamata</i> (Cassin, 1853)		x	x	x					x										x	x			x	x	x	x	x
Trochilidae Vigors, 1825																											
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aphantochroa cirrochloris</i> (Vieillot, 1818)			x			x				x		x		x	x			x									
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	x			x		x	x	x			x	x		x	x		x	x	x		x				x		
<i>Colibri serrirostris</i> (Vieillot, 1816)											x							x	x								x
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (Vieillot, 1817)	x		x	x	x	x	x	x				x	x		x		x	x									
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Thalurania furcata</i> (Gmelin, 1788)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hylocharis chrysura</i> (Shaw, 1812)				x																							
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)																	x										
<i>Amazilia fimbriata</i> (Gmelin, 1788)	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		
<i>Amazilia lactea</i> (Lesson, 1832)	x		x	x		x	x	x			x	x		x	x	x	x	x	x		x		x				x

Táxon	Áreas de estudo																										
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x		x
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)										x	x	x			x	x	x	x									
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)				x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x			x	x	x		x				
<i>Campephilus melanoleucos</i> (Gmelin, 1788)	x	x	x			x	x	x			x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cariamiformes Fürbringer, 1888																											
Cariamidae Bonaparte, 1850																											
<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x		x		x		x
Falconiformes Bonaparte, 1831																											
Falconidae Leach, 1820																											
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	x			x	x	x	x	x	x		x				x		x	x	x					x			x
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)				x	x						x	x			x	x	x		x								
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x				x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	x			x	x	x	x	x	x			x		x				x	x	x	x	x	x				x
<i>Falco peregrinus</i> Tunstall, 1771																	x										
Psittaciformes Wagler, 1830																											
Psittacidae Rafinesque, 1815																											
<i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x	x												x	x							x
<i>Orthopsittaca manilatus</i> (Boddaert, 1783)				x			x												x	x			x	x	x	x	x
<i>Diopsittaca nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	x		x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aratinga auricapillus</i> (Kuhl, 1820)	x				x	x	x	x			x	x		x		x	x		x		x	x					
<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)													x	x													
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	x		x	x		x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Alipiopsitta xanthops</i> (Spix, 1824)						x				x	x	x		x	x	x		x	x		x						x

Táxon	Áreas de estudo																										
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl
<i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1830)	x										x	x		x	x	x		x	x	x			x				
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Poecilotriccus latirostris</i> (Pelzeln, 1868)			x	x	x																						
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	x		x	x				x			x	x		x	x	x		x	x	x	x		x				
Tyrannidae Vigors, 1825																											
<i>Hirundinea ferruginea</i> (Gmelin, 1788)							x				x																
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Elaenia spectabilis</i> Pelzeln, 1868				x					x							x			x								
<i>Elaenia parvirostris</i> Pelzeln, 1868			x								x			x	x				x				x				
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)												x					x		x								
<i>Elaenia cristata</i> Pelzeln, 1868	x							x	x		x					x			x	x	x		x				
<i>Elaenia chiriquensis</i> Lawrence, 1865	x			x							x				x		x										
<i>Elaenia obscura</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)																	x										
<i>Suiriri suiriri</i> (Vieillot, 1818)				x				x				x								x	x						
<i>Myiopagis gaimardii</i> (d'Orbigny, 1839)	x																										
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	x	x	x	x	x		x	x	x		x		x	x	x		x	x	x				x				
<i>Capsiempis flaveola</i> (Lichtenstein, 1823)				x											x												
<i>Phaeomyias murina</i> (Spix, 1825)	x		x	x				x			x					x	x		x				x				
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	x			x							x	x			x	x	x	x	x								x
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)			x																								
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)			x																								x
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	x	x			x			x			x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x		x		x
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)	x														x				x								
<i>Casiornis rufus</i> (Vieillot, 1816)	x		x	x	x				x	x	x		x		x		x	x	x				x				x

[illegible]

Táxon	Áreas de estudo																										
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	x		x	x	x			x	x	x	x				x		x	x	x	x			x		x		x
<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	x			x		x	x	x						x			x	x	x								
Cardinalidae Ridgway, 1901																											
<i>Cyanoloxia brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	x		x	x								x	x		x	x			x								
Fringillidae Leach, 1820																											
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Euphonia cyanocephala</i> (Vieillot, 1818)										x	x	x					x										
Estrildidae Bonaparte, 1850																											
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)		x																		x				x			
Passeridae Rafinesque, 1815																											
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x								x				x		x		x		x		x		x		x	x
Número total de espécies	181	93	160	167	162	127	129	136	112	119	171	178	122	167	175	160	157	177	192	136	127	98	153	106	122	99	135

Tabela 10. Lista das espécies de aves gravadas e suas respectivas famílias e ordens em cada uma das 27 áreas de estudo. Classificação taxonômica segundo o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al. 2015). Fazenda Mata da Água Fria (af); Mata do córrego Vertente Comprida (b4); Mata do córrego Fundo (b5); Mata do rio Tijuco (b9); Fazenda Cachoeirinha (ci); RPPN Galheiro (ga); Mata dos Palmitos (g0); Fazenda Cabeceira do Lavrado (la); Fazenda Cachoeira (ca); Mata da EPAMIG-CEST (ep); Fazenda Beija-flor (bf); Fazenda Cruzeiro (cr); Mata do córrego do Sabão (g1); Mata do córrego do Jacu (g2); Mata do córrego da Grota (g3); Mata do córrego da Grota 2 (g4); Mata do Massambará (g5); Mata do córrego do Tanque (g7); Mata dos Macacos (g8); Estação Ecológica do Panga (pg); Fazenda Experimental do Glória (gl); Mata de São José (sj); Fazenda VLI-TIA (vl); Bosque Jonh Kennedy (bo); Parque Municipal do Mocambo (mo); Parque Municipal do Sabiá (sb) e Parque Municipal Victório Siquierolli (sq).

Táxon	Áreas de estudio																											
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl	
Tinamiformes Huxley, 1872																												
Tinamidae Gray, 1840																												
<i>Crypturellus undulatus</i> (Temminck, 1815)	x		x		x														x				x					
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	x		x	x	x	x	x	x			x	x		x	x		x				x							
<i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815)									x	x																		
Galliformes Linnaeus, 1758																												
Cracidae Rafinesque, 1815																												
<i>Penelope superciliaris</i> Temminck, 1815	x																											
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815													x															
<i>Crax fasciolata</i> Spix, 1825	x																	x	x				x				x	
Pelecaniformes Sharpe, 1891																												
Ardeidae Leach, 1820																												
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)																											x	
Threskiornithidae Poche, 1904																												
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)				x					x				x		x						x	x			x			
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	
Accipitriformes Bonaparte, 1831																												
Accipitridae Vigors, 1824																												
<i>Leptodon cayanensis</i> (Latham, 1790)																		x										
<i>Accipiter bicolor</i> (Vieillot, 1817)	x																			x					x			
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)										x															x			
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	x		x	x	x	x	x					x	x				x		x								x	
<i>Buteo brachyurus</i> Vieillot, 1816		x																										
Gruiformes Bonaparte, 1854																												

Táxon	Áreas de estudio																											
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl	
Rallidae Rafinesque, 1815																												
<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)								x						x	x													
<i>Mustelirallus albicollis</i> (Vieillot, 1819)																x							x					
Charadriiformes Huxley, 1867																												
Charadriidae Leach, 1820																												
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)			x						x				x							x	x				x		x	
Columbiformes Latham, 1790																												
Columbidae Leach, 1820																												
<i>Columbina minuta</i> (Linnaeus, 1766)																												
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810)			x	x	x		x	x						x			x	x		x		x			x		x	
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	x		x	x	x	x	x	x				x	x	x			x	x		x	x	x					x	
<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)																												
<i>Patagioenas speciosa</i> (Gmelin, 1789)			x																									
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	x					x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					
<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)																			x									
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)			x	x											x							x						
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)												x								x	x	x						
Cuculiformes Wagler, 1830																												
Cuculidae Leach, 1820																												
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	x				x	x	x	x			x		x	x	x	x	x	x	x			x						
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758							x													x					x			
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)			x																	x					x			
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)											x																	
Apodiformes Peters, 1940																												
Apodidae Olphe-Galliard, 1887																												
<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)											x																	
<i>Tachornis squamata</i> (Cassin, 1853)																				x								
Trochilidae Vigors, 1825																												
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	x		x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x			x	x	
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)												x						x					x			x		

Táxon	Áreas de estudio																										
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl
<i>Campephilus melanoleucos</i> (Gmelin, 1788)	x		x		x						x		x		x						x						
Cariamiformes Fürbringer, 1888																											
Cariamidae Bonaparte, 1850																											
<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	x		x		x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x
Falconiformes Bonaparte, 1831																											
Falconidae Leach, 1820																											
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)				x					x			x				x			x	x					x		
Psittaciformes Wagler, 1830																											
Psittacidae Rafinesque, 1815																											
<i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)			x		x																						
<i>Orthopsittaca manilatus</i> (Boddaert, 1783)																										x	
<i>Diopsittaca nobilis</i> (Linnaeus, 1758)		x	x																x	x	x			x		x	
<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)		x	x			x	x	x					x			x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aratinga auricapillus</i> (Kuhl, 1820)	x					x					x	x	x		x	x	x	x	x		x	x					
<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	x		x		x	x	x	x			x	x					x		x		x	x	x		x		
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)				x		x		x								x		x				x					
<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	x	x	x		x	x	x	x			x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Alipiopsitta xanthops</i> (Spix, 1824)								x			x		x														
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)						x											x				x						
<i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)	x				x		x																		x		x
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)			x	x	x	x			x			x	x	x	x			x	x		x		x		x	x	x
Passeriformes Linnaeus, 1758																											
Thamnophilidae Swainson, 1824																											
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	x														x			x	x								
<i>Herpsilochmus atricapillus</i> Pelzelin, 1868	x		x		x			x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x			x		x	x	x
<i>Herpsilochmus longirostris</i> Pelzelin, 1868	x	x	x		x		x	x	x	x	x			x			x	x	x	x			x	x	x	x	x
<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)		x	x	x					x	x										x			x			x	x
<i>Thamnophilus pelzelni</i> Hellmayr, 1924			x	x	x				x														x		x		
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	x	x				x		x	x	x	x				x		x		x	x		x			x		
<i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)		x		x	x				x			x			x	x		x		x		x			x		
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)																			x								
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)					x			x				x	x	x		x					x						

Táxon	Áreas de estudo																										
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl
Xenopidae Bonaparte, 1854																											
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821								x																			
Furnariidae Gray, 1840																											
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)						x			x					x	x			x		x				x	x		
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)									x				x									x	x				
<i>Clibanornis rectirostris</i> (Wied, 1831)			x			x		x		x	x	x	x	x		x	x			x	x		x	x		x	
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)																			x								
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)	x																		x								
<i>Syndactyla dimidiata</i> (Pelzeln, 1859)																										x	
<i>Phacellodomus ruber</i> (Vieillot, 1817)									x																		
<i>Heliactin bilophus</i> (Temminck, 1820)											x																
<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859					x	x	x	x	x	x			x		x	x	x	x	x	x			x		x	x	x
<i>Synallaxis albescens</i> Temminck, 1823									x	x					x					x							
<i>Synallaxis scutata</i> Sclater, 1859	x						x	x	x			x		x	x	x	x	x	x				x				
Pipridae Rafinesque, 1815																											
<i>Neopelma pallescens</i> (Lafresnaye, 1853)			x	x						x								x									
<i>Pipra fasciicauda</i> Hellmayr, 1906	x							x																			
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)																			x								
<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)	x	x		x				x	x	x	x				x	x	x		x	x			x	x	x		x
Tityridae Gray, 1840																											
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)																			x								
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	x												x														
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)											x		x	x		x	x				x		x		x		
Cotingidae Bonaparte, 1849																											
<i>Pyroderus scutatus</i> (Shaw, 1792)																			x								
Platyrrinchidae Bonaparte, 1854																											
<i>Platyrrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818												x		x			x	x	x				x				x
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907																											
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846															x		x	x	x								
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	x	x	x						x		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1830)	x														x	x	x	x	x				x				
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	x	x	x		x		x	x	x		x	x	x	x				x	x	x			x	x	x	x	

Táxon	Áreas de estudo																										
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)		x	x	x				x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x
<i>Poecilotriccus latirostris</i> (Pelzeln, 1868)					x																						
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)				x	x			x					x						x				x			x	
Tyrannidae Vigors, 1825																											
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)				x		x		x	x							x							x				
<i>Elaenia spectabilis</i> Pelzeln, 1868																								x			
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)								x																			
<i>Elaenia cristata</i> Pelzeln, 1868									x		x																
<i>Suiriri suiriri</i> (Vieillot, 1818)			x																								
<i>Myiopagis gaimardii</i> (d'Orbigny, 1839)	x																										
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	x				x		x	x			x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	x	x		x	x			x	x		x					x			x		x						
<i>Phaeomyias murina</i> (Spix, 1825)			x								x																
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	x							x		x	x	x	x	x	x		x	x	x				x			x	
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859			x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)			x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	x		x		x		x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)	x												x						x								
<i>Casiornis rufus</i> (Vieillot, 1816)			x		x														x				x		x		x
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	x					x	x																x			x	
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)						x		x		x		x												x			
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)			x	x	x			x			x		x	x				x			x		x			x	
<i>Myiozetetes cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)	x			x																			x	x		x	x
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	x			x									x							x		x			x	x	
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	x	x					x									x				x	x	x	x	x			x
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	x		x																			x		x			
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)		x	x	x	x	x	x									x	x	x	x								
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)																	x		x								x
<i>Gubernetes yetapa</i> (Vieillot, 1818)													x			x											x

1947

Táxon	Áreas de estudio																										
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl
<i>Setophaga pitaiayumi</i> (Vieillot, 1817)											x																
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)																x											
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Myiothlypis leucophrys</i> (Pelzeln, 1868)									x	x										x			x	x	x		x
Icteridae Vigors, 1825																											
<i>Psarocolius decumanus</i> (Pallas, 1769)												x	x		x			x									
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	x						x																				
<i>Cacicus cela</i> (Linnaeus, 1758)			x																								
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)				x		x	x					x	x				x	x									
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	x		x	x			x	x	x	x	x		x			x	x			x			x		x		x
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)													x								x						
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)														x								x					
Thraupidae Cabanis, 1847																											
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1821)		x					x			x			x	x		x			x				x				
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	x	x			x			x		x	x	x	x	x			x	x	x					x			x
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	x				x		x	x										x	x		x						
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	x		x	x		x					x		x	x	x		x		x	x							x
<i>Sicalis luteola</i> (Sparrman, 1789)											x																
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	x	x			x		x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x		x				x	x	x
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)			x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x			x		x	x	x	x		x
<i>Eucometis penicillata</i> (Spix, 1825)	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Coryphospingus pileatus</i> (Wied, 1821)						x	x								x		x		x		x						
<i>Coryphospingus cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)		c		x																					x		
<i>Tachyphonus rufus</i> (Boddaert, 1783)	x				x																						
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)											x	x		x			x	x	x								
<i>Ramphocelus carbo</i> (Pallas, 1764)			x																	x			x				
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)		x	x	x		x				x	x		x		x	x					x	x	x				x
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	x	x	x	x																				x			
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)		x	x	x		x		x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x

Táxon	Áreas de estudio																											
	af	bo	b4	b5	b9	ca	ci	ep	bf	cr	g1	g2	g3	g4	g5	g7	g8	g0	ga	gl	la	mo	pg	sb	sj	sq	vl	
<i>Tiaris fuliginosus</i> (Wied, 1830)																			x									
<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)				x		x														x								
<i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)			x	x	x	x	x	x	x			x		x	x		x	x	x	x		x		x	x		x	
<i>Sporophila caerulea</i> (Vieillot, 1823)			x															x	x								x	
<i>Sporophila plumbea</i> (Wied, 1830)									x																			
<i>Saltatricula atricollis</i> (Vieillot, 1817)											x																	
<i>Saltator maximus</i> (Statius Muller, 1776)	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837		x	x	x		x		x	x	x										x			x				x	
<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)				x		x								x	x			x										
Cardinalidae Ridgway, 1901																												
<i>Cyanoloxia brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)			x						x								x		x									
Fringillidae Leach, 1820																												
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	x	x		x		x	x	x		x	x	x	x		x	x			x	x		x	x		x		x	
Passeridae Rafinesque, 1815																												
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)		x																				x				x	x	
Número total de especies	75	49	73	57	56	56	60	65	59	51	63	61	72	62	65	57	68	70	83	68	55	52	70	45	65	51	63	

Tabela 11. Frequência mínima (Hz) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos.

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Amazona aestiva</i>	446,18 \pm 171,35 (265,2-984,9) n= 22	768,55 \pm 203,31 (265,2-1022,8) n= 52	864,04 \pm 114,66 (682,9-1212,2) n= 21	787,08 \pm 75,26 (644-947) n= 18	$\chi^2=12,722$ $p=0,005^*$
<i>Antilophia galeata</i>	1611,57 \pm 366,13 (984,9-2348,6) n=87	1745,26 \pm 250,49 (1022,8-2272,8) n=83	1645,71 \pm 212,07 (1287,9-2083,4) n=36	1698,4 \pm 224,67 (1401,6-2121,3) n=25	$\chi^2=0,477$ $p=0,924$
<i>Arremon flavirostris</i>	4861,86 \pm 364,49 (4091,1-5625) n=47	5318,86 \pm 224,53 (4773-5682,1) n=76	5194,04 \pm 157,48 (4781,6-5517,2) n=42	5181,76 \pm 198,15 (4621,4-5454,8) n=48	$\chi^2=9,676$ $p=0,022^*$
<i>Basileuterus culicivorus</i>	2968,26 \pm 229,86 (2357,1-3939,6) n=82	2988,40 \pm 211,52 (2348,6-3712,3) n=162	3295,22 \pm 244,34 (2651,7-4166,9) n=95	3366,33 \pm 266,68 (2803,2-3863,8) n=30	$\chi^2=9,109$ $p=0,028^*$
<i>Brotogeris chiriri</i>	1984,95 \pm 468,05 (964,3-3642,9) n=76	1602,77 \pm 368,89 (535,7-2571,4) n=98	1729,16 \pm 247,20 (1285,7-2464,3) n=36	2068,17 \pm 297,05 (1392,9-2785,7) n=81	$\chi^2=11,736$ $p=0,008^*$
<i>Camptostoma obsoletum</i>	1919,21 \pm 270,05 (1285,7-2357,1) n=32	2164,84 \pm 260,06 (1401,6-2500,1) n=28	2032,93 \pm 441,95 (1060,7-2575,9) n=36	2661,53 \pm 294,75 (2348,6-3214,3) n=16	$\chi^2=17,125$ $p<0,001^*$
<i>Cantorchilus leucotis</i>	1276,94 \pm 242,99 (750-2121,3) n=61	1297,68 \pm 175,06 (910,7-2083,4) n=92	1365,71 \pm 217,09 (1017,9-2083,4) n=80	1450,66 \pm 254,52 (1060,7-2045,6) n=44	$\chi^2=6,614$ $p=0,085$
<i>Clibanornis rectirostris</i>	858,63 \pm 434,73 (340,9-1515,2) n=12	652,88 \pm 257,77 (303-1666,8) n=85	658,62 \pm 128,14 (482,1-964,3) n=17	1018,04 \pm 381,35 (378,8-1742,5) n=72	$\chi^2=2,647$ $p=0,449$
<i>Coereba flaveola</i>	4007,69 \pm 550,32 (2892,9-4848,7) n=31	4626,95 \pm 599,08 (3106,2-5985,2) n=96	3855,83 \pm 1038,95 (2571,4-5985,2) n=40	3804,07 \pm 385,45 (2575,9-4621,4) n=71	$\chi^2=3,670$ $p=0,299$
<i>Columbina squamatta</i>	612,92 \pm 64,53 (378,8-736,6) n=73	584,03 \pm 68,37 (378,8-719,7) n=91	627,01 \pm 39,44 (549,3-709,8) n=35	721,01 \pm 40,79 (644-776,6) n=15	$\chi^2=6,681$ $p=0,083$
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	1599,39 \pm 167,85 (1212,2-2008,9) n=108	1540,32 \pm 192,36 (1205,4-2121,3) n=129	1671,42 \pm 230,08 (1366,1-2276,8) n=41	1630,73 \pm 119,56 (1419,6-2007,7) n=40	$\chi^2=1,773$ $p=0,621$
<i>Diopsittaca nobilis</i>	861,58 \pm 376,04 (303-1553,1) n=47	856,1 \pm 287,57 (378,8-1174,3) n=30	947,52 \pm 315,57 (482,1-1401,6) n=37	1168,33 \pm 319,83 (492,4-1591) n=27	$\chi^2=1,051$ $p=0,789$
<i>Eucometis penicillata</i>	6670,60 \pm 607,08 (5571,4-8142,9) n=28	5888,02 \pm 901,98 (4318,4-8250) n=56	6642,85 \pm 654,53 (4821,4-8250) n=45	6906,88 \pm 584,35 (5530,6-8142,9) n=17	$\chi^2=6,878$ $p=0,076$
<i>Euphonia chlorotica</i>	3450,57 \pm 145,72 (3053,6-3750,2) n=55	3331,39 \pm 229,25 (2878,9-3750,2) n=83	3289,94 \pm 130,22 (3030,5-3447,1) n=20	3445,93 \pm 81,89 (3267,9-3589,3) n=38	$\chi^2=1,644$ $p=0,650$

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Galbula ruficauda</i>	1635,71 ± 456,99 (681,9-2517,9) n=47	1833,34 ± 362,35 (1232,1-3321,4) n=60	1541,66 ± 356,09 (964,3-2250) n=18	1887,41 ± 515,53 (530,3-2625) n=27	$\chi^2=3,405$ p=0,333
<i>Hemithraupis guira</i>	5067,73 ± 669,15 (3182-6364) n=36	5422,23 ± 663,18 (3863,8-6439,7) n=20	5288,94 ± 304,08 (4607,1-5785,7) n=11	6857,1 ± 432,5 (6456,7-7054,12) n=10	$\chi^2=10,977$ p=0,012*
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	1155,04 ± 127,02 (910,7-1392,9) n=24	1137,14 ± 200,20 (803,6-1821,4) n=62	1196,17 ± 186,85 (857,1-1607,1) n=70	1255,65 ± 204,40 (833,4-1767,9) n=56	$\chi^2=0,802$ p=0,850
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	1264,40 ± 406,07 (428,6-2651,7) n=53	1009,67 ± 257,86 (535,7-1607,1) n=40	1178,56 ± 231,46 (857,1-1607,1) n=13	1597,41 ± 1125,22 (535,7-3750) n=11	$\chi^2=3,169$ p=0,366
<i>Leptotila verreauxi</i>	310,21 ± 38,40 (189,4-391,3) n=82	312,19 ± 30,10 (241,1-359,9) n=47	296,81 ± 44,55 (227,3-378,8) n=35	262,16 ± 66,75 (151,5-378,8) n=17	$\chi^2=12,805$ p=0,005*
<i>Megarynchus pitangua</i>	2533,92 ± 847,60 (696,4-3642,9) n=20	1441,20 ± 440,26 (964,3-2625) n=41	1328,06 ± 428,43 (857,1-2303,6) n=19	2135,94 ± 797,20 (1232,1-3535,7) n=31	$\chi^2=4,772$ p=0,190
<i>Myiarchus ferox</i>	2012,29 ± 226,82 (1500-2462,2) n=46	1884,94 ± 317,25 (246,2-2272,8) n=74	2171,56 ± 112,56 (1928,6-2357,1) n=46	2221,89 ± 125,72 (2073,3-2517,9) n=12	$\chi^2=4,644$ p=0,199
<i>Myiarchus swainsoni</i>	1309 ± 189,64 (1071,4-1767,9) n=23	1564,21 ± 133,87 (1250,1-1954,8) n=40	1637,14 ± 146,04 (1446,4-1856,2) n=10	1890,07 ± 116,46 (1704,6-2226,2) n=15	$\chi^2=14,271$ p=0,003*
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	1428,84 ± 245,89 (1113,5-2150,1) n=51	1359,57 ± 224,14 (844,7-1958,1) n=63	1375,82 ± 260,73 (1031,7-2111,7) n=35	1996,54 ± 241,95 (1689,4-2303,7) n=18	$\chi^2=10,021$ p=0,018*
<i>Myiothlypis flaveola</i>	2117,97 ± 265,60 (1535,8-2918) n=86	2126,19 ± 326,80 (1612,6-3916,3) n=119	2073,31 ± 227,23 (1689,4-2764,4) n=38	2109,69 ± 176,50 (1766,2-2380,5) n=38	$\chi^2=0,529$ p=0,912
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	1635,6 ± 127,06 (1305,4-1834,7) n=18	1663,77 ± 310,33 (1382,2-1996,5) n=13	1459,04 ± 241,35 (1419,3-1489,4) n=11	1459,00 ± 137,93 (1239-1678) n=10	$\chi^2=2,509$ p=0,474
<i>Patagioenas picazuro</i>	295,3 ± 55,26 (162,9-407,2) n=41	296,52 ± 54,42 (190-407,2) n=27	281,6 ± 58,66 (230,4-345,6) n=13	288,48 ± 37,74 (230,4-364,8) n=27	$\chi^2=0,595$ p=0,898
<i>Phaethornis pretrei</i>	5108,85 ± 622,72 (6081,4-3800,9) n=33	5299,48 ± 501,70 (6733-3685,9) n=53	5260,97 ± 368,73 (5864,3-4832,6) n=10	5755,70 ± 94,05 (5864,3-5701,4) n=13	$\chi^2=1,205$ p=0,752
<i>Picumnus albosquamatus</i>	5762,99 ± 285,91 (6407,2-5221,7) n=61	5945,68 ± 253,18 (6373,6-5375,6) n=55	5941,84 ± 346,95 (6733-5375,6) n=42	5893,40 ± 309,03 (6624,4-5144,9) n=48	$\chi^2=6,254$ p=0,099
<i>Pitangus sulphuratus</i>	1985,63 ± 274,80 (2534,1-1382,2) n=54	1996,56 ± 345,55 (2687,6-1228,6) n=76	2037,33 ± 277,03 (2687,6-1727,8) n=16	2259,10 ± 245,74 (2802,8-1766,2) n=93	$\chi^2=5,080$ p=0,166

Especie	Grupo de áreas de estudio				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Polioptila dumicola</i>	2582,71 ± 143,99 (2764,4-2303,7) n=15	2579,68 ± 145,16 (2994,8-2380,5) n=16	2396,79 ± 285,23 (2879,6-1727,8) n=33	2746,36 ± 274,57 (3110-2226,9) n=17	$\chi^2=10,554$ $p=0,014^*$
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	1229,70 ± 409,45 (2280,5-537,5) n=43	1138,27 ± 259,76 (1689,4-575,9) n=35	1435,16 ± 516,59 (2534,1-597,3) n=32	1439,17 ± 416,70 (2380,5-814,5) n=41	$\chi^2=3,737$ $p=0,291$
<i>Ramphastos toco</i>	1032,62 ± 200,30 (1958,1-543) n=78	1079,72 ± 107,89 (1330,3-844,7) n=97	1260,48 ± 448,95 (2457,3-868,8) n=13	1205,27 ± 300,10 (2495,7-1036,7) n=21	$\chi^2=5,70$ $p=0,127$
<i>Saltator maximus</i>	1835,23 ± 303,23 (2534,1-1357,5) n=41	1818,02 ± 226,35 (2443,4-1248,9) n=60	1899,31 ± 289,84 (2714,9-1520,4) n=47	2004,76 ± 256,64 (2714,9-1574,7) n=38	$\chi^2=3,364$ $p=0,338$
<i>Saltator similis</i>	1637,43 ± 98,09 (1843-1520,4) n=17	1647,49 ± 212,52 (2303,7-1194,6) n=62	1572,94 ± 96,79 (1843-1466,1) n=17	1919,70 ± 100,43 (1734,5-2119,1) n=11	$\chi^2=1,907$ $p=0,592$
<i>Synallaxis frontalis</i>	2011,32 ± 461,77 (3685,9-1411,8) n=63	1625,73 ± 210,47 (2063,3-1151,8) n=65	1725,74 ± 267,04 (2303,7-1228,6) n=38	2573,89 ± 693,86 (3993,1-1766,2) n=27	$\chi^2=7,826$ $p=0,049^*$
<i>Tangara cayana</i>	3595,07 ± 796,18 (5578,6-2525) n=18	5637,27 ± 604,58 (6400,7-4051,8) n=13	4603,77 ± 1172,71 (5989,6-2759,9) n=15	5600,56 ± 136,59 (5813,4-5461,1) n=18	$\chi^2=14,892$ $p=0,002^*$
<i>Tangara sayaca</i>	2442,82 ± 629,03 (3640,7-1585,5) n=25	2921,41 ± 668,56 (4580,3-1879,1) n=36	2382,41 ± 224,51 (2818,6-2114) n=17	2753,74 ± 543,11 (4404,1-1937,8) n=19	$\chi^2=2,861$ $p=0,414$
<i>Tersina viridis</i>	3594,26 ± 572,22 (5343,7-2818,6) n=24	4534,83 ± 564,81 (5402,4-3347,1) n=31	3761,27 ± 981,14 (6811,7-2936,1) n=19	4770,36 ± 644,63 (5813,4-3523,3) n=19	$\chi^2=7,867$ $p=0,048^*$
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	1226,53 ± 112,31 (1432,5-1057) n=33	1207,67 ± 120,57 (1370,2-968,9) n=23	1307,52 ± 131,38 (1474-1057) n=21	1350,6 ± 124,59 (1438,7-1262,5) n=2	$\chi^2=2,238$ $p=0,525$
<i>Thamnophilus doliatus</i>	1291,9 ± 83,01 (1350,6-1233,2) n=12	929,76 ± 163,49 (1115,7-587,2) n=19	723,00 ± 183,05 (1296,4-456,7) n=22	1110,37 ± 121,64 (1321,2-968,9) n=11	$\chi^2=2,523$ $p=0,471$
<i>Todirostrum cinereum</i>	3170,975 ± 47,97 (3229,7-3112,2) n=4	3170,98 ± 464,50 (3993,1-2407,6) n=8	3229,69 ± 333,09 (3934,4-2525) n=47	3469,92 ± 252,36 (3993,1-3112,2) n=22	$\chi^2=5,734$ $p=0,125$
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	3578,1 ± 382,35 (5091,2-2867,4) n=66	3844,80 ± 427,24 (5208,2-2691,9) n=67	3643,10 ± 280,59 (4447,5-3171) n=50	3687,71 ± 345,96 (4521,6-3112,2) n=45	$\chi^2=3,075$ $p=0,380$
<i>Veniliornis passerinus</i>	2426,14 ± 597,91 (3053,5-880,8) n=19	2385,96 ± 239,90 (2759,9-1644,2) n=19	2290,15 ± 283,64 (2701,2-2055,3) n=14	2536,76 ± 232,67 (2818,6-2231,4) n=15	$\chi^2=1,107$ $p=0,775$
<i>Vireo chivi</i>	1937,83 ± 179,39 (2231,4-1702,9) n=13	2228,63 ± 209,10 (2642,5-1820,4) n=42	2176,15 ± 125,37 (2348,9-1879,1) n=17	2251,97 ± 106,54 (2466,3-2055,3) n=20	$\chi^2=3,833$ $p=0,280$

Tabela 12. Frequência máxima (Hz) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos.

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Amazona aestiva</i>	2166,52 \pm 511,92 (2992,6-1526,8) n=22	2285,23 \pm 339,12 (2860-1477,3) n=52	2260,22 \pm 183,76 (2575,9-1780,4) n=21	2142,36 \pm 101,65 (2348,6-2007,7) n=18	$\chi^2=9,244$ $p=0,026^*$
<i>Antilophia galeata</i>	3949,34 \pm 267,57 (4634,5-3144,1) n=87	3754,30 \pm 241,19 (4204,8-2689,5) n=83	3901,73 \pm 160,96 (4469,9-3522,9) n=36	3760,79 \pm 215,28 (3977,5-3106,2) n=25	$\chi^2=4,738$ $p=0,192$
<i>Arremon flavirostris</i>	10143,41 \pm 501,15 (11136,9-8946,4) n=47	9783,47 \pm 510,74 (11035,7-8839,3) n=76	11051,32 \pm 702,14 (12092-8965,5) n=42	10445,61 \pm 1172,19 (12349,1-7803,4) n=48	$\chi^2=4,67$ $p=0,198$
<i>Basileuterus culicivorus</i>	8621,17 \pm 957,40 (10178,6-6667) n=82	7972,36 \pm 760,14 (10606,6-6107,1) n=162	8372,04 \pm 610,19 (9394,4-6818,5) n=95	7447,36 \pm 828,05 (8788,3-6439,7) n=30	$\chi^2=2,451$ $p=0,484$
<i>Brotogeris chiriri</i>	8352,04 \pm 1203,99 (10607,1-5250) n=76	8388,85 \pm 2497,19 (14464,3-3535,7) n=98	7919,64 \pm 667,08 (9214,3-6642,9) n=36	8489,16 \pm 1392,51 (13182,5-6321,4) n=81	$\chi^2=0,319$ $p=0,957$
<i>Camptostoma obsoletum</i>	4287,75 \pm 994,26 (7273,1-3053,6) n=32	3758,08 \pm 320,12 (4500-3133,9) n=28	5435,88 \pm 1080,78 (7727,7-3485) n=36	4388,65 \pm 1352,77 (6964,3-3447,1) n=16	$\chi^2=11,17$ $p=0,011^*$
<i>Cantorchilus leucotis</i>	3821,65 \pm 387,94 (4392,9-2841,1) n=61	3855,8 \pm 386,34 (4697,2-2651,7) n=92	3916,24 \pm 430,82 (4607,1-2613,8) n=80	4050,66 \pm 446,75 (4848,7-3068,3) n=44	$\chi^2=5,025$ $p=0,170$
<i>Clibanornis rectirostris</i>	3200,93 \pm 67,57 (3295,6-3068,3) n=12	3394,56 \pm 341,33 (4015,4-2727,4) n=85	4682,78 \pm 137,97 (5089,3-4500) n=17	3341,40 \pm 363,17 (4129-2613,8) n=72	$\chi^2=16,384$ $p<0,001^*$
<i>Coereba flaveola</i>	9676,43 \pm 302,66 (10303,6-9167,1) n=31	9871,23 \pm 460,55 (11678,6-8892,9) n=96	9893,95 \pm 525,99 (11571,4-9015,6) n=40	9688,92 \pm 439,81 (10833,9-8864,1) n=71	$\chi^2=2,343$ $p=0,504$
<i>Columbina squamatta</i>	1116,39 \pm 97,54 (1269-644) n=73	1153,69 \pm 79,89 (1325,8-1003,8) n=91	1094,09 \pm 28,41 (1155,4-1022,8) n=35	1125,06 \pm 45,16 (1193,2-1022,8) n=15	$\chi^2=2,613$ $p=0,656$
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	3351,61 \pm 280,86 (3883,9-2678,6) n=108	3218,87 \pm 254,26 (3696,4-2689,5) n=129	3406,58 \pm 181,61 (3857,1-2803,2) n=41	3149,54 \pm 151,33 (3560,8-2946,4) n=40	$\chi^2=1,529$ $p=0,676$
<i>Diopsittaca nobilis</i>	3747,77 \pm 258,90 (4583,6-3333,5) n=47	3536,78 \pm 270,15 (3901,7-2954,7) n=30	3897,51 \pm 508,96 (4982,1-3144,1) n=37	4099,26 \pm 574,55 (5035,7-3219,9) n=27	$\chi^2=3,998$ $p=0,262$
<i>Eucometis penicillata</i>	11156,56 \pm 673,90 (13071,4-10285,7) n=28	9820,39 \pm 1561,91 (11785,7-7273,1) n=56	10623,82 \pm 555,77 (11678,6-9214,3) n=45	10111,65 \pm 380,69 (11035,7-9545,9) n=17	$\chi^2=3,954$ $p=0,266$
<i>Euphonia chlorotica</i>	4080,04 \pm 188,96 (4545,7-3750) n=55	3985,18 \pm 156,43 (4318,4-3674,4) n=83	3950,96 \pm 124,18 (4091,1-3674,4) n=20	3994,35 \pm 104,60 (4205,4-3830,4) n=38	$\chi^2=1,485$ $p=0,686$

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Galbula ruficauda</i>	3095,27 ± 208,82 (3485-2625) n=47	3261,20 ± 234,75 (4392,9-2839,3) n=60	3154,77 ± 163,20 (3428,6-2678,6) n=18	3169,20 ± 356,19 (3482,1-2121,3) n=27	$\chi^2=3,436$ $p=0,329$
<i>Hemithraupis guira</i>	9154,18 ± 1227,26 (11136,9-6894,3) n=36	8701,71 ± 572,44 (9773,2-7576,1) n=20	9038,97 ± 812,12 (10285,7-7928,6) n=11	10607,10 ± 567,86 (9304,50-11456,7) n=10	$\chi^2=4,038$ $p=0,257$
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	2410,90 ± 244,35 (2785,7-2035,7) n=24	2423,88 ± 173,32 (3107,1-2089,3) n=62	2443,62 ± 150,77 (2732,1-2142,9) n=70	2479,59 ± 194,89 (2878,9-2045,6) n=56	$\chi^2=0,886$ $p=0,829$
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	9306,15 ± 974,31 (11571,4-5682,1) n=53	8593,65 ± 648,68 (10821,4-7714,3) n=40	9271,99 ± 935,71 (11892,9-8250) n=13	10022,73 ± 898,18 (11464,3-8571,4) n=11	$\chi^2=10,248$ $p=0,017^*$
<i>Leptotila verreauxi</i>	635,35 ± 46,42 (757,6-530,3) n=82	618,40 ± 46,80 (738,7-530,3) n=47	654,35 ± 44,88 (719,7-568,2) n=35	666,75 ± 63,96 (803,6-568,2) n=17	$\chi^2=6,475$ $p=0,091$
<i>Megarynchus pitangua</i>	4569,64 ± 1140,03 (6803,6-2571,4) n=20	4249,13 ± 909,17 (5732,1-2035,7) n=41	5633,46 ± 529,80 (6321,4-4821,4) n=19	5903,23 ± 708,74 (6589,3-4660,7) n=31	$\chi^2=4,496$ $p=0,213$
<i>Myiarchus ferox</i>	3284,84 ± 273,59 (3712,3-2785,7) n=46	3044,73 ± 454,59 (3535,7-549,3) n=74	3267,89 ± 193,32 (3642,9-2892,9) n=46	3064,01 ± 93,70 (3214,3-2892,9) n=12	$\chi^2=1,716$ $p=0,634$
<i>Myiarchus swainsoni</i>	2711,18 ± 155,55 (2946,4-2410,7) n=23	2645,50 ± 143,31 (3160,7-2357,1) n=40	2853,53 ± 144,21 (3106,2-2625) n=10	2619,03 ± 168,31 (3095-2424,4) n=15	$\chi^2=2,108$ $p=0,550$
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	2625,53 ± 100,53 (2802,8-2418,9) n=51	2720,40 ± 186,47 (3455,5-2457,3) n=63	2801,68 ± 185,23 (3302-2495,7) n=35	2778,81 ± 106,51 (2879,6-2610,9) n=18	$\chi^2=9,182$ $p=0,027^*$
<i>Myiothlypis flaveola</i>	6628,04 ± 507,21 (7832,6-5836) n=86	6272,86 ± 335,04 (7218,2-5554) n=119	6555,42 ± 390,08 (7986,1-5452,1) n=38	6464,48 ± 341,02 (7064,7-5912,8) n=38	$\chi^2=5,387$ $p=0,146$
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	3497,38 ± 222,05 (3916,3-2918) n=18	3276,37 ± 193,23 (3455,5-3071,6) n=13	3148,40 ± 178,40 (3012,2-3234,5) n=11	3455,5 ± 114,98 (3055,2-3934,5) n=10	$\chi^2=3,772$ $p=0,287$
<i>Patagioenas picazuro</i>	749,23 ± 53,09 (868,8-651,6) n=41	732,34 ± 48,40 (841,6-633,5) n=27	755,1 ± 22,17 (767,9-729,5) n=13	753,96 ± 38,89 (844,7-678,7) n=27	$\chi^2=1,441$ $p=0,696$
<i>Phaethornis pretrei</i>	8356,74 ± 581,19 (9502,3-7276) n=33	8806,14 ± 573,31 (9665,2-7218,2) n=53	8663,67 ± 503,64 (9230,8-7819) n=10	9357,50 ± 174,55 (9556,6-9230,8) n=13	$\chi^2=2,445$ $p=0,485$
<i>Picumnus albosquamatus</i>	7046,54 ± 280,86 (7602,2-6570,1) n=61	7144,82 ± 314,52 (7764,7-6190) n=55	7451,83 ± 382,23 (8470,6-6733) n=42	7220,14 ± 437,24 (8687,8-6603,9) n=48	$\chi^2=7,679$ $p=0,050^*$
<i>Pitangus sulphuratus</i>	3852,72 ± 426,34 (4761-3203,6) n=54	3981,57 ± 328,25 (4645,8-3110) n=76	3949,88 ± 304,23 (4530,6-3570,7) n=16	4130,34 ± 349,24 (4876,2-3186,8) n=93	$\chi^2=1,903$ $p=0,593$

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Polioptila dumicola</i>	4676,52 ± 79,76 (4837,8-4569) n=15	3940,29 ± 184,34 (4453,8-3724,3) n=16	4044,26 ± 392,46 (4799,4-3263,6) n=33	4284,41 ± 220,59 (4761-3801,1) n=17	$\chi^2=19,104$ $p<0,001^*$
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	3725,91 ± 405,74 (4561,1-2956,4) n=43	3685,43 ± 239,43 (4300,2-3302) n=35	4040,29 ± 659,45 (5452,1-3257,9) n=32	4174,98 ± 475,85 (5298,5-3302) n=41	$\chi^2=4,132$ $p=0,248$
<i>Ramphastos toco</i>	2115,43 ± 476,16 (3570,7-1612,6) n=78	1828,72 ± 110,21 (2303,7-1629) n=97	2799,08 ± 614,12 (4185-2117,6) n=13	1988,15 ± 316,40 (3302-1727,8) n=21	$\chi^2=10,694$ $p=0,014^*$
<i>Saltator maximus</i>	6196,42 ± 866,45 (7679-4561,1) n=41	7136,37 ± 757,32 (8416,3-4832,6) n=60	6739,95 ± 677,01 (8307,7-5321,3) n=47	7155,97 ± 489,30 (8253,4-6135,7) n=38	$\chi^2=7,329$ $p=0,062$
<i>Saltator similis</i>	3712,04 ± 179,30 (3963,8-3366,5) n=17	3754,85 ± 272,17 (4452,5-3095) n=62	3754,68 ± 183,96 (4069,9-3475,1) n=17	3993,1 ± 198,3 (3095,3-4599,2) n=11	$\chi^2=1,163$ $p=0,762$
<i>Synallaxis frontalis</i>	6223,22 ± 782,70 (7710,4-4018,1) n=63	6402,21 ± 328,19 (6987,9-5592,8) n=65	6698,90 ± 378,06 (7448,6-5912,8) n=38	6467,41 ± 295,36 (7064,7-5759,2) n=27	$\chi^2=0,595$ $p=0,898$
<i>Tangara cayana</i>	9147,53 ± 510,57 (10452,5-8397,2) n=18	9544,52 ± 695,48 (11568,2-8925,7) n=13	9555,99 ± 730,89 (10628,6-8279,8) n=15	9101,86 ± 245,14 (9395,5-8573,4) n=18	$\chi^2=4,7$ $p=0,195$
<i>Tangara sayaca</i>	8016,68 ± 270,23 (8573,4-7457,7) n=25	7847,50 ± 307,26 (8514,6-7281,5) n=36	8816,64 ± 484,71 (9571,6-8279,8) n=17	7624,55 ± 798,04 (9924-6870,4) n=19	$\chi^2=4,39$ $p=0,222$
<i>Tersina viridis</i>	11803,05 ± 568,28 (12683,9-10393,7) n=24	12498,24 ± 1424,09 (14445,5-10569,9) n=31	11688,69 ± 1031,94 (13623,4-9924) n=19	11575,89 ± 749,83 (12860-10276,3) n=19	$\chi^2=1,307$ $p=0,727$
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	1963,98 ± 122,75 (2260,8-1644,2) n=33	1866,20 ± 72,51 (1996,5-1732,3) n=23	1851,58 ± 119,79 (2025,9-1644,2) n=21	2099,3 ± 20,79 (2114-2084,6) n=12	$\chi^2=12,598$ $p=0,006^*$
<i>Thamnophilus doliatus</i>	2025,90 ± 41,58 (2055,3-1996,5) n=12	2185,77 ± 195,38 (2583,8-2025,9) n=19	2438,74 ± 206,12 (3031,1-2084,6) n=22	1983,20 ± 59,25 (2084,6-1879,1) n=11	$\chi^2=12,425$ $p=0,006^*$
<i>Todirostrum cinereum</i>	6165,80 ± 361,99 (6694,3-5930,9) n=14	6099,71 ± 231,57 (6576,8-5872,2) n=18	6152,03 ± 240,63 (6694,3-5637,3) n=47	6435,36 ± 968,58 (8690,8-4991,3) n=22	$\chi^2=0,27$ $p=0,966$
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	5536,74 ± 265,16 (6518,1-4932,6) n=66	5665,88 ± 312,81 (7256,4-5032,6) n=67	5776,68 ± 420,36 (6788,2-5091,2) n=50	6011,80 ± 486,05 (7105,3-4932,6) n=45	$\chi^2=1,538$ $p=0,674$
<i>Veniliornis passerinus</i>	4132,15 ± 373,56 (4815,2-3053,5) n=19	4206,31 ± 226,76 (4697,7-3640,7) n=19	4125,18 ± 545,37 (4873,9-3640,7) n=14	4051,82 ± 475,23 (4873,9-3699,5) n=15	$\chi^2=0,144$ $p=0,986$
<i>Vireo chivi</i>	4255,07 ± 579,65 (5108,8-3523,3) n=13	4550,93 ± 710,16 (5754,7-3405,9) n=42	5174,42 ± 224,46 (5872,2-4756,5) n=17	4859,22 ± 276,66 (5461,1-4345,4) n=20	$\chi^2=2,537$ $p=0,469$

Tabela 13. Amplitude de frequência (Hz) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos.

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Amazona aestiva</i>	1720,31 \pm 576,94 (2651,7-1098,2) n=22	1516,69 \pm 354,40 (2424,4-871,3) n=52	1396,17 \pm 196,95 (1818,3-947) n=21	1355,28 \pm 97,72 (1553,1-1174,3) n=18	$\chi^2=6,623$ p=0,085
<i>Antilophia galeata</i>	2337,76 \pm 391,05 (3103,4-1572,4) n=87	2009,05 \pm 236,14 (2651,7-1212,2) n=83	2256,00 \pm 301,48 (2954,7-1515,2) n=36	2062,35 \pm 301,78 (2462,2-1477,3) n=25	$\chi^2=7,632$ p=0,050*
<i>Arremon flavirostris</i>	5281,56 \pm 685,07 (6591,2-3750) n=47	4464,61 \pm 572,37 (5839,3-3321,4) n=76	5857,29 \pm 685,02 (6988,5-3954) n=42	5263,85 \pm 1203,58 (7273,1-2500,1) n=48	$\chi^2=6,564$ p=0,087
<i>Basileuterus culicivorus</i>	5652,90 \pm 1051,14 (7339,3-2803,2) n=82	4983,96 \pm 786,29 (7424,6-3053,6) n=162	5076,81 \pm 679,11 (6515,5-3560,8) n=95	4081,02 \pm 988,96 (5530,6-2727,4) n=30	$\chi^2=3,088$ p=0,378
<i>Brotogeris chiriri</i>	6367,09 \pm 1327,46 (8678,6-3642,9) n=76	6786,08 \pm 2686,36 (13607,1-1714,3) n=98	6190,48 \pm 734,35 (7607,1-4714,3) n=36	6421,00 \pm 1432,66 (11061,2-3642,9) n=81	$\chi^2=0,566$ p=0,904
<i>Camptostoma obsoletum</i>	2368,55 \pm 1069,45 (5530,6-1136,4) n=32	1593,25 \pm 438,52 (2892,9-910,7) n=28	3402,95 \pm 1399,35 (6439,7-1287,9) n=36	1727,12 \pm 1269,22 (4285,7-1060,7) n=16	$\chi^2=9,972$ p=0,019*
<i>Cantorchilus leucotis</i>	2544,70 \pm 457,79 (3375-1392,9) n=61	2558,17 \pm 395,65 (3409,3-1363,7) n=92	2550,53 \pm 474,32 (3482,1-1212,2) n=80	2599,99 \pm 505,40 (3598,7-1515,2) n=44	$\chi^2=0,326$ p=0,955
<i>Clibanornis rectirostris</i>	2342,29 \pm 422,08 (2841,1-1780,4) n=12	2741,68 \pm 482,49 (3485-1628,9) n=85	4024,16 \pm 218,34 (4500-3696,4) n=17	2323,35 \pm 641,32 (3522,9-1363,7) n=72	$\chi^2=8,872$ p=0,031*
<i>Coereba flaveola</i>	5668,74 \pm 741,62 (7285,7-4773) n=31	5244,28 \pm 800,13 (7928,6-3712,3) n=96	6038,13 \pm 1431,32 (8250-3409,3) n=40	5884,85 \pm 523,14 (7045,8-4697,2) n=71	$\chi^2=0,986$ p=0,805
<i>Columbina squamatta</i>	503,46 \pm 129,04 (757,6-265,2) n=73	569,67 \pm 131,99 (852,3-303) n=91	467,09 \pm 51,43 (549,3-334,8) n=35	404,05 \pm 45,64 (492,4-322) n=15	$\chi^2=2,595$ p=0,458
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	1752,21 \pm 289,74 (2410,7-1071,4) n=108	1678,55 \pm 306,96 (2196,4-964,3) n=129	1735,18 \pm 201,22 (2089,3-1060,7) n=41	1518,82 \pm 148,98 (1894-1258,9) n=40	$\chi^2=0,469$ p=0,926
<i>Diopsittaca nobilis</i>	2886,19 \pm 254,44 (3371,4-2272,8) n=47	2680,70 \pm 337,44 (3257,7-1856,2) n=30	2950,00 \pm 737,79 (4339,3-2045,6) n=37	2930,94 \pm 682,85 (4392,9-1818,3) n=27	$\chi^2=0,688$ p=0,876
<i>Eucometis penicillata</i>	4485,96 \pm 700,03 (6964,3-3485) n=28	3932,36 \pm 1028,66 (6107,1-2348,6) n=56	3980,96 \pm 629,72 (5357,1-2678,6) n=45	3204,77 \pm 604,85 (4242,6-1714,3) n=17	$\chi^2=8,110$ p=0,043*
<i>Euphonia chlorotica</i>	629,47 \pm 114,63 (984,9-375) n=55	653,79 \pm 122,64 (871,3-348,2) n=83	661,02 \pm 114,30 (909,1-492,4) n=20	548,41 \pm 114,66 (830,4-321,4) n=38	$\chi^2=3,490$ p=0,322

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Galbula ruficauda</i>	1459,57 ± 460,19 (2727,4-750) n=47	1427,86 ± 356,26 (2303,6-696,4) n=60	1613,10 ± 319,79 (2303,6-1125) n=18	1281,79 ± 292,80 (1928,6-750) n=27	$\chi^2=3,531$ $p=0,317$
<i>Hemithraupis guira</i>	4086,43 ± 1054,68 (6321,4-2197,1) n=36	3279,47 ± 983,23 (5076-1969,8) n=20	3750,00 ± 905,35 (4928,6-2357,1) n=11	3750,00 ± 748,02 (3240,9-4150,74) n=11	$\chi^2=4,124$ $p=0,248$
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	1255,87 ± 235,50 (1607,1-750) n=24	1286,74 ± 181,67 (1928,6-910,7) n=62	1247,45 ± 189,82 (1821,4-857,1) n=70	1223,94 ± 287,99 (1818,3-644) n=56	$\chi^2=1,704$ $p=0,636$
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	8041,75 ± 1019,52 (10500-4773) n=53	7583,99 ± 680,75 (9642,9-6642,9) n=40	8093,42 ± 855,59 (10285,7-6964,3) n=13	8425,34 ± 1466,17 (10178,6-5571,4) n=11	$\chi^2=3,170$ $p=0,366$
<i>Leptotila verreauxi</i>	325,11 ± 59,70 (492,4-227,3) n=82	306,19 ± 54,83 (416,7-214,3) n=47	357,53 ± 65,50 (492,4-214,3) n=35	404,54 ± 90,35 (589,3-265,2) n=17	$\chi^2=5,752$ $p=0,001^*$
<i>Megarynychus pitangua</i>	2035,72 ± 840,06 (3535,7-857,1) n=20	2807,93 ± 957,12 (4553,6-107,1) n=41	4305,45 ± 626,07 (5357,1-3160,7) n=19	3767,28 ± 1427,61 (5250-1285,7) n=31	$\chi^2=3,918$ $p=0,271$
<i>Myiarchus ferox</i>	1272,55 ± 167,45 (1591-757,6) n=46	1159,79 ± 234,50 (1714,3-284,1) n=74	1096,32 ± 201,82 (1392,9-642,9) n=46	842,13 ± 137,05 (1017,9-589,3) n=12	$\chi^2=1,886$ $p=0,597$
<i>Myiarchus swainsoni</i>	1402,16 ± 239,39 (1767,9-1071,4) n=23	1081,32 ± 175,81 (1553,6-760,2) n=40	1216,40 ± 130,40 (1363,7-1022,8) n=10	728,95 ± 124,23 (964,3-530,3) n=15	$\chi^2=11,236$ $p=0,011^*$
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	1196,67 ± 230,24 (1612,6-614,3) n=51	1360,82 ± 313,88 (2380,5-806,3) n=63	1425,92 ± 260,23 (1919,7-691,1) n=35	782,30 ± 152,14 (998,3-575,9) n=18	$\chi^2=10,303$ $p=0,016^*$
<i>Myiothlypis flaveola</i>	4510,07 ± 642,95 (5682,5-2994,8) n=86	4146,66 ± 423,70 (4991,3-2380,5) n=119	4482,10 ± 544,29 (6066,4-2687,6) n=38	4354,79 ± 381,21 (5221,7-3609,1) n=38	$\chi^2=2,999$ $p=0,392$
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	1861,80 ± 275,37 (2226,9-1305,4) n=18	1612,60 ± 467,07 (1919,7-1075,1) n=13	1689,4 ± 257,41 (1576,4-1800,42) n=11	1996,50 ± 208,02 (1441,5-2136,5) n=10	$\chi^2=1,622$ $p=0,654$
<i>Patagioenas picazuro</i>	453,92 ± 57,21 (597,3-339,4) n=41	435,80 ± 85,16 (597,3-288) n=27	473,50 ± 79,94 (537,5-383,9) n=13	465,47 ± 59,95 (614,3-352,9) n=27	$\chi^2=1,341$ $p=0,720$
<i>Phaethornis pretrei</i>	3247,88 ± 421,13 (4126,7-2171,9) n=33	3506,66 ± 587,74 (4343,9-1846,2) n=53	3402,70 ± 517,99 (4343,9-2714,9) n=10	3601,80 ± 82,94 (3692,3-3529,4) n=13	$\chi^2=0,532$ $p=0,912$
<i>Picumnus albosquamatus</i>	1283,62 ± 308,41 (2226,9-760,2) n=61	1199,19 ± 307,78 (2063,3-651,6) n=55	1510,04 ± 411,46 (2552-705,9) n=42	1326,81 ± 313,14 (2171,9-651,6) n=48	$\chi^2=3,943$ $p=0,268$
<i>Pitangus sulphuratus</i>	1867,10 ± 401,84 (2764,4-1190,2) n=54	1985,03 ± 402,11 (2802,8-998,3) n=76	1912,56 ± 195,87 (2265,3-1612,6) n=16	1871,24 ± 318,60 (2649,3-1190,2) n=93	$\chi^2=0,092$ $p=0,993$

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Polioptila dumicola</i>	2093,78 ± 159,56 (2418,9-1919,7) n=15	1360,60 ± 118,95 (1574,2-1151,8) n=16	1647,49 ± 475,34 (2841,2-959,9) n=33	1538,05 ± 402,80 (2073,3-844,7) n=17	x²=16,113 p=0,001*
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	2496,20 ± 381,87 (3302-1900,5) n=43	2547,17 ± 362,17 (3455,5-1737,6) n=35	2605,13 ± 508,60 (4069,9-1791,9) n=32	2735,80 ± 434,13 (3762,7-1689,4) n=41	x ² =3,350 p=0,341
<i>Ramphastos toco</i>	1082,83 ± 411,58 (2111,7-537,5) n=78	749,00 ± 140,03 (1190,2-407,2) n=97	1538,67 ± 339,54 (2334,8-1086) n=13	782,90 ± 118,70 (959,9-614,3) n=21	x²=12,089 p=0,007*
<i>Saltator maximus</i>	4361,21 ± 793,17 (5682,5-2552) n=41	5318,38 ± 749,62 (6461,5-2823,5) n=60	4840,68 ± 728,15 (6570,1-3529,4) n=47	5151,25 ± 466,43 (6298,6-4235,3) n=38	x²=8,424 p=0,038*
<i>Saltator similis</i>	2074,64 ± 210,39 (2389,1-1574,7) n=17	2107,39 ± 402,11 (3149,3-1357,5) n=62	2181,74 ± 192,54 (2443,4-1919,7) n=17	2073,3 ± 212,33 (2073,3-2073,3) n=11	x ² =0,372 p=0,946
<i>Synallaxis frontalis</i>	4211,93 ± 899,37 (5864,3-2063,3) n=63	4776,54 ± 452,83 (5759,2-3963,8) n=65	4973,16 ± 323,05 (5528,9-4069,9) n=38	3893,54 ± 212,33 (4761-2226,9) n=27	x ² =5,628 p=0,131
<i>Tangara cayana</i>	5552,47 ± 996,80 (7457,7-3347,1) n=18	3907,25 ± 703,69 (5167,5-3112,2) n=13	4952,19 ± 1586,51 (7281,5-2759,9) n=15	3501,29 ± 212,33 (3934,4-2759,9) n=18	x²=9,444 p=0,024*
<i>Tangara sayaca</i>	5573,86 ± 836,64 (6987,9-3875,6) n=25	4926,10 ± 786,18 (6341,9-3053,5) n=36	6434,20 ± 659,90 (7281,5-5461,1) n=17	4870,82 ± 212,33 (6518,1-3816,9) n=19	x ² =5,768 p=0,124
<i>Tersina viridis</i>	8208,80 ± 1021,95 (9689,1-5226,2) n=24	7963,41 ± 1636,27 (10452,5-5519,8) n=31	7927,42 ± 1202,00 (9982,7-5637,3) n=19	6805,52 ± 212,33 (9160,6-4873,9) n=19	x ² =1,396 p=0,707
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	737,46 ± 156,45 (998,3-456,7) n=33	658,52 ± 134,39 (880,8-477,5) n=23	544,05 ± 120,61 (792,7-332,2) n=21	748,70 ± 212,33 (851,5-645,9) n=12	x ² =2,773 p=0,428
<i>Thamnophilus doliatus</i>	734,05 ± 41,51 (763,4-704,7) n=12	1255,98 ± 155,89 (1468-1027,6) n=19	1715,75 ± 265,61 (2200,7-942,8) n=22	872,81 ± 212,33 (1086,4-587,2) n=11	x ² =4,318 p=0,229
<i>Todirostrum cinereum</i>	2994,8 ± 321,65 (3464,6-2759,9) n=14	2928,73 ± 450,96 (3640,7-2114) n=18	2922,34 ± 404,84 (3758,2-1937,8) n=47	2965,45 ± 212,33 (4991,3-1644,2) n=22	x ² =0,90 p=0,825
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	1958,64 ± 396,82 (2818,6-936,3) n=66	1821,09 ± 402,55 (2633,4-819,3) n=67	2133,58 ± 356,13 (3394,1-1463) n=50	2324,08 ± 212,33 (3112,2-1526,8) n=45	x ² =5,836 p=0,119
<i>Veniliornis passerinus</i>	1706,02 ± 561,70 (3229,7-1057) n=19	1820,37 ± 268,38 (2525-1468) n=19	1835,03 ± 751,04 (2818,6-1115,7) n=14	1515,02 ± 212,33 (2642,5-1057) n=15	x ² =0,667 p=0,881
<i>Vireo chivi</i>	2317,24 ± 457,13 (3112,2-1702,9) n=13	2322,31 ± 613,58 (3347,1-1174,4) n=42	2998,25 ± 243,42 (3699,5-2642,5) n=17	2607,24 ± 212,33 (3053,5-2231,4) n=20	x ² =2,612 p=0,456

Tabela 14. Frequência dominante (Hz) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos.

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Amazona aestiva</i>	1653,42 a 517,18 (2437,5-843,8) n=22	1409,87 a 456,24 (2531,2-1031,2) n=52	1781,25 a 335,40 (2343,8-1218,8) n=21	1265,63 a 225,68 (1875-1031,2) n=18	$\chi^2=10,271$ $p=0,016^*$
<i>Antilophia galeata</i>	2907,33 a 419,63 (4312,5-2250) n=87	2800,07 a 402,24 (3843,8-1593,8) n=83	2841,13 a 443,60 (3750-1875) n=36	2947,50 a 426,26 (3656,2-1968,8) n=25	$\chi^2=1,726$ $p=0,6311$
<i>Arremon flavirostris</i>	7352,40 a 710,16 (9843,8-5250) n=47	6789,47 a 736,4 (8812,5-5437,5) n=76	7142,86 a 748,34 (8250-5062,5) n=42	6464,86 a 817,74 (8343,8-5531,2) n=48	$\chi^2=8,956$ $p=0,030^*$
<i>Basileuterus culicivorus</i>	5015,63 a 511,86 (6656,2-3656,2) n=82	4980,32 a 646,89 (7218,8-3000) n=162	5428,62 a 665,18 (8250-4031,2) n=95	4925,00 a 414,71 (5437,5-4031,2) n=30	$\chi^2=5,992$ $p=0,112$
<i>Brotogeris chiriri</i>	4197,77 a 703,33 (5812,5-2812,5) n=76	3924,11 a 761,38 (5531,2-2062,5) n=98	4260,41 a 767,03 (6281,2-2812,5) n=36	4005,79 a 763,79 (6281,2-2437,5) n=81	$\chi^2=4,402$ $p=0,221$
<i>Camptostoma obsoletum</i>	3404,29 a 646,64 (4312,5-1968,8) n=32	3046,88 a 241,39 (3562,5-2531,2) n=28	4411,47 a 536,44 (5343,8-3187,5) n=36	3109,35 a 172,02 (3281,2-2906,2) n=16	$\chi^2=21,967$ $p<0,001^*$
<i>Cantorchilus leucotis</i>	2554,30 a 434,25 (4218,8-1312,5) n=61	2675,95 a 482,15 (3937,5-1406,2) n=92	2475,00 a 464,96 (3937,5-1312,5) n=80	2667,61 a 463,03 (3750-1781,2) n=44	$\chi^2=6,313$ $p=0,097$
<i>Clibanornis rectirostris</i>	1867,19 a 414,39 (2531,2-1125) n=12	2017,28 a 390,74 (2906,2-1031,2) n=85	2597,42 a 445,63 (3656,2-1968,8) n=17	1916,66 a 415,97 (2718,8-843,8) n=72	$\chi^2=16,411$ $p<0,001^*$
<i>Coereba flaveola</i>	6783,28 a 1282,36 (8625-4218,8) n=31	7446,29 a 767,41 (8625-5156,2) n=96	7333,59 a 1080,97 (8625-4500) n=40	6767,16 a 1377,96 (8625-3000) n=71	$\chi^2=7,611$ $p=0,050^*$
<i>Columbina squamatta</i>	874,60 a 60,61 (937,5-562,5) n=73	901,46 a 65,19 (1031,2-656,2) n=91	897,34 a 61,36 (937,5-656,2) n=35	959,40 a 58,40 (984,4-796,9) n=15	$\chi^2=4,797$ $p=0,187$
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	2493,93 a 231,40 (3187,5-2062,5) n=108	2485,47 a 240,20 (3375-1968,8) n=129	2586,12 a 222,81 (3375-2062,5) n=41	2587,51 a 208,88 (3000-2250) n=40	$\chi^2=0,616$ $p=0,893$
<i>Diopsittaca nobilis</i>	2198,13 a 453,34 (3375-1687,5) n=47	2165,62 a 496,30 (3093,8-656,2) n=30	2396,96 a 535,16 (3750-1500) n=37	2145,83 a 617,14 (3468,8-1125) n=27	$\chi^2=1,372$ $p=0,712$
<i>Eucometis penicillata</i>	8089,29 a 1166,72 (10312,5-5718,8) n=28	7689,18 a 1230,62 (10125-5343,8) n=56	8352,08 a 882,82 (10312,5-6750) n=45	7814,34 a 866,21 (9187,5-6375) n=17	$\chi^2=2,649$ $p=0,449$
<i>Euphonia chlorotica</i>	3838,64 a 165,78 (4312,5-3468,8) n=55	3748,87 a 148,95 (4031,2-3468,8) n=83	3698,44 a 119,66 (3937,5-3468,8) n=20	3752,47 a 91,19 (3937,5-3656,2) n=38	$\chi^2=1,822$ $p=0,610$

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Galbula ruficauda</i>	2784,57 a 213,17 (3093,8-2156,2) n=47	2860,94 a 343,70 (3562,5-1312,5) n=60	2895,82 a 217,85 (3187,5-2437,5) n=18	2888,90 a 378,63 (3187,5-1781,2) n=27	$\chi^2=1,704$ $p=0,636$
<i>Hemithraupis guira</i>	6700,52 a 485,07 (7687,5-5625) n=36	6923,44 a 500,98 (8062,5-6000) n=20	6698,87 a 317,53 (7312,5-6093,8) n=11	7781,20 a 446,76 (7456,2-8121,9) n=11	$\chi^2=7,845$ $p=0,049^*$
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	1925,76 a 210,50 (2156,2-1312,5) n=24	1985,39 a 199,81 (2718,8-1593,8) n=62	1968,76 a 184,07 (2343,8-1218,8) n=70	1998,89 a 162,98 (2437,5-1593,8) n=56	$\chi^2=2,174$ $p=0,537$
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	4689,27 a 2399,37 (9562,5-1312,5) n=53	3403,13 a 1895,34 (7687,5-937,5) n=40	5026,45 a 2148,27 (7687,5-1593,8) n=13	5778,4 a 2948,95 (8531,2-1218,8) n=11	$\chi^2=8,474$ $p=0,037^*$
<i>Leptotila verreauxi</i>	456,22 a 32,16 (468,8-375) n=82	458,82 a 35,17 (562,5-375) n=47	468,80 a 0,02 (468,8-468,8) n=35	457,76 a 31,15 (468,8-375) n=17	$\chi^2=0,973$ $p=0,808$
<i>Megarynychus pitangua</i>	3553,125 a 637,97 (4218,8-1687,5) n=20	3153,22 a 915,86 (4968,8-1500) n=41	4021,38 a 613,09 (4968,8-3093,8) n=19	3281,26 a 599,31 (4406,2-2437,5) n=31	$\chi^2=1,986$ $p=0,576$
<i>Myiarchus ferox</i>	3000,00 a 277,42 (3468,8-2250) n=46	2702,28 a 462,77 (3187,5-375) n=74	3018,33 a 240,13 (3468,8-2437,5) n=46	2859,37 a 167,24 (3093,8-2531,2) n=12	$\chi^2=3,597$ $p=0,309$
<i>Myiarchus swainsoni</i>	2413,03 a 233,46 (2718,8-1968,8) n=23	2308,61 a 141,93 (2625-1875) n=40	2484,38 a 110,49 (2718,8-2343,8) n=10	2368,77 a 160,29 (2906,2-2250) n=15	$\chi^2=2,297$ $p=0,513$
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	2417,28 a 84,48 (2531,2-2250) n=51	2394,34 a 135,56 (2625-2062,5) n=63	2566,07 a 152,68 (2906,2-2343,8) n=35	2542,96 a 92,91 (2625-2437,5) n=18	$\chi^2=12,613$ $p=0,006^*$
<i>Myiothlypis flaveola</i>	4855,37 a 737,37 (6562,5-2906,2) n=86	4344,02 a 524,29 (5625-2718,8) n=119	4714,63 a 553,95 (5625-3468,8) n=38	4936,67 a 737,96 (5812,5-3562,5) n=38	$\chi^2=11,216$ $p=0,011^*$
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	2151,04 a 235,14 (2718,8-1875) n=18	2375,00 a 390,31 (2812,5-2062,5) n=13	1968,8 a 223,34 (176138-2234,8) n=11	2062,5 a 305,65 (1842,5-2736,2) n=10	$\chi^2=3,180$ $p=0,365$
<i>Patagioenas picazuro</i>	500,79 a 110,15 (843,8-187,5) n=41	489,61 a 75,05 (656,2-281,2) n=27	468,73 a 162,41 (562,5-281,2) n=13	500,03 a 45,01 (562,5-468,8) n=27	$\chi^2=0,621$ $p=0,892$
<i>Phaethornis pretrei</i>	5494,31 a 818,62 (8343,8-4125) n=33	5720,53 a 577,76 (7125-4031,2) n=53	5718,74 a 307,40 (6093,8-5250) n=10	6156,20 a 216,51 (6281,2-5906,2) n=13	$\chi^2=0,527$ $p=0,913$
<i>Picumnus albosquamatus</i>	6573,26 a 265,77 (7312,5-5906,2) n=61	6635,80 a 241,86 (7125-5906,2) n=55	6781,24 a 270,51 (7500-6281,2) n=42	6615,24 a 368,92 (7781,2-5812,5) n=48	$\chi^2=7,356$ $p=0,061$
<i>Pitangus sulphuratus</i>	3156,25 a 411,67 (4031,2-2437,5) n=54	3319,49 a 350,51 (4125-2437,5) n=76	3128,9 a 438,22 (4031,2-2437,5) n=16	3479,84 a 463,19 (4312,5-2343,8) n=93	$\chi^2=14,353$ $p=0,002^*$

Especie	Grupo de áreas de estudio				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Poliophtila dumicola</i>	4056,26 a 268,62 (4500-3468,8) n=15	3580,09 a 306,60 (3937,5-3093,8) n=16	3517,05 a 387,35 (4125-2531,2) n=33	3639,7 a 384,02 (4125-2718,8) n=17	$\chi^2=11,88$ $p=0,007^*$
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	2766,70 a 353,38 (3375-1781,2) n=43	2791,08 a 483,45 (3468,8-1125) n=35	2847,65 a 486,12 (4218,8-1593,8) n=32	2727,90 a 452,92 (3656,2-1781,2) n=41	$\chi^2=0,762$ $p=0,859$
<i>Ramphastos toco</i>	1566,09 a 349,19 (2625-1218,8) n=78	1457,46 a 84,55 (1687,5-1312,5) n=97	1961,55 a 669,99 (3656,2-1500) n=13	1535,70 a 297,17 (2812,5-1312,5) n=21	$\chi^2=7,154$ $p=0,067$
<i>Saltator maximus</i>	3464,18 a 920,93 (5718,8-2250) n=41	3775 a 1399,29 (6562,5-2156,2) n=60	4236,70 a 1337,52 (7031,2-2343,8) n=47	4117,60 a 1224,56 (6937,5-2250) n=38	$\chi^2=7,722$ $p=0,050^*$
<i>Saltator similis</i>	2669,11 a 333,31 (3187,5-2156,2) n=17	2745,98 a 377,44 (3656,2-2156,2) n=62	2917,28 a 505,82 (3468,8-1687,5) n=17	2437,5 a 500,01 (2232,2-2707,3) n=11	$\chi^2=2,138$ $p=0,544$
<i>Synallaxis frontalis</i>	4767,85 a 791,00 (5906,2-2343,8) n=63	4611,05 a 827,30 (6187,5-2531,2) n=65	5072,37 a 650,91 (6187,5-3375) n=38	4979,16 a 567,49 (5437,5-3187,5) n=27	$\chi^2=2,606$ $p=0,457$
<i>Tangara cayana</i>	6710,93 a 1143,70 (7500-3468,8) n=18	7334,14 a 611,35 (8156,2-5812,5) n=13	6925 a 634,72 (7875-5250) n=15	7183,58 a 316,67 (7500-6562,5) n=8	$\chi^2=5,129$ $p=0,163$
<i>Tangara sayaca</i>	5797,50 a 596,42 (6750-4593,8) n=25	5033,87 a 700,41 (6187,5-2718,8) n=36	5531,24 a 1419,72 (7031,2-3187,5) n=17	5669,41 a 819,29 (7031,2-4687,5) n=19	$\chi^2=10,367$ $p=0,016^*$
<i>Tersina viridis</i>	7367,17 a 588,36 (8343,8-6281,2) n=24	7406,25 a 581,96 (8531,2-5812,5) n=31	6907,89 a 1036,94 (8625-3937,5) n=19	7050,98 a 565,61 (7968,8-6187,5) n=19	$\chi^2=8,274$ $p=0,043^*$
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	1710,21 a 102,24 (1968,8-1406,2) n=33	1577,46 a 140,35 (1781,2-1125) n=23	1593,76 a 110,92 (1781,2-1312,5) n=21	1640,6 a 198,84 (1781,2-1500) n=12	$\chi^2=11,96$ $p=0,008^*$
<i>Thamnophilus doliatus</i>	1640,60 a 198,84 (1781,2-1500) n=12	1447,91 a 372,41 (1781,2-656,2) n=19	1721,60 a 256,41 (2250-1406,2) n=22	1559,68 a 75,87 (1687,5-1406,2) n=11	$\chi^2=6,285$ $p=0,098$
<i>Todirostrum cinereum</i>	4664,08 a 515,58 (5156,2-4218,8) n=14	5027,31 a 525,43 (5625-4312,5) n=18	5327,79 a 444,20 (6000-3656,2) n=47	4994,30 a 618,61 (6281,2-4312,5) n=22	$\chi^2=6,272$ $p=0,099$
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	5105,11 a 278,69 (6093,8-4312,5) n=66	5145,05 a 282,44 (6468,8-4593,8) n=67	5420,63 a 331,69 (6375-4875) n=50	5441,67 a 406,17 (6750-4687,5) n=45	$\chi^2=4,835$ $p=0,184$
<i>Veniliornis passerinus</i>	3611,84 a 450,01 (4125-2625) n=19	3740,12 a 334,95 (4031,2-2812,5) n=19	3539,08 a 309,73 (3750-3093,8) n=4	3600,02 a 378,48 (4125-3093,8) n=5	$\chi^2=0,434$ $p=0,933$
<i>Vireo chivi</i>	3007,22 a 321,27 (3468,8-2437,5) n=13	3154,01 a 405,13 (3937,5-2437,5) n=42	3314,34 a 438,40 (4781,2-2812,5) n=17	3445,31 a 476,95 (4312,5-2531,2) n=20	$\chi^2=4,179$ $p=0,243$

Tabela 15. Amplitude (dB) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos.

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Amazona aestiva</i>	67,37 a 8,89 (81,8-49,4) n=22	65,49 a 7,39 (79,4-52,8) n=52	62,74 a 3,30 (69,3-57,3) n=21	74,5 a 2,67 (78-68,6) n=18	$\chi^2=3,641$ $p=0,303$
<i>Antilophia galeata</i>	62,64 a 7,75 (77,1-46,4) n=87	59,33 a 8,44 (75,8-43,4) n=83	60,77 a 6,36 (68,1-47) n=36	69,76 a 6,44 (81,1-56,2) n=25	$\chi^2=1,664$ $p=0,645$
<i>Arremon flavirostris</i>	56,37 a 5,14 (66,5-45,3) n=47	59,88 a 6,38 (70-44,9) n=76	63,11 a 5,70 (72,6-47,7) n=42	59,66 a 7,14 (71,2-47,7) n=48	$\chi^2=1,440$ $p=0,696$
<i>Basileuterus culicivorus</i>	59,99 a 5,99 (70,7-41,5) n=82	63,82 a 7,73 (77,8-43,6) n=162	60,01 a 7,43 (73,1-41,5) n=95	60,10 a 6,66 (69,9-48) n=30	$\chi^2=2,904$ $p=0,407$
<i>Brotogeris chiriri</i>	58,83 a 5,78 (74,5-43,1) n=76	61,53 a 5,67 (79,7-48,6) n=98	64,71 a 6,16 (77,9-52,9) n=36	66,09 a 4,88 (76,1-57,3) n=81	$\chi^2=11,066$ $p=0,011^*$
<i>Camptostoma obsoletum</i>	56,34 a 7,06 (68,3-43,7) n=32	57,86 a 6,06 (71,4-49) n=28	61,04 a 6,73 (73-43,1) n=36	56,70 a 6,22 (64,2-48,2) n=16	$\chi^2=4,239$ $p=0,237$
<i>Cantorchilus leucotis</i>	62,59 a 7,92 (80,3-45,6) n=61	64,00 a 7,48 (84,3-45,5) n=92	66,04 a 6,62 (80,3-51,1) n=80	69,93 a 5,96 (83,4-56) n=44	$\chi^2=6,055$ $p=0,109$
<i>Clibanornis rectirostris</i>	56,94 a 0,89 (58,1-54,8) n=12	65,35 a 7,08 (81-50) n=85	66,25 a 0,89 (67,9-64,3) n=17	69,10 a 5,95 (77,8-57,2) n=72	$\chi^2=6,435$ $p=0,092$
<i>Coereba flaveola</i>	53,69 a 3,65 (60,4-45,1) n=31	60,43 a 4,95 (69,7-47,2) n=96	59,71 a 11,07 (73,1-42,7) n=40	57,48 a 5,42 (68-46,4) n=71	$\chi^2=3,905$ $p=0,272$
<i>Columbina squamatta</i>	65,94 a 5,23 (79,7-56,8) n=73	71,12 a 4,20 (78,9-58,5) n=91	68,21 a 2,09 (71,9-64,5) n=35	77,14 a 1,89 (82,3-74,3) n=15	$\chi^2=7,439$ $p=0,060$
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	67,27 a 7,93 (82,9-49,3) n=108	67,42 a 7,88 (85,5-52,2) n=129	72,28 a 4,13 (76,7-57,7) n=41	73,65 a 5,07 (81,5-63,8) n=40	$\chi^2=5,443$ $p=0,142$
<i>Diopsittaca nobilis</i>	60,41 a 10,35 (75,1-46,5) n=47	71,40 a 4,67 (78,4-62,8) n=30	62,92 a 8,16 (74,4-48,2) n=37	68,39 a 6,68 (81,5-58,1) n=27	$\chi^2=6,301$ $p=0,098$
<i>Eucometis penicillata</i>	49,31 a 9,17 (73,1-30,7) n=28	53,58 a 7,68 (77,9-41,7) n=56	49,57 a 4,59 (59,6-37,6) n=45	52,19 a 4,76 (64-42,7) n=17	$\chi^2=2,770$ $p=0,429$
<i>Euphonia chlorotica</i>	58,70 a 6,06 (79,1-44,9) n=55	67,94 a 6,05 (77,8-48,1) n=83	58,44 a 3,40 (63,6-50,4) n=20	63,54 a 4,31 (73,1-52,1) n=38	$\chi^2=9,599$ $p=0,022^*$

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Galbula ruficauda</i>	63,05 a 7,5 (74,3-46,4) n=47	59,90 a 4,389 (68,8-50,1) n=60	62,46 a 5,99 (75,4-49,9) n=18	69,59 a 7,02 (78,4-57,9) n=27	$\chi^2=9,064$ $p=0,287$
<i>Hemithraupis guira</i>	56,46 a 6,38 (71,3-45,9) n=36	53,38 a 4,09 (59,2-45,8) n=20	55,28 a 7,09 (67,3-44,1) n=11	54,20 a 4,57 (51,3-59,3) n=10	$\chi^2=1,051$ $p=0,789$
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	67,30 a 8,45 (80,1-38,8) n=24	62,92 a 6,80 (77,7-48,4) n=62	61,79 a 5,06 (73,3-50,4) n=70	69,32 a 3,87 (78,3-58,6) n=56	$\chi^2=3,287$ $p=0,349$
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	55,16 a 5,89 (66,8-40,8) n=53	53,95 a 6,27 (66,3-35,6) n=40	54,17 a 5,91 (67,1-45,9) n=13	56,55 a 6,87 (68,2-43,8) n=11	$\chi^2=1,870$ $p=0,560$
<i>Leptotila verreauxi</i>	68,87 a 4,98 (77,1-55,7) n=82	71,94 a 8,54 (86,8-57,1) n=47	74,51 a 4,32 (80,6-66,3) n=35	81,77 a 4,26 (92-73,5) n=17	$\chi^2=15,357$ $p=0,002^*$
<i>Megarynchus pitangua</i>	157,95 a 4,46 (164,8-148) n=20	160,34 a 6,21 (171,1-149,4) n=41	159,22 a 4,73 (166,6-148) n=19	168,59 a 10,97 (179-150,6) n=31	$\chi^2=1,948$ $p=0,583$
<i>Myiarchus ferox</i>	158,26 a 16,82 (170,7-51,3) n=46	155,71 a 6,83 (171,5-141,1) n=74	159,87 a 5,99 (170,9-149) n=46	144,26 a 37,85 (178,1-59,8) n=12	$\chi^2=8,239$ $p=0,041^*$
<i>Myiarchus swainsoni</i>	160,74 a 5,93 (169,9-152,1) n=23	116,41 a 51,89 (172,2-52,2) n=40	164,12 a 2,42 (167,4-159,5) n=10	155,78 a 28,75 (171,7-52,6) n=15	$\chi^2=2,313$ $p=0,510$
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	68,42 a 6,13 (81,3-53,3) n=51	68,78 a 8,67 (81,2-52,9) n=63	73,45 a 6,96 (82,5-58,7) n=35	63,61 a 4,38 (69-59,3) n=18	$\chi^2=3,419$ $p=0,331$
<i>Myiothlypis flaveola</i>	65,87 a 8,11 (81,3-40,8) n=86	67,22 a 7,41 (85,6-50,4) n=119	65,7 a 8,91 (82,5-48,9) n=38	69,25 a 7,14 (81,4-52,1) n=38	$\chi^2=2,297$ $p=0,513$
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	52,367 a 4,12 (62,6-48,2) n=18	52,33 a 7,13 (60,2-46,3) n=13	53,5 a 3,4455 (50,5-56,2) n=11	62,10 a 4,64 (60,1-65,2) n=10	$\chi^2=4,743$ $p=0,192$
<i>Patagioenas picazuro</i>	64,20 a 4,63 (73,8-54,6) n=41	66,43 a 5,22 (75,1-55) n=27	64,5 a 3,31 (68,1-61,6) n=13	78,2 a 5,04 (91,1-72,2) n=27	$\chi^2=19,121$ $p<0,001^*$
<i>Phaethornis pretrei</i>	60,37 a 7,78 (75,1-43,4) n=33	63,72 a 8,26 (81,5-48,4) n=53	48,39 a 5,12 (59,5-43,6) n=10	55,13 a 6,70 (62,4-49,2) n=13	$\chi^2=8,031$ $p=0,045^*$
<i>Picumnus albosquamatus</i>	57,53 a 7,54 (72,9-42,4) n=61	51,80 a 7,28 (69,9-39,9) n=55	56,38 a 7,76 (77,7-45,7) n=42	57,19 a 6,57 (69,4-43,8) n=48	$\chi^2=8,422$ $p=0,038^*$
<i>Pitangus sulphuratus</i>	59,99 a 7,92 (85,3-49) n=54	64,19 a 8,87 (80,4-45,5) n=76	64,53 a 8,36 (73,3-50,5) n=16	68,67 a 5,86 (79,6-52,6) n=93	$\chi^2=9,976$ $p=0,019^*$

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Poliophtila dumicola</i>	70,57 a 5,41 (77-60,4) n=15	58,02 a 3,52 (67,1-54,1) n=16	55,93 a 4,07 (62,5-47,7) n=33	55,18 a 3,06 (58,9-50,8) n=17	$\chi^2=26,227$ $p<0,001^*$
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	61,57 a 8,25 (81,2-48,3) n=43	64,74 a 3,43 (73,6-57,4) n=35	60,33 a 4,90 (69,8-51) n=32	72,31 a 7,51 (86-58,9) n=41	$\chi^2=12,221$ $p=0,007^*$
<i>Ramphastos toco</i>	64,32 a 6,23 (82-53,8) n=78	68,30 a 3,85 (73,8-56,9) n=97	68,28 a 3,00 (72,7-64,2) n=13	68,80 a 3,95 (74,6-60,9) n=21	$\chi^2=3,133$ $p=0,372$
<i>Saltator maximus</i>	58,34 a 4,66 (67,9-48,6) n=41	59,92 a 4,82 (71,7-51,1) n=60	59,49 a 5,53 (70,2-48,6) n=47	58,18 a 3,57 (66,7-51,1) n=38	$\chi^2=0,412$ $p=0,938$
<i>Saltator similis</i>	54,16 a 3,84 (61,2-47,9) n=17	63,20 a 9,69 (79,2-44,8) n=62	60,28 a 6,73 (71,1-50,2) n=17	59,5 a 5,69 (59,5-59,5) n=11	$\chi^2=2,257$ $p=0,521$
<i>Synallaxis frontalis</i>	54,09 a 5,80 (69,5-45,5) n=63	63,11 a 6,74 (74,6-52,8) n=65	65,87 a 4,61 (74,9-57,2) n=38	60,8 a 4,04 (65,5-49,3) n=27	$\chi^2=9,215$ $p=0,027^*$
<i>Tangara cayana</i>	55,178 a 5,00 (68-45) n=18	52,53 a 6,92 (63,6-41,2) n=13	54,31 a 3,37 (59,9-49,1) n=15	50,38 a 5,28 (60-40,6) n=18	$\chi^2=5,685$ $p=0,128$
<i>Tangara sayaca</i>	58,324 a 5,58 (68,1-48,8) n=25	61,70 a 6,85 (75,3-51,5) n=36	54,6 a 5,99 (65,1-47,5) n=17	64,35 a 6,83 (74,1-50) n=19	$\chi^2=2,121$ $p=0,548$
<i>Tersina viridis</i>	55,09 a 5,09 (63,6-42,7) n=24	55,07 a 2,86 (62,7-51,3) n=31	50,81 a 4,71 (57,1-39,9) n=19	62,79 a 5,33 (72,3-51,3) n=19	$\chi^2=14,061$ $p=0,003^*$
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	62,19 a 4,45 (69,5-50,5) n=33	64,35 a 5,57 (77,7-53,5) n=23	55,15 a 2,25 (58,5-49,3) n=21	66,45 a 2,47 (68,2-64,7) n=12	$\chi^2=10,287$ $p=0,016^*$
<i>Thamnophilus doliatus</i>	49,95 a 5,59 (53,9-46) n=12	53,8 a 2,24 (57-50,9) n=19	64,48 a 4,64 (73,9-56,9) n=22	72,53 a 3,29 (77,2-68,4) n=11	$\chi^2=17,533$ $p<0,001^*$
<i>Todirostrum cinereum</i>	52,55 a 2,16 (55,2-50,3) n=14	56,1 a 6,89 (68,2-46) n=18	56,80 a 6,26 (68,1-40,4) n=47	55,64 a 5,81 (67-47) n=22	$\chi^2=0,608$ $p=0,895$
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	67,70 a 8,92 (84,1-50,1) n=66	68,79 a 8,48 (83,8-46,6) n=67	69,24 a 6,14 (80,8-53,1) n=50	70,57 a 8,82 (89,2-53,6) n=45	$\chi^2=1,125$ $p=0,745$
<i>Veniliornis passerinus</i>	53,82 a 3,95 (63,7-47) n=19	64,59 a 6,51 (76,2-54,1) n=19	63,15 a 2,92 (66,2-59,3) n=14	65,24 a 5,66 (71,6-56,2) n=15	$\chi^2=15,449$ $p=0,001^*$
<i>Vireo chivi</i>	64,81 a 9,03 (77,3-52,9) n=13	62,88 a 4,68 (74,6-55,6) n=42	60,91 a 1,37 (62,5-58) n=17	64,26 a 2,44 (69,5-60,2) n=20	$\chi^2=1,923$ $p=0,589$

Tabela 16. Duração (s) do canto [média \pm desvio-padrão (amplitude dos valores) e número de amostras] das 44 espécies de aves estudadas nos quatro grupos de áreas e significância dos testes estatísticos. * resultados significativos.

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Amazona aestiva</i>	0,327 a 0,11 (0,606-0,183) n=22	0,21 a 0,07 (0,34-0,091) n=52	0,27 a 0,049 (0,364-0,195) n=21	0,24 a 0,078 (0,413-0,114) n=18	$\chi^2=3,377$ $p=0,337$
<i>Antilophia galeata</i>	1,09 a 0,18 (1,631-0,463) n=87	1,14 a 0,17 (1,862-0,35) n=83	1,25 a 0,15 (1,605-0,897) n=36	1,15a 0,15 (1,319-0,774) n=25	$\chi^2=2,19$ $p=0,534$
<i>Arremon flavirostris</i>	2,02 a 0,329 (2,725-1,258) n=47	2,00 a 0,39 (3,491-1,387) n=76	2,66 a 0,43 (3,595-1,816) n=42	1,72 a 0,34 (2,751-0,951) n=48	$\chi^2=8,903$ $p=0,031^*$
<i>Basileuterus culicivorus</i>	2,03 a 0,37 (3,061-0,923) n=82	1,76 a 0,29 (2,423-0,783) n=162	1,93 a 0,29 (2,571-1,323) n=95	1,35 a 0,28 (1,912-0,877) n=30	$\chi^2=6,712$ $p=0,082$
<i>Brotogeris chiriri</i>	0,41 a 0,36 (1,23-0,022) n=76	0,43 a 0,31 (1,239-0,026) n=98	0,41 a 0,17 (0,783-0,149) n=36	0,70 a 0,29 (1,602-0,121) n=81	$\chi^2=3,689$ $p=0,297$
<i>Camptostoma obsoletum</i>	1,92 a 0,49 (3,731-1,351) n=32	2,05 a 0,35 (2,786-1,412) n=28	1,53 a 0,21 (2,116-1,086) n=36	1,72 a 0,40 (2,469-1,29) n=16	$\chi^2=2,639$ $p=0,451$
<i>Cantorchilus leucotis</i>	4,85 a 1,27 (8,74-2,435) n=61	5,65 a 1,38 (9,04-1,827) n=92	5,45 a 1,81 (11,153-2,014) n=80	6,10 a 2,24 (15,667-2,914) n=44	$\chi^2=2,718$ $p=0,437$
<i>Clibanornis rectirostris</i>	0,08 a 0,01 (0,096-0,05) n=12	0,15 a 0,06 (0,293-0,019) n=85	0,18 a 0,02 (0,23-0,133) n=17	0,10 a 0,04 (0,176-0,035) n=72	$\chi^2=3,813$ $p=0,282$
<i>Coereba flaveola</i>	1,58 a 0,30 (2,2-0,982) n=31	1,73 a 0,41 (2,578-0,783) n=96	1,74 a 0,38 (2,639-1,126) n=40	1,74 a 0,34 (3,12-1,074) n=71	$\chi^2=0,516$ $p=0,915$
<i>Columbina squamatta</i>	0,86 a 0,07 (1,11-0,709) n=73	1,00 a 0,09 (1,186-0,748) n=91	0,83 a 0,05 (1,008-0,744) n=35	0,90 a 0,05 (0,986-0,799) n=15	$\chi^2=9,189$ $p=0,027^*$
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0,95 a 0,19 (1,401-0,518) n=108	0,94 a 0,16 (1,37-0,555) n=129	1,28 a 0,80 (3,779-0,762) n=41	1,06 a 0,22 (1,699-0,68) n=40	$\chi^2=15,567$ $p=0,001^*$
<i>Diopsittaca nobilis</i>	0,18 a 0,029 (0,261-0,13) n=47	0,21 a 0,065 (0,277-0,119) n=30	0,21 a 0,03 (0,258-0,129) n=37	0,31 a 0,10 (0,538-0,166) n=27	$\chi^2=7,768$ $p=0,050^*$
<i>Eucometis penicillata</i>	2,21 a 0,68 (4,491-0,978) n=28	2,01 a 0,71 (4,621-0,861) n=56	2,12 a 0,49 (3,289-1,153) n=45	1,90 a 0,43 (2,823-1,122) n=17	$\chi^2=1,092$ $p=0,779$
<i>Euphonia chlorotica</i>	0,70 a 0,21 (1,144-0,29) n=55	0,71 a 0,25 (1,588-0,399) n=83	0,62 a 0,21 (1,216-0,394) n=20	0,674 a 0,19 (0,95-0,292) n=38	$\chi^2=0,498$ $p=0,919$

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Galbula ruficauda</i>	3,96 a 1,96 (11,698-1,119) n=47	4,87 a 1,81 (10,692-2,495) n=60	4,61 a 3,31 (15,793-2,294) n=18	3,91 a 1,46 (8,929-2,119) n=27	$\chi^2=3,647$ $p=0,302$
<i>Hemithraupis guira</i>	1,13 a 0,30 (1,834-0,48) n=36	1,16 a 0,31 (1,686-0,491) n=20	1,38 a 0,491 (2,143-0,799) n=11	1,32 a 0,30 (1,114-1,478.3) n=10	$\chi^2=0,845$ $p=0,838$
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	2,12 a 0,28 (2,429-1,03) n=24	1,98 a 0,34 (2,565-1,118) n=62	1,97 a 0,25 (2,538-1,304) n=70	1,94 a 0,31 (2,606-1,15) n=56	$\chi^2=0,624$ $p=0,891$
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0,91 a 0,47 (2,036-0,298) n=53	1,35 a 0,29 (2,225-0,844) n=40	1,57 a 0,41 (2,282-0,717) n=13	1,17 a 0,34 (1,785-0,619) n=11	$\chi^2=7,649$ $p=0,050^*$
<i>Leptotila verreauxi</i>	1,15 a 0,36 (2,05-0,464) n=82	1,13 a 0,22 (1,508-0,655) n=47	1,22 a 0,26 (1,548-0,675) n=35	1,00 a 0,26 (1,657-0,734) n=17	$\chi^2=1,729$ $p=0,630$
<i>Megarynychus pitangua</i>	0,87 a 0,33 (1,734-0,608) n=20	0,62 a 0,27 (1,163-0) n=41	0,79 a 0,13 (0,919-0,498) n=19	0,43 a 0,25 (0,906-0,206) n=31	$\chi^2=3,704$ $p=0,295$
<i>Myiarchus ferox</i>	0,39 a 0,14 (0,728-0,19) n=46	0,38 a 0,13 (0,91-0,218) n=74	0,43 a 0,18 (1,025-0,217) n=46	0,31 a 0,14 (0,636-0,204) n=12	$\chi^2=0,176$ $p=0,981$
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0,41 a 0,18 (0,7-0,168) n=23	0,212 a 0,06 (0,409-0,13) n=40	0,19 a 0,07 (0,291-0,107) n=10	0,16 a 0,06 (0,284-0,102) n=15	$\chi^2=3,999$ $p=0,262$
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0,06 a 0,01 (0,087-0,036) n=51	0,05 a 0,01 (0,077-0,031) n=63	0,07 a 0,02 (0,117-0,03) n=35	0,03 a 0,01 (0,044-0,026) n=18	$\chi^2=6,847$ $p=0,077$
<i>Myiothlypis flaveola</i>	2,23 a 0,32 (3,128-1,287) n=86	2,01 a 0,32 (2,611-1,324) n=119	1,96 a 0,17 (2,268-1,526) n=38	1,91 a 0,13 (2,205-1,524) n=38	$\chi^2=1,235$ $p=0,745$
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	1,27 a 0,29 (1,863-0,83) n=18	1,15 a 0,24 (1,313-0,867) n=3	0,50 a 0,23 (0,494-0,509) n=11	0,67 a 0,20 (0,601-0,683) n=10	$\chi^2=8,733$ $p=0,033^*$
<i>Patagioenas picazuro</i>	7,53 a 2,19 (12,776-3,451) n=41	8,22 a 3,94 (20,959-3,163) n=27	8,31 a 1,07 (9,339-7,195) n=13	9,16 a 3,47 (18,139-4,125) n=27	$\chi^2=1,596$ $p=0,660$
<i>Phaethornis pretrei</i>	0,12 a 0,02 (0,159-0,087) n=33	0,13 a 0,01 (0,152-0,107) n=53	0,11 a 0,01 (0,127-0,098) n=10	0,12 a 0,01 (0,124-0,121) n=13	$\chi^2=5,606$ $p=0,132$
<i>Picumnus albosquamatus</i>	1,75 a 0,23 (2,424-1,218) n=61	1,56 a 0,24 (2,032-1,059) n=55	1,63 a 0,25 (2,173-1,203) n=42	1,65 a 0,51 (2,712-0,438) n=48	$\chi^2=4,213$ $p=0,239$
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0,72 a 0,19 (1,1-0,318) n=54	0,76 a 0,13 (1,056-0,422) n=76	0,795 a 0,09 (1,068-0,704) n=16	0,84 a 0,09 (0,983-0,537) n=93	$\chi^2=5,639$ $p=0,131$

Espécie	Grupo de áreas de estudo				Teste
	Rural	Semi-rural	Semi-urbano	Urbano	
<i>Polioptila dumicola</i>	1,86 a 0,24 (2,449-1,55) n=15	1,87 a 0,45 (2,951-1,18) n=16	1,65 a 0,52 (2,657-0,681) n=33	1,39 a 0,72 (3,113-0,58) n=17	$\chi^2=2,754$ $p=0,431$
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	0,13 a 0,03 (0,18-0,077) n=43	0,11 a 0,02 (0,145-0,076) n=35	0,15 a 0,03 (0,21-0,076) n=32	0,16 a 0,05 (0,272-0,076) n=41	$\chi^2=6,489$ $p=0,090$
<i>Ramphastos toco</i>	0,19 a 0,03 (0,295-0,12) n=78	0,19 a 0,03 (0,253-0,116) n=97	0,16 a 0,01 (0,184-0,136) n=13	0,22 a 0,05 (0,273-0,089) n=21	$\chi^2=0,535$ $p=0,911$
<i>Saltator maximus</i>	0,93 a 0,16 (1,33-0,613) n=41	1,08 a 0,20 (1,666-0,747) n=60	1,05 a 0,20 (1,448-0,668) n=47	1,26 a 0,19 (1,737-0,861) n=38	$\chi^2=7,517$ $p=0,057$
<i>Saltator similis</i>	1,39 a 0,21 (1,651-1,035) n=17	1,55 a 0,35 (2,779-1,027) n=62	1,37 a 0,29 (1,623-0,777) n=17	2,17 a 0,22 (2,100-2,203) n=11	$\chi^2=6,930$ $p=0,074$
<i>Synallaxis frontalis</i>	0,43 a 0,06 (0,587-0,345) n=63	0,40 a 0,03 (0,494-0,34) n=65	0,40 a 0,01 (0,427-0,364) n=38	0,39 a 0,03 (0,465-0,312) n=27	$\chi^2=2,402$ $p=0,493$
<i>Tangara cayana</i>	6,27 a 4,68 (19,293-2,32) n=18	5,73 a 2,42 (10,525-3,021) n=13	5,31 a 1,70 (8,456-3,105) n=15	5,52 a 3,36 (12,916-1,765) n=18	$\chi^2=3,268$ $p=0,352$
<i>Tangara sayaca</i>	2,67 a 0,72 (5,189-1,695) n=25	3,09 a 0,65 (4,743-2,121) n=36	3,16 a 0,79 (4,855-2,4) n=17	2,97 a 0,73 (4,89-1,781) n=19	$\chi^2=2,843$ $p=0,417$
<i>Tersina viridis</i>	0,26 a 0,05 (0,367-0,178) n=24	0,24 a 0,06 (0,375-0,104) n=31	0,26 a 0,07 (0,443-0,182) n=19	0,23 a 0,03 (0,28-0,17) n=19	$\chi^2=2,042$ $p=0,564$
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	1,60 a 0,31 (2,368-1,174) n=33	2,36 a 0,65 (3,787-1,155) n=23	1,52 a 0,31 (1,977-0,957) n=21	1,50 a 0,44 (1,807-1,19) n=2	$\chi^2=7,200$ $p=0,066$
<i>Thamnophilus doliatus</i>	1,90 a 0,04 (1,931-1,868) n=12	2,13 a 0,14 (2,354-1,874) n=19	2,21 a 0,28 (2,929-1,688) n=22	2,07 a 0,12 (2,275-1,895) n=11	$\chi^2=5,017$ $p=0,171$
<i>Todirostrum cinereum</i>	2,32 a 1,66 (3,872-0,17) n=14	4,14 a 0,68 (4,925-3,279) n=18	3,78 a 1,10 (6,925-1,748) n=47	3,01 a 1,00 (4,817-0,942) n=22	$\chi^2=9,983$ $p=0,018^*$
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0,27 a 0,06 (0,451-0,159) n=66	0,26 a 0,05 (0,422-0,156) n=67	0,30 a 0,06 (0,418-0,169) n=50	0,28 a 0,07 (0,456-0,164) n=45	$\chi^2=4,127$ $p=0,248$
<i>Veniliornis passerinus</i>	2,15 a 0,87 (3,436-0,732) n=19	2,22 a 0,79 (3,976-0,846) n=19	2,69 a 0,46 (2,99-2) n=14	2,39 a 0,35 (2,977-2,065) n=15	$\chi^2=1,327$ $p=0,723$
<i>Vireo chivi</i>	0,28 a 0,08 (0,371-0,159) n=13	0,31 a 0,10 (0,486-0,083) n=42	0,34 a 0,03 (0,397-0,261) n=17	0,34 a 0,05 (0,418-0,239) n=20	$\chi^2=1,078$ $p=0,783$