

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

CENTRO DE BIOCÊNCIAS

DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

BRUNA MARCELA TEIXEIRA DE ANDRADE

**PAISAGEM ACÚSTICA EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA COM
DIFERENTES ANOS DE REFLORESTAMENTO**

Recife

2021

BRUNA MARCELA TEIXEIRA DE ANDRADE

**PAISAGEM ACÚSTICA EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA COM
DIFERENTES ANOS DE REFLORESTAMENTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal

Orientadora: Prof^a. Dra Bruna Martins Bezerra

Recife

2021

Catálogo na fonte: Bibliotecária Claudina
Queiroz, CRB4/1752

Andrade, Bruna Marcela Teixeira de

Paisagem acústica em um fragmento de mata atlântica com diferentes anos de reflorestamento / Bruna Marcela Teixeira de Andrade - 2021.

71 folhas: il., fig., tab.

Orientadora: Bruna Martins Bezerra

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. Recife, 2021.

Inclui referências e apêndices.

1. Antropofonia 2. Biofonia 3. Geofonia 4. Índices acústicos
I. Bezerra, Bruna Martins (Orientadora) II. Título

363.7 CDD (22.ed.)

UFPE/CB-2022-002

BRUNA MARCELA TEIXEIRA DE ANDRADE

**PAISAGEM ACÚSTICA EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA COM
DIFERENTES ANOS DE REFLORESTAMENTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico de Biociências, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal. Área de concentração: Ecologia

Aprovado em: 29/10/2021.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Bruna Martins Bezerra (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr. Pedro Ivo Simões (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr. João Pedro Souza Alves (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr. Adrian Paul Ashton Barnett (Examinador
Externo)
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pela oportunidade e realização dos meus sonhos, por caminhar comigo e ser sempre meu amigo fiel.

À minha linda e barulhenta família, que sempre foi meu porto seguro, minha maior torcida e meus maiores incentivadores. Vó, vô, tias, tios, primas e primos, eu amo vocês. Em especial meus pais Alda e Everaldo e irmão Everton, só a gente sabe o significado dessa conquista, vocês fazem tudo valer a pena e me mostram sempre o significado de ser forte. Eu amo vocês mais que tudo!

Muito obrigada a minha orientadora Bruna Bezerra, pela parceria, ensinamento, empatia, paciência e toda tempo que ela dedica aos seus orientados. Bruh, você é peça fundamental na nossa construção, obrigada por entender e exercer o seu papel de orientadora de forma tão perfeita e inspiradora. Obrigada por acreditar em mim mesmo quando eu não me achava capaz. Ao meu amigo Robério Freire, por todo ensinamento e parceria, por sempre acreditar em mim e nos meus projetos. Amigo, obrigada por vibrar com minhas conquistas, te considero meu co-orientador e melhor amigo, claro.

A todos os integrantes do Laboratório de Ecologia, Comportamento e Conservação (LECC) da UFPE, obrigada pelas conversas acompanhadas de muito café, infelizmente foram interrompidas pela Pandemia, mas eu gostaria que todos soubessem que me ensinam muito e eu sou muito grata por nossa parceria. Em especial gostaria de agradecer a Ju, pelas viagens de campo, por ser meu braço direito, por toda ajuda e amizade. Jubs sem você tudo teria sido bem mais difícil.

Não posso deixar de agradecer também aos meus amigos, que me aguentam falar de macaco e bioacústica o tempo todo, vocês são minha família também e eu sou privilegiada por

tê-los na minha vida.

Agradeço a todos que fazem parte da Mineradora Tronox Pigmentos do Brasil, lugar que me sinto em casa e sempre sou muito bem acolhida e respeitada. Gostaria de agradecer a Manoel, Carlos, João Maria, Fabiano, Antônio Pedro, Rafa, Virgílio, Rodrigo e em especial a Severino (Birino), que faz de tudo para que a pesquisa dê certo e que os momentos em campo sejam menos cansativos e difíceis.

Gostaria de agradecer a banca pela disponibilidade, é sensacional poder ter uma banca formada por pessoas que eu tenho tanto carinho e admiração, obrigada por serem tão solícitos e acessíveis, eu sou muito fã de todos vocês.

Agradeço a Universidade Federal de Pernambuco, ao Programa de Pós-graduação em Biologia Animal e a todos os docentes pela dedicação e ensinamentos. Agradeço também a Fundação Pernambuco de Apoio à Ciência e Tecnologia (FACEPE) pelo auxílio financeiro concedido a minha pesquisa.

RESUMO

O uso diversificado do solo pelos humanos resulta em fragmentação, perda de habitats naturais e da sua biodiversidade. Os gravadores autônomos são tecnologias emergentes que permitem amostrar a atividade acústica de comunidades de animais e os sons da paisagem, auxiliando assim em monitoramentos da biodiversidade. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo geral entender a paisagem acústica de um fragmento Mata Atlântica com trechos de mata primária e mata secundária que foram desmatados e reflorestados após atividades de mineração. Esta dissertação está dividida em duas partes. A primeira traz uma contextualização do tema através de um referencial teórico para situar o leitor. A segunda parte traz os resultados da análise da paisagem acústica de um fragmento de Mata Atlântica localizado no município de Mataraca no extremo norte do Estado da Paraíba. Para tanto, coletamos dados acústicos usando gravadores autônomos instalados simultaneamente em cinco áreas com diferentes períodos de regeneração florestal (i. e., mata primária e matas secundárias reflorestadas em 1989, 1999, 2009 e 2019, aqui consideradas como áreas tratamento). As gravações foram realizadas durante três meses secos (outubro, novembro e dezembro/2020) e três meses chuvosos (março, abril e maio/2021). Fizemos a caracterização da vegetação das áreas tratamento através do método vizinho mais próximo, com a contagem do número total de árvores em dez quadrantes de cinco metros quadrados. As gravações da paisagem acústica foram analisadas no programa Kaleidoscope (Wildlife Acoustics), através do qual realizamos a inspeção e contagem dos diferentes dados acústicos gerados em agrupamentos pelo programa para cada área tratamento. Essas áreas foram então comparadas. As cinco áreas tratamento foram claramente diferenciadas com base em sua vegetação em uma análise de função discriminante, havendo 84% de classificação correta das áreas (76% quando consideramos uma correção por validação cruzada). Obtivemos 366.700 dados acústicos de biofonia, 24.370 de geofonia e 8.158 de antropofonia no período seco. No período chuvoso, obtivemos 386.339 sonótipos de biofonia, 36.484 de geofonia e 5.850 de antropofonia. Assim como a estrutura da vegetação, a paisagem acústica também foi diferente entre as áreas. A proporção de geofonia, biofonia e antropofonia discrimina entre as áreas tratamento 58,8% de classificação correta, baixando a 55% quando consideramos a correção por validação cruzada. A biofonia e a antropofonia foram as variáveis que contribuíram de fato para diferenciar entre as áreas tratamento. Calculamos automaticamente através do software Kaleidoscope sete índices acústicos entre as áreas tratamento em seguida comparamos: Índice de Complexidade Acústica (ACI), Índice de

Diversidade Acústica (ADI), Índice de Regularidade Acústica (AEI), Índice Bioacústico (BIO), Entropia Total (H), Eventos por Segundo (EVN) e Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) para aferir tanto a abundância como a diversidade acústica. Nossos resultados mostram que os índices acústicos são sensíveis para detectar as mudanças na paisagem sonora de áreas contínuas com mata primária e secundárias reflorestadas em diferentes períodos. Em particular, o Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) se mostrou um excelente medidor da relação biofonia e antropofonia, O Índice de Complexidade Acústica (ACI) e o Índice Bioacústico (BIO) não apresentaram resultados que refletissem a paisagem sonora de áreas reflorestadas e o Índice de Diversidade Acústica (ADI) se mostrou um ótimo índice para representar as variáveis climáticas. Dentre os Índices Acústicos utilizados no trabalho, aqueles que representam melhor configuração da paisagem são o Índice de Entropia Total (H), Eventos por Segundo (EVN) e o Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI). Por fim, relatamos que alguns cuidados devem ser tomados na metodologia e sugestões para o futuro como, por exemplo, a realização de estudos com gravações contínuas para caracterização mais completa dos sonótipos de áreas de estudo com diferentes períodos de reflorestamento.

Palavras-Chave: antropofonia; biofonia; Geofonia; índices acústicos; mata primária; Mata secundária.

ABSTRACT

The diversified use of land by humans results in fragmentation, loss of natural habitats and their biodiversity. Sound traps are emerging technologies that allow sampling the acoustic activities of animal communities and the sounds of landscapes, thus helping to monitor biodiversity. Therefore, this study aimed to understand the acoustic landscape of an Atlantic Forest fragment with stretches of primary and secondary forest that were deforested and reforested after a mining process. This dissertation is divided into two parts. The first brings a contextualization of the theme through a theoretical framework to situate the reader. The second part presents the results of the acoustic landscape data of a fragment of Atlantic Forest located in the municipality of Mataraca in the extreme north of the State of Paraíba. To this end, we collected acoustic data using standalone SM4 (wildlife acoustics) recorders installed simultaneously in five areas with different periods of forest regeneration (i.e., “primary” forest and secondary forests reforested in 1989, 1999, 2009 and 2019, considered here as treatment areas). We performed six consecutive 72-hour recordings, sampling 15 minutes per hour. The six recordings were carried out during three dry months (October, November and December/2020) and three rainy months (March, April and May/2021). We performed the characterization of the vegetation in the treatment areas using the closest neighbour method, counting the total number of trees in ten quadrants of 5m², considering the rooted trees and with a trunk diameter of at least 5cm. The distance between the trunks was measured 1m above the ground. The acoustic landscape recordings were analyzed using the Kaleidoscope program (Wildlife Acoustics), through which we carried out the inspection and counting of the different sonotypes generated in clusters by the program for each treatment area. These areas were then compared. The five treatment areas were clearly differentiated based on their vegetation, as shown by our discriminant function analysis, with 84% correct classification of the areas, decreasing to 76% when considering correction by cross-validation. We obtained 366,700 sonotypes of biophony, 24,370 geophony and 8,158 anthropophony in the dry period. In the rainy season, we obtained 386,339 biophonies, 36,484 geophonies and 5,850 anthropophony sonotypes. As well as the vegetation landscape, the acoustic landscape was also able to differentiate the areas, that is, the proportion of geophony, biophony and anthropophony discriminate between the treatment areas 58.8% of correct classification, lowering 55% when considering correction by cross-validation. Biophony and Anthropophony were the variables that contributed to differentiate between the

treatment areas. We calculated and compared seven acoustic indices between the treatment areas: Acoustic Complexity Index (ACI), Acoustic Diversity Index (ADI), Acoustic Regularity Index (AEI), Bioacoustic Index (BIO), Total Entropy (H), Events per Second (EVN) and Normalized Difference Soundscape Index (NDSI) to measure both abundance and acoustic diversity. Our results show that acoustic indices are sensitive to detect changes in the soundscape of continuous areas with primary and secondary forests reforested in different periods. In particular, the Normalized Difference Soundscape Index (NDSI) proved to be an excellent measure of the relationship between biophony and anthropophony, the Acoustic Complexity Index (ACI) and the Bioacoustic Index (BIO) did not show results that reflect the soundscape of areas and the Acoustic Diversity Index (ADI) proved to be an excellent index to represent the climatic variables. Among the Acoustic Indices used in our study, those that present the best landscape configuration are Total Entropy Index (H), Events per Second (EVN) and Normalized Difference Sound Landscape Index (NDSI). Finally, we report that some precautions and potential future studies such conduct continuous recordings to obtain a complex characterization acoustic landscape of areas with different periods of reforestation.

Keywords: acoustic indices; anthropophony; biophony; geophony; primary forest; secondary forest.

LISTA DE FIGURAS

Referencial Teórico

- Figura 1** - Delimitação da área do bioma da Mata Atlântica no Brasil e seus remanescentes florestais em Verde. A figura mostra o que deveria ser a área ocupada pelo bioma Mata Atlântica e o que restou desse bioma atualmente. Mapa: Ana Luiza Matter.....17
- Figura 2** - Exemplo de espectrograma com biofonia, sendo A- representando pela ave Garrinchão pai-avô, B- representando um Macaco-prego-galego, C- representando por uma Cigarra e D- representado por um anfíbio *Pristimantis ramagii*. Através de Gravações passivas realizadas no município de Mataraca – PB em 2020- 2021, utilizando os gravadores autônomos SM4 (Wildlife Acoustics, frequência linear de resposta 20Hz – 20kHz). Espectrogramas foram gerados através do programa de computador Kaleidoscope (Wildlife Acoustics)22
- Figura 3** - Exemplos de espectrograma de Geofonia, sendo A – representando a chuva, B- representando o vento. Através de Gravações passivas realizadas no município de Mataraca – PB em 2020- 2021 utilizando os gravadores autônomos SM4 (Wildlife Acoustics, frequência linear de resposta 20Hz – 20kHz). Espectrogramas foram gerados através do programa de computador Kaleidoscope (Wildlife Acoustics).23
- Figura 4** - Exemplos de espectrogramas ilustrando Antropofonia, onde A- representa sinalizador de ré de um automóvel e B- representa alarme de máquina. Através de Gravações passivas realizadas no município de Mataraca – PB em 2020- 2021, utilizando os gravadores autônomos SM4 (Wildlife Acoustics, frequência linear de resposta 20Hz – 20kHz). Espectrogramas foram gerados através do programa de computador Kaleidoscope (Wildlife Acoustics).24
- Figura 5** - Foto A- Pesquisadora instalando o gravador em campo. B- Gravador autônomo SM4 (Wildlife acoustics) instalado em uma das áreas de estudo.26
- Figura 1** - Figura (A) Mapa do Brasil ilustrando; Figura (B) Localização do local do estudo no município de Mataraca- PB; Figura (C) Locais da estação das cinco armadilhas sonoras em nossa área de estudo. Imagem: Google Earth.41
- Figura 2** - Exemplo de espectrograma gerado no Kaleidoscope para a área 2019, mostrando a alta

| | |
|--|----|
| geofonia causada pelo vento. | 44 |
| Figura 3 - Funções canônicas discriminantes geradas da separação das partes reflorestadas em diferentes períodos com base em suas características conforme listadas na tabela 3. Tratamentos: 1- Área primária; 2 – Área reflorestada em 1989; 3- Área reflorestada em 1999; 4- Área reflorestada em 2009; 5- Área reflorestada em 2019. | 49 |
| Figura 4 - Espectrogramas exemplificando diferentes tipos de Biofonia (Foto A: Primata; Foto B: Cigarra; Foto C: Ave; Foto D: Grilo). | 50 |
| Figura 5 - Espectrogramas exemplificando diferentes tipos de Geofonia (Foto A: Chuva; Foto B: Vento). | 51 |
| Figura 6 - Espectrogramas exemplificando diferentes tipos de Antropofonia (Foto A: Alarme de sensor de Ré; Foto B: Ruído produzido pelos Aerogeradores do parque eólico State Power Investment Corporation of China (SPIC)). | 52 |
| Figura 7 - Funções canônicas discriminantes geradas da separação das partes reflorestadas em diferentes períodos com base na proporção de biofonia, geofonia e antropofonia. Áreas: 1- Reflorestada 1989; 2 – Área reflorestada em 1989; 3- Área reflorestada em 1999; 4- Área de Mata primária. | 55 |
| Figura 8 - Comparação do Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) entre os tratamentos (i. e., Mata primária e Matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; *p<0,001. | 56 |
| Figura 9 - Comparação do Índice de Complexidade Acústica (ACI) entre os tratamentos (i. e., Mata primária e Matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; *p<0,001. | 57 |
| Figura 10 - Comparação do Índice Bioacústico (BIO) entre os tratamentos (i. e., Mata primária e Matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; *p<0,001. | 58 |
| Figura 11 - Comparação do Índice de Diversidade Acústica (ADI) entre os tratamentos (i. e., Mata primária e Matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; onde não está sinalizado, encontramos diferença significativa com p<0,001. | 58 |

Figura 12 - Comparação do Índice de Regularidade Acústica (AEI) entre os tratamentos (i. e., Mata primária e Matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; onde não está sinalizado, encontramos diferença significativa com $p < 0,001$59

Figura 13 - Comparação do Índice de Entropia Total (H) entre os tratamentos (i. e., Mata primária e Matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; * $p < 0,001$60

Figura 14 - Comparação do Índice de Eventos por Segundos (EVN) entre os tratamentos (i. e., Mata primária e Matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; onde não está sinalizado, encontramos diferença significativa com $p < 0,001$60

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Caracterização estrutural das áreas usadas como tratamento no presente estudo. Área não de mata primária, Área reflorestada em 1989, Área reflorestada em 1999, Área reflorestada em 2009, Área reflorestada em 2019, em Mataraca, Paraíba, Nordeste do Brasil.43
- Tabela 2** - Variáveis contribuindo para diferenciação entre as Área de mata primária, Área reflorestada em 1989, Área reflorestada em 1999, Área reflorestada em 2009, Área reflorestada em 2019, em Mataraca, Paraíba, Nordeste do Brasil.49
- Tabela 3** - Contagem de sonótipos acústicos geradas por clusters, associadas à sua taxonomia específica de grupo amostrada nos quatro sites estudados (área de mata primária, área reflorestada em 1989, reflorestada em 1999 e área reflorestada em 2009), nos períodos secos (outubro, novembro e dezembro) e nos períodos chuvosos (março, abril e maio).51
- Tabela 4** - Identificação automática das sonótipos acústicos da paisagem sonora, considerando seis meses de amostragens, na mata primária, e áreas reflorestadas em 1989, 1999 e 2009, em Mataraca, Paraíba, Nordeste do Brasil.53
- Tabela 5** - Variáveis da paisagem acústica contribuindo para diferenciação entre a mata primária e as áreas reflorestadas em 1989, 1999 e 2009.54
- Tabela 6** - Comparação dos índices acústicos selecionados entre os diferentes tratamentos (i.e., Mata primária e matas secundárias reflorestadas 1989, 1999, e 2009). Comparações realizadas através de Testes de Friedman.56

SUMÁRIO

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 16 |
| 1.1 | A MATA ATLÂNTICA..... | 16 |
| 1.2 | AMEAÇAS NA MATA ATLÂNTICA (USO DO SOLO)..... | 17 |
| 1.3 | BIODIVERSIDADE DA MATA ATLÂNTICA | 18 |
| 1.4 | ECOLOGIA DE PAISAGEM ACÚSTICA | 20 |
| 1.4.1 | <i>O que é a paisagem acústica?</i> | 20 |
| 1.4.2 | <i>Biofonia</i> | 20 |
| 1.4.3 | <i>Geofonia</i> | 22 |
| 1.4.4 | <i>Antropofonia</i> | 23 |
| 1.5 | IMPACTO DA ANTROPOFONIA SOBRE A BIOFONIA | 24 |
| 1.6 | MONITORAMENTO ACÚSTICO DA BIODIVERSIDADE..... | 25 |
| 1.6 | ÍNDICES ACÚSTICOS | 27 |
| 1.6.1 | <i>O que são índices acústicos e quais as suas funções?</i> | 27 |
| 2 | OBJETIVOS | 38 |
| 2.1 | Objetivo Geral | 38 |
| 2.2 | Objetivos Específicos | 38 |
| 3 | Paisagem acústica de um fragmento de Mata Atlântica Contínuo e heterogêneo contendo Matas Primária e Secundárias reflorestadas em diferentes períodos | 39 |
| 3.2 | MÉTODOS | 41 |
| 3.2.1 | <i>Caracterização da área de estudo</i> | 41 |
| 3.2.2 | <i>Gravações</i> | 44 |
| 3.2.3 | <i>Análise acústica</i> | 44 |
| 3.2.4 | <i>Análise estatísticas</i> | 48 |
| 3.3 | RESULTADOS | 48 |
| 3.2.1. | <i>Caracterização da vegetação das áreas de amostragem</i> | 48 |
| 3.3.1 | <i>Caracterização da paisagem sonora</i> | 49 |
| | <i>Composição da biofonia</i> | 50 |
| | <i>Composição da geofonia</i> | 51 |
| | <i>Composição da Antropofonia</i> | 52 |
| 3.3.2 | <i>Comparação dos componentes da paisagem acústica entre a mata primária e</i> | |

| | | |
|-------|--|-----------|
| | <i>reflorestadas em 1989, 1999 e 2009</i> | 52 |
| 3.2.3 | <i>Comparação de índices acústicos entre mata primária e matas secundárias reflorestadas em 1989, 1990 e 2009.</i> | 55 |
| 3.4 | DISCUSSÃO | 61 |
| 4 | CONCLUSÕES GERAIS | 66 |
| | REFERÊNCIAS | 67 |

1 INTRODUÇÃO

1.1 A MATA ATLÂNTICA

Segunda maior floresta tropical da América do Sul, a Mata Atlântica cobria cerca de 1,5 milhão de quilômetros ao longo da costa brasileira, entre os estados do Rio Grande do Norte e Rio Grande do Sul (Ribeiro et al., 2009), representando 12% de todo território brasileiro (Câmara et al., 2003). A Mata Atlântica é formada por um mosaico de habitats com florestas perenes, semidecíduais, florestas caducifólias, manguezais, pântanos, restingas, campos de altitude e florestas mistas de pinheiros de Araucária (Câmara et al., 2003). Ela abriga em torno de 20.000 espécies de plantas, 263 de mamíferos, 936 de pássaros, 306 de répteis, 475 de anfíbios, entre outras que requerem descrição científica (Mittermeier et al., 2011), representando de 1-8% do total de espécies do mundo (Ribeiro et al., 2009). Além disso, características climáticas e geográficas como a grande quantidade de chuva nas áreas costeiras ao longo do ano (Câmara et al., 2003), a ampla faixa longitudinal e a grande amplitude latitudinal, tornam o bioma Mata Atlântica uma das unidades biogeográficas mais diferenciadas de toda região Neotropical por sua alta diversidade e níveis notáveis de endemismo (Mittermeier et al., 2005).

O processo de devastação da Mata Atlântica teve início ainda no período da colonização do Brasil (Silva et al., 2016), restando atualmente cerca de 11 a 16% da cobertura vegetal da mesma (Rezende et al., 2018). Grande parte dos remanescentes florestais do bioma se encontram isolados uns dos outros em pequenos fragmentos (Figura 1) (Ribeiro et al., 2009). Mais de 80% dos fragmentos de Mata Atlântica têm menos de 50 ha, com distância média de 1.4 km entre elas, e quase a metade da floresta restante está a menos de 100 m de uma borda (Ribeiro et al., 2009). Além disso, esses remanescentes são compostos de florestas de crescimento secundário em estágios iniciais e médios de sucessão (Lira et al., 2012). Embora cerca de 36% dos remanescentes encontrem-se sob áreas protegidas, estas não garantem a real conservação deste bioma devido a fortes pressões antrópicas, incluindo desmatamento, agricultura, caça, mineração, entre outras (Mittermeier et al., 2011).

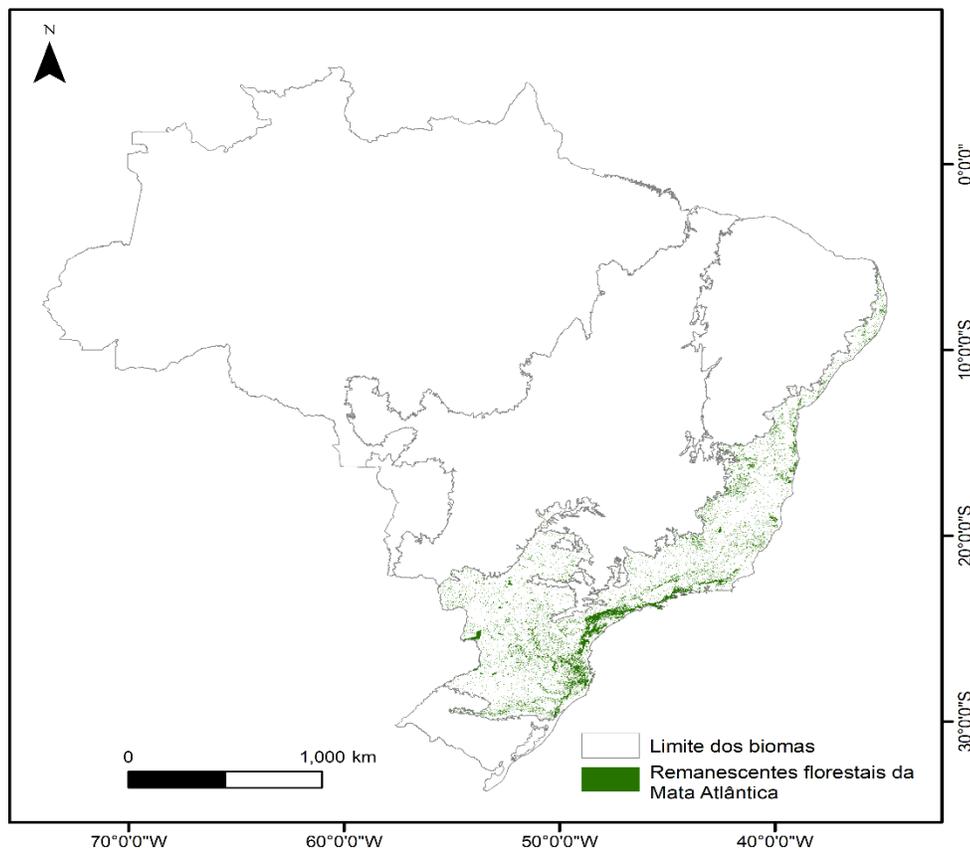


Figura 1. Delimitação da área do bioma da Mata Atlântica no Brasil e seus remanescentes florestais, em verde. Imagem criada através do software ArcGis, com informações do MapBiomas.

1.2 AMEAÇAS NA MATA ATLÂNTICA (USO DO SOLO)

A *Conservation International* incluiu a Mata Atlântica entre os 25 hotspots de biodiversidade do mundo, sendo, portanto, sua conservação prioritária por apresentar uma área com elevada biodiversidade de espécies, sujeitas a fortes pressões antrópicas (Mittermeier et al., 2011). A urbanização, a industrialização e a expansão da agricultura resultaram na perda de habitats naturais neste bioma (Galindo-Leal e Câmara, 2003). Entre 1990 e 2005, por exemplo, o desmatamento da Mata Atlântica ocasionou a perda de 11.650 ha de floresta, um total de 2,84 km² por dia (Tabarelli et al., 2005). Dados de 1990 à 2017 mostram certa estabilidade na perda cobertura florestal da Mata Atlântica (Rosa et al., 2021). No entanto, essa estabilidade esconde perda de floresta nativa por conta do crescimento de florestas secundárias em torno de áreas

agrícolas (Rosa et al., 2021).

Cerca de 125 milhões de pessoas vivem na área do bioma Mata Atlântica, o que a torna o bioma com maior densidade populacional do Brasil, além de ser responsável por quase 70% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional (Silva et al., 2020). O processo de urbanização, industrialização e expansão agrícola garantiram ao país um crescimento econômico, ao preço de perdas irreparáveis na biodiversidade (Rezende et al., 2018). A consequência de cinco séculos de intenso uso antrópico levou ao atual cenário crítico da Mata Atlântica, com fragmentos florestais pequenos, isolados e degradados (Lira et al., 2012). Grandes plantações de monoculturas como cana-de-açúcar e o café foram responsáveis por parte significativa no desmatamento da Mata Atlântica, e, atualmente, o plantio de soja se destaca como grande responsável por altos índices de desmatamento da floresta (Oliveira, 2009).

Recentemente, o processo de transição florestal, que consiste no aumento da cobertura vegetal após períodos de desmatamento, tem sido observado no bioma (Silva et al, 2020). Joly et al. (2014) revelaram um processo de “secundarização”, ou seja, uma reorganização biótica da fragmentada Mata Atlântica onde as mudanças no uso da terra e a incidência de incêndios substituem as florestas maduras por outras secundárias. Podemos encontrar quantidades significativas de biodiversidade em florestas secundárias, porém, algumas espécies só sobrevivem em florestas primitivas (Lira et al., 2012). Tais fatores, como a dependência de ambientes mais antigos, com menos alterações e com estruturas vegetativas mais desenvolvidas (Rosa et al., 2021), seriam determinantes para a extinção de algumas espécies (Metzger et al., 2009).

1.3 BIODIVERSIDADE DA MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica abriga 2.420 espécies de vertebrados e 20.000 espécies de plantas, ambos com altos índices de endemismo, mesmo diante de um cenário de fragmentos remanescentes e ecossistemas não florestais (Mittermeier et al., 2011). Destes, 1544 espécies da flora e 380 espécies da fauna estão ameaçados de extinção, sendo 60% de fauna e flora de toda a lista de espécies brasileiras ameaçadas, alguns em nível de bioma, alguns em nível de país e as espécies endêmicas em nível global (Rezende et al., 2018). Para vertebrados terrestres, as ameaças de extinção chegam a 9% e entre as espécies endêmicas, uma a cada quatro está ameaçada (Scarano e Ceotto, 2015).

Além disso, existe uma projeção para diminuição em riqueza de espécies de aves até 2080, e cerca de 12% de extinção local (Souza et al., 2011). Para anfíbios, a projeção é que até 2050 as espécies percam cerca de 45% da área original (Loyola et al., 2014).

As mudanças na paisagem provocadas pelo desmatamento tornam a Mata Atlântica vulnerável as mudanças climáticas (Scarano e Ceotto, 2015). Se considerarmos as altas taxas de endemismo no bioma (Mittermeier et al., 2005), as mudanças climáticas e o contínuo aumento do desmatamento, tais projeções são indicativas de grandes impactos futuros (Joly et al., 2014). Vale ressaltar que a grande diversidade da Mata Atlântica a torna um bioma que apresenta ainda muitas espécies que não foram descobertas (Lewinsohn e Prado, 2005). O bioma Mata Atlântica possui altos níveis de endemismo de espécies, cerca de 40% de sua flora e de 16–60% de sua fauna de tetrápodes (Tabarelli et al., 2010). Porém, estas espécies não estão distribuídas de uma forma homogênea ao longo da extensão latitudinal da Mata Atlântica. Em vez disso, as espécies endêmicas estão agrupadas em sub-regiões biogeográficas distintas (Tabarelli et al., 2010). A cada dia, mais paisagens naturais são convertidas em campos agrícolas, pastagem de gado, cidades e rodovias, sendo de extrema importância contabilizar as perdas de biodiversidade, acompanhando o que está sendo perdido (Scarpelli et al., 2021).

Existe a necessidade de recuperação e restauração florestal em diversas áreas do planeta (World Resources Institute, 2014). Uma restauração florestal adequada, e com possibilidade de conexão com áreas nativas, pode vir permitir que a terra se aproxime de sua capacidade produtiva em alguns locais, criando um ecossistema composto por espécies nativas para fornecer uma diversidade de valores econômicos e ecológicos para a região (Macdonald et al., 2015). No entanto, pesquisas de campo tradicionais que atestem essa restauração de espécies e permitam o monitoramento populacional podem ser demoradas e de alto custo, especialmente em áreas tropicais com alta biodiversidade (Wearn e Glover-Kapfer, 2019). Tecnologias emergentes como gravadores autônomos têm sido usadas para otimizar o monitoramento populacional (Burxton et al., 2018), reduzindo os custos das pesquisas de campo (Hill et al., 2019) e possibilitando a análise da saúde ambiental de áreas em processo e restauração florestal.

1.4 ECOLOGIA DE PAISAGEM ACÚSTICA

1.4.1 *O que é a paisagem acústica?*

O termo paisagem sonora foi usado em 1969, pelo músico e professor Raymond Murray Schafer quando publicou um trabalho intitulado “The New Soundscape” (Schafer et al., 1969), sugerindo que devemos ouvir o ambiente acústico como uma composição musical e, além disso, que nós somos responsáveis por sua composição (Wrightson et al., 2000). Também em 1969, Schafer e seus alunos criaram um projeto chamado “The World Soundscape Project” (Wrightson et al., 2000). O projeto se preocupava com o ruído e a falta de consciência que os humanos possuem com seus arredores acústicos (Pijanowski et al., 2011).

A paisagem acústica inclui sons produzidos por agentes bióticos e abióticos (Farina et al., 2014), ou seja, uma coleção da sobreposição de sons biológicos, geofísicos e antropogênicos na paisagem, que variam de acordo com tempo e espaço (Pijanowski et al., 2011). Biofonia, geofonia e antropofonia são termos usados para caracterizar sons que ocorrem na paisagem (Pijanowski et al., 2011). Podemos chamar de biofonia a coleção de sons produzidos por todos os organismos vivos, geralmente sons usados pelos animais como meio de comunicação (Krause et al., 2012, Fuller et al., 2015). Isso pode incluir vertebrados e invertebrados nos diversos ecossistemas terrestres e aquáticos (Fuller et al., 2015). A geofonia, por sua vez, inclui todos os sons originados do ambiente geofísico, ou seja, vento, água corrente, ondas do mar, erupções vulcânicas, etc. (Farina et al., 2014). A antropofonia, também chamada de tecnofonia, compreende os sons produzidos pelo homem e suas máquinas, ou seja, os sons provenientes de atividades industriais e urbanas, rodovias, rotas marítimas, tráfego aéreo, etc. (Farina et al., 2014).

1.4.2 *Biofonia*

Como já exposto brevemente, biofonia (ou zoofonia) é a denominação dada para os sons produzidos pelos animais (Figura 2) (Krause et al., 2012, Fuller et al., 2015). Os animais mais estudados em termos de acústica têm sido os pássaros, anfíbios, insetos e mamíferos (Pijanowski et al., 2011). As vozes humanas também são consideradas como pertencentes à biofonia, possuindo complexidade e plasticidade únicas (Farina et al., 2014). Através dos estudos voltados para

biofonia, podemos encontrar ciclos temporais e anuais na comunicação dos animais, que reflete o tempo de vida e histórias naturais desses animais em seus diversos habitats (Farina et al., 2014). Em biomas terrestres temperados, por exemplo, a maior parte da biofonia é produzida por pássaros, anuros, insetos e mamíferos (Farina et al., 2014). Nas regiões tropicais, os insetos e anuros dominam, seguidos por pássaros e mamíferos (Farina et al., 2014) Já nas florestas subtropicais a biofonia é bem representada pelas aves, principalmente no período da manhã (Tucker et al., 2014).

Os pássaros têm suas sessões de canto mais intensas no início da manhã e ao anoitecer (Brown e Handford, 2000), entretanto, também existem aves que vocalizam nos horários noturnos, como por exemplos as corujas (Hardouin et al., 2008). Grilos, gafanhotos e cigarras estão entre os insetos que mais produzem som (Pijanowski et al., 2011) para se comunicar, tanto durante o dia (cigarras), como à noite (grilos), ou ambos (algumas cigarras), exibindo assim padrões temporais de produção de som (Pijanowski et al., 2011). A ocorrência de um inseto no ambiente durante o ano está frequentemente relacionada a seu ciclo de vida, e esses ciclos podem ser sazonais (Pijanowski et al., 2011). Isso acontece em outros grupos animais como anuros, que frequentemente apresentam variação na produção de som relacionada à época reprodutiva (Blair et al., 1958; Zina e Haddad 2005; Shimada et al. 2021). Entre os anuros, diversas vocalizações são bem conhecidas, frequentemente as representadas por machos que estão atraindo fêmeas (Gerhardt et al., 1994, De Sollar et al., 2006). Anuros podem ser fortes dominantes em várias paisagens sonoras (Pijanowski et al., 2011). Ao monitorarmos os padrões de biofonia, durante um dia ou ano inteiro, podemos avaliar os impactos de mudanças ambientais em animais diurnos e noturnos e dos diferentes tipos (Hardouin et al., 2008).

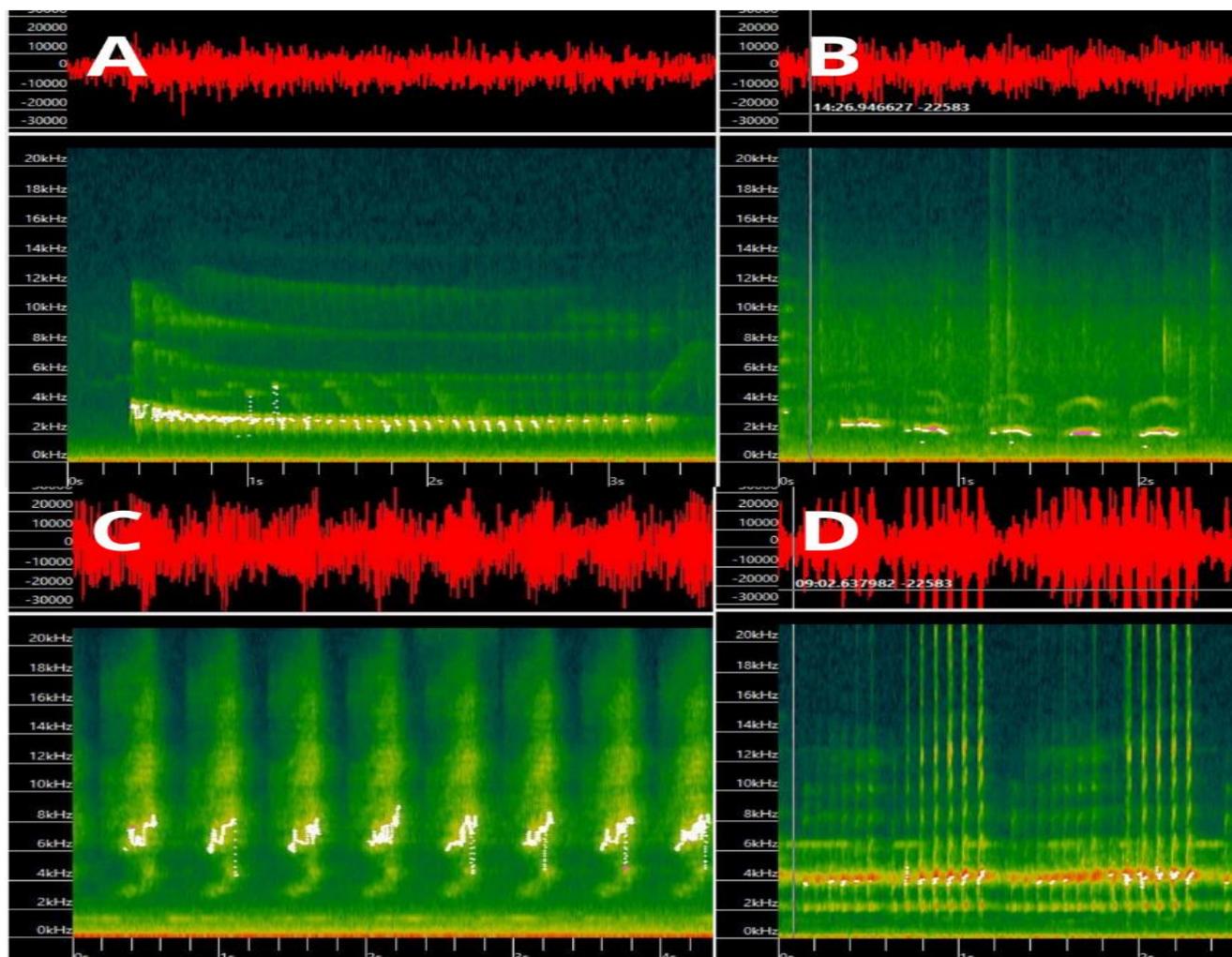


Figura 2. Oscilogramas (gráficos superiores) e espectrogramas (gráficos inferiores) de exemplos de biofonia: A- canto da ave Garrinção pai-avô; B- chamado de um Macaco-prego-galego, C- canto de uma cigarra; D- canto do anfíbio *Pristimantis ramagii*. Gravações passivas realizadas no município de Mataraca–PB, entre 2020-2021, utilizando os gravadores autônomos SM4 (Wildlife Acoustics, frequência linear de resposta 20Hz – 20kHz). Espectrogramas foram gerados através do programa de computador Kaleidoscope (Wildlife Acoustics).

1.4.3 Geofonia

Como exposto anteriormente, a geofonia representa os sons produzidos por agentes abióticos (Figura 3), como vento, vulcão, ondas do mar, água corrente, chuva, tempestades, relâmpagos, avalanches, terremotos e inundações (Farina et al., 2014). A geofonia pode se sobrepor, se misturar ou mascarar outros sons da paisagem acústica (Farina et al., 2014). As condições geográficas (declividade, exposição, etc.), climáticas e meteorológicas de uma região afetam os seus sons geofônicos (Fuller et al., 2015). A geofonia contribui em uma paisagem sonora de forma intensa,

porém variável (Putland et al., 2017). A composição da geofonia está ligada à morfologia de uma região, pois se existem vales, desfiladeiros, cumes e penhascos, a propagação do som vai ser diferente (Farina et al., 2014). Outros fatores que influenciam a geofonia e que podemos destacar são o regime de brisa, a umidade do ar e a temperatura, que também afetam os padrões de propagação de ondas sonoras (Farina et al., 2014). Já no ambiente aquático, os fatores que irão mais influenciar a geofonia são a profundidade, a salinidade e a temperatura (Fuller et al., 2015).

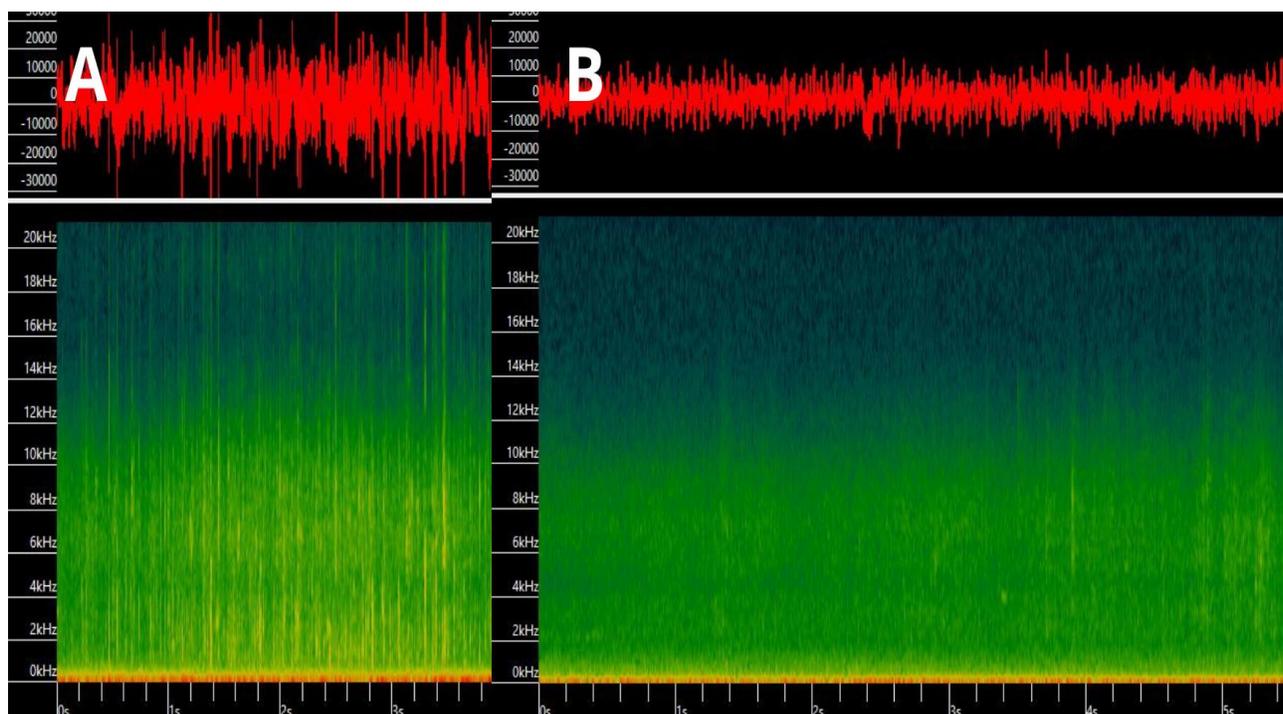


Figura 3. Oscilogramas (gráficos superiores) e espectrogramas de exemplos de geofonia. A – som de chuva; B- som do vento. Gravações passivas realizadas no município de Mataraca–PB, entre 2020- 2021, utilizando gravadores autônomos SM4 (Wildlife Acoustics, frequência linear de resposta 20Hz – 20kHz). Espectrogramas foram gerados através do programa de computador Kaleidoscope (Wildlife Acoustics).

1.4.4 Antropofonia

Chamamos de Antropofonia os sons resultantes da ação humana, máquinas e utensílios, como sons produzidos por carros, trens, aviões, máquinas industriais, sinos, etc. (Figura 4) (Farina et al., 2014). A antropofonia é a principal causa da poluição sonora, e ela afeta negativamente a reprodução e a longevidade da vida selvagem (Kight e Swaddle, 2011). A antropofonia será maior

quanto mais próximo de áreas urbanas, de infraestruturas industriais e de transporte, como rodovias, aeroportos e aviões corredores (Duarte et al., 2015). Em ambientes urbanos, podemos encontrar sons com propriedades temporais e espectrais diferentes dos que são produzidos por seres vivos (Pijanowski et al., 2011). Teremos ainda variações na antropofonia de acordo com as diferentes estruturas e funções de cidades e o contexto social e econômico (Duarte et al., 2015).

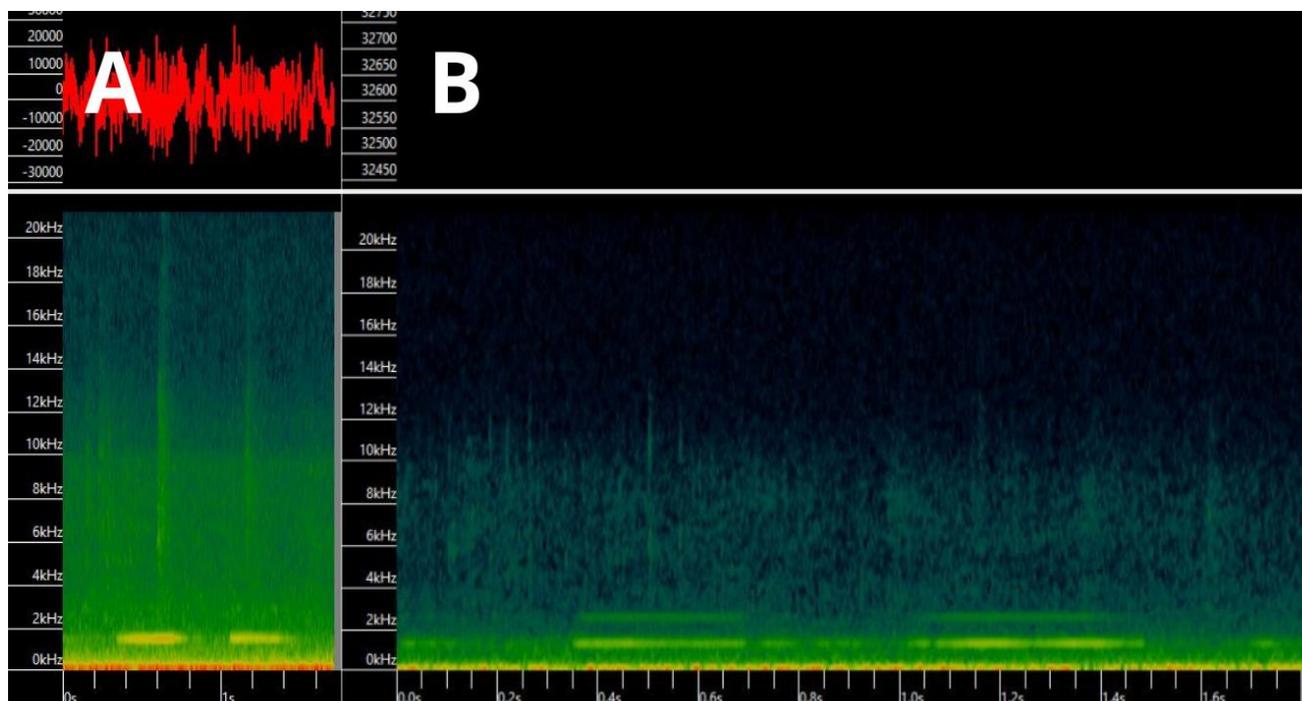


Figura 4. Oscilogramas (gráficos superiores) e espectrogramas de exemplos de antropofonia. A- sinalizador de ré de um automóvel; B- alarme de máquina. Gravações passivas realizadas no município de Mataraca–PB, entre 2020- 2021, utilizando os gravadores autônomos SM4 (Wildlife Acoustics, frequência linear de resposta 20Hz – 20kHz). Espectrogramas foram gerados através do programa de computador Kaleidoscope (Wildlife Acoustics).

1.5 IMPACTO DA ANTROPOFONIA SOBRE A BIOFONIA

O ruído antropogênico é um poluente global e sua influência sobre a natureza pode mudar drasticamente paisagens sonoras naturais (Morley et al., 2013). A paisagem sonora natural resulta da evolução na comunicação acústica entre as espécies, sendo de grande importância para a sobrevivência de muitos animais, para defesa de território e de outros recursos (Catchpole e Slater, 2008), para atrair parceiros sexuais (Brumm et al., 2009), manter vigilância, localizar presas e

detectar predadores (Warren et al., 2006). Altos níveis de ruído podem mascarar os sinais acústicos de diversos animais, levando-os a usar mecanismos compensatórios para comunicar-se vocalmente ou abandonar áreas ruidosas (Gonçalves Santos, 2021). Entre esses mecanismos estão as alterações temporais (Fuller et al., 2007; Sousa-Lima e Clark, 2008) e ajustes nas características como amplitude (Brumm et al., 2009), frequência (Brumm et al., 2009), duração da vocalização (Brumm et al., 2004), taxa de emissão de vocalizações (Sun e Narins, 2005) e número de notas (Slabbekoorn e den Boer-Visser, 2006). Por exemplo, estudando a biofonia em florestas tropicais, Gonçalves Santos et al. (2021) encontraram um maior número de tipos de som em áreas centrais da floresta quando comparado a ambientes de borda, sugerindo maior riqueza de espécies no centro. O conhecimento do efeito do ruído sobre a vida selvagem deve direcionar esforços para o desenvolvimento de políticas públicas específicas para protegê-la, como por exemplo pesquisas ecológicas de planejamento de transporte e recreação, gestão de recursos naturais, entre outros (Brown et al., 2013).

1.6 MONITORAMENTO ACÚSTICO DA BIODIVERSIDADE

O monitoramento acústico passivo tem servido de alternativa às pesquisas de campo tradicionais para descrever comunidades de animais, detectar a presença de espécies, quantificar a diversidade funcional ou também em estudos comportamentais (Gasc et al., 2013; Sugai et al., 2019). O monitoramento pode fornecer uma compreensão do risco de extinção e de mudanças na dinâmica populacional da vida selvagem (Fonzo et al., 2013; Yoccoz et al., 2011). Tecnologias emergentes como, por exemplo, gravadores autônomos (Figura 5), têm reduzido os custos das pesquisas de campo quando comparadas a coletas de campo tradicionais de monitoramento populacional (Wearn and Glover-Kapfer, 2019).

O monitoramento acústico passivo consiste em registrar os sons produzidos por espécies de interesse ou pelo ecossistema como um todo (Blumstein et al., 2011; Sugai et al., 2018; Burxton et al., 2018). Essa tecnologia emergente permite amostrar automaticamente as atividades acústicas de comunidades de animais e os sons das paisagens, auxiliando em monitoramentos de longo prazo, na avaliação da saúde ambiental, no levantamento de biodiversidade e no manejo de ecossistemas (Sueur et al., 2014; Burxton et al., 2018; Farina et al., 2018). Dentre as vantagens estão o fato de

ser uma técnica não-invasiva, padronizada e capaz de operar em locais remotos ou áreas com baixa detecção visual (Sueur et al., 2014). A existência de gravadores automatizados e passivos permitem ainda que os pesquisadores aumentem a escala espacial e temporal dos estudos (Pijanowski et. al., 2011).



Figura 5. A- Pesquisadora instalando o gravador em campo. B- Gravador autônomo SM4 (Wildlife acoustics) instalado em uma das áreas de estudo.

Ao instalar um gravador de som autônomo, é possível obter várias vocalizações de animais, investigando a dinâmica das espécies e/ou biodiversidade em diversos ambientes (Sueur et al., 2014). Além de sons biológicos, o monitoramento acústico ambiental permite coletar sons ambientais (geofonia) e antropogênicos (antropofonia), componentes também essenciais na paisagem sonora (Pijanowski et. al., 2011). Além disso, o uso de gravadores autônomos traz uma vantagem adicional, pois é independente da presença do observador (Holmes et al., 2014). Há necessidade apenas de monitoramento de baterias e cartões de memórias em tempos determinados. Os dados gerados por meio de gravações automáticas podem ser usados para responder a várias

perguntas, mas as grandes quantidades de dados coletados implicam em desafios para sua gestão e análise (Ferreira et al., 2018). Em função disso, diversos índices matemáticos, chamados de índices acústicos, vêm sendo criados para tratar essas informações de maneira otimizada.

1.7 ÍNDICES ACÚSTICOS

1.7.1 *O que são índices acústicos e quais as suas funções?*

Índices acústicos são funções matemáticas que avaliam a quantidade e a distribuição da energia acústica no espectro de frequência (Flowers et al., 2021). A utilização de índices acústicos de diversidade tem se mostrado uma valiosa ferramenta para conservação, permitindo relativa rapidez com a qual uma grande quantidade de dados pode ser analisada, fornecendo padronização e automatização das análises (Sueur et al., 2014; Fairbrass et al., 2017; Burxton et al., 2018). Um índice acústico de biodiversidade é uma função matemática projetada para avaliar alguns aspectos da biodiversidade. Esses índices visam quantificar, entre outros, riqueza, uniformidade, regularidade, divergência ou raridade em abundância de espécies ou filogenia (Bradfer-Lawrence et al., 2019).

Mais de 60 índices acústicos foram desenvolvidos para classificar rapidamente uma paisagem sonora baseada em suas propriedades acústicas (Bradfer-Lawrence et al., 2019). Altura, saturação e amplitude são exemplos de diferentes características da paisagem acústica utilizada para o cálculo de cada índice, além de envolver intervalos curtos de faixas de frequências ou tempo contrastante em uma gravação (Bradfer-Lawrence et al., 2019). São usados para avaliar a qualidade da paisagem sonora, através da regularidade, entropia e complexidade (Metcalf, 2021). Para o cálculo de alguns índices, o espectrograma é dividido em células de dimensões conhecidas e a intensidade do som em cada célula em uma coluna é estimada. Assim, a distribuição da intensidade do som entre as diferentes colunas é resumida por uma equação. Ou seja, essa equação considera a potência sonora dentro de diferentes faixas de frequência (Metcalf et al., 2021).

Dentre todos os índices existentes, há alguns que são mais comumente utilizados para monitoramento direto da biodiversidade: o Índice de Complexidade Acústica (ACI) (Pieretti et al., 2010), o Índice de Diversidade Acústica (ADI) (Villanueva-Rivera et al., 2011), o Índice de Regularidade Acústica (AEI) (Villanueva-Rivera et al., 2011), o Índice Bioacústico (BIO)

(Boelman et al., 2007), a Entropia Total (H) (Sueur et al., 2008), Eventos por Segundo (EVN) (Towsey, et al., 2018) e o Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) (Kasten et al., 2012). Os índices também podem ser utilizados para monitorar a diversidade animal em geral, sem uma espécie foco (Depraetere et al. 2012). Dein e Rüdissler (2020) utilizaram os índices para avaliar a biodiversidade em área urbana, e mostraram que cuidados devem ser tomados nas análises devido o ruído de fundo formado pela antropofonia. Fairbrass et al. (2017) em seu estudo indica que três índices (Entropia, Índice de Regularidade Acústica e Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada) se relacionam com as características da paisagem. A relação entre índices e características das áreas de gravação também foi estudada por Bradfer-Lawrence et al. (2019) e seus resultados mostram que, com dados suficientes, o desvio padrão do erro se estabiliza, o que torna possível apontar as características do habitat.

O Índice de Complexidade Acústico (ACI) é usado para medir a oscilação da amplitude em diferentes faixa de frequência, visto que o ACI é usado para inferir variações na biofonia (Campos et al., 2021). A biofonia geralmente apresenta maior variabilidade na modulação de intensidade sonora, enquanto a antropofonia e a geofonia apresentam valores de intensidade mais constantes (Campos et al., 2021). Este índice é fortemente relacionado ao canto das aves, pois está relacionado à capacidade de destacar variações rápidas de intensidade em cada compartimento de frequência, um recurso típico do canto dos pássaros (Bradfer-Lawrence et al., 2019). Além das aves, cigarras e a voz humana também podem ser relacionados a este índice (Pieretti et al. 2011).

O Índice de Diversidade Acústica (ADI) é a mensuração do grau de complexidade acústica encontrada num determinado local e quanto maior o valor, maior a complexidade (Villanueva-Rivera et al., 2011). O ADI calcula não somente os sons do táxon alvo, mas sim toda composição de sons existentes no arquivo (Machado et al., 2017). A formulação do índice se baseia na divisão do espectrograma em janelas de frequência e quantifica a proporção dos sinais que existem em cada compartimento que estejam acima de um limite de - 50 dB. O cálculo utiliza o índice de diversidade de Shannon para o cálculo do valor correspondente em cada janela (Villanueva-Rivera et al., 2011). Cada banda de frequência representa uma “espécie”, desta forma o cálculo se baseia nelas para entender como os diferentes nichos acústicos estão ocupados nas gravações (Pekin et al., 2012).

O Índice de Regularidade Acústica (AEI) assim como o ADI, divide o espectrograma em compartimentos e quantifica a proporção de sinais em cada compartimento que esteja acima de um

limite de -50 dB (Villanueva-Rivera et al., 2011). Porém ele é negativamente relacionado ao ADI, pois não usa o índice de Shannon e sim o coeficiente de Gini para o cálculo de cada compartimento (Villanueva-Rivera et al., 2011). O AEI visa medir o grau de desigualdade em uma distribuição (Benocci et al., 2021) e varia de 0 a 1, com 0 representando uniformidade perfeita entre os sons na gravação e 1 representando uma paisagem sonora composta exclusivamente de sons em uma única banda de frequência (Doser et al., 2020).

O Índice Bioacústico (BIO) é calculado estimando a área total sob uma curva do espectro em um gráfico de amplitude-frequência e se baseia em diferenças nas intensidades máximas para detectar diferenças nas comunidades de animais (Villanueva-Rivera e Pijanowski, 2016). O cálculo envolve a transformação rápida de Fourier (FFT) dos dados acústicos e os valores de BIO são obtidos como a área da FFT entre determinada frequência (Boelman et al., 2007). O BIO estima a complexidade acústica através da variação nas intensidades dos sons (amplitude) (Mammides et al., 2017).

A Entropia Total (H) apresenta sensibilidade à dispersão temporal da energia em um arquivo de som (Campos et al., 2021). O esperado é que quanto mais espécies emitindo sons, maior será a dispersão de energia registrada no local, sendo assim um índice ótimo para medir a riqueza de espécies (Campos et al., 2021). A entropia dos sinais tenderá para zero quando houver um único tom puro, aumentará com o número de faixas de frequências e modulações de amplitude e tenderá para 1 quando houver muitos ruídos antropogênicos (Sueur et al., 2008). Sendo assim, H aumentará junto com o número de espécies registradas acusticamente (Sueur et al., 2008). Os valores de entropia tendem a ser maiores em gravações com ruídos antropogênicos, como por exemplo, com a presença de aviões e automóveis. Dessa forma, é importante que na interpretação dos valores dos índices sejam considerados os contextos em que são aplicados.

O Índice de paisagem sonora de diferença normalizada (NDSI) é associado a estimativas de mudanças de pressões antropogênicas, pois dá uma indicação de um aumento ou diminuição na antropofonia (Kasten et al., 2012). O NDSI procura estimar o nível de perturbação antropogênica na paisagem sonora (Mammides et al., 2017), calculando a proporção de componentes acústicos gerados por antropofonia e biofonia. Os valores do NDSI variam de -1 a +1, os valores indicam a predominância da biofonia, onde +1 representa a biofonia pura (Kasten et al., 2012). Quando o componente antropofônico domina, o NDSI assume um valor negativo (Fuller et al., 2015).

Índice de contagem de eventos (EVN) é calculado a partir de uma medida do número de

eventos acústicos por segundo em cada célula de frequência do espectrograma de decibéis com redução de ruído (Znidarsic et al., 2020). Um evento é contado cada vez que o valor de decibéis do bin (redução de ruído) cruza o limite (Towsey et al. 2017).

Referências

- Benocci R, Brambilla G, Bisceglie A, Zambon G. (2020) Eco-acoustic indices to evaluate soundscape degradation due to human intrusion. *Sustainability*. 12, 10455.
- Blair, W.F. (1958) Mating call in the speciation of anuran amphibians. *The American Naturalist*. 92, 27–51.
- Blumstein, D.T., Mennill, D.J., Clemins, P., Girod, L., Yao, K., Patricelli, G., Deppe, J.L., Krakauer, A.H., Clark, C., Cortopassi, K.A., Hanser, S.F., McCowan, B., Ali, A.M. Kirschel, A.N.G. (2011) Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: applications, technological considerations and prospectus. *Journal of Applied Ecology*. 48, 758–767.
- Boelman, N. T.; Asner, G.P.; Hart, P.J. Martin R.E. (2007) Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. *Ecological Applications*. 17, 2137-2144.
- Bradfer-Lawrence, T., Gardner N., Bunnefeld, L., Bunnefeld, N., Willis S.G., Dentl, D.H. (2019) Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. *Methods in Ecology and Evolution*. 10, 1796-1807.
- Brown T.J., Handford P. (2000) Sound design for vocalizations: Quality in the woods, consistency in the fields. *The Condor*. 102, 81–92.
- Brown, C.L., Reed, S.E., Dietz, M.S., Fristrup, K.M. (2013) Detection and classification of motor vehicle noise in a forested landscape. *Environmental Management*. 52, 1262–1270.
- Brumm H. (2004) The impact of environmental noise on song amplitude on a territorial bird. *Journal Animal Ecology*. 73, 434–440.
- Brumm, H, Schmidt R., Schrader L. (2009) Noise-dependent vocal plasticity in domestic fowl. *Animal Behaviour*. 78, 741–746.

- Buxton, R. T., Lendrum, P. E., Crooks, K. R., Wittemyer, G. (2018) Pairing camera traps and acoustic recorders to monitor the ecological impact of human disturbance. *Global Ecology and Conservation* 16: e00493.
- Câmara .I. G (2003) Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In: Galindo-Leal C, Câmara I.G. (eds) *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Island Press, Washington, DC. 31–42.
- Campos, I.B., Fewster, R., Truskinger, A., Towsey, M., Roe, P., Vasques Filho, D., Lee, W., Gaskett, A. (2021) Assessing the potential of acoustic indices for protected area monitoring in the Serra do Cipó National Park. Brazil, *Ecological Indicators*. 120, 106953.
- Catchpole, C.K., Slater, P.J.B. (2008). *Bird song: biological themes and variations* (Cambridge University Press, Cambridge).
- De Sollar S.R, Fernie K.J., Barrett G.C., Bishop C.A. (2006) Population trends and calling phenology of anuran populations surveyed in Ontario estimated using acoustic surveys. *Biodiversity Conservation*. 15, 3481–3497.
- Doser, J.W., Finley, A.O., Kasten, E.P., Gage, S.H. (2020) Assessing soundscape disturbance through hierarchical models and acoustic indices: A case study on a shelterwood logged northern Michigan forest. *Ecological Indicators*. 113, 106244.
- Duarte, M., Sousa-Lima, R., Young, R., Farina, A., Vasconcelos, M., Rodrigues, M., Pieretti, N. (2015) The impact of noise from open-cast mining on Atlantic Forest biophony. *Biological Conservation*. 191, 623-631.
- Fairbrass, A.J., Peter Rennert, P., Williams, C., Titheridge, H., Jones, K.E. (2017) Biases of acoustic indices measuring biodiversity in urban areas. *Ecological Indicators*. 83, 169-177.
- Farina A. (2014) *Soundscape and landscape ecology*. In: *Soundscape ecology*. Springer, Dordrecht.
- Farina, A. (2018) Ecoacoustics: A quantitative approach to investigate the ecological role of environmental sounds. *Mathematics*. 7, 21.
- Ferreira, L., Oliveira, E., Lopes, L., Brito, M., Baumgarten, J., Rodrigues, F., Sousa-Lima, R. (2018) What do insects, anurans, birds, and mammals have to say about soundscape indices

in a tropical savanna. *Journal of Ecoacoustics*. 2, 1-17.

Flowers C., Tourneau F.M.L., Merchant N., Heidorn B., Ferriere R., Harwood J. (2021) Looking for the -scape in the sound: Discriminating soundscapes categories in the Sonoran Desert using indices and clustering. *Ecological Indicators*.127, 107805.

Fonzo, M. D., Collen, B., Mace, G. M. (2013) A new method for identifying rapid decline dynamics in wild vertebrate populations. *Ecology and Evolution*. 3, 2378–2391.

Fuller R.A., Warren P.H., Gaston K.J. (2007) Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biology Letters*. 3, 368–370.

Fuller S., Axel, A. C., Tucker, D., Gage, S. H. (2015) Connecting soundscape to landscape: which acoustic index best describes landscape configuration? *Ecological Indicators*. 58, 207-215.

Galindo-Leal C, Câmara I.G (2003) Atlantic Forest hotspot status: an overview. In: Galindo-Leal C, Câmara I.G (eds) *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Island Press, Washington, DC. 3–11.

Gasc, A., Sueur, J., Jiguet, F., Devictor, V., Grandcolas, P., Burrow, C., Depraetere, M., Pavoine, S. (2013) Assessing biodiversity with sound: Do acoustic diversity indices reflect phylogenetic and functional diversities of bird communities? *Ecological Indicators*. 25, 279- 287.

Gerhardt H.C. (1994) The evolution of vocalization in frogs and toads. *Annual Reviews Ecology Systematics*. 25, 293–324.

Gonçalves Santos, S., Pieretti, N., Young, R.J., Duarte, M. (2021) Biophony in a noisy tropical urban forest fragment. *Biota Colombiana*. 22, 96-107.

Hardouin L.A., Robert D., Bretagnolle V. (2008) A dusk chorus effect in a nocturnal bird: support for mate and rival assessment functions. *Behaviour Ecology Sociobiology*. 62, 1909–1918.

Hill A.P, Prince P., Snaddon J.L., Doncaster C.P., Rogers A. (2019) AudioMoth: A low-cost acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *HardwareX* 6, e00073.

Holmes S. B., McIlwrick K. A., Venier L. A. (2014) Using automated sound recording and analysis to detect bird species-at-risk in southwestern Ontario woodlands. *Wildlife Society Bulletin*. 38, 591–598.

Joly C., Metzger J.P., Tabarelli M. (2014) Experiences from the Brazilian Atlantic Forest:

ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*. 204, 459–473.

Kasten, E.P., Gage, S.H., Fox, J., Joo, W. (2012) The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics*. 12, 50-67.

Krause, B. (2012) *The great animal orchestra: finding the origins of music in the world's wild places*. Little, Brown and Co., New York.

Kight, C.R., Swaddle, J.P. (2011) How and why environmental noise impacts animals: an integrative, mechanistic review: environmental noise and animals. *Ecology Letters*. 14, 1052–1061.

Lewinsohn, T. M., Prado, P. I. (2005) Quantas espécies há no Brasil?. *Megadiversidade*. 1, 36-42.

Lira P.K., Tambosi L.R., Ewers R.M., Metzger J.P. (2012) Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management*. 278, 80-89.

Loyola R.D., Lemes P., Brum F.T., Provete D.B., Duarte L.D.S. (2014) Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. *Ecography*. 37, 65–72.

Macdonald, S. E., Snively, A. E. K., Fair, J. M., Landhäusser, S. M. (2015) Early trajectories of forest understory development on reclamation sites: influence of forest floor placement and a cover crop. *Restoration Ecology*. 23, 698–706.

Magurran, A. E., McGill, B. J. (2011) *Biological diversity, frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press, Oxford.

Mammides, C., Goodale, E., Dayananda, S.K., Kang, L., Chen, J. (2017) Do acoustic indices correlate with bird diversity? Insights from two biodiverse regions in Yunnan Province, south China. *Ecological Indicators*. 82, 470-477.

Matsinos Y.G., Mazaris A.D., Papadimitriou K.D., Mniestris A., Hatzigiannidis G., Maioglou D., Pantis J.D. (2008) Spatio-temporal variability in human and natural sounds in a rural landscape. *Landscape Ecology*. 23, 945–959.

- Metcalf, O.C., Barlow, J., Devenish, C., Marsden, S., Berenguer, E., Lees, A.C. (2021) Acoustic indices perform better when applied at ecologically meaningful time and frequency scales. *Methods in Ecology and Evolution*. 12, 421–431.
- Metzger J.P., Martensen A.C., Dixo M., Bernacci L.C., Ribeiro M.C., Teixeira A.M.G., Pardini R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. *Biological Conservation*. 142, 1166-1177.
- Mittermeier R.A., Gill P.R., Hoffmann M., Pilgrim J., Brooks J., Mittermeier C.J., Lamourux J., Fonseca G.A.B. (2005) Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Washington.
- Mittermeier R.A., Turner W.R., Larsen F.W., Brooks T.M., Gascon C. (2011) Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: Zachos F., Habel J. (eds) *Biodiversity Hotspots*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Morley, E. L., Gareth, J., Radford, A.N. (2013) The importance of invertebrates when considering the impacts of anthropogenic noise. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 281, 20132683.
- Oliveira, F., Ratter J.A. (2009) A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburg Journal Botanic*. 52, 141-194.
- Pekin, B., Jung, J., Villanueva-Rivera, L., Pijanowski, B., Ahumada, J. (2012) Modeling acoustic diversity using soundscape recordings and LIDAR-derived metrics of vertical forest structure in a neotropical rainforest. *Landscape Ecology*. 27, 1513-1522.
- Pieretti, N., Farina, A., Morri, D. (2011) A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). *Ecological Indicators*. 11, 868-873.
- Pijanowski, B.C., Farina, A., Gage, S.H. (2011) What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landscape Ecology*. 26, 1213–1232.
- Putland, R.L., Constantine, R., Radford, C.A. (2017) Exploring spatial and temporal trends in the soundscape of an ecologically significant embayment. *Scientific Reports*. 7, 5713.
- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N. (2018) From hotspots to hopespot: Na opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in*

Ecology and Conservation. 16, 208–214.

Ribeiro M.C., Metzger J.P., Martensen A.C., Ponzoni F.J., Hirota M.M. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biology Conservation*. 142, 1141–1153.

Scarano, F.R., Ceotto, P. (2015) Brazilian Atlantic Forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity Conservation*. 24, 2319–2331.

Scarpelli, M.D.A., Ribeiro, M.C., Teixeira, C.P. (2021) What does Atlantic Forest soundscapes can tell us about landscape? *Ecological Indicators*. 121.

Schafer R. M. (1969) *The new soundscape*. Don Mills: BMI Canada Limited.

Shimada, T., Sanda, M., Eto, K. (2021) A Comparison of Mating Calls Recorded around the Type Localities of *Rana tagoi* and *R. neba* (Amphibia: Anura: Ranidae). *Current Herpetology*. 40, 54-65,

Silva, R.F.B., Batistella, M., & Moran, E.F. (2016) Drivers of land change: Humanenvironment interactions and the Atlantic Forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. *Land Use Policy*. 58, 133–144.

Silva R.F.B., Millington J.D.A., Moran E.F, Batistella M., Liu J. (2020) Three decades of land-use and land-cover change in mountain regions of the Brazilian Atlantic Forest. *Landscape and Urban Planning*. 204, 103948.

Slabbekoorn H., den Boer-Visser A. (2006) Cities change the songs of birds. *Current Biology*. 16, 2326-2331.

Sousa-Lima, R., Clark, C. (2008) Modeling the effect of boat traffic on the fluctuation of humpback whale singing activity in the Abrolhos National Park, Brazil. *Canadian Acoustics*. 36, 174–181.

Souza T.V., Lorini M.L., Alves M.A.S., Cordeiro P., Vale M.M. (2011) Redistribution of threatened and endemic Atlantic Forest birds under climate change. *Natureza e Conservação*. 9, 214–218.

Sueur, J. Pavoine S, Hamerlynck O, Duvail S. (2008) Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. *PloS one*. 3, e4065.

Sueur, J., Farina, A., Gasc, A., Pieretti, N., Paivone, S. (2014) Acoustic indices for biodiversity

- assessment and landscape investigation. *Acta Acustica united with Acustica*. 100, 772–781.
- Sugai, L.S.M., Silva, T.S.F., Ribeiro, J.W., Llusia, D. (2018) Terrestrial passive acoustic monitoring: review and perspectives. *BioScience*. 69, 15-25.
- Sugai, L.S.M., Llusia, D. (2019) Bioacoustic time capsules: Using acoustic monitoring to document biodiversity. *Ecological Indicators*. 99, 149-152.
- Sun, J., Narins, P. (2005) Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation*. 121, 419-427.
- Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J.M.C., Hirota, M., Bede, L. (2005) Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*. 19, 695–700.
- Tabarelli M., Aguiar A.V., Ribeiro M.C., Metzger J.P., Peres C.A. (2010) Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*. 143, 2328-2340.
- Towsey, M. (2018) The calculation of acoustic indices derived from long-duration recordings of the natural environment. Brisbane.
- Tucker, D., Gage, S.H, Williamson, I. Fuller, S. (2014) Linking ecological condition and the soundscape in fragmented Australian forests. *Landscape Ecology*. 29, 745–758.
- Villanueva-Rivera, L. J., Pijanowski, B.C., Doucette, J. (2011) A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology*. 26, 1233-1246.
- Villanueva-Rivera, L.J Pijanowski, B.C. (2016) Soundecology: Soundscape Ecology. Pacote R versão 1.3.2. <https://CRAN.R-project.org/package=soundecology>.
- Zina, J., Haddad, C.F.B. (2005) Reproductive activity and vocalizations of *Leptodactylus labyrinthicus* (Anura: Leptodactylidae) in southeastern Brazil. *Biota Neotropica* [online]. 5, 119-129.
- Znidarsic, E., Towsey, M., Roy, W.K., Darling, S.E., Truskinger, A., Roe, P., Watson, D.M. (2020) Using visualization and machine learning methods to monitor low detectability species—The least bittern as a case study. *Ecological Informatics*. 55, 101014.

- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D., Boulinier, T. (2011) Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*. 16, 446–453.
- Warren, P. S., Katti, M., Ermann, M., Brazel, A. (2006) Urban bioacoustics: It's not just noise. *Animal Behaviour*. 71, 491–502.
- Wearn, O., R., Glover- Kapfer, P. (2019) Snap happy: camera traps are an effective sampling tool when compared with alternative methods. *Royal Society Open Science*. 6, 181748.
- Wrightson K. (2000) An introduction to acoustic ecology. *Soundscape: The journal of acoustic ecology*. 1, 10-13.
- World Resources Institute (2014) Atlas of forest landscape restoration opportunities. <http://www.wri.org/applications/maps/flr-atlas/#> Acesso em 14 de agosto de 2021.

2 OBJETIVOS

2.1.1 Objetivo Geral

O objetivo desta dissertação foi avaliar a paisagem acústica de uma área de Mata Atlântica com diferentes períodos de reflorestamento.

2.1.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar a paisagem acústica da área;
- Comparar a diversidade acústica entre áreas de um fragmento de Mata Atlântica contínuo e heterogêneo com trechos de área de mata primária e trechos de mata secundária reflorestados em diferentes anos;
- Calcular índices acústicos considerando os meses secos e chuvosos na região e relacioná-los com as características ambientais das áreas investigadas.

3 PAISAGEM ACÚSTICA DE UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA CONTÍNUO E HETEROGÊNIO CONTENDO MATAS PRIMÁRIA E SECUNDÁRIAS REFLORESTADAS EM DIFERENTES PERÍODOS

Nota: Esta segunda parte da dissertação foi escrita em formato de artigo científico, e será submetida para publicação em um periódico científico. Quando submetido, essa porção da dissertação contará com colaboradores como autores. Para facilitar a leitura desta dissertação, as figuras e tabelas foram colocadas no decorrer do texto. Além disso, algumas partes foram suprimidas como o resumo e os agradecimentos para não se repetir com outras partes do texto da dissertação.

3.1 INTRODUÇÃO

As florestas são importantes fontes de biodiversidade, recursos minerais e energéticos (Macdonald, 2015). Diversas atividades antrópicas como agricultura, pecuária e mineração são as principais causas de mudanças na paisagem natural, muitas vezes resultando em fragmentação, degradação e perda de habitat e conseqüente perda de biodiversidade (Turner et al., 2018). No entanto, uma restauração florestal adequada permite que o terreno se aproxime de sua capacidade produtiva original, criando um ecossistema composto por espécies nativas e proporcionando uma maior diversidade de valores econômicos e ecológicos para a região (Macdonald, 2015). A eficácia da conservação da biodiversidade e restauração florestal pode ser medida por meio do monitoramento populacional (Marsh e Trenham 2008), que hoje em dia pode ser feito remotamente, devido a tecnologias emergentes, como o monitoramento acústico da paisagem.

O monitoramento acústico da paisagem inclui o registro de sons produzidos por espécies de interesse ou do ecossistema inteiro (Blumstein 2011; Sugai et al., 2018; Burxton et al., 2018). Esta tecnologia torna possível amostrar a atividade acústica das comunidades animais e os ruídos antrópicos, auxiliando no monitoramento populacional de longo prazo, em avaliações da saúde ambiental, em levantamentos de biodiversidade, na gestão de ecossistemas e em estudos sobre

diversidade funcional e comportamento (Pijanowski et al., 2011; Sueur, 2014; Burxton et al., 2018; Farina 2018; Gasc et al., 2013; Sugai 2019). Entre as vantagens do monitoramento acústico está o fato de ser um procedimento padronizado e não invasivo, capaz de operar em locais remotos ou com baixa detecção visual de animais (Sueur, 2014). A existência de gravadores automatizados e passivos também permite aos pesquisadores aumentar a escala espacial e temporal dos estudos (Pijanowski et al., 2011), o que resulta em grandes quantidades de dados. Vários índices acústicos foram desenvolvidos para lidar com tamanha quantidade de dados, proporcionando padronização e automação da análise (Sueur et al., 2014; Fairbrass et al., 2017; Burxton et al., 2018). Esses índices visam quantificar, entre outras coisas, a riqueza, uniformidade, regularidade, divergência ou raridade e abundância de sons, como é comumente feito para quantificar a diversidade de espécies em um ecossistema (Magurran et al., 2011).

Objetivamos aqui caracterizar a paisagem sonora de um fragmento de Mata Atlântica que contém partes reflorestadas em diferentes anos. Para tal, descrevemos e comparamos as características da paisagem vegetal e da paisagem acústica da área. Além disso, calculamos e comparamos sete índices acústicos considerando os períodos secos e chuvosos para identificar como os mesmos se expressam nas áreas com diferentes períodos de reflorestamento e assim, obter uma aproximação de medida de qualidade das áreas reflorestadas. Assim, testamos três hipóteses no presente estudo:

- I) Se áreas com cobertura vegetal mais antigas são mais saudáveis, então áreas reflorestadas por mais tempo apresentam maior biodiversidade acústica;
- II) Se o aumento de ruídos antrópicos (antropofonia) causa redução da biofonia, então áreas com maior uso antrópico (estimado pela maior incidência de ruídos antrópicos) tem menos biodiversidade acústica do que áreas com menor uso antrópico.
- III) Se espécies mais vocais como aves, anuros e insetos tendem a ser mais ativas acusticamente no período chuvoso, esperamos encontrar maior biofonia neste período quando comparado ao período seco. Ainda, esperamos encontrar diferenças entre índices acústicos calculados dos períodos seco e chuvoso.

3.2 MÉTODOS

3.2.1 Caracterização da área de estudo

Realizamos o estudo em um fragmento de Mata Atlântica de 1.186 ha localizado em Mataraca, Paraíba, Nordeste do Brasil (Figura 1; 06° 29.902' S, 34° 29.704' W). A área pertence a uma mineradora, que realiza desmatamento e posterior reflorestamento de partes do fragmento mineradas desde 1988. A área é conhecida como mina do Guajú, onde se tem extraído ilmenita, zirconita, rutilo e cianita (<https://www.tronox-al.com.br>). O fragmento de Mata Atlântica é rodeado por uma matriz de cana-de-açúcar, turbinas eólicas e áreas urbanas dos municípios de Mataraca, Barra de Camaratuba e Pituba. A temperatura média na área foi de 28,1 °C e durante o período de estudo (outubro a dezembro de 2020) e a precipitação média de 46,66 mm (dados obtidos de uma estação climática no local de estudo). Conduzimos o estudo sob a licença # 25727-1 MMA, CMBio/SISBIO.

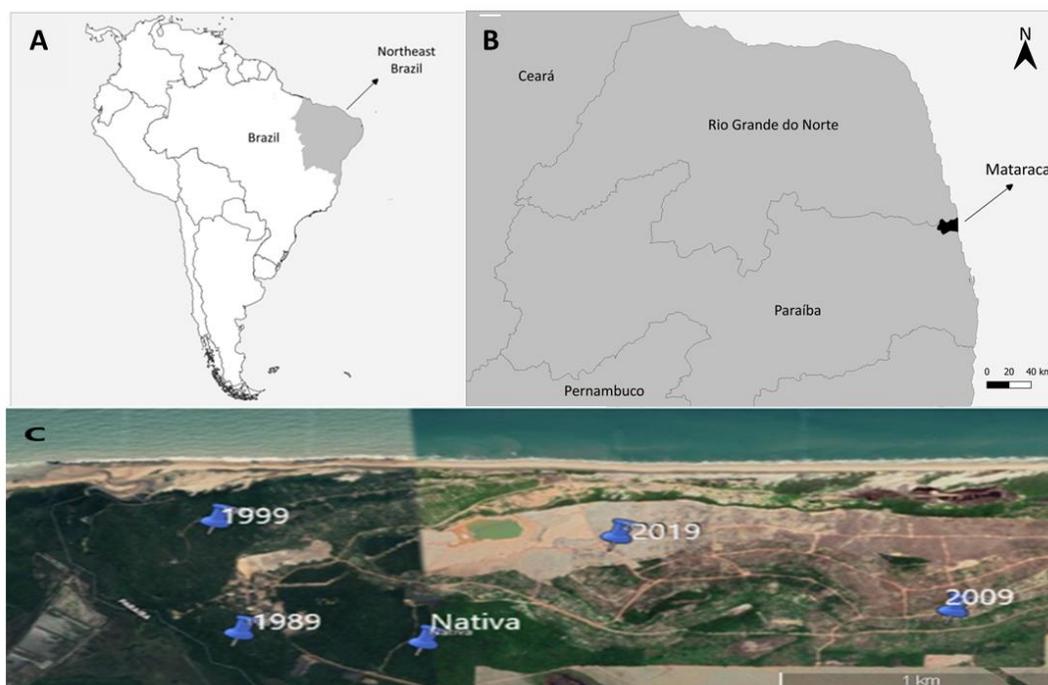


Figura 1: (A) Mapa do Brasil ilustrando; (B) Localização do local do estudo no município de Mataraca; (C) Locais da estação das cinco armadilhas sonoras em nossa área de estudo. Imagem: Google Earth.

Caracterizamos a vegetação arbórea *in situ* nas áreas de amostragem através do método do vizinho mais próximo (*Nearest neighbour method*, Beason e Haucke 1975), com a contagem do

número total de árvores em dez quadrantes de 5 m², considerando as árvores enraizadas e com diâmetro de tronco de pelo menos 5 cm (adaptado de Curtis e McIntosh, 1950). A distância entre os troncos foi medida 1 m acima do solo (Metodologia adaptada de Souto et al., 2007). As árvores consideradas nos quadrantes foram identificadas *in situ*. Para obter os parâmetros fitossociológicos como, média e desvio padrão do diâmetro dos caules, altura das plantas, distância dos vizinhos mais próximos, área basal e densidade, utilizamos o software FITOPAC versão 2.1 (Shepherd, 2010). As áreas foram previamente caracterizadas para uso das informações para as análises subsequentes. Dessa forma, na área de estudo, registramos um total de 219 árvores nos quadrantes amostrados, pertencentes a 22 famílias e 44 espécies. A média de diâmetro dos caules era de 26,23 cm, e média das alturas era de 5,04 m e a área basal era de 4,33 cm (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização da área de estudo mostrando a estrutura da vegetação das áreas usadas como tratamento no presente estudo (i. e., Mata primária, e matas secundárias reflorestadas em 1989, 1999, 2009, 2019) localizadas no município de Mataraca, Paraíba, Nordeste do Brasil.

| Tratamentos | Densidade de árvores por quadrante (média de árvores por quadrante \pm Desvio Padrão) | Distância em centímetros para o vizinho mais próximo (média da distância por quadrante \pm Desvio Padrão) | Número de Famílias (média de famílias por quadrante \pm Desvio Padrão) | Número de espécies (média de espécies por quadrante \pm Desvio Padrão) | Média do diâmetro (cm) \pm Desvio Padrão (min-máx) | Média da altura (m) \pm Desvio Padrão (min-máx) | Área Basal (m ²) Média \pm Desvio Padrão |
|-------------|---|---|--|--|--|---|--|
| Primária | 0,24 \pm 0,117 | 134.65 \pm 92.03 | 2.7 \pm 1.0 | 2.8 \pm 1.0 | 27.77 \pm 15.43 (6.0-75.0) | 9.5 \pm 4.32 (1.5- 16.0) | 4.9 \pm 7.3 |
| 1989 | 0,31 \pm 0,147 | 192.83 \pm 94.59 | 4.5 \pm 1.7 | 3.7 \pm 1.1 | 25.46 \pm 18.77 (6.0- 84.0) | 4.8 \pm 3.35 (1.5- 28.0) | 5.0 \pm 10.1 |
| 1999 | 0,17 \pm 0,06 | 237.1 \pm 105.28 | 3.2 \pm 0.8 | 3.3 \pm 0.6 | 46.20 \pm 28.73 (121.0- 7.0) | 6.9 \pm 2.51 (2.5- 12.0) | 10.2 \pm 11.3 |
| 2009 | 0,11 \pm 0,04 | 229.76 \pm 89.38 | 2.9 \pm 0.8 | 2.6 \pm 0.7 | 20.93 \pm 11.03 (3.0- 43.0) | 2.4 \pm 0.74 (1.5- 4.0) | 1.4 \pm 5.5 |
| 2019 | 0,06 \pm 0,03 | 126.34 \pm 133.61 | 1.3 \pm 0.5 | 1.6 \pm 0.7 | 10.82 \pm 3.14 (5.0- 16.0) | 1.6 \pm 0.16 (1.5- 2.1) | 0.17 \pm 2.4 |

3.2.2 Gravações

Realizamos seis meses de monitoramento acústico passivo, no período seco (outubro a dezembro de 2020) e no período chuvoso (março a maio de 2021). A coleta foi realizada por meio de gravadores autônomos SM4 (Wildlife Acoustics; frequência linear de resposta 20Hz – 20kHz) instalados em cinco áreas inseridas no fragmento de mata contínuo. Colocamos um gravador num trecho de mata primária e um gravador em cada trecho de mata secundária reflorestada em 1989, 1999, 2009 e 2019. A distância entre a área primária e as áreas reflorestadas variou (i.e. 1989: 0,89km, 1999: 1,44km, 2009: 2,6km e 2019: 1,32km). Durante a coleta dos dados acústicos, os gravadores ficaram instalados simultaneamente nas cinco áreas por 72h, gravando a paisagem acústica por 15 minutos de hora por mês. Foram seis meses de coleta conforme detalhado acima. Esta configuração resultou em um total de 2.160 arquivos de 15 minutos de gravação, correspondendo a 432 gravações em cada área de amostragem. Na área 2019, o reflorestamento mais recente, de maior elevação e mais próximo à costa, não foi possível classificar os sons automaticamente em função da geofonia excessiva causada pelo vento.

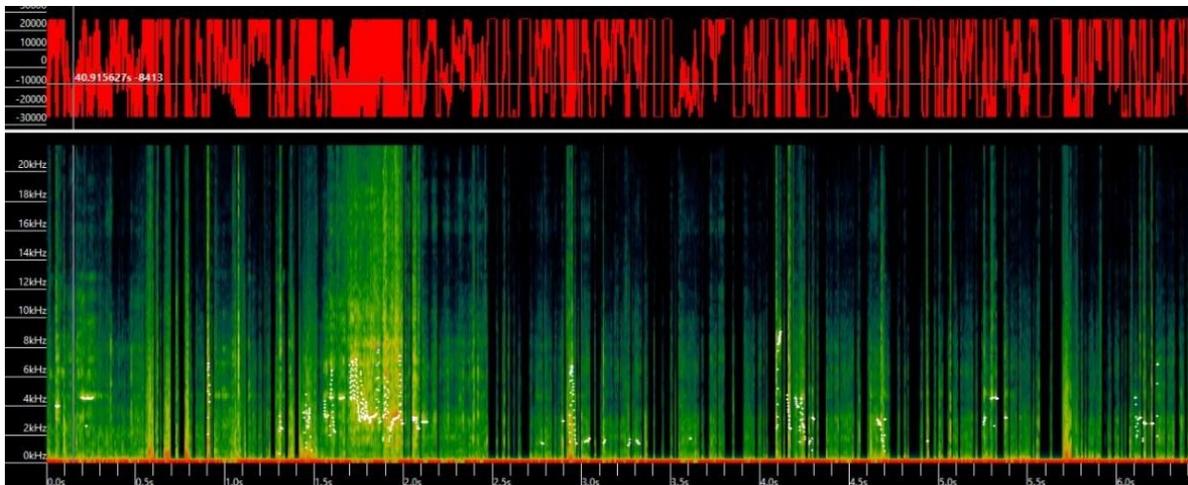


Figura 2. Exemplo de espectrograma gerado no Kaleidoscope para a área 2019, mostrando a alta geofonia causada pelo vento.

3.2.3 Análise acústica

Analisamos as gravações para determinar uma medida da riqueza de espécies e composição da biofonia. Para essa análise realizamos uma inspeção visual dos espectrogramas por meio da

contagem das “Morfoespécies acústicas”, ou “sonótipos”, dos agrupamentos de sons (esses agrupamentos daqui por diante serão chamados de clusters) automaticamente gerados pelo software Kaleidoscop (Wildlife acoustics). “Morfoespécies acústicas” (ou sonótipos), termo usado por Aide et al. (2017), tratam-se de uma nota ou série de notas exclusivamente distintas que representam um tipo de vocalização de uma espécie. Seguimos essa definição de Aide et al. (2017) para definir os sonótipos e usá-los apenas para fornecer uma descrição geral da paisagem sonora.

Calculamos sete diferentes índices para cada gravação de 15 minutos com o software Kaleidoscope (Wildlife acoustics): Índice de Complexidade Acústica (ACI), Índice de Diversidade Acústica (ADI), Índice de Regularidade Acústica (AEI), Índice Bioacústico (BIO), Entropia Total (H), Eventos por segundo (EVN) e Índice de paisagem sonora de diferença normalizada (NDSI) para aferir tanto a abundância como a diversidade acústica. A descrição e a justificativa para a escolha dos índices estão detalhadas no material suplementar 1.

MATERIAL SUPLEMENTAR 1: Índices acústicos selecionados no estudo.

| Índice acústico | Descrição | Escala | Objetivo do índice / Justificativa de escolha do índice | Fonte |
|-----------------|---|--|--|--------------------------------|
| NDSI | <p>Índice de paisagem sonora de diferença normalizada:</p> <p>É conhecido por medir a saúde ecológica do habitat. O índice calcula a relação entre biofonia e antropofonia no espectrograma.</p> | Os valores deste índice variam de -1 a $+1$, e indicam a predominância da biofonia, onde $+1$ representa a biofonia pura e -1 quando o componente antropofônico domina. | <p>Estimar o nível de perturbação antropogênica na paisagem sonora calculando a relação entre antropofonia e biofonia nas amostras sonoras coletadas em campo. /</p> <p>Usamos esse índice para entender o quando que o ruído antrópico está interferido na paisagem sonora das áreas estudadas.</p> | Kasten et al., 2012 |
| ACI | <p>Índice de Complexidade Acústica:</p> <p>Projetado para quantificar a irregularidade inerente à biofonia, ao mesmo tempo em que é relativamente impermeável a som de intensidade constante.</p> | Nesse índice valores altos indicam tempestades, gotas de chuva intermitentes caindo da vegetação, insetos ou alto níveis de atividade das aves. Os valores mais baixos indicam ruído de cigarra que preenche todo o espectrograma. | <p>Avaliar a atividade acústica relacionada à biofonia com base na intensidade dos sinais sonoros por período de tempo. /</p> <p>Utilizamos esse índice para achar a área com maior quantidade de indivíduos e espécies.</p> | Farina et al., 2011 |
| ADI | <p>Índice de Diversidade Acústica:</p> <p>É a mensuração do grau de complexidade acústica encontrada num determinado local e quanto maior o valor, maior a complexidade.</p> | Um sinal uniforme dará um alto valor, enquanto um tom puro será mais próximo de 0. | <p>Reduzir a grande complexidade da paisagem sonora em um único número, simplificando a extração de informações. /</p> <p>Esse índice foi utilizado com o objetivo de achar a área com maior uniformidade de vocalização de espécies, principalmente de aves.</p> | Villanueva-Rivera et al., 2011 |
| AEI | <p>Índice de Regularidade Acústica:</p> <p>Este índice é negativamente relacionado ao ADI.</p> | Áreas acusticamente mais ricas podem apresentar valores baixos porque há pouca variação de intensidade entre bandas de frequência em paisagens sonoras saturadas. | <p>Calcular a diversidade de sinais sonoros acima de um limite de amplitude em cada faixa de frequência. /</p> <p>Utilizamos esse índice para achar nas áreas estudadas aquela que apresenta maior riqueza de biodiversidade.</p> | Villanueva-Rivera et al., 2011 |

| | | | | |
|-----|---|---|--|-----------------------|
| BIO | <p>Índice Bioacústico</p> <p>Estima a complexidade acústica através da variação nas intensidades dos sons (amplitude), calcula a energia sônica total numa determinada faixa de frequência e pode ser usado para aproximar a abundância de uma espécie.</p> | <p>Valores mais altos produzidos pelo ruído da cigarra, com alta amplitude e variação mínima entre bandas de frequência.</p> | <p>Medir a diversidade de uma comunidade acústica. /</p> <p>Usamos esse índice para achar a área com maiores picos de frequência, pois esses picos refletem o coro de muitas espécies ao amanhecer.</p> | Mammides et al., 2017 |
| H | <p>Entropia Total:</p> <p>Aumenta com maior uniformidade de amplitude entre bandas de frequência e / ou intervalos de tempo.</p> | <p>Tenderá para zero quando houver um único tom puro, com gravações quase silenciosas, sem vento, e apenas tênues cantos de pássaros e tenderá para 1 quando houver muitos ruídos aleatórios.</p> | <p>Avaliar o número de espécies dentro de uma comunidade acústica. /</p> <p>Utilizamos esse índice para saber qual a área apresenta maior coro de insetos.</p> | Sueur et al., 2008 |
| EVN | <p>Eventos por segundo:</p> <p>Um vetor de contagens de eventos acústicos em cada intervalo de frequência.</p> | <p>Uma medida do número de eventos acústicos por segundo em média no mesmo segmento de um minuto com redução de ruído. O evento acústico é quando o envelope de decibéis cruza um limite.</p> | <p>Avaliar o número de eventos acústicos por segundo em cada frequência.</p> <p>Usamos esse índice pois em áreas mais abertas o valor tende a ser maior devido a atenuação do som, que é menos provável de acontecer em áreas com mais obstáculos. /</p> | Towsey, et al., 2018 |

3.2.4 *Análise estatísticas*

Realizamos uma análise de função discriminante (ADF) através do SPSS versão 27 (IBM) para verificar se as características físicas da vegetação nas áreas de amostragem refletiam os diferentes períodos de reflorestamento. Para tanto, consideramos todas as áreas tratamento (i.e., mata primária, matas secundárias reflorestadas em 1989, 1999, 2009 e 2019).

Realizamos ainda uma ADF para avaliar se seria possível discriminar as áreas tratamento baseando-se em sua composição da paisagem acústica (ou seja, proporção de biofonia, geofonia e antropofonia). A classificação automática pelo programa Kaleidoscope gerou clusters e em seguida, identificamos manualmente escutando todos os sonótipos da biofonia (i.e., sons produzidos por animais), da geofonia (i.e., sons resultantes de variáveis abióticas naturais como vento e chuva) e da antropofonia (i.e., sons produzidos pelo ser humanos como ruído de carros e máquinas diversas) gerados nos clusters para poder classificá-los.

Comparamos os valores de sete índices acústicos entre quatro áreas tratamento (i.e., mata primária, matas secundárias reflorestadas em 1989, 1999 e 2009) para verificar se os mesmos diferiam no período seco e chuvoso e combinado (seco + chuvoso). Calculamos os índices acústicos para cada gravação de 15 minutos através do software Kaleidoscope. Em seguida calculamos a média desses índices (i.e. média dos índices calculados para 288 trechos de 15 minutos dentro de 72h), considerando um total de 72 horas de gravações para cada mês. Para tanto utilizamos testes de Friedman, por se tratarem de amostras pareadas e dados não paramétricos. Uma vez que o teste de Friedman fosse significativo, realizamos um teste de comparação múltipla de Dunn para averiguar entre que áreas tratamento estavam as diferenças. Utilizamos o *software* Prism versão 7 (GraphPad) para realizar essas análises.

3.3 RESULTADOS

3.2.1. *Caracterização da vegetação das áreas de amostragem*

As cinco áreas tratamento são claramente diferenciadas com base em sua vegetação havendo 84% de classificação correta das áreas na análise de função discriminante. Este valor diminui para 76% quando consideramos uma correção por validação cruzada. Todas as variáveis estruturais consideradas contribuíram para diferenciar as áreas (Tabela 2, Figura 3). A função 1 gerada

explicou 79.3% da variação entre as áreas.

Tabela 2. Variáveis contribuindo para diferenciação entre as Área de mata primária, Área de mata secundária reflorestadas em 1989, 1999, 2009 e 2019, em Mataraca, Paraíba, Nordeste do Brasil.

| Características das áreas usadas como variáveis na Análise de Função Discriminante | Wilks' Lambda | F | df1 | df2 | Sig. |
|--|---------------|--------|-----|-----|---------|
| Número de árvores por quadrante | 0,29 | 10,021 | 4 | 45 | < 0,001 |
| Número de famílias de árvores por quadrante | 0,58 | 8,923 | 4 | 45 | < 0,001 |
| Número de espécie de árvores por quadrante | 0,536 | 9,720 | 4 | 45 | < 0,001 |
| Distância média para a árvores mais próxima. | 0,569 | 8,520 | 4 | 45 | < 0,001 |
| Diâmetro médio do tronco da árvore | 0,265 | 31,190 | 4 | 45 | < 0,001 |
| Altura média das árvores no quadrante | 0,199 | 45,187 | 4 | 45 | < 0,001 |

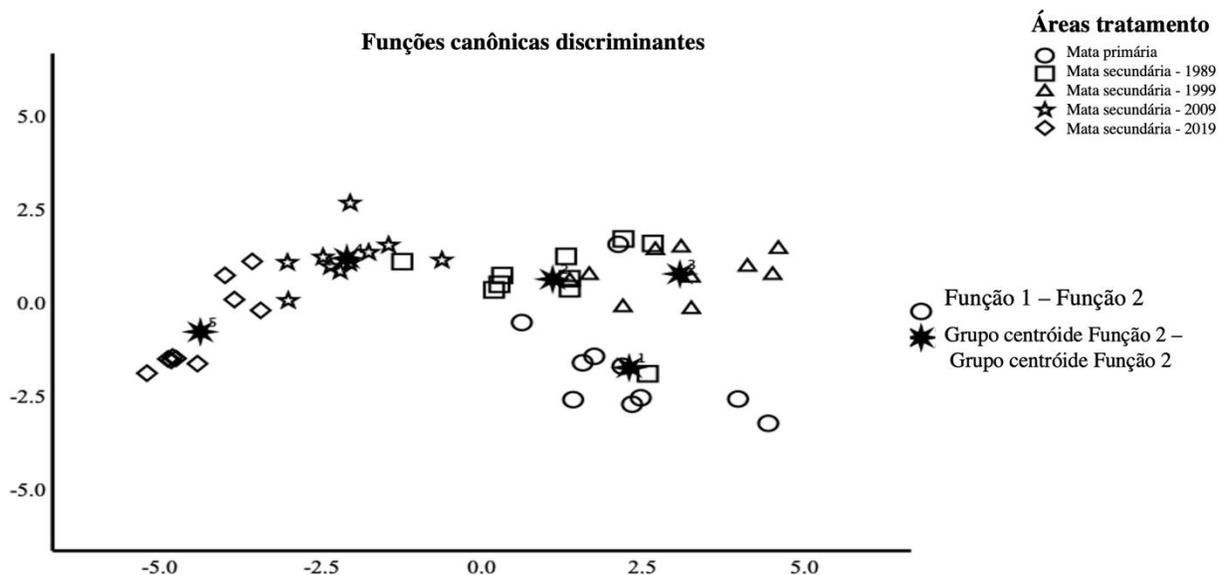


Figura 3. Funções canônicas discriminantes geradas da separação das partes reflorestadas em diferentes períodos com base em suas características conforme listadas na tabela 3. Tratamentos: 1- Área primária; 2 – Área reflorestada em 1989; 3- Área reflorestada em 1999; 4- Área reflorestada em 2009; 5- Área reflorestada em 2019.

3.3.1 Caracterização da paisagem sonora

Revisamos 1.728 gravações da paisagem acústica de quatro áreas de amostragem

consideradas (i. e., mata primária e matas secundárias reflorestadas em 1989, 1999 e 2009). A classificação automática pelo programa Kaleidoscope gerou 827.901 clusters (399.228 no período seco e 428.673 no período chuvoso). Obtivemos 366.700 registros de biofonia (91,8%), 24.370 de geofonia (6,1%) e 8.158 de antropofonia (2,1%) no período seco. Obtivemos 386.339 registros de biofonia (90,1%), 36.484 de geofonia (8,5%) e 5.850 de antropofonia (1,4%) no período chuvoso.

Composição da biofonia

Para determinar a composição da biofonia, identificamos todos os sonótipos acústicos de aves, insetos, mamíferos (especificamente primatas) e anfíbios a partir da inspeção manual dos clusters gerados pelo software Kaleidoscope (Figura 4).

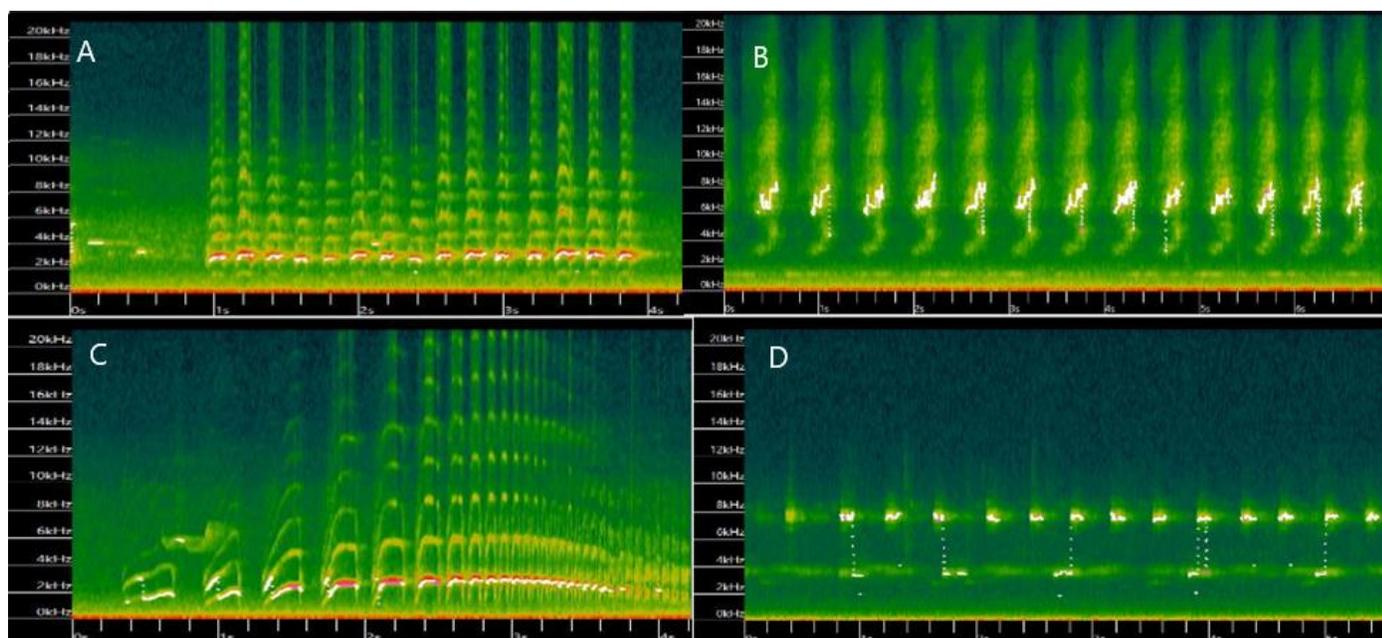


Figura 4. Espectrogramas exemplificando diferentes tipos de Biofonia (A: Primata; B: Cigarra; C: Ave; D: Grilo).

Registramos os insetos como dominantes nas quatro áreas tratamento com maior quantidade de sonótipos. As aves possuíam altos números de sonótipos na área reflorestada de 1989 e na área primária, com menores números na área reflorestada em 1999. Os primatas foram o grupo taxonômico menos abundante com poucas aparições somente na área primária e na reflorestada em 1999 no período seco e na área primária e reflorestada em 1989 no período chuvoso. Outro fator importante foi a aparição dos anfíbios no período chuvoso, na área primária e na reflorestada em 1989 (Tabela 3).

Tabela 3. Contagem de sonótipos de Biofonia gerados por clusters, associados a seu grande grupo taxonômico nas quatro áreas tratamento consideradas (i. e., área de mata primária, áreas de mata secundária reflorestadas em 1989, 1999 e 2009), nos meses secos (outubro, novembro e dezembro de 2020) e nos meses chuvosos (março, abril e maio de 2021).

| Meses Seco | Áreas Tratamento | Biofonia | | | |
|----------------|-------------------|----------|---------|----------|---------|
| | | Aves | Insetos | Primatas | Anfibio |
| | Primária | 37410 | 65106 | 1398 | 0 |
| | Secundária - 1989 | 36681 | 82075 | 0 | 0 |
| | Secundária -1999 | 5825 | 53482 | 135 | 0 |
| | Secundária -2009 | 13237 | 70767 | 0 | 0 |
| Meses chuvosos | Área | Biofonia | | | |
| | | Aves | Insetos | Primatas | Anfibio |
| | Primária | 33911 | 55877 | 225 | 7051 |
| | Secundária -1989 | 45551 | 65232 | 1058 | 9716 |
| | Secundária -1999 | 8481 | 56143 | 0 | 0 |
| | Secundária -2009 | 24279 | 64367 | 0 | 0 |

Composição da geofonia

A partir dos áudios foi possível identificar os sons de chuva e vento (e.g., galhos quebrando – Figura 5). A área reflorestada em 2009 apresentou maior quantidade de clusters de geofonia (Figura 5). Na mata primária tivemos 13.897 cluster de geofonia, na mata secundária reflorestada em 1989 tivemos 10.516, na reflorestada em 1999 tivemos 17.986 e na reflorestada em 2009 tivemos 18.894 clusters de geofonia.

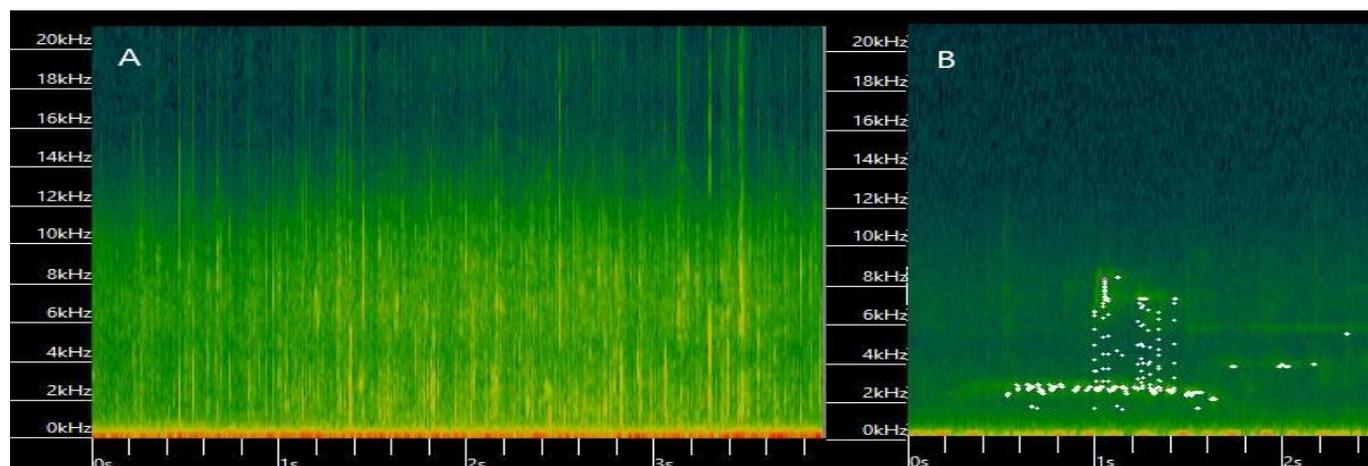


Figura 5. Espectrogramas ilustrando a geofonia (A: Chuva; B: Vento).

Composição da Antropofonia

A área que apresentou maiores valores de antropofonia (e.g., Figura 6) foi a mata secundária reflorestada em 1989, a mais próxima a um local de abastecimentos de caminhões e à sede administrativa da mineradora. Na área reflorestada em 1999 também registramos altos níveis de ruído antrópico, potencialmente devido a presença de um Parque Eólico nesta área. Na mata primária, tivemos 1.434 cluster de antropofonia, na mata secundária reflorestada em 1989 tivemos 12.421, na reflorestada em 1999 tivemos 89 e na reflorestada em 2009 tivemos 574 clusters de antropofonia.

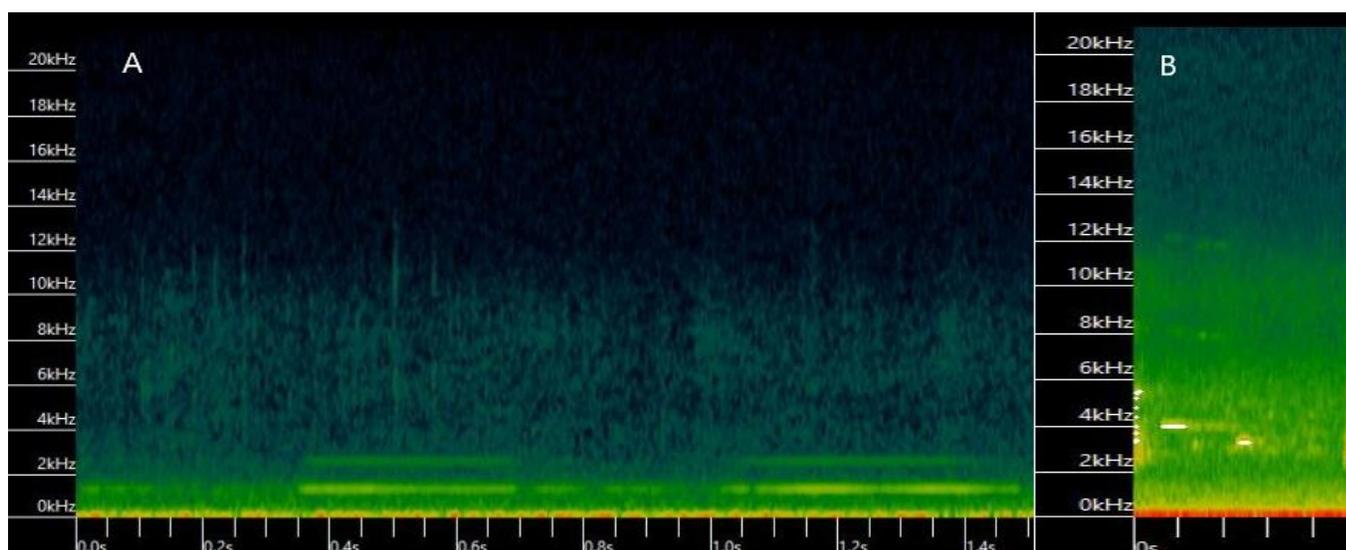


Figura 6. Espectrogramas ilustrando antropofonia (A: Alarme de sensor de Ré; B: Ruído produzido pelos Aerogeradores do parque eólico State Power Investment Corporation of China (SPIC)).

3.3.2 Comparação dos componentes da paisagem acústica entre a mata primária e reflorestadas em 1989, 1999 e 2009

A área de mata secundária reflorestada em 1989 se destaca pelo maior número de sonótipos de biofonia e antropofonia, seguido da área de mata primária. Nos resultados de geofonia percebemos maiores números na área reflorestada em 2009 (Tabela 4). Entretanto, vale considerar que excluimos as amostras de 2019 em função do intenso ruído de geofonia que limitou a visualização de outros sonótipos que não a geofonia. A área 2019 ter menos árvores (tabela 1), o que justifica a forte ação do vento nessa área costeira.

Tabela 4. Identificação automática das sonótipos da paisagem acústica, considerando seis meses de amostragens, na mata primária, e matas secundárias reflorestadas em 1989, 1999 e 2009, no município de Mataraca, extremo norte da Paraíba, Nordeste do Brasil.

| | Primária Seco | Primária Chuvoso | Área 1989 Seco | Área 1989 Chuvoso | Área 1999 Seco | Área 1999 Chuvoso | Área 2009 Seco | Área 2009 Chuvoso |
|--|----------------------|-------------------------|-----------------------|--------------------------|-----------------------|--------------------------|-----------------------|--------------------------|
| Média de sonótipos da Biofonia ± DP (min-máx) | 9446.7 ± | 12101.6 ± | 10846.7± | 13526.1 ± | 5406.1 ± | 6674.4 ± | 7636.7 ± | 10118.4 ± |
| | 3369.6 | 2282.8 | 3394.5 | 2663.9 | 2856.4 | 3084.9 | 2831.4 | 2799.3 |
| | (4888-13509) | (7339- 13979) | (6137-14206) | (8356-17296) | (9387-1379) | (2096-11307) | (3918-12368) | (4874-13749) |
| Média de sonótipos Geofonia ± DP (min-máx) | 2401.2 ± | 920.6 ± | 575.18 ± | 452.6 ± | 301.81 ± | 3447.5± 3 | 828.36 ± | 986 ± |
| | 3597.6 | 813.0 | 451.7 | 262.9 | 217.1 | 283.1 | 841.5 | 331.7 |
| | (0-10146) | (46-2361) | (53-1184) | (0-782) | (0-831) | (1204-11170) | (0-2703) | (392-1366) |
| Média de sonótipos da Antropofonia ± DP (min-máx) | 101.4 ± | 35.3 ± | 583 ± | 614.6 ± | 5 ± | 0 ± | 52.18 ± | 0 ± |
| | 142.8 | 43.2 | 373.5 | 277.7 | 16.5 | 0 | 152.7 | 0 |
| | (0-461) | (0-100) | (112-1456) | (2042-1043) | (0-55) | (0-0) | (0-509) | (0-0) |

As quatro áreas tratamento consideradas são claramente diferenciadas com base em sua quantidade média de sonótipos da geofonia, biofonia e antropofonia conforme indicado pela análise de função discriminante. Houve 58,8% de classificação correta, a qual diminui para 55% quando consideramos uma correção por validação cruzada. A quantidade de biofonia e antropofonia contribuíram significativamente para diferenciar entre as áreas (tabela 5, Figura 7). A função 1 gerada explicou 87% da variação entre as áreas.

Tabela 5. Variáveis da paisagem acústica contribuindo para diferenciação entre a mata primária e as áreas reflorestadas em 1989, 1999 e 2009.

| Componentes acústicos da paisagem usado como variáveis na Análise de Função Discriminante | Wilks' Lambda | F | df1 | df2 | Sig. |
|--|----------------------|----------|------------|------------|-------------|
| Biofonia | 0,660 | 13,073 | 3 | 76 | < 0,001 |
| Geofonia | 0,929 | 1,924 | 3 | 76 | 0,133 |
| Antropofonia | 0,343 | 48,500 | 3 | 76 | < 0,001 |

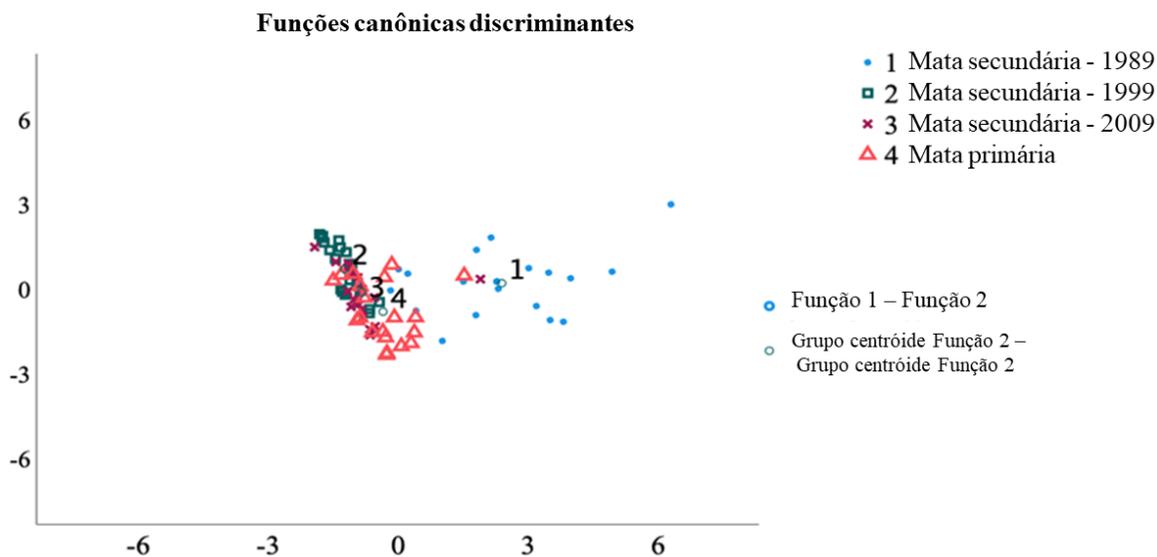


Figura 7. Funções canônicas discriminantes geradas da separação da mata primária e matas secundárias reflorestadas em diferentes períodos com base na proporção de biofonia, geofonia e antropofonia. Áreas: 1- mata secundária reflorestada 1989; 2 –reflorestada em 1989; 3- reflorestada em 1999; 4- mata primária.

3.2.3 Comparação de índices acústicos entre mata primária e matas secundárias reflorestadas em 1989, 1990 e 2009.

Comparamos os índices acústicos entre quatro áreas tratamento (i.e., mata primária e matas secundárias reflorestadas em 1989, 1999 e 2009) considerando os períodos secos e chuvosos separados, e considerando todos os meses de coleta juntos. Os testes de Friedman mostraram diferenças significativas entre todas as áreas tratamento para todos os índices acústicos comparados (Tabela 6), sugerindo que os índices escolhidos refletem bem os diferentes períodos de reflorestamento na Mata Atlântica.

Tabela 6. Comparação dos índices acústicos selecionados entre os diferentes tratamentos (i.e., mata primária e matas secundárias reflorestadas 1989, 1999, e 2009). Comparações realizadas através de Testes de Friedman.

| Índices acústicos | Período seco | Período Chuvoso | Períodos seco e chuvoso combinados |
|---|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) | $X^2=217,3$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=209$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=397,3$; GL= 3; $p < 0,0001$ |
| Índice de Complexidade Acústica (ACI) | $X^2=304,5$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=116,5$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=338,5$; GL= 3; $p < 0,0001$ |
| Índice de Bioacústico (BIO) | $X^2=132,5$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=154$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=250,6$; GL= 3; $p < 0,0001$ |
| Índice de Diversidade Acústica (ADI) | $X^2=80,6$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=109,8$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=112,3$; GL= 3; $p < 0,0001$ |
| Uniformidade Acústica (AEI) | $X^2=70,5$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=103$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=75,36$; GL= 3; $p < 0,0001$ |
| Entropia Total (H) | $X^2=354,2$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=292,6$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=333,7$; GL= 3; $p < 0,0001$ |
| Eventos por segundo (EVN) | $X^2=220,5$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=188,5$; GL= 3; $p < 0,0001$ | $X^2=321,4$; GL= 3; $p < 0,0001$ |

Para o Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI), quando consideramos o teste de Dunn *a posteriori* para as comparações múltiplas, não detectamos diferença apenas entre mata primária e mata secundária reflorestada em 1989 no período seco; e entre mata primária e mata secundária reflorestada em 2009 no período chuvoso (Figura 8). A mata secundária reflorestada em 1999 sempre apresentou os menores valores de NDSI independente do período seco ou chuvoso (Figura 8). As demais comparações se mostraram significativa com $p < 0,001$.

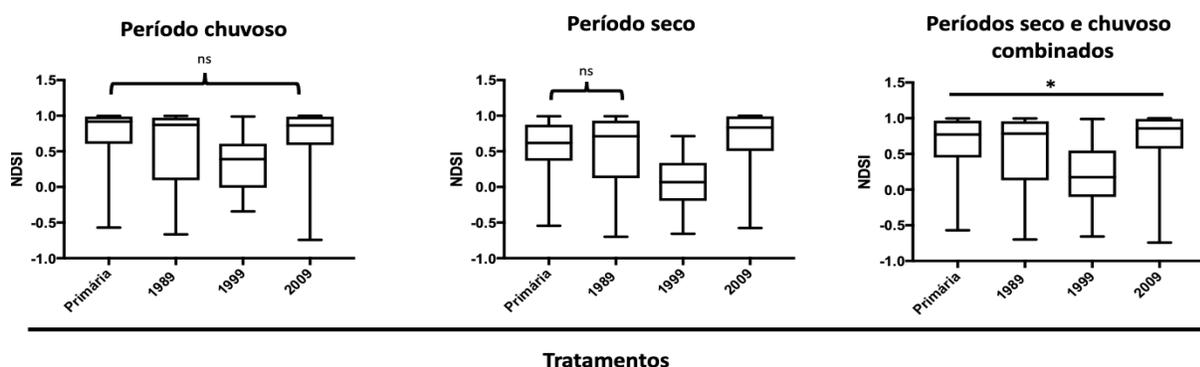


Figura 8. Comparação do Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) entre as áreas tratamento (i.e., mata primária e matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; * $p < 0,001$.

Para o Índice de Complexidade Acústica (ACI), quando consideramos o teste de Dunn a posteriori para comparações múltiplas, não detectamos diferença entre matas secundárias reflorestadas em 1989 e 1999 no período seco; no período chuvoso não detectamos diferença entre mata primária e mata Secundária reflorestada em 1999 e entre matas secundárias reflorestadas em 1989 e 2009. No entanto, quando combinamos os dados de estação seca e chuvosa, testes de Dunn detectaram diferença entre todos os tratamentos (i.e., mata primária e matas secundárias reflorestadas em 1989, 1999, e 2009) (Figura 9). mata secundária reflorestada em 2009 apresentaram os maiores valores de ACI no período seco e quando combinando os dados dos períodos seco e chuvoso na mesma análise. As demais comparações se mostraram significativa com $p < 0,001$.

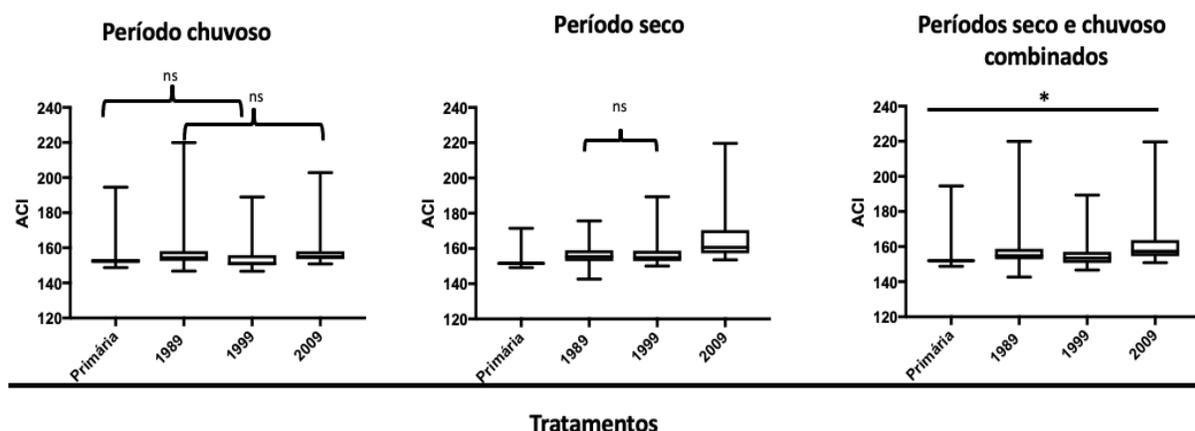


Figura 9. Comparação do Índice de Complexidade Acústica (ACI) entre os tratamentos (i. e., mata primária e matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; * $p < 0,001$.

Para o Índice de Bioacústico (BIO), quando consideramos o teste de Dunn's a posteriori para comparações múltiplas, não detectamos diferença apenas entre mata primária e mata secundária reflorestada em 1999 no período seco. No período chuvoso e combinando os períodos seco e chuvoso, detectamos diferença entre todos os tratamentos (Figura 10). As demais comparações se mostraram significativa com $p < 0,001$.

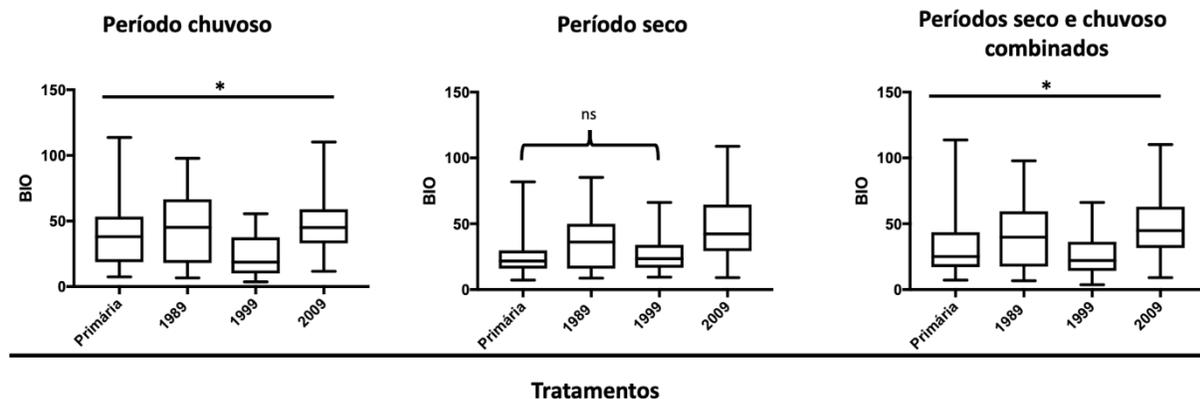


Figura 10. Comparação do Índice Bioacústico (BIO) entre os tratamentos (i. e., mata primária e matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; * $p < 0,001$.

Para o Índice de Diversidade Acústica (ADI), quando consideramos o teste de Dunn's a posteriori para comparações múltiplas, não detectamos diferença entre matas secundárias reflorestadas em 1999 e 2009 no período seco; no período chuvoso não detectamos diferença entre mata primária e matas reflorestadas secundárias em 1989 e 2009, e entre matas secundárias reflorestadas em 1989 e 2009; e quando combinamos os dados de período seco e chuvoso, não detectamos diferença apenas entre mata primária e mata secundária reflorestada em 1989 (Figura 11). As demais comparações se mostraram significativa com $p < 0,001$.

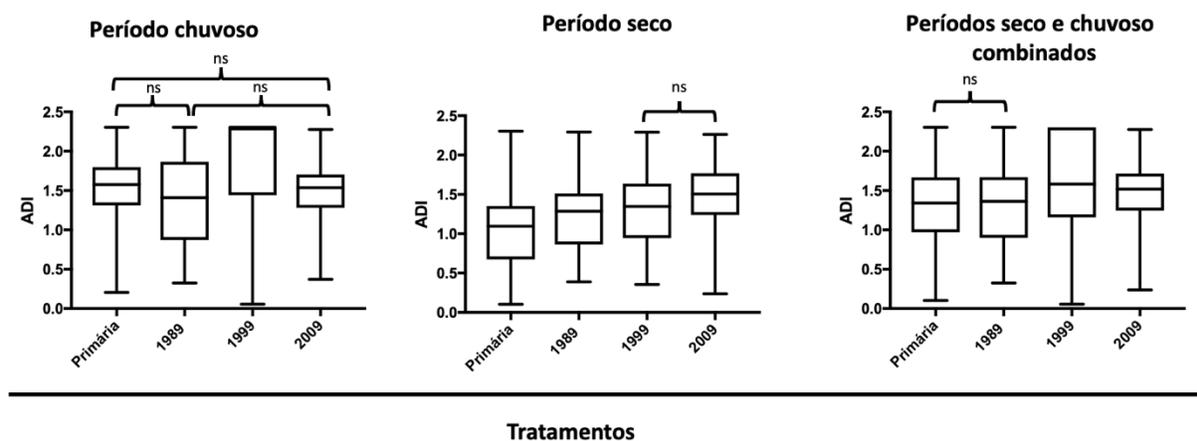


Figura 11. Comparação do Índice de Diversidade Acústica (ADI) entre os tratamentos (i. e., mata primária e matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; onde não está sinalizado, encontramos diferença significativa com $p < 0,001$.

Para o Índice de Uniformidade Acústica (AEI), quando consideramos o teste de Dunn's a posteriori para comparações múltiplas, não detectamos diferença entre matas secundárias reflorestadas em 1989 e 1999 no período seco; no período chuvoso não houve diferença entre mata primária e mata secundária reflorestada em 2009, e entre as matas secundárias reflorestadas em 1989 e 2009; Quando combinando períodos seco e chuvoso, não encontramos diferenças apenas entre mata primária e matas secundárias reflorestadas em 1989 e 1999 (Figura 12). As demais comparações se mostraram significativa com $p < 0,001$.

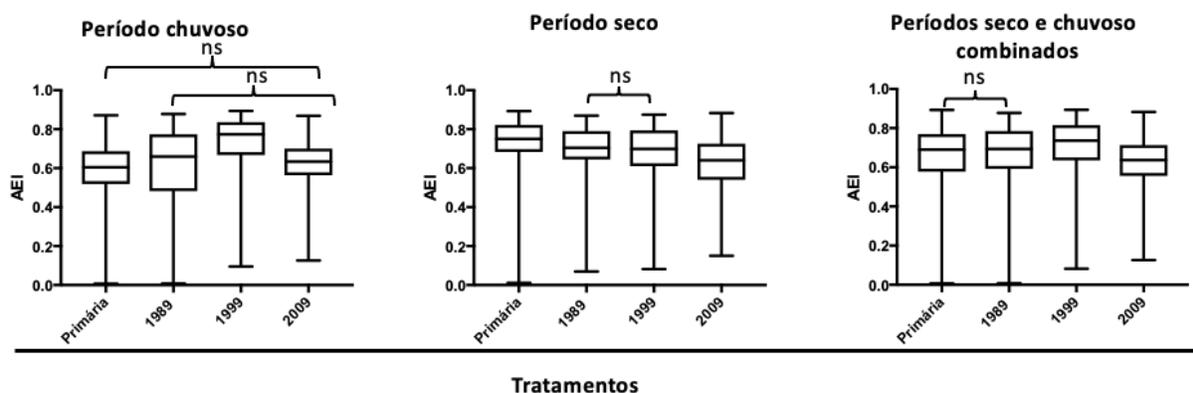


Figura 12. Comparação do Índice de Regularidade Acústica (AEI) entre os tratamentos (i. e., mata primária e matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; onde não está sinalizado, encontramos diferença significativa com $p < 0,001$.

Para o índice de Entropia Total (H), quando consideramos o teste de Dunn's a posteriori para comparações múltiplas, não detectamos diferença apenas entre matas secundárias reflorestadas em 1999 e 2009 no período chuvoso (Figura 13). As demais comparações se mostraram significativa com $p < 0,001$.

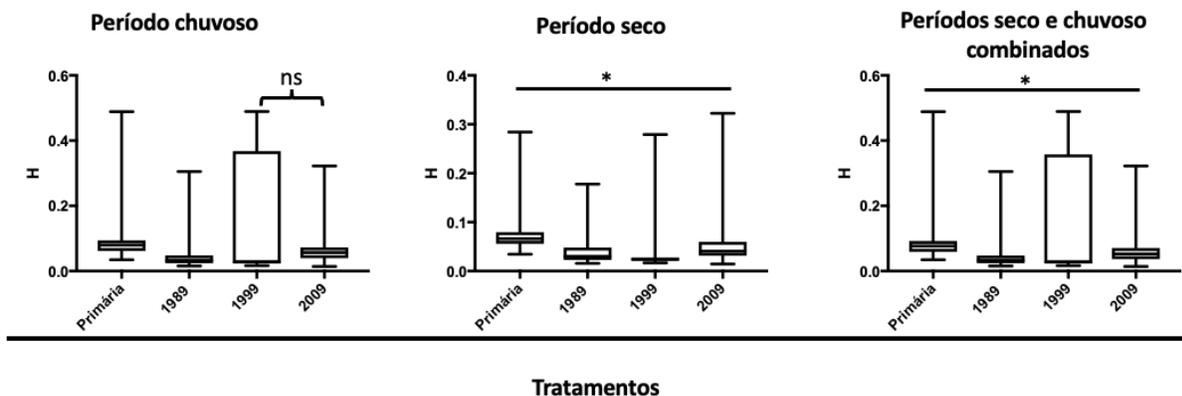


Figura 13. Comparação do Índice de Entropia Total (H) entre os tratamentos (i. e., mata primária e matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; * $p < 0,001$.

Para o Índice de Eventos por Segundo (EVN), quando consideramos o teste de Dunn's a posteriori para comparações múltiplas, não detectamos diferença entre matas secundárias reflorestadas em 1989, 1999 e 2009 no período seco; no período chuvoso, não detectamos diferença entre mata primária e mata secundária reflorestada em 2009, e entre matas secundárias reflorestadas em 1989 e 1999; quando combinamos os dados de período seco e chuvoso, não encontramos diferença apenas entre matas secundárias reflorestadas entre 1989 e 1999 (Figura 14). As demais comparações se mostraram significativa com $p < 0,001$.

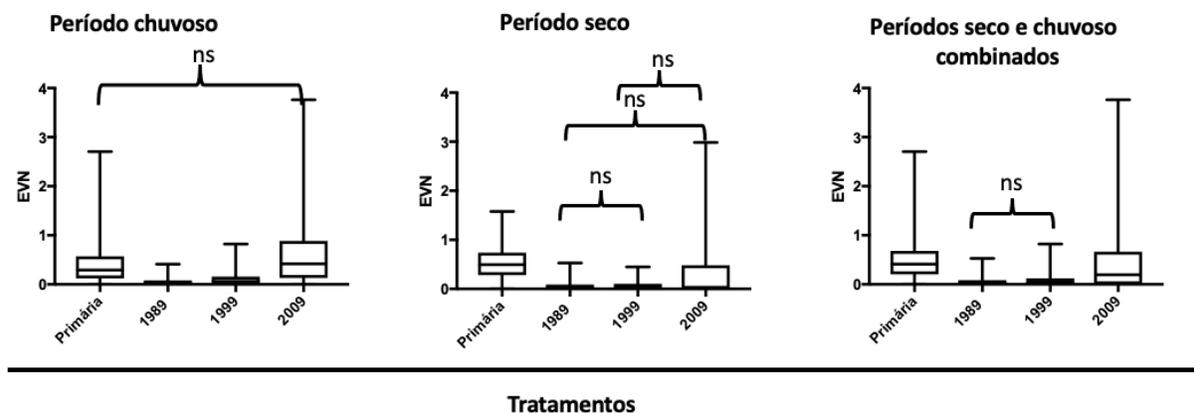


Figura 14. Comparação do Índice de Eventos por Segundos (EVN) entre os tratamentos (i. e., mata primária e matas secundárias reflorestadas em diferentes anos) nos períodos seco e chuvoso, e considerando os dados combinados; ns= não significativo; onde não está sinalizado, encontramos diferença significativa com $p < 0,001$.

3.4 DISCUSSÃO

Nosso estudo mostrou que áreas de Floresta Atlântica primária e secundária reflorestada em períodos diferentes apresentam características estruturais e acústicas marcantes que permitem sua diferenciação e conseqüentemente, uma estimativa de sua qualidade e saúde ambiental. Nossa primeira hipótese foi confirmada, ou seja, as áreas de mata primária e matas secundárias reflorestadas a mais tempo apresentaram maior biodiversidade acústica (i.e., maior biofonia). No entanto, embora 1999 seja reflorestada a mais tempo que 2009, observamos menor biofonia nessa área. A presença de um parque eólico dentro dessa área em particular poderia explicar o número um pouco mais baixo de alguns componentes da biofonia como de aves, por exemplo. Existem estudos que mostram uma redução no número de aves após a instalação de parques eólicos (Falavigna et al., 2020, Tesfahunegny et al., 2020, Kati et al., 2021), os quais podem frequentemente resultar em mortalidade por colisão, deslocamento, efeitos de barreira e perda direta de habitat nas aves (Drewitt 2006, Kati et al., 2021, Hernandez et al., 2021).

A nossa hipótese de que áreas com maior atividade antrópica apresentariam menor diversidade bioacústica foi refutada. Isto pode ter ocorrido pelo fato de que animais podem se utilizar de mecanismos compensatórios para manter a comunicação em ambientes ruidosos (Gonçalves Santos, 2021). Alguns vertebrados terrestres, como anuros (Penna e Hamilton-West, 2007; Love and Bee, 2010) e primatas (Brumm et al., 2004; Egnor e Hauser, 2006) conseguem modificar a frequência e amplitude de seus chamados como mecanismo de adaptação a áreas ruidosas. Slabbekoorn e Peet (2003) em seu estudo mostrou que existe variação na vocalização de pássaros que vivem próximos a áreas ruidosas quando comparados aos que vivem afastados, eles vocalizam com frequências mínimas mais altas no ambiente ruidoso. Estudos com populações de grilos em áreas próximas e afastadas de uma mina compararam seus cantos antes, durante e após a passagem de caminhões. Os resultados não mostraram diferenças significativas, indicando a dificuldade da espécie em modificar a sua morfologia do aparelho produtor de som instantaneamente, quando submetidos a ruídos (Orci et al., 2016, Duarte et al., 2019). Outro fator que pode ter contribuído para maior biodiversidade acústica na área reflorestada em 1989, é o fato desta área está próxima de um rio. Deichmann et al. (2017) mostra que a riqueza e as detecções de anuros diminuíram à medida que se distanciava da presença de corpos d'água.

Além disso, nossa terceira hipótese foi parcialmente refutada. Quando consideramos números absolutos de biofonia, percebemos pouca variação entre períodos seco e chuvoso. Nossos

resultados mostram diferenças quando considerando a contagem de sonótipos de biofonia nos períodos chuvosos e secos, contrapondo o observado por Duarte et al. (2015) que mostrou complexidade acústica, estimada a partir da contagem de espécies de animais, foi maior na estação chuvosa do que na estação seca em seus dois pontos de estudo na Mata Atlântica. No entanto, no período chuvoso a média de sonótipos de biofonia foi um pouco maior que no período seco em todas as nossas áreas tratamento, e isso se evidenciou em algumas diferenças encontradas na comparação múltipla dos índices acústicos após os testes de Friedman realizados em período seco e em período chuvoso e combinando os dados dos dois períodos. No Brasil a estação chuvosa é fortemente dominada por insetos, anfíbios e pássaros envolvidos em atividades relacionadas à reprodução, o que faz com que os animais se encontrem mais ativos acusticamente (Rodrigues et al., 2005). Oliveira et al. (2021) ao descrever a dinâmica da paisagem sonora na Caatinga, também observou que a biofonia foi mais ativa durante a estação chuvosa, a estação seca foi marcada predominantemente por geofonia. O mesmo resultado foi encontrado por Pieretti e colaboradores (2015), em seu estudo descrevendo o tipo e extensão das informações da paisagem sonora perdida em ecorregiões tropicais. Seus resultados mostraram maior complexidade acústica em estações chuvosas.

Quanto ao processo de restauração da vegetação da área, acreditamos que o reflorestamento está sendo eficaz considerando a aproximação tanto em termo de estrutura vegetal como de paisagem acústica entre as áreas primárias e reflorestadas a mais tempo na área. Nossos resultados mostram que as áreas reflorestadas a mais tempo 1989 e 1999, apresentam parâmetros fitossociológicos (altura vegetal, número de indivíduos e menor distância entre plantas) mais semelhantes ao da área com cobertura de mata primária, ou seja, que não sofreu desmatamento em função da atividade de mineração do local. O processo de restauração florestal da mineradora onde o estudo foi realizado tem um acompanhamento constante das áreas reflorestadas, garantindo o crescimento da vegetação. Atualmente o reflorestamento é feito com a inclusão apenas de espécies nativas e variadas, com participação da comunidade local no fornecimento de mudas, e com viveiros de mudas dentro da própria mineradora para garantir o aporte necessário de mudas para o reflorestamento efetivo das áreas mineradas (Bezerra B. *obs. pess*). A supressão seletiva de espécies não-nativas inseridas nos primeiros anos de reflorestamento da área ocorreu até 2011 (Bezerra *obs. pes*). Estudos mostram que é previsto um aumento da cobertura florestal com o passar dos anos após reflorestamento (Câmara et al., 2015, Rezende et al., 2018), o que pode

facilitar o planejamento de ações de restauração florestal como o Pacto da Mata Atlântica que visa 15 milhões de ha desse bioma até 2050 (Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, 2015). Estudos como os de Rodrigues et al. (2011) e Galetti et al. (2017) mostram a eficácia das atividades de restauração florestal e refaunação para a Mata Atlântica e sua biodiversidade. Rodrigues e colaboradores (2011) mostram o sucesso de vários reflorestamentos em áreas que totalizam mais de 527 ha, onde antes eram monoculturas de cana-de-açúcar em São Paulo. Galetti et al. (2017) citam o Parque Nacional da Tijuca no Rio de Janeiro como um exemplo onde ocorreram a restauração florestal de cerca de 4000 ha e 23 grandes espécies de árvores com sementes e refaunação com a reintrodução de cutias (*Dasyprocta leoporina*) e macacos bugios (*Alouatta clamitans*). Rezende et al. (2015) mostram que extensas áreas degradadas ou desmatadas na Mata Atlântica voltam a crescer após a cessação da perturbação. Molin et al. (2018) sugerem que, também é fundamental considerar o plantio de árvores como uma intervenção (i.e., capina e fertilização de mudas em regeneração espontânea e plantio de árvores em manchas não cobertas pela regeneração natural) de restauração chave para a recuperação florestal. Ramalho et al. (2021) em um estudo sobre como o reflorestamento pode compensar os efeitos negativos das mudanças climáticas em anfíbios, ressaltaram que o ganho da floresta compensou a perda de adequação climática para três espécies previstas para responder negativamente as mudanças climáticas (*A. olfersioides*, *A. cavicola* e *A. eugenioi*). Dessa forma, expressamos a importância e a necessidade do acompanhamento e intervenções contínuas em áreas reflorestadas para garantir o crescimento e saúde das mesmas.

O resultado da comparação do Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) foi o esperado, com menores valores na área reflorestada em 1999. Como mencionado antes, essa área apresenta altos níveis de ruído devido potencialmente pela presença do parque eólico. O NDSI apresentou maiores valores na área reflorestada em 2009, sendo está a área mais afastada da mina ativa, com pouco trânsito de caminhões e máquinas. O Índice de Complexidade Acústica (ACI) apresentou valores mais elevados na área reflorestada em 2009 com menor cobertura natural. Scarpelli (2021) apresenta este índice como uma boa medida de geofonia (chuva) e sinais de insetos, assim, esperávamos que a área reflorestada em 2009 apresentasse maiores valores de ACI, devido ao fato de ser a área mais recentemente reflorestada, com menor densidade vegetal e maior exposição ao vento. Por outro lado, estudos em diferentes partes do Brasil não encontraram correlação significativa desse índice com nenhum grupo taxonômico para biofonia

(Ferreira et al, 2018). Embora vários índices acústicos tenham sido propostos para análises de paisagem sonora e biodiversidade, a aplicação de um único índice dificilmente será responsável por todos os componentes biológicos (Sueur et al., 2014). Diante disso, o uso simultâneo de índices acústicos pode fornecer informações adicionais sobre as reações de biofonia a áreas mais ruidosas por ações antrópicas e pode ajudar a melhorar a compreensão das reações das espécies.

O Índice de Diversidade Acústica (ADI) é usualmente correlacionado positivamente com o número de espécies de pássaros (Machado et al., 2016; Mammides et al., 2017). Normalmente, o ADI é maior quando apresenta maior uniformidade na vocalização das espécies (Villanueva-Rivera et al., 2011) o que esperaríamos encontrar numa área de mata primária supostamente mais preservada. Porém, nossos resultados mostram maiores valores de ADI na área de mata secundária reflorestada em 2009 e não na área de mata primária. Encontramos ADI de menor valor quando a composição acústica apresenta tons mais puros (Villanueva-Rivera et al., 2011), o que se esperaria encontrar numa área reflorestada a menos tempo como a nossa área tratamento 2009. Porém nossos resultados mostram a área de mata primária com menores valores de ADI. Espera-se que o Índice Entropia Total, tenha valores mais elevados em áreas com alta biodiversidade (Sueur et al, 2008). Em nosso estudo, O Índice de Entropia Total (H) apresentou valores maiores na área de mata primária, potencialmente pelo fato desta área não ter passado por um desmatamento seguido de reflorestamento. O Índice de Entropia Total (H) apresentou valores semelhantes para as demais áreas reflorestadas. Assim também nos resultados do Índice Eventos por Segundos (EVN), a área de mata primária obteve os maiores valores, enquanto as áreas reflorestadas não variaram significativamente. Dessa forma, esse índice parece ser útil para diferenciar áreas de mata Atlântica primária e secundária.

Para a variação dos índices acústicos em relação as características da paisagem, nossos resultados indicam que três dos índices testados fornecem uma boa comparação entre as áreas (NDSI, AEI e H). Fuller et al., (2015) em seu trabalho também sugerem o uso desses índices para melhor representar a configuração da paisagem, e seus resultados mostram que o NDSI, H e AEI são índices adequados para identificar habitats de alta biodiversidade em ambientes antropizados. Nossos resultados, mostram que os Índices de Complexidade Acústica (ACI) e Bioacústica (BIO) são boas métricas para o estudo das vocalizações das aves, porém não estão relacionadas as características físicas gerais da paisagem. Towsey et al., 2014 em seu estudo considera o Índice de Complexidade Acústica (ACI) um dos melhores indicadores da biodiversidade de uma comunidade

de aves entre uma lista de 14 índices acústicos diferentes. Farina, 2014 indica o Índice de Complexidade Acústica (ACI) para comparação com parâmetros vegetais das áreas de estudo.

Os resultados apresentados nesse estudo mostram que os índices acústicos são sensíveis para detectar as mudanças na paisagem sonora de áreas de Floresta Atlântica contínuas com mata primária e secundárias reflorestadas em diferentes períodos. Porém, estressamos que é importante caracterizar as áreas de estudo e o ambiente onde os gravadores estão inseridos para entender melhor os resultados obtidos pelos índices acústicos. Além disso, sabemos que os sons variam muito ao longo do dia (animais usam o espaço acústico em momentos diferentes e por vezes coordenados), então, realizar gravações contínuas e não em frações de hora (como as realizadas na amostragem no presente estudo), poderão gerar resultados mais complexos sobre a paisagem acústica de um determinado local, levando a uma melhor caracterização de todos os sonótipos que ocorrem na área. A análise de dados dos índices acústicos de período seco e chuvoso combinados revelaram uma maior diferenciação entre as matas reflorestadas em períodos diferentes. Além disso, quando consideramos os números absolutos de clusteres da biofonia no período seco e chuvoso, percebemos pequena diferença. Assim, recomendamos realizar amostras no período seco e chuvoso e combinar os dados na análise, a não ser que o estudo foque em obter dados específicos a nível de estação climática. Isso confirma que o monitoramento acústico passivo associado à análise da vegetação e à análise do índice acústico é uma ferramenta potencial para monitoramento de curto e longo prazo de áreas em processo de regeneração. Sugerimos que futuros estudos na área sejam realizados com amostragem acústica contínua para proporcionar uma caracterização completa da paisagem acústica na Mata Atlântica.

4 CONCLUSÕES GERAIS

1. Nossos dados indicam que o monitoramento acústico remoto pode ser usado para acompanhamento de processos de reflorestamentos e métodos para gerar dados que se aproximem de uma métrica de saúde ambiental na mata Atlântica.
2. A composição da paisagem acústica (i.e., proporção de biofonia, antropofonia e geofonia) pode ser usada para diferenciar áreas com diferentes níveis de restauração florestal na Mata Atlântica.
3. Os resultados de alguns índices (Índice de Complexidade Acústica (ACI), Índice de Diversidade Acústica (ADI), e Índice de Regularidade Acústica (AEI)) variam de acordo com as variáveis climáticas, por isso, é importante realizar coletas nos dois períodos para se ter uma completude da paisagem acústica da região. Os períodos chuvosos podem revelar uma maior complexidade acústica em função do período reprodutivo de várias espécies de vertebrados serem associados com essa época do ano e com maior atividade vocal nos períodos reprodutivos.
4. O Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) se mostrou um excelente medidor da saúde ambiental, quando relacionamos antropofonia com a biofonia. De fato, áreas com maiores perturbações antrópicas na paisagem acústica vão apresentar valores mais próximos à -1.
5. O Índice de Complexidade Acústica (ACI) e o Índice Bioacústico (BIO) não apresentaram fortes resultados que refletissem a paisagem sonora nas áreas com diferentes níveis de reflorestamento.
6. Índice de Diversidade Acústica (ADI) foi um índice que variou quanto as variáveis climáticas, porém nossos resultados mostraram uma correlação oposta desse índice com a paisagem vegetativa.
7. Os Índices de Regularidade Acústica (AEI), Entropia Total (H) e Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) são os índices que melhor mostram a relação com as características da paisagem. Fornecem melhor resultado na identificação de áreas com altos níveis de antropização e com diferentes densidades vegetativas.

4.1 REFERÊNCIAS

- Aide T. M., Hernández-Serna A., Campos-Cerqueira M., Acevedo-Charry O., Deichmann J. L. (2017) Species richness of insects drives the use of acoustic space in the tropics. *Remote Sensing*. 9, 1096.
- Beasom, S.L, Haucke, H.H. (1975) A comparison of four distance sampling techniques in SouthTexas live oak mottes. *Journal of Range Management*. 28, 142-144.
- Blumstein, D.T., Mennill, D.J., Clemins, P., Girod, L., Yao, K., Patricelli, G., Deppe, J.L., Krakauer, A.H., Clark, C., Cortopassi, K.A., Hanser, S.F., McCowan, B., Ali, A.M., Kirschel, A.N.G. (2011) Acoustic monitoring in terrestrial environments using micro- phone arrays: applications, technological considerations and prospectus. *Journal of Applied Ecology*. 48, 758–767.
- Brumm, H. (2004) The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology*. 73, 434.
- Buxton, R. T., Lendrum, P.E., Crooks, K.R., Wittemyer, G. (2018) Pairing camera traps and acoustic recorders to monitor the ecological impact of human disturbance. *Global Ecology and Conservation*. 16: e00493.
- Câmara, I.G., Soterroni, A., Ramos, F., Carvalho, A., Andrade, P., Souza, R.C., Mosnier, A., Mant, R., Buurman, M., Pena, M., Havlik, P., Pirker, J., Kraxner, F., Obersteiner, M., Kapos, V., Affonso, A., Espíndola, G., Bocqueho, G. (2015) Modelando Mudanças no Uso da Terra no Brasil 2000-2050: Um Relatório do Projeto REDD-PAC, INOE, IPEA, IIASA, UNEP-WCMC.
- Curtis, J.T., McIntosh, R.P. (1950) The interrelation of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology*. 31, 434-455.
- Deichmann, J.L., Hernández-Serna, A., Delgado, J.A., Campos-Cerqueira, M., Aide, T.M. (2017) Soundscape analysis and acoustic monitoring document impacts of natural gas exploration on biodiversity in a tropical forest, *Ecological Indicators*. 74, 39-48.
- Drewitt, A., Langston, R.H.W. (2006) Collision effects of wind power generators and the other obstacles on birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1134, 233-266.
- Duarte, M., Sousa-Lima, R., Young, R., Farina, A., Vasconcelos, M., Rodrigues, M., Pieretti, N. (2015) The impact of noise from open-cast mining on Atlantic Forest biophony. *Biological Conservation*. 191, 623-631.

- Duarte, M.H.L., Caliari, E.P., Scarpelli, M.D., Lobregat, G.O., Young, R.J., Sousa-Lima, R.S. (2019) Efeitos do tráfego de caminhões de mineração na atividade de chamada de críquete. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 146, 656-664.
- Egnor, S. E. R., Hauser, M. D. (2006) Noise-induced vocal modulation in cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus*). *American Journal Primatology*. 68, 1183–1190.
- Fairbrass, A.J., Peter Rennert, P., Williams, C., Titheridge, H., Jones, K.E. (2017) Biases of acoustic indices measuring biodiversity in urban areas. *Ecological Indicators*. 83, 169-177.
- Falavigna, T.J., Pereira, D., Rippel, M.L., Petry, M.V. (2020) Changes in bird species composition after a wind farm installation: A case study in South America. *Environmental Impact Assessment Review*. 83, 106387.
- Farina, A., Pieretti, N., Piccioli, L. (2011) The soundscape methodology for long-term bird monitoring: A Mediterranean Europe case-study. *Ecological Informatics*. 6, 354-363.
- Farina, A. (2018) Perspectives in ecoacoustics: A contribution to defining a discipline. *Journal of Ecoacoustics*. 2. TRZD5I.
- Ferreira, L., Oliveira, E., Lopes, L., Brito, M., Baumgarten, J., Rodrigues, F., Sousa-Lima, R. (2018) What do insects, anurans, birds, and mammals have to say about soundscape indices in a tropical savanna. *Journal of Ecoacoustics*. 2, 1-17.
- Galetti, M., Pires, A.S., Brancalion, P.H.S., Fernandez F.A.S. (2017) Reversing defaunation by trophic rewilding in empty forests, *Biotropica*. 49, 5-8.
- Gasc, A., Sueur, J., Jiguet, F., Devictor, V., Grandcolas, P., Burrow, C., Depraetere, M., Pavoine, S. (2013) Assessing biodiversity with sound: Do acoustic diversity indices reflect phylogenetic and functional diversities of bird communities? *Ecological Indicators*. 25, 279- 287.
- Gonçalves Santos, S., Pieretti, N., Young, R.J., Duarte, M. (2021) Biophony in a noisy tropical urban forest fragment. *Biota colombiana*. 22, 96-107.
- Hernandez, O. M. C., Shadman, M., Amiri, M. M., Silva, C., Estefen, S. F., Rovere, E. L. (2021) Environmental impacts of offshore wind installation, operation and maintenance, and decommissioning activities: A case study of Brazil, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 144, 110994.

- Kasten, E.P., Gage, S.H., Fox, J., Joo, W. (2012) The Remote Environmental Assessment Laboratory's Acoustic Library: An Archive for Studying Soundscape Ecology. *Ecological Informatics*. 12, 50-67.
- Kati, V., Kassara, C., Vrontisi, Z., Moustakas, A. (2021) The biodiversity-wind energy-land use nexus in a global biodiversity hotspot, *Science of The Total Environment*. 768, 144471.
- Love, E. K., and Bee, M. A. (2010) An experimental test of noisedependent voice amplitude regulation in Cope's grey treefrog (*Hyla chrysoscelis*). *Animal Behaviour*. 80, 509–515.
- Macdonald S.E., Snively, A.E.K., Fair, J.M., Landhüsser, S.M. (2015) Early trajectories of forest understory development on reclamation sites: influence of forest floor placement and a cover crop. *Restoration Ecology*. 23, 698–706.
- Machado, R., Aguiar, L., Jones, G. (2016) Do acoustic indices reflect the characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil? *Landscape Urban Planning*. 162, 36–43.
- Magurran, A. E., McGill, B. J. (2011) *Biological diversity, frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press, Oxford.
- Mammides, C., Goodale, E., Dayananda, S., Kang, L., Chen, J. (2017) Do acoustic indices correlate with bird diversity? Insights from two biodiverse regions in Yunnan Province, south China. *Ecological Indicators*. 82, 470-477.
- Marsh, D. M., Trenham, P. C. (2008) Tracking current trends in plant and animal population monitoring. *Conservation Biology*. 22, 647–655.
- Molin, P.G., Chazdon, R., Frosini de Barros Ferraz, S., Brancalion, P.H.S. (2018) A landscape approach for cost effective large-scale forest restoration. *Jornal Applied Ecology*. 55, 2767–2778.
- Oliveira, E.G., Ribeiro, M.C., Roe, P., Sousa-Lima, R.S. (2021) The Caatinga Orchestra: Acoustic indices track temporal changes in a seasonally dry tropical forest. *Ecological Indicators*. 129, 107897.
- Orci, K. M., Petroczki, K., Barta, Z. (2016) Instantaneous song modification in response to fluctuating traffic noise in the tree cricket *Oecanthus pellucens*. *Animal Behaviour*. 112, 187–194.
- Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (2015) *Planejamento Estratégico 2015–2017*.
- Penna, M., and Hamilton-West, C. (2007) Susceptibility of evoked vocal responses to noise exposure

- in a frog of the temperate austral forest. *Animal Behaviour*. 74, 45–56
- Pieretti, N., Duarte, M.H.L., Sousa-Lima, R.S., Rodrigues, M., Young, R.J., Farina, A. (2015) Determining temporal sampling schemes for passive acoustic studies in different tropical ecosystems. *Tropical Conservation Science*. 8, 215-234.
- Pijanowski, B.C., Farina, A., Gage, S.H. (2011) Soundscape ecology: The science of sound in the landscape. *BioScience*. 61, 203–216.
- Ramalho, Q., Tourinho, L., Almeida-Gomes, M., Vale, M.M, Prevedello, J.A. (2021) Reforestation can compensate negative effects of climate change on amphibians, *Biological Conservation*, 260, 021, 109187.
- Rezende, C.L., Uezu, A., Scarano, F.R., Araujo, D.S.D. (2015) Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodiversity and Conservation*. 24, 2255–2272.
- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N. (2018) From hotspots to hopespot: Na opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 16, 208–214.
- Rodrigues, M., Carrara, L.A., Faria, L.P., Gomes, H.B. (2005) The birds of Parque Nacional da Serra do Cipó: the Rio Cipó valley, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 22, 326 – 338.
- Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., Nave, G., Aronson, J., Barreto, T.E., Vidal, C.Y., Brancalion, P.H.S. (2011) Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil, *Forest Ecology and Management*. 261, 1605 – 1613.
- Scarpelli, M.D.A., Ribeiro, M.C., Teixeira, C.P. (2021) What does Atlantic Forest soundscapes can tell us about landscape? *Ecological Indicators*. 121.
- Slabbekoorn, H., Peet, M., (2003) Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*. 424, 267.
- Souto, A.S., Bezerra, B. M., Schiel, N., Huber, L (2007) The saltatory search in free-living common marmosets: environmental and age influences. *International Journal of Primatology*. 28, 881 - 893.
- Sueur, J. Pavoine S, Hamerlynck O, Duvail S. (2008) Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. *PloS one*. 3, 4065.
- Sueur, J., Farina, A., Gasc, A., Pieretti, N., Paivone, S. (2014) Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. *Acta Acustica united with Acustica*. 100, 772–781.

- Sugai, L.S.M., Silva, T.S.F., Ribeiro, J.W., Llusia, D. (2018) Terrestrial passive acoustic monitoring: review and perspectives. *BioScience*. 69, 15-25.
- Sugai, L.S.M., Llusia, D. (2019) Bioacoustic time capsules: Using acoustic monitoring to document biodiversity. *Ecological Indicators*. 99, 149-152.
- Tesfahunegny, W., Datiko, D., Wale, M. (2020) Impact of wind energy development on birds and bats: the case of Adama wind farm, Central Ethiopia. *The Journal of Basic and Applied Zoology*. 81, 41.
- Tucker, D., Gage, S.H, Williamson, I. Fuller, S. (2014) Linking ecological condition and the soundscape in fragmented Australian forests. *Landscape Ecology*. 29, 745–758.
- Turner, A., Fischer, M., Tzanopoulos, J. (2018) Sound-mapping a coniferous forest—Perspectives for biodiversity monitoring and noise mitigation. *PLoS ONE*. 13, e0189843.
- Villanueva-Rivera, L. J., Pijanowski, B.C., Doucette, J. (2011) A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology*. 26, 1233-1246.