

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

CARINA RODRIGUES SILVA

**EFEITOS DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA SOBRE AS ESPÉCIES DE
MORCEGOS DA CAATINGA AVALIADOS ATRAVÉS DE BIOACÚSTICA**

Recife

2020

CARINA RODRIGUES SILVA

**EFEITOS DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA SOBRE AS ESPÉCIES DE
MORCEGOS DA CAATINGA AVALIADOS ATRAVÉS DE BIOACÚSTICA**

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

Área de concentração: Biologia Animal

Orientador: Prof. Dr. Enrico Bernard

Coorientadora: Prof. Dra. Ludmilla M. S. Aguiar

Recife

2020

Catálogo na fonte
Elaine C Barroso
(CRB4 1728)

Silva, Carina Rodrigues

Efeitos da perturbação antrópica sobre as espécies de morcegos da Caatinga aliados através de bioacústica / Carina Rodrigues Silva – 2020.

95 f.: il., fig., tab.

Orientador: Enrico Bernard

Coorientadora: Ludmila M. S. Aguiar

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, 2020.

Inclui referências e apêndices.

1. Morcego 2. Bioacústica 3. Perturbação antrópica I. Bernard, Enrico (orient.) II. Aguiar, Ludmila M. S. (coorient.) III. Título

599.4

CDD (22.ed.)

UFPE/CB – 2020-

CARINA RODRIGUES SILVA

**EFEITOS DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA SOBRE AS ESPÉCIES DE
MORCEGOS DA CAATINGA AVALIADOS ATRAVÉS DE BIOACÚSTICA**

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

Aprovada em: 10/06/2020.

BANCA EXAMINADORA

Professor Doutor Enrico Bernard (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Professora Doutora Bruna Martins Bezerra (Examinadora interna)
Universidade Federal de Pernambuco

Professor Doutor Pedro Murilo Sales Nunes (Examinador interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Doutor Eder Silva Barbier (Examinador externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Doutora Maria Wilhelmina Barbosa de Oliveira Pil (Suplente externa)
Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Zoologia e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal (PPGBA). A todos os docentes que fizeram parte desta jornada de mestrado e à secretaria do PPGBA por sempre estar disposta a ajudar.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco – FACEPE pela concessão de bolsa de financiamento.

Muito obrigada ao meu orientador Enrico Bernard pela oportunidade, competência e dedicação. Obrigada por acreditar em mim, pelos ensinamentos e por sempre retomar meu foco e minha motivação. Sem dúvida és um professor de forte inspiração. Seu apoio foi fundamental e me deixou segura em saber que eu poderia contar com seu suporte para qualquer questão.

Muito obrigada à Ludmilla Aguiar, pela co-orientação e direcionamento para a aplicação dos índices acústicos. Agradeço a ótima recepção que tive no laboratório de Quirópteros da Universidade de Brasília por todos da equipe. Agradecimento em especial para o Claysson Henrique por dedicar seu tempo a me ensinar todo o processo de análise dos índices.

Ao Laboratório de Ciência Aplicada à Conservação da Biodiversidade pelo acolhimento, colaboração e ensinamentos. Acredito que essas três palavras definem a dinâmica do nosso laboratório. Obrigada Frederico Hintze por todo o suporte, você é sempre muito prestativo. Narjara Pimentel, obrigada por ser a responsável pelas idas ao Catimbau e por toda sua competência. Obrigada Eder Barbier por aceitar fazer parte da minha banca. Agradeço também a Ana Jardelino, Fernanda Ito, Jennifer Barros, Marília e Edson Leal.

Sou grata pelas colaborações do PELD-Catimbau por fornecer dados a esta pesquisa e alojamento no Catimbau. Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio pela licença e apoio logístico dentro do Parque. Gisela e Seu Francisco foram sempre muito solícitos. Pela colaboração de Thomas Lilley (aquisição dos gravadores), Katharine Meramo (colega de campo), Genivaldo (assistente) e Natanael (motorista do ICMBio).

Obrigada minha família, principalmente meu pai Paulo César, e também minha mãe Sandra Maria. Sem o suporte deles eu poderia nunca ter tido oportunidade de chegar até aqui.

Aos que contribuíram de qualquer forma para a realização deste estudo, muito obrigada!

RESUMO

A perda da diversidade biológica devido às pressões antrópicas é um fator preocupante. A Caatinga, terceiro bioma mais ameaçado do Brasil, tem pelo menos 63% de sua área ocupada por sistemas antropogênicos e poucos estudos avaliam adequadamente o papel desta fonte de perturbação. Os morcegos desempenham importantes papéis ecológicos na Caatinga, e entender como eles respondem aos impactos antrópicos é altamente desejável devido à acelerada degradação do bioma. Utilizando bioacústica, investigamos como morcegos insetívoros respondem a um gradiente de perturbações antrópicas na Caatinga. O estudo foi conduzido em 12 parcelas amostrais pré-definidas pelo Projeto Ecológico de Longa Duração, no Parque Nacional do Catimbau (PELD-Catimbau), em 2018 (total de 9 noites por parcela e 34.935 minutos de gravações). O Global multi-metric CAD index (GMDI) é um dos índices utilizados pelo PELD-Catimbau para mensurar de 0 a 100 a intensidade dos distúrbios antrópicos em cada parcela, e quanto maior o valor, maior o distúrbio. Foram instalados gravadores em parcelas com GMDI variando de 9 a 58, em um protocolo de 15 min. gravação/15 min intervalo, das 17:00 às 5:00h. Análises dos sinais de ecolocalização foram baseadas nas frequências máxima e mínima (kHz), frequência de maior energia, intervalo entre pulsos, bandwidth e duração (ms). Os sinais foram agrupados em sonotipos para posterior comparação com a literatura. Sinais de *feeding buzz* (FB) e *social calls* (SC) também foram contabilizados. Foram também utilizados seis índices acústicos para investigar possíveis correlações com o gradiente de antropização. Do total de arquivos gravados, 38% (13.159) haviam atividade de morcegos. Foram identificados 24 sonotipos, 581 *feeding buzzes* e 240 *social calls*. Molossidae teve a maior atividade, *feeding buzzes* e *social calls*. Não houve correlação significativa entre o GMDI e a riqueza, atividade, *feeding buzzes* ou *social calls* para nenhum grupo de morcegos. Apesar disso, grupos diferentes de morcegos responderam de forma diferente aos graus de antropização. Em síntese, este estudo mostra que as espécies amostradas não foram sensíveis ao gradiente de antropização, mas diferentes padrões emergem quando analisamos grupos específicos separadamente. A investigação dos efeitos da antropização na Caatinga deve considerar uma abordagem espécie-específica ou grupo-específica.

PALAVRAS-CHAVE: Bioacústica. Perturbação antrópica. Semiárido. Ecolocalização. Quirópteros.

ABSTRACT

The loss of biological diversity due to anthropogenic disturbance is a concern aspect. The Caatinga, the third most threatened biome in Brazil, has at least 63% of its area occupied by anthropogenic systems and few studies adequately assess the impacts of this source of disturbance. Bats play important ecological roles in the Caatinga, and understanding how they respond to anthropogenic impacts is highly desirable due to the accelerated degradation of the biome Caatinga. Through bioacoustics, we investigate how bats respond to a gradient of anthropogenic disturbances in the Caatinga. The study was conducted in 12 sample plots predefined by the Long-Term Ecological Project, in the Catimbau National Park (PELD-Catimbau), in 2018 (9 nights per plot and 34,935 minutes of recordings). The Global multi-metric CAD index (GMDI) is one indices used by PELD-Catimbau to measure, from 0 to 100, the intensity of human disturbances in each plot, and the higher the values, the higher the disturbance. Recorders were installed in plots presenting GMDI values from 9 to 58, in a protocol of 15 min. recording/15 min. interval, from 5:00 pm to 05:00 am. Analyses of echolocation signals were based on highest and lowest frequencies (kHz), frequency with most energy, interval inter pulse, bandwidth and duration (ms). The signals were grouped into sonotypes for later comparison with the literature. *Feeding buzzes* (FB) and *social calls* (SC) were also counted. Six acoustic indices were also used to investigate possible correlations with the gradient of anthropization. Of the total recorded files, 38% (13,159) had bat activity. Twenty-four sonotypes were identified, 581 *feeding buzzes* and 240 *social calls*. Molossidae had higher activity, *feeding buzzes* and *social calls*. There was no significant correlation between GMDI and richness, relative activity, *feeding buzzes* or *social calls* for any functional bat group analysed. Despite this, different groups of bats responded differently to the degress of anthropization. In summary, this study shows that the sampled species were not sensitive to the gradient of anthropization, however, different patterns emerge when we analyse each specific groups separately. The investigation of the effects of anthropization in the Caatinga must consider a species-specific or group-specific approach.

KEY-WORDS: Bioacoustic. Anthropic disturbances. Semiarid. Echolocation. Chiropterans.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Delimitação da área do bioma da Caatinga abrangendo os estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e uma porção de Minas Gerais e Maranhão. Fonte: SILVA; BERNARD, 2017. 16
- Figura 2** – Alterações na vegetação nativa (em verde) do bioma Caatinga que são excluídas conforme o cenário mais otimista (A) e o mais pessimista (E). A cor branca representa as áreas agrícolas e estradas. A zona de efeito da estrada foi calculada a partir de modelos com A = 1km, B = 3 km, C = 5 km, D = 7 km e E = 10 km. Fonte: Castelletti et al. (2003). 19
- Figura 3** – Exemplos da diversidade de espécies de mamíferos que ocorrem no bioma da Caatinga, tais como, de cima para baixo, da esquerda para a direita: Kerodon rupestris, Gracilinanus agilis, Dasyprocta prymnolopha, Wiedomys pyrrhorhinos, Xeronycteris vieirai e Dasypus septemcinctus. Fotos por Ana C. Delciellos e Raone Beltão Mendes. Fontes: Delciellos, 2016; Pesquisa FAPESP, 2012. 23
- Figura 4** – *Lonchophylla mordax* (acima, esquerda) visitando uma flor de *Pilosocereus tuberculatus*. Visão do porte geral da planta (acima, direita). A típica flor de sua espécie pode ser vista numa visão frontal (abaixo, esquerda) e lateral (abaixo, direita). Fonte: ROCHA; MACHADO; ZAPPI, 2007. 24
- Figura 5** – Parâmetros comumente extraídos dos sinais de ecolocalização através de janelas de espectrogramas. FME = Frequência de máxima energia; Fmax e Fmin = Frequência máxima e mínima, respectivamente; BW = Bandwidth; Dur = duração; IPI = intervalo entre pulsos. Fonte: ARIAS-AGUILAR et al., 2018. 27
- Figura 6** – Gravador do tipo Audiomoth (esquerda), medindo 58 x 48 x 15 mm, sample rate de 384 kHz e uso de 3 baterias AA. Gravador do tipo uMoth (direita), ainda em fase de lançamento, medindo 32 x 24 mm, 5 gramas, sample rate de 384 kHz e bateria lithium ion. Fonte: OPEN ACOUSTIC DEVICES, 2020. 28
- Figura 7** – Oito espécies de morcegos que ocorrem na Caatinga pertencentes a quatro diferentes famílias. As espécies de Molossidae, Emballonuridae e Vespertilionidae possuem grande potencial para gravação de sinais de ecolocalização. Acima, da esquerda para a direita, *Eumops auripendulus*, *Nyctinomops macrotis*, *Peropteryx macrotis* e *Peropteryx trinitatis*. Abaixo, da esquerda para a direita, *Histiotus velatus*, *Lasiurus*

ega, *Lophostoma brasiliense* e *Anoura geoffroyi*. Fonte: LOPEZ-BAUCELLS et al., 2016..... 29

Figura 8 – Ilustração do uso do habitat pelos morcegos de acordo com o ambiente aberto ou fechado e os sinais de ecolocalização representativos desses grupos. Morcegos que forrageiam em áreas abertas voam distante da vegetação e possuem tipicamente sinais do tipo CF (frequência constante). Enquanto morcegos que forrageiam em áreas de bordas ou áreas fechadas possuem tipicamente sinais QCF ou FM (frequência quase constante ou modulada). Fonte: SCHNITZLER; KALKO, 2001. 30

Figura 9 – Espectrograma de três diferentes estruturas de sinais de ecolocalização emitidos por morcegos. Frequência constante (CF), frequência quasi-constante (QCF) e frequência modulada (FM) Fonte: Lopez-Baucells, 2016. 31

Figura 10 – Espectrograma dos sinais de feeding buzzes emitidos por um molossídeo apresentando as fases de navegação, aproximação do alvo e captura do alimento. Nota-se maior modulação dos sinais na fase de aproximação e captura. Fonte: A autora (2020). 32

Figura 11 – Espectrograma apresentando sinais sociais de Molossidae. Fonte: A autora (2020). 33

Figura 12 – Espectrograma de gravações realizado na Índia, em 2008. Às 6 am (acima, esquerda) aves vocalizam constantemente (biofonia). Às 7 am outras aves começam seu coro e um avião sobrevoa a região (antrofonia). Às 8 am (abaixo, esquerda), há ruído de automóveis e os pássaros cantam menos constantemente. Às 1 pm (abaixo, direita), chuva e vento são registrados pelas gravações (geofonia). Fonte: PIJANOWSKI et al. (2011). 34

Figure 1 – Location of Caatinga region (in dark gray) within Brazil (A), Catimbau National Park (rectangle) in the state of Pernambuco (shaded area in B), and the locations of all plots (n = 12) are also indicated (C); within Catimbau. Reference: Adapted from Silva et al. (2020). 57

Figure 2 – Total activity (A), feeding buzzes (B) and social calls (C) of all bats (or except molossids) recorded in the Anthropized, Intermediate and Preserved plots sampled

in Brazil's Caatinga, from September and December 2018. Values are expressed as a percentage of total number of 1-min files recorded having activity 65

Figure 3 – Bat activity (number of 1.min files) of Molossidae, Emballonuridae, Vespertilionidae and Others (Noctilionidae, Mormoopidae, Chiroptera 1 and Chiroptera 2) by hour from 17:00h to 05:00h in the anthropized, intermediate and preserved areas sampled in the Catimbau National Park, Pernambuco, from September and December 2018. 67

Figure 4 – Scatterplots of Molossidae showing the relationship between species richness, activity, feeding buzzes and social calls along with the gradient of anthropization (GMDI). Session 1 and 2 were conducted in September/2018 and Session 3 in December/2018 in the Catimbau National Park, Brazil. Each sampling plot is plotted as a point. 69

Figure 5 – Scatterplots of Emballonuridae showing the relationship between species richness, activity, feeding buzzes and social calls along with the gradient of anthropization (GMDI). Session 1 and 2 were conducted in September/2018 and Session 3 in December/2018 in the Catimbau National Park, Brazil. Each sampling plot is plotted as a point. 70

Figure 6 – Scatterplots of Vespertilionidae showing the relationship between species richness, activity, feeding buzzes and social calls along with the gradient of anthropization (GMDI). Session 1 and 2 were conducted in September/2018 and Session 3 in December/2018 in the Catimbau National Park, Brazil. Each sampling plot is plotted as a point. 71

Figure 7 – Scatterplots of Others bats (Noctilionidae, Mormoopidae, Chiroptera 1 and Chiroptera 2) showing the relationship between species richness, activity, feeding buzzes and social calls along with the gradient of anthropization (GMDI). Session 1 and 2 were conducted in September/2018 and Session 3 in December/2018 in the Catimbau National Park, Brazil. Each sampling plot is plotted as a point. 73

Figure 8 – Scatterplots of acoustic indices showing the relationship between species richness, activity, feeding buzzes and social calls along with each acoustic indices. Each session (3) for each sampling plot (12) is plotted as a point. 75

LISTA DE TABELAS

- Table 1** – Acoustic indices used in this study, arguments applied in R package for the analysis and a brief detail of each indices. Max_freq and Min_freq = maximum and minimum frequencies in Hertz (Hz); J = number of windows; Anthro_min and Anthro_max = maximum and minimum Anthrophony frequencies in Hertz (H); Bio_min and Bio_max = maximum and minimum Biophony frequencies in Hertz (H).....60
- Table 2** – Global multimetric Chronic Anthropogenic Disturbance Index (GMDI) and sampling effort in the 12 PELD-Catimbau plots acoustically sampled for bats in the Catimbau National Park, Pernambuco, from September and December 2018. Plots were grouped into three categories based on their human disturbance index: “anthropized” (GMDI between 52 and 58), “intermediate” (GMDI between 22 and 36) and “preserved” (GMDI between 9 and 19)...61
- Table 3** – List of bat species recorded in the Anthropized, Intermediate and Preserved plots sampled in Brazil’s Caatinga along with the acoustical activity index (IA), feeding buzzes (FB) and social calls (SC). Values are expressed as a percentage of records divided by the number of 1-min files recorded for each group of plots.62
- Table 4** – Results of Kruskal-Wallis test for responses (richness, bat activity, feeding buzzes and social calls) from all group-specific (or except Molossids) in relation to each treatments (anthropized, intermediate and preserved) in the Catimbau National Park, state of Pernambuco, Brazil.66
- Table 5** – Spearman (r_s) correlation test between GMDI index and variables of richness, bat activity, *feeding buzzes* and *social calls* of each group-specific in the Catimbau National Park, state of Pernambuco, Brazil. Mol. = Molossidae; Emb. = Emballonurida; Vesp. = Vespertilionidae67
- Table 6** – Spearman (r_s) correlation test between acoustic indices and variables of richness, bat activity, *feeding buzzes* and *social calls* in the Catimbau National Park, state of Pernambuco, Brazil.74

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
2.1	A CAATINGA.....	15
2.2	IMPACTOS E ESTIMATIVAS DE ALTERAÇÃO HUMANA.....	19
2.3	A RIQUEZA BIOLÓGICA DA CAATINGA.....	20
2.4	MAMÍFEROS DA CAATINGA	21
2.5	MORCEGOS DA CAATINGA E ALTERAÇÕES AMBIENTAIS.....	24
2.6	ECOLOCALIZAÇÃO DE MORCEGOS.....	26
2.7	SINAIS DE ECOLOCALIAÇÃO E SUAS PECULIARIDADES.....	30
2.8	BIOACÚSTICA E ÍNDICES ACÚSTICOS	33
2.8.1	Acoustic Complexity Index – ACI.....	36
2.8.2	Acoustic Diversity Index – ADI	37
2.8.3	Acoustic Evenness Index – AEI.....	38
2.8.4	Bioacoustic Index – BIO.....	40
2.8.5	Total Entropy – H	40
2.8.6	Normalized Difference Soundscape Index – NDSI	40
2.9	OS PROPÓSITOS E OBJETIVOS DESTA DISSERTAÇÃO.	42
	REFERÊNCIAS.....	43
3	“Effects of chronic human disturbance on aerial insectivorous bats in Brazil’s Caatinga drylands: A bioacoustic approach”.	52
	ABSTRACT.....	52
3.1	INTRODUCTION.....	54
3.2	METHODS	55
3.2.1	Study area and sampling plots	55
3.2.2	Acoustical Sampling and acoustic analysis	58
3.2.3	Acoustic indices	59
3.3	RESULTS	60
3.3.1	Species richness	61
3.3.2	Activity index (IAR)	63

3.3.3	Feeding buzzes	63
3.3.4	Social calls	64
3.3.5	Acoustic Indices	74
3.4	DISCUSSION	76
3.4.1	Bats' sensitiveness to habitat disturbance	78
3.4.2	Acoustic indices	80
	ACKNOWLEDGEMENTS.....	82
	REFERENCES.....	83
	Appendix A	88
	Appendix B	89
	Appendix C	91
	Appendix D	94

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é um país rico em biodiversidade e, juntamente com outros 17 países, detém 70% da biodiversidade do planeta (CNI, 2012). Porém, as ações antrópicas têm ameaçado a sua biota e seus biomas, sobretudo a Caatinga, um dos biomas mais ameaçados e transformados pelo homem. (CASTELLETTI et al., 2003). A Caatinga tem sido alvo de desmatamento acelerado, devido principalmente ao consumo de lenha para fins domésticos e industriais (DRUMOND et al., 2000). A conversão da cobertura arbórea para pastagens e agricultura é outra forma de supressão e degradação ambiental (SAMPAIO; BATISTA, 2004). Há, por isso, a necessidade de se estudar qual o impacto dessa pressão humana sobre a fauna e a flora da Caatinga.

Na Caatinga há aproximadamente 96 espécies de morcegos (DA SILVA et al., 2018), o que corresponde a mais de 50% da riqueza dos mamíferos da região (CARMIGNOTTO; ASTÚA, 2017). No entanto, esse número pode estar subestimado, pois cerca de 30% da área nunca foi amostrada para morcegos e somente 7% da região conta com mais de 20 espécies registradas (BERNARD; AGUIAR; MACHADO, 2011). Morcegos desempenham importantes serviços ambientais como polinizadores, dispersores de sementes e predadores de pequenos vertebrados e de insetos (BERNARD; AGUIAR; MACHADO, 2011; CLEVELAND et al., 2006). Estudos mostram que muitas espécies da flora da Caatinga são polinizadas por morcegos (aproximadamente 13%), sendo considerado o terceiro maior grupo polinizador naquele ambiente (MACHADO; LOPES, 2004). A especificidade destas relações mostra que a conservação de morcegos na Caatinga tem implicações ecológicas que afetam outros organismos (ROCHA; MACHADO; ZAPPI, 2007). A falta de conhecimento e as lacunas existentes deste grupo podem comprometer a eficácia de programas para a conservação do bioma da Caatinga, com consequências diretas para a flora e fauna com as quais estes animais interagem. Portanto, diante de um cenário carente de dados sobre morcegos e elevada degradação dos recursos naturais, ampliar estudos sobre o grupo e conhecer como este se comporta diante de pressões antrópicas na Caatinga é essencial e urgente.

Um método para se estudar morcegos, e que tem crescido nos últimos anos no Brasil, é a utilização de gravadores de sinais de ecolocalização. Os insetívoros aéreos são as principais espécies ecolocalizadoras (ADAMS, PEDERSEN, 2013) e são, portanto, excelentes candidatos

para o registro acústico (MACSWINEY et al., 2009). Na Caatinga, 42% das espécies de morcegos são representadas por insetívoros, tais como Emballonuridae, Molossidae e Vespertilionidae, e por isso, a bioacústica neste ambiente seco é recomendável para ampliar o real cenário de espécies existentes no local (SILVA; BERNARD, 2017). O monitoramento acústico é uma ferramenta útil para planos de conservação (RUSSO; JONES, 2003), além disso, esse método tem vantagem na obtenção de grandes amostras de dados, é de fácil instalação e transporte, e é um método não invasivo para o ambiente e animais. Somado a essas vantagens, a utilização de estudos de ecolocalização de morcegos na Caatinga trará outra visão daqueles estudos que são comumente realizados como, por exemplo, estudos que utilizam apenas redes de neblina (SILVA; BERNARD, 2017). Mais além, os morcegos possuem grande potencial como indicadores dos níveis de perturbação ambiental (FENTON, 1992), o que permitirá a este estudo acessar, também, a resposta das espécies de morcegos diante de diferentes graus de antropização.

Neste estudo, utilizei a gravação de sinais de ecolocalização como ferramenta para entender como os morcegos respondem aos efeitos de perturbações antrópicas na Caatinga. Especificamente examinei os efeitos da antropização em parcelas do Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD-Catimbau) sobre (1) a riqueza de espécies (2) atividade (3) número de feeding buzzes e (4) social calls dos morcegos. Em uma abordagem pioneira para o Nordeste do Brasil, adotei também análises de índices acústicos. A pergunta norteadora de estudo foi se o grau de perturbação de cada parcela amostrada afetariam a atividade, riqueza e diversidade de espécies de morcegos.

Esta dissertação está então estruturada em um Referencial Teórico e um capítulo de dados na forma de um artigo científico. No Referencial Teórico pude introduzir com mais profundidade a região do estudo (a Caatinga), seus diferentes níveis de perturbação e sua riqueza biológica, e em especial seus morcegos. Para este grupo, ainda no Referencial Teórico, discorri sobre a sua relação com perturbações antrópicas, bem como apresentei as peculiaridades de seus sistemas de ecolocalização. Isso me permitiu então introduzir e detalhar a principal ferramenta utilizada neste estudo, a bioacústica, apresentando suas possibilidades, limitações e abordagens analíticas, por meio de índices acústicos. Concluí esta parte da Dissertação apresentando os objetivos e hipóteses testadas por mim. Na segunda parte da Dissertação apresento então o artigo “Effects of chronic human disturbance on aerial insectivorous bats in Brazil’s Caatinga drylands: A bioacoustic approach”.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A CAATINGA

Numa escala global, a Caatinga faz parte das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) do Novo Mundo (KILL; PORTO, 2019), estando relacionadas a um clima estacional com longa estação seca (AB'SABER, 1999). Situada no nordeste do Brasil, a Caatinga possui cerca de 844.453 km² segundo dados fornecidos pelo IBGE em 2004 (**Figura 1**). Porém, Silva et al. 2017 propuseram algumas correções no diagnóstico do IBGE e a nova análise aumentou a cobertura da Caatinga para 912.529 km² (SILVA et al., 2017), o que corresponde a 10,7% do território brasileiro. A Caatinga é uma região de zona climática semiárida (BSh) e unicamente brasileira (ALVARES et al., 2013; KOPPEN, 1923). As médias anuais de temperatura são altas, de 23° a 27°C, com amplitudes térmicas diárias de 10°C e mensais de 5 a 10°C (EMBRAPA, 1976). Pelo menos 105 áreas com diferentes características geoambientais são reconhecidas na Caatinga (RODAL; SAMPAIO, 2002) e tais áreas podem ser agrupadas em nove ecorregiões (VELLOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2002). Essa composição heterogênea apresenta um mosaico de habitats que vão desde domínios de vegetação hiperxerófila (~34%) e hipoxerófila (~43%), até ilhas úmidas (9%) e áreas de transição (13%) (SILVA et al., 2003).

A Caatinga é considerada uma região instável quanto à média de chuvas e isto apresenta forte influência sobre a região. Embora algumas regiões montanhosas recebam ~ 1800 mm de chuva anualmente, aproximadamente 70% da região recebe entre 600 e 1000 mm (ANDRADE et al., 2017), enquanto outras áreas centrais, como, por exemplo, o Raso da Catarina na Bahia, recebem < 500 mm (VELLOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2002). O inverno seco e quase sem chuva da Caatinga dura entre cinco a oito meses, enquanto o verão chuvoso, quatro a sete meses, mas com precipitações irregulares no tempo e no espaço (AB'SABER, 1999). Apesar das chuvas de verão, toda a sua região está propícia a longos períodos de seca (MARES et al., 1981). As secas mais prolongadas ocasionam as maiores perturbações sociais, econômicas e ecológicas (AB'SABER, 1999), tal como aconteceu entre 2012 e 2015, uma longa e severa seca que atingiu déficits anuais de precipitação acima de 27% (BARBOSA, 2019). Tais instabilidades, juntamente com a heterogeneidade topográfica e o histórico biogeográfico, fazem com que a Caatinga apresente um exclusivo ambiente semiárido de alta diversidade florística (SILVA; SANTOS; TABARELLI, 2003).

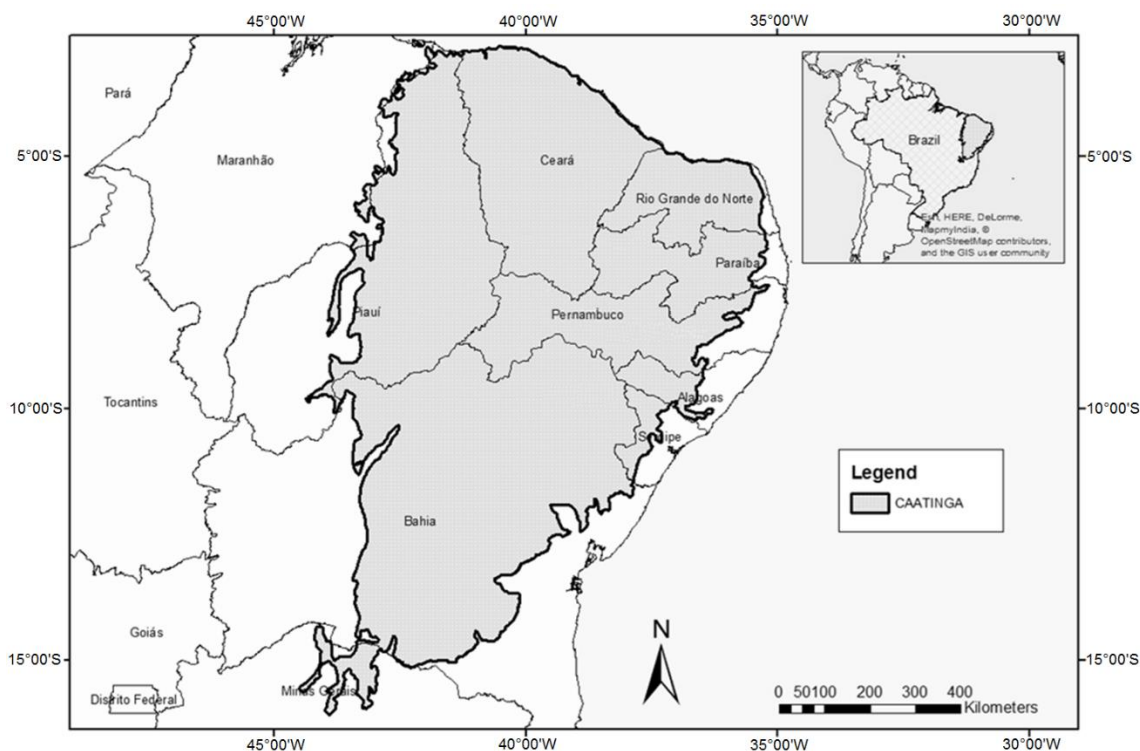


Figura 1 – Delimitação da área do bioma da Caatinga abrangendo os estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e uma porção de Minas Gerais e Maranhão. Fonte: SILVA; BERNARD, 2017.

Expedições de viajantes naturalistas pelo Brasil, entre 1817 e 1819, como o zoólogo Johann von Spix e o botânico Carl von Martius, trouxeram contribuições pioneiras à descrição dos biomas brasileiros, incluindo o sertão nas províncias de Pernambuco, Piauí e Maranhão (LISBOA, 1995). No entanto, somente a partir da década de 1940 as pesquisas tornaram-se mais consistentes e objetivas (AB´SABER, 2003), substituindo as avaliações genéricas e simplistas. Em 1945, Pierre Dansereau, descreveu a Caatinga como uma floresta de formação muito heterogênea, com diversas variações locais e ocorrências de um “matagal de cactos” e “floresta de espinhos” (DANSEREAU, 1947). Nesse período, já havia o conhecimento de que danos a sua vegetação primitiva eram especialmente grandes e, em muitos casos, irremediáveis (DANSEREAU, 1947). Desde a ocupação humana no século XVI, quando da chegada dos portugueses à Bahia, a Caatinga foi intensivamente utilizada e explorada pelo homem (PEREIRA; MONTENEGRO, 2002), resultando em alterações, seja pelo crescimento

populacional, seja por práticas agropastoris. Desde então seu bioma tem passado por um processo intensivo de degradação (SILVA et al., 2017).

Estima-se que por volta do ano de 1500 existiam cerca de 100.000 indígenas na Caatinga (SILVA; BARBOSA, 2017), e a população do sertão seria então fruto de uma miscigenação de indígenas nativos com portugueses que já começavam a colonizar a área durante os anos de 1600 (THÉRY; MELLO, 2005 apud SILVA et al., 2017). Em 1999 viviam no nordeste seco aproximadamente 23 milhões de pessoas, sendo considerada a partir daquele momento, e ainda atualmente, a região semiárida mais povoada do mundo (AB'SABER, 1999). Essa gente, segundo Ab'sabeer (1999), estava distribuída nos diversos quadrantes dos sertões (AB'SABER, 1999). Presentemente, sabe-se que há maior concentração populacional nas fronteiras do Leste da Caatinga assim como ao longo da costa, em contrapartida com as bordas do Oeste, que fazem fronteira com o Cerrado (SILVA et al., 2017). Em 2010, a população humana na Caatinga era estimada em 28.6 milhões de pessoas, distribuídas por 1.213 municípios com mais de 50% de seus limites no bioma semiárido (ALBUQUERQUE et al., 2017). Esta grande e crescente densidade de pessoas na Caatinga continua trazendo exploração dos seus recursos ambientais e mudanças à sua composição original.

Desde a colonização no século XVII a pecuária era a atividade que predominava na Caatinga (LANG, 2013; de ALBUQUERQUE, 1979). Na época, os portugueses optaram por estabelecer fazendas de gados ao longo dos principais rios da Caatinga, como São Francisco e Paraguaçu (HEMMING et al., 1978 apud SILVA et al., 2017). Com o tempo, foi aprendido pelos colonizadores que a vegetação nativa poderia servir de alimento ao gado, permitindo o avanço da pecuária extensiva para as demais áreas da Caatinga (HEMMING, 1987 apud SILVA et al., 2017). Apesar dos avanços pecuários na época colonial, logo vieram as grandes secas, e com elas os declínios na produção e criação de carne, além do aumento da competição por esse mercado em outras regiões menos áridas (PRADO-JÚNIOR, 1961). Com isso, surgem programas governamentais que tentam minimizar as perdas econômicas na Caatinga e ajudar as pessoas no enfrentamento dos efeitos da seca (de ALBUQUERQUE, 1979; EMBRAPA, 1976). No entanto, as tentativas não foram eficientes – muitas delas beneficiaram aqueles com alto poder aquisitivo, outras pioraram o cenário ambiental já deteriorado. Por exemplo, as tentativas de implementar novas atividades econômicas na área levaram à substituição do gado por caprinos e ovinos. Hoje estima-se que existem na Caatinga 19 milhões de cabras e carneiros (SILVA et al., 2017), muitos vivendo soltos, pisoteando e se alimentando da vegetação nativa.

Estudos recentes mostram que cerca de 70% das espécies de plantas da Caatinga são consumidas por caprinos, ovinos e bovinos (ARAÚJO FILHO, 2013). Assim, algumas das pressões que rebanhos impõem à flora da Caatinga são, por exemplo, o desaparecimento das espécies apetecíveis, comprometimento da reprodução da flora por conta do consumo de brotos germinativos e excesso de pisoteio que geram fenômenos de erosão do solo. A degradação causada pelas pastagens é encontrada em praticamente toda a região da Caatinga e as consequências dessas pressões precisam ser avaliadas sobre a perspectiva da biota nativa.

A exploração da vegetação nativa da Caatinga possui um histórico colonial. Os colonizadores faziam extrações de madeira para a construção de suas fazendas e para lenha, além de implementarem uma agricultura de subsistência baseada no desmatamento manual seguido de queima (SILVA et al., 2017). O sistema de agricultura encontrado durante muito tempo na Caatinga se refere ao tradicional pousio, na qual a área é desmatada, queimada e cultivada com culturas de subsistência (milho, feijão, mandioca e legumes) por certo período e, em seguida, abandonada (KILL; PORTO, 2019). Geralmente após 3 e 5 anos a área plantada é abandonada para regeneração natural, porém apenas por 10 anos, um período muito inferior ao necessário para sua reestruturação arbórea (KILL; PORTO, 2019). Atualmente, com o crescimento populacional, esse período de regeneração pelo pequeno produtor tem sido cada vez menor (KILL; PORTO, 2019). Estima-se que sejam necessários 50 anos para a recuperação da vegetação diante de um episódio de desmatamento (ARAUJO FILHO, 2013). A recuperação lenta é consequência do crescimento descontínuo da vegetação, afetados por períodos de seca que podem se estender por meses ou anos (KILL; PORTO, 2019). Na década de 1960 e 1970, vastas extensões de florestas secas foram derrubadas pelo homem para práticas agropastoris (WILLIG, 1985). De fato, a Caatinga alta, como são chamadas essas florestas secas, está atualmente escassa, pequena e fragmentada, sendo hoje a maior parte da região dominada por florestas arbustivas (EMBRAPA, 1976; LEAL, DA SILVA, TABARELLI, 2005).

Nota-se que a pressão antrópica sobre a Caatinga é histórica, e a negligência quanto a sua conservação e proteção persiste até o presente. Atualmente existem 208 unidades de conservação na Caatinga que protegem 8,5% de seu território, e apenas 2,45% contam com proteção integral (CNUC/MMA, 2020)

2.2 IMPACTOS E ESTIMATIVAS DE ALTERAÇÃO HUMANA.

Estudos recentes reconhecem três tipos de perturbações antrópicas no ecossistema da Caatinga. O primeiro, é o distúrbio agudo, em que há conversão de grandes áreas da vegetação nativa em áreas antrópicas como estradas, reservatórios ou agricultura comercial (SILVA et al., 2017). O segundo, o distúrbio crônico, é causado pela superexploração da vegetação nativa para o uso de lenha, assim como o corte e queima de agriculturas e pisoteio de gados (SINGH, 1998; SILVA et al., 2017). Por fim, introdução de plantas e animais exóticos a fim de aumentar os meios de subsistência da população do sertão, que reduzem algumas espécies nativas (NASCIMENTO et al., 2014). Apesar de ainda serem escassos, estudos têm sido realizados para estimar a magnitude das perturbações antrópicas nos ecossistemas nativos da Caatinga (RIBEIRO et al., 2016). Em 2003, Castelletti et al. (2003) estimaram o impacto antropogênico no ecossistema nativo da Caatinga integrando impactos não só das práticas agrícolas, mas também dos sistemas de estradas. Eles estimaram que entre 30,4% (cenário otimista) e 51,7% (pessimista) da vegetação nativa poderia ser classificada como antropizada (**Figura 2**).



Figura 2 – Alterações na vegetação nativa (em verde) do bioma Caatinga que são excluídas conforme o cenário mais otimista (A) e o mais pessimista (E). A cor branca representa as áreas agrícolas e estradas. A zona de efeito da estrada foi calculada a partir de modelos com A = 1km, B = 3 km, C = 5 km, D = 7 km e E = 10 km. Fonte: Castelletti et al. (2003).

Mais recentemente, SILVA e BARBOSA (2017) integraram três indicadores (pontos de fogo, estradas e uso da terra) com grande potencial para alterar ecossistemas. Eles estimaram que o fogo gera impactos numa área de 139.522 km² (15,3% da Caatinga), estradas impactam 346.267 km² (37,9%) e o uso da terra 311.225 km² (34,1%) (SILVA; BARBOSA, 2017). Combinando todos os indicadores, estima-se que 63,3% da Caatinga tenham sido convertidos em ecossistemas antropogênicos (SILVA; BARBOSA, 2017). Praticamente não há mais grandes coberturas vegetais naturais, com exceção de algumas áreas centrais, como por exemplo as Dunas do São Francisco e Raso da Catarina. A região mais impactada são os Brejos, com 90,1% de sua área natural alterada. O resultado é que a pressão humana continua aumentando na região da Caatinga e isso requer estudos para entender qual o seu impacto na biota local. Espera-se que algumas espécies prosperem num ambiente antrópico, enquanto outras tornem-se localmente extintas (SILVA; BARBOSA, 2017). Portanto, é fundamental a continuidade de pesquisas nesta região a respeito dos impactos antrópicos sobre a biota local para identificar áreas prioritárias e elaborar planos voltados à proteção da biodiversidade.

2.3 A RIQUEZA BIOLÓGICA DA CAATINGA.

No que se refere à perspectiva biológica, na década de 1980 a Caatinga era comumente vista como um ambiente homogêneo e empobrecido (PEREIRA; MONTENEGRO, 2002; WILLIG, 1985). Diversos grupos de animais, e em especial mamíferos, eram apontados por possuírem baixa riqueza e pouco endemismo (WILLIG, 1985). Entretanto, este quadro mudou e atualmente a Caatinga é considerada uma das mais ricas em espécies entre as áreas semiáridas do planeta (MMA, 2011). O número de espécies vegetais chega a pelo menos 3150, sendo 702 delas endêmicas (QUEIROZ et al., 2017). Já as espécies animais chegam a mais de 1630, entre 183 mamíferos (CARMIGNOTTO; ASTÚA, 2017), 548 aves (ARAÚJO; SILVA, 2017), 79 lagartos (MESQUITA et al., 2017), 98 anfíbios (GARDA et al., 2017), 386 peixes (LIMA et al., 2017), 187 abelhas (SANTOS et al., 2011) e 151 formigas (LEAL et al., 2017). Há uma alta incidência de endemismos, variando entre 7% para aves e 57% para peixes (SANTOS et al., 2011). Apesar da mudança da perspectiva biológica da Caatinga, estes números continuam incompletos (CARMIGNOTTO; VIVO; LANGGUTH, 2012), seu bioma está extremamente

ameaçado (HAUFF, 2010), é pouco conhecido (BERNARD; AGUIAR; MACHADO, 2011) e negligenciado quanto à proteção formal através de parques e reservas (SILVA et al., 2003).

2.4 MAMÍFEROS DA CAATINGA

Em 1943 houve um dos maiores levantamentos de fauna de pequenos mamíferos na Caatinga, realizado pelo Serviço Nacional de Peste no Brasil (DE OLIVEIRA; FRANCO, 2005). O inventário objetivou abordar a questão da bactéria da peste entre as populações de roedores silvestres. Após visitas a 187 municípios, foram coletados 55.291 exemplares de mamíferos, majoritariamente roedores e marsupiais. Até hoje, tal inventário constituiu uma das maiores coleções do Museu Nacional no Rio de Janeiro (DE OLIVEIRA; FRANCO, 2005).

Em 1975, Mares et al. (1981) examinaram os vários aspectos da biologia de mamíferos do semiárido, mais precisamente em Exu, Pernambuco. Dentre eles, destaca-se a pesquisa com enfoque também nos morcegos. Este estudo foi realizado como parte do Projeto da Academia Brasileira de Ciências ‘Ecologia, evolução e zoogeografia da região semiárida do nordeste do Brasil’ (WILLIG, 1985). Como parte da pesquisa, foram também utilizadas coleções de espécimes do Museu Nacional do Rio de Janeiro e do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. A então primeira lista de espécies de mamíferos da Caatinga foi elaborada por Willig e Mares (1989), apresentando a ocorrência de 80 espécies de mamíferos, sendo destas 50 espécies de morcegos e uma única espécie endêmica, o mocó *Kerodon rupestris*. Devido ao baixo número de espécies descritas e endemismo, acreditava-se haver uma similaridade entre as faunas da Caatinga e do Cerrado, e que ambos os biomas agregavam espécies oriundas da Bacia Amazônica, Mata Atlântica e do Chaco (GUIMARÃES, 1972 apud WILLIG, 1983). Mais além, afirmava-se que a diversidade de mamíferos na Caatinga era uma das mais escassas quando comparada a outras regiões áridas, como por exemplo, a Província de Salta na Argentina e as áreas secas do Chaco (WILLIG, 1985). Ainda no ano 2000, o potencial faunístico da Caatinga era caracterizado como pobre e de caráter migratório durante as secas (DRUMOND et al., 2000). Apesar das afirmações de que a fauna Neotropical de mamíferos da Caatinga era depauperada, estudos subsequentes mostraram uma riqueza da mastofauna e o número de espécies endêmicas muito maiores do que estimado (LEAL; TABARELLI; SILVA, 2003).

Em 2002, o Ministério do Meio Ambiente, através do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – Probio, financiou o subprojeto

‘Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade no Bioma Caatinga’ (PEREIRA; MONTENEGRO, 2002). Com estudos mais avançados de taxonomia da mastofauna da Caatinga, novos inventários e avanços científicos, a lista de espécies de mamíferos foi sendo atualizada e o número de espécies subiu substancialmente (MARINHO-FILHO; SAZIMA, 1998; OLIVEIRA et al., 2003; CARMIGNOTTO; VIVO; LANGGUTH, 2012; de ALBUQUERQUE et al., 2012; PAGLIA et al., 2012).

Estima-se atualmente a existência de pelo menos 183 espécies de mamíferos na Caatinga (**Figura 3**) e sua maioria é representada pelas ordens Rodentia (41 espécies) e Chiroptera (90 espécies), sendo nelas incluídas 10 das 11 espécies endêmicas da região (CARMIGNOTTO; ASTÚA, 2017). Destaca-se também outro estudo que utilizou modelos de distribuição para estimar a riqueza de espécies de morcegos na Caatinga ter encontrado um potencial de 96 espécies na região (DA SILVA et al., 2018). Estas mudanças mostram o quanto ainda é preciso conhecer deste bioma, afinal estes números podem ainda estar subestimados, pois cerca de 30% da área nunca foi amostrada para morcegos e somente 7% da região conta com mais de 20 espécies registradas (BERNARD; AGUIAR; MACHADO, 2011).

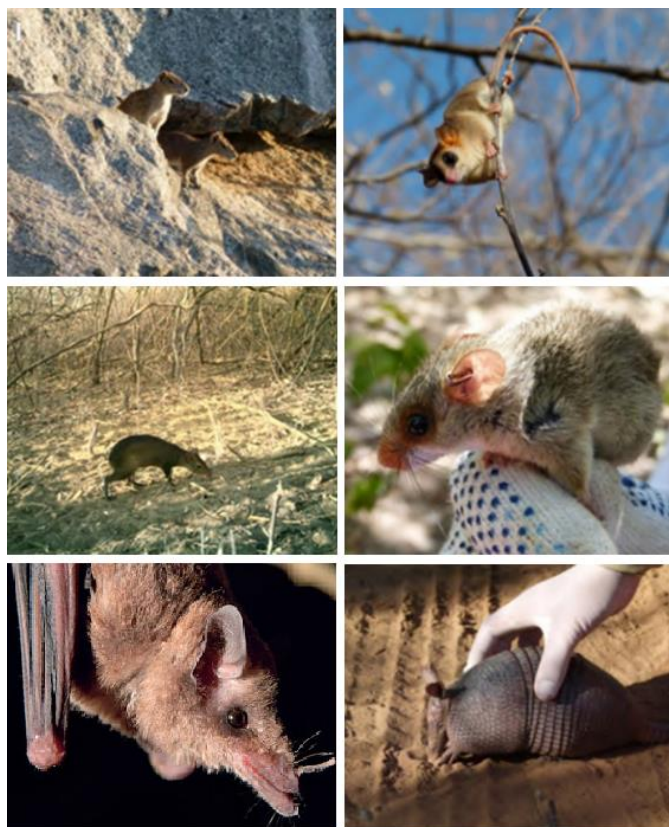


Figura 3 – Exemplos da diversidade de espécies de mamíferos que ocorrem no bioma da Caatinga, tais como, de cima para baixo, da esquerda para a direita: *Kerodon rupestris*, *Gracilinanus agilis*, *Dasyprocta prymnolopha*, *Wiedomys pyrrhorhinos*, *Xeronycteris vieirai* e *Dasypus septemcinctus*. Fotos por Ana C. Delciellos e Raone Beltão Mendes. Fontes: Delciellos, 2016; Pesquisa FAPESP, 2012.

2.5 MORCEGOS DA CAATINGA E ALTERAÇÕES AMBIENTAIS

Os morcegos merecem especial atenção, pois estes representam aproximadamente 50% da mastofauna da Caatinga. Os morcegos também têm um papel importante nas relações ecológicas na Caatinga. É conhecido, por exemplo, que várias espécies de morcegos atuam como polinizadores da flora endêmica da Caatinga (RECH, 2014). Estudos mostram que muitas espécies vegetais de famílias como Acanthaceae, Bombacaceae, Bromeliaceae, Cactaceae, Capparaceae, Convolvulaceae, Leguminosae, Passifloraceae e Tiliaceae são visitadas por morcegos nectarívoros (MACHADO; LOPES, 2004). Os morcegos são considerados o terceiro maior polinizador da flora na Caatinga (ROCHA; MACHADO; ZAPPI, 2007). Espécies de *Glossophaga soricina* e *Lonchophylla mordax* estão entre os mais importantes polinizadores de espécies endêmicas de Cactaceae, como a *Pilosocereus tuberculatus* (**Figura 4**) (ROCHA; MACHADO; ZAPPI, 2007). A especificidade destas relações mostra que a conservação de morcegos na Caatinga tem implicações ecológicas que afetam outros organismos (ROCHA; MACHADO; ZAPPI, 2007).



Figura 4 – *Lonchophylla mordax* (acima, esquerda) visitando uma flor de *Pilosocereus tuberculatus*. Visão do porte geral da planta (acima, direita). A típica flor de sua espécie pode ser vista numa visão frontal (abaixo, esquerda) e lateral (abaixo, direita). Fonte: ROCHA; MACHADO; ZAPPI, 2007.

Além de polinizadores, os morcegos também são dispersores de sementes e predadores de pequenos vertebrados e de insetos, considerados muitas vezes pragas agrícolas (BERNARD; AGUIAR; MACHADO, 2011). Estes serviços ecossistêmicos são também altamente benéficos ao ser humano, visto que economicamente morcegos são considerados um dos mais importantes animais não domesticados (ADAMS; PEDERSEN, 2013). A falta de conhecimento e as lacunas existentes deste grupo, principalmente em áreas semiáridas, podem comprometer a eficácia de programas para a conservação do bioma da Caatinga, com consequências diretas para a flora e fauna com as quais estes animais interagem. Por isso, faz-se necessário ampliar o conhecimento sobre as espécies de morcegos da Caatinga.

Esses estudos são ainda mais necessários em virtude do bioma Caatinga estar experimentando altas taxas de exploração antrópica. Estima-se que mais de 65% das áreas ricas em espécies de morcegos estão sob efeitos da antropização (DA SILVA et al., 2018). Mais além, apenas 0,5% das áreas ricas em espécies de quirópteros estão inseridas em áreas de unidades de conservação e reservas ambientais (DA SILVA et al., 2018). O contínuo aumento da conversão da paisagem natural da Caatinga em áreas antropizadas traz consequências para a fauna de quirópteros local. Estudos mostram que os efeitos da antropização são heterogêneos entre grupos ou espécie-específicas. Algumas espécies podem apresentar alto potencial para se adaptarem a ambientes alterados (JUNG; KALKO, 2010), utilizando casas como abrigos (GAISLER et al., 1998) e explorando insetos em torno de luzes na rua (STONE; HARRIS; JONES, 2015). No entanto, outras espécies parecem evitar paisagens modificadas por humanos (GAISLER et al., 1998; JUNG; KALKO, 2010; AVILA-FLORES; FENTON, 2005; PACHECO et al., 2010; JUNG; KALKO, 2011) e áreas com cobertura florestal reduzida (ESTRADA-VILLEGAS et al., 2010; JUNG; THREFALL, 2016). Isso sugere que a capacidade dos morcegos em persistirem em paisagens transformadas pelo homem pode ser altamente específica para cada espécie (JUNG; KALKO, 2011). Assim, é necessário um conhecimento profundo das demandas ecológicas individuais de cada espécie afim de prever riscos de extinção local e propor estratégias de conservação adequadas.

2.6 ECOLOCALIZAÇÃO DE MORCEGOS

Uma das técnicas de amostragem utilizadas para o estudo de morcegos é a utilização da gravação de sinais de ecolocalização através de detectores específicos. Os morcegos utilizam sinais de ecolocalização para se localizar espacialmente, navegar, caçar e manobrar diante de obstáculos parados ou em movimento (MACSWINEY et al., 2009). Este mecanismo funciona quando o morcego processa os ecos de seus próprios sons emitidos, construindo imagens do ambiente ao seu redor (ALTRINGHAM, 2011). Os morcegos ecolocalizadores possuem a laringe proporcionalmente maior do que a maioria dos outros mamíferos, mas a ação durante a ecolocalização é igual às vocalizações: o ar passa sobre as cordas vocais e as fazem vibrar (CHURCHILL, 2009). Seus sinais são em grande maioria inaudíveis aos seres humanos, e podem variar entre 8 e 200 kHz (ADAMS; PEDERSEN, 2013). A ecolocalização, assim como a capacidade de voo, são características que possibilitaram aos morcegos se adaptarem com grande êxito às diversidades do meio ecológico (ARITA; FENTON, 1997).

Em 1794, o cientista italiano Lazzaro Spallanzani iniciou estudos voltados à compreensão de como os morcegos eram capazes de voar na escuridão (FENTON, 2013). Somente em 1920, o fisiologista Hartridge, sugeriu que durante o voo os morcegos emitiam notas curtas de som que eram refletidas por objetos, fazendo com que o morcego obtivesse informações do ambiente (GRIFFIN; GALAMBOS, 1941). Anos mais tarde, em 1938, Donald Griffin concluiu em um de seus experimentos que de fato os morcegos emitiam sons ultrassônicos, inaudíveis aos seres humanos e que isto os faziam detectar a posição exata dos obstáculos (GRIFFIN; GALAMBOS, 1941). A partir de então, estudos sobre a ecolocalização de morcegos foram evoluindo à medida que equipamentos e gravadores se tornaram acessíveis às pesquisas dos cientistas (BRIGHAM et al., 2004).

Os sinais de ecolocalização são registrados através de detectores de ultrassom, posteriormente convertidos em imagens (espectrogramas e oscilogramas) para visualização dos sinais (**Figura 5**). Antigamente os gravadores eram caríssimos, grandes e pesados, sendo necessário um carro ou até mesmo uma caminhonete para carregar os aparatos ao campo (BRIGHAM et al., 2004). Com o avanço da tecnologia, os gravadores tornaram-se mais portáteis e sofisticados, e de diferentes tipos e preços. Na década de 1980, o aparelho mais simples custava em torno de U\$ 200 dólares, e o mais sofisticado U\$ 20.000 dólares

(THOMAS; WEST, 1989). Atualmente pode-se encontrar minigravadores de baixo custo a partir de U\$ 50 dólares e que atendem às necessidades acústicas das pesquisas, como por exemplo, gravadores do tipo AudioMoth, e em breve uMoth (**Figura 6**) (HILL et al., 2019).

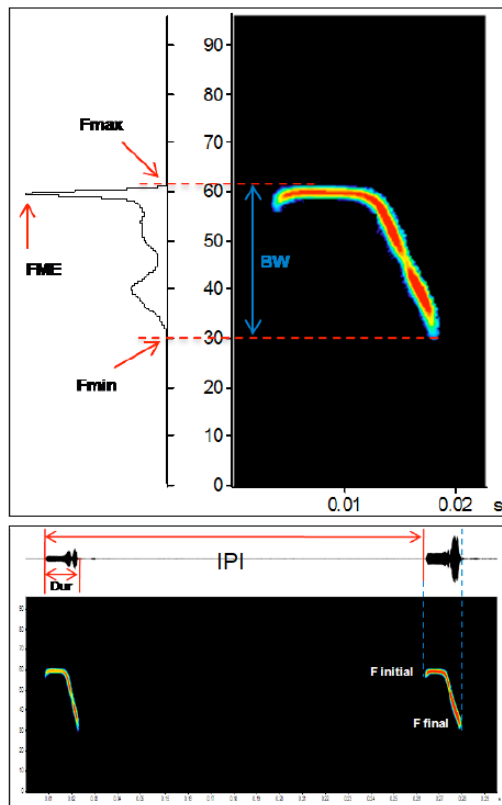


Figura 5 – Parâmetros comumente extraídos dos sinais de ecolocalização através de janelas de espectrogramas. FME = Frequência de máxima energia; Fmax e Fmin = Frequência máxima e mínima, respectivamente; BW = Bandwidth; Dur = duração; IPI = intervalo entre pulsos. Fonte: ARIAS-AGUILAR et al., 2018.

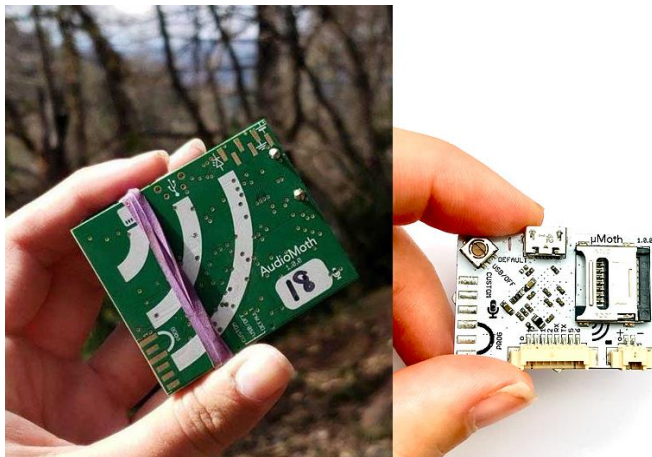


Figura 6 – Gravador do tipo AudioMoth (esquerda), medindo 58 x 48 x 15 mm, sample rate de 384 kHz e uso de 3 baterias AA. Gravador do tipo uMoth (direita), ainda em fase de lançamento, medindo 32 x 24 mm, 5 gramas, sample rate de 384 kHz e bateria lithium ion. Fonte: OPEN ACOUSTIC DEVICES, 2020.

Visto que atualmente há maior acessibilidade para o uso de técnicas de gravação de ecolocalização, esse método pode servir como um forte aliado às pesquisas de morcegos na Caatinga. Na Caatinga, mais de 45% das espécies de morcegos são representadas por espécies de famílias que não Phyllostomidae (DA SILVA et al., 2018). Os filostomídeos são espécies de morcegos conhecidos como sussurrantes por emitirem sinais de baixa intensidade e de difícil gravação, além desses possuírem alta complexidade e, por essa razão, não são os mais indicados aos estudos bioacústicos. Todas as outras famílias possuem potencial para detecção acústica, principalmente os insetívoros aéreos, das famílias Emballonuridae, Molossidae e Vespertilionidae (**Figura 7**), cujas espécies contam com a ecolocalização como seu principal sentido para navegar, orientar e forragear (ESTRADA-VILLEGAS; MEYER; KALKO, 2010). Além disso, estas são espécies difíceis de capturar com redes de neblina (ESTRADA-VILLEGAS; MEYER; KALKO, 2010; JUNG; KALKO, 2011; KALKO, 1995), pois possuem capacidade para detectá-las, além de utilizarem o espaço aberto e voar acima das mesmas (O'FARREL; MILLER, 1999). Como resultado, estas espécies são frequentemente sub registradas em inventários baseados apenas no uso de redes de neblina (SILVA; BERNARD, 2017).

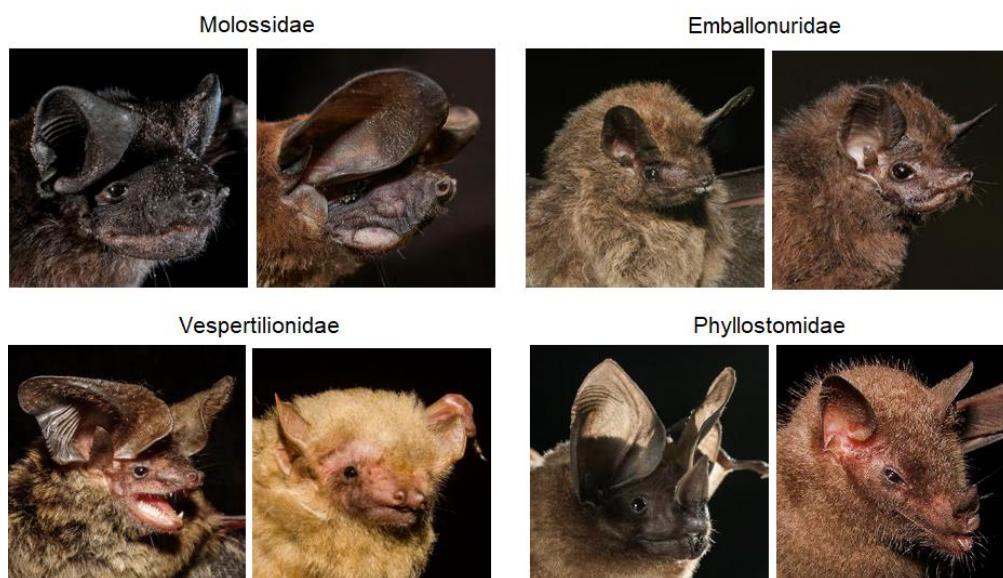


Figura 7 – Oito espécies de morcegos que ocorrem na Caatinga pertencentes a quatro diferentes famílias. As espécies de Molossidae, Emballonuridae e Vespertilionidae possuem grande potencial para gravação de sinais de ecolocalização. Acima, da esquerda para a direita, *Eumops auripendulus*, *Nyctinomops macrotis*, *Peropteryx macrotis* e *Peropteryx trinitatis*. Abaixo, da esquerda para a direita, *Histiotus velatus*, *Lasiurus ega*, *Lophostoma brasiliense* e *Anoura geoffroyi*. Fonte: LOPEZ-BAUCELLS et al., 2016.

A bioacústica pode ser utilizada para responder questões sobre o comportamento dos morcegos no ambiente (JUNG; KALKO, 2010). Os insetívoros aéreos podem ser separados em três grupos funcionais de acordo com o uso do habitat e forrageio: (1) insetívoros aéreos que forrageiam em espaços fechados; (2) aqueles que forrageiam em bordas; e (3) os que utilizam espaços abertos (**Figura 8**) (SCHNITZLER; KALKO, 2001). O uso do habitat e o tipo de forrageio influenciará no modo como as espécies responderão aos efeitos da antropização. Um estudo de 2010 utilizou a bioacústica para entender como as diferentes guildas de insetívoros aéreos se comportam diante os efeitos da fragmentação no Neotrópico, e os autores construíram hipóteses onde as espécies dependentes da floresta seriam mais impactadas do que aquelas que voam acima da floresta (ESTRADA-VILLEGAS; MEYER; KALKO, 2010). No estudo de Estrada-Villegas et al. (2010) foi encontrado que, de fato, a abundância das espécies que utilizam o espaço aberto não era afetada pela fragmentação ou até mesmo aumentava nos ambientes alterados, enquanto as espécies dependentes da floresta experimentavam efeitos negativos em sua composição e abundância. Outros estudos também encontraram respostas espécie-específica entre os insetívoros aéreos, sendo comum que os insetívoros aéreos que forrageiam acima da copa das árvores não foram afetados pelo ambiente antropizado (ver

JUNG; KALKO, 2011, BADER et al., 2015). Portanto, a bioacústica pode ajudar pesquisadores a levantar dados sobre as respostas dos morcegos insetívoros aos impactos antrópicos.

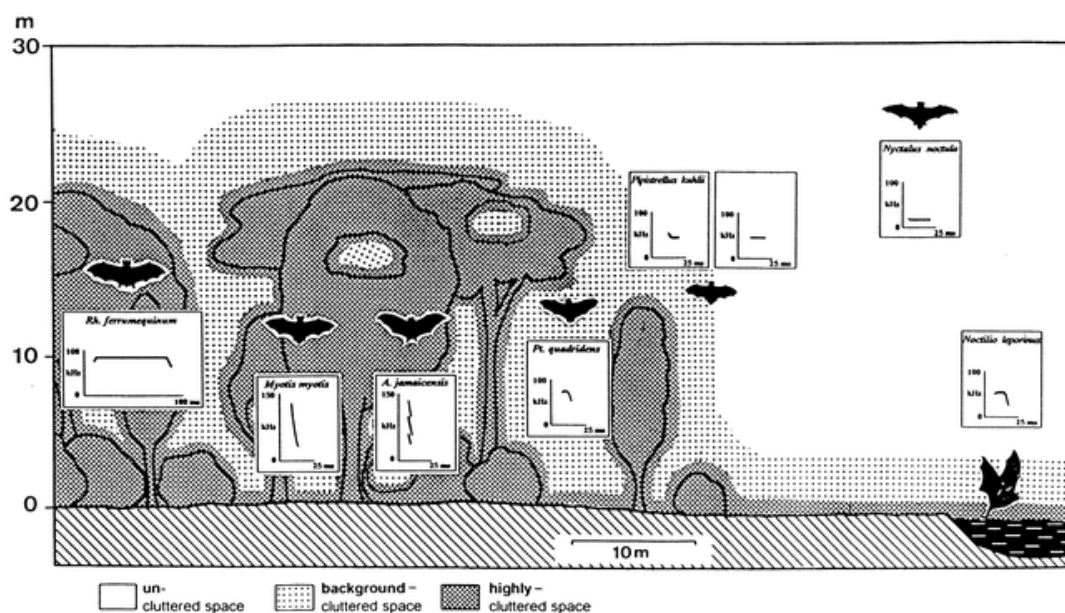


Figura 8 – Ilustração do uso do habitat pelos morcegos de acordo com o ambiente aberto ou fechado e os sinais de ecolocalização representativos desses grupos. Morcegos que forrageiam em áreas abertas voam distante da vegetação e possuem tipicamente sinais do tipo CF (frequência constante). Enquanto morcegos que forrageiam em áreas de bordas ou áreas fechadas possuem tipicamente sinais QCF ou FM (frequência quase constante ou modulada). Fonte: SCHNITZLER; KALKO, 2001.

2.7 SINAIS DE ECOLOCALIAÇÃO E SUAS PECULIARIDADES

Diversas informações podem ser extraídas através de uma análise acústica dos sinais de ecolocalização dos morcegos com a ajuda de softwares. Para a identificação de espécies e comparações acústicas, alguns parâmetros devem ser extraídos dos sinais tais quais: Frequências mínima e máxima (F_{min} e F_{max}), duração (ms), frequência de máxima energia (FME) e intervalo entre pulsos (IPI), por exemplo (**Figura 5**). Além disso, a estrutura do sinal também é uma característica utilizada para identificar alguns grupos específicos, tais estruturas são baseadas no formato do sinal que pode ser CF (frequência constante), QCF (frequência quase-constante) e FM (frequência modulada) (**Figura 9**). Com tais parâmetros, é feita a identificação dos sonotipos até o menor táxon possível. A identificação dos táxons e o número de sinais possibilita gerar análises de riqueza de espécies e de atividade dos morcegos. Há atualmente diversas formas de calcular a atividade dos morcegos através dos levantamentos acústicos. Uma delas é através do Índice de Atividade Relativa (IAR) que foi proposto por Miller em 2001. O IAR é utilizado para avaliar a presença/ausência das espécies em cada

minuto de gravação, e considera a soma do número de vezes que um morcego foi registrado em blocos de um minuto ao longo da amostragem (MILLER, 2001). Pode-se usar o IAR para comparar a atividade entre pontos amostrais, por espécie e por hora. Outra informação muito relevante é o registro de sinais chamados “feeding buzzes”. Esse tipo de sinal ocorre quando o morcego captura uma presa. Considere um morcego forrageando numa determinada área emitindo sinais ‘naturais’ de busca. Quando o morcego detecta uma possível presa com o eco, ele irá se aproximar cada vez mais na direção da presa. No entanto, ao diminuir a distância entre o morcego e a presa, os sinais do eco demoram para retornar, dificultando a precisão do morcego (RUSS, 2012). Por isso, o morcego precisa aumentar o número de pulsos emitidos para receber a informação necessária e a exata localização da presa. Também é característico dos sinais de feeding buzzes tornarem-se Frequências Modulares (FM), que são os tipos de sinais que trazem maiores informações sobre o ambiente (RUSS, 2012) (**Figura 10**). Os últimos pulsos antes da captura são extremamente rápidos e as frequências caem. Imediatamente após a captura há uma lacuna nos sinais enquanto o morcego se alimenta e depois os sinais retornam à fase de busca (RUSS, 2012). Nota-se que os sinais de feeding buzzes são altamente característicos e são de fácil identificação. Além disso, podem ser utilizados para avaliar se as espécies de morcegos estão forrageando e se alimentando nos locais de amostragem acústica, trazendo mais informações às perguntas científicas.

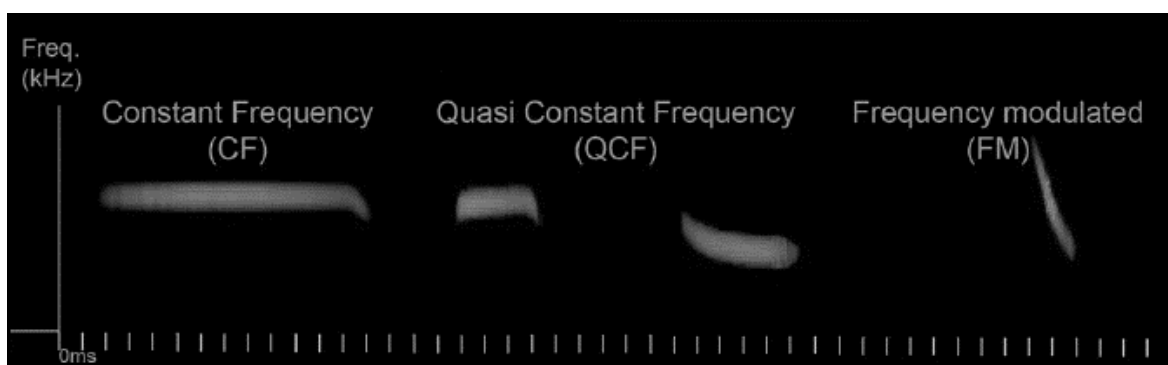


Figura 9 – Espectrograma de três diferentes estruturas de sinais de ecolocalização emitidos por morcegos. Frequência constante (CF), frequência quasi-constante (QCF) e frequência modulada (FM) Fonte: Lopez-Baucells, 2016.

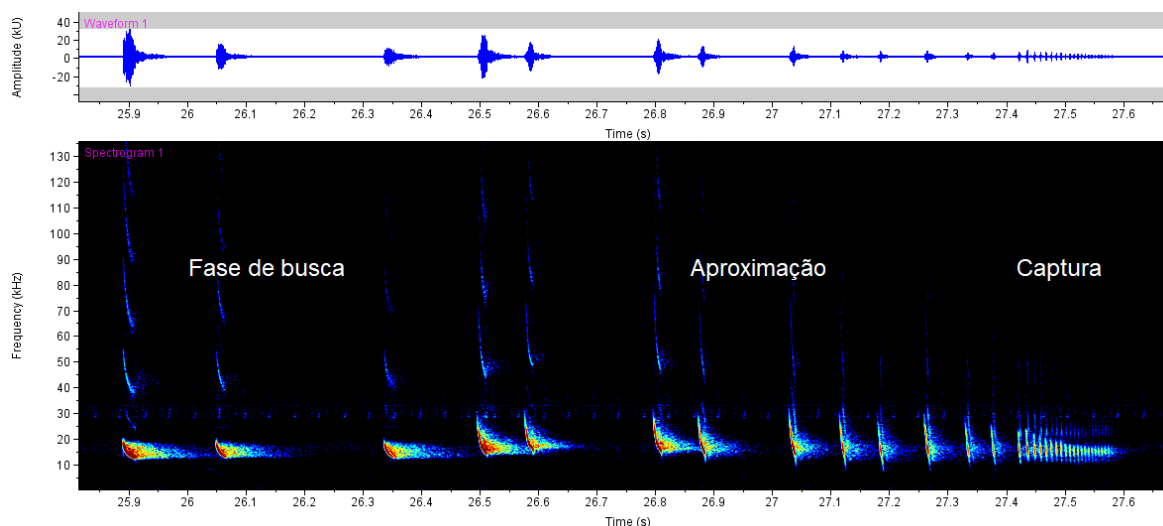


Figura 10 – Espectrograma dos sinais de feeding buzzes emitidos por um molossídeo apresentando as fases de navegação, aproximação do alvo e captura do alimento. Nota-se maior modulação dos sinais na fase de aproximação e captura. Fonte: A autora (2020).

Através da bioacústica é possível detectar também sinais sociais. Sinais sociais são emitidos pelos morcegos para comunicação entre indivíduos, atração de parceiros sexuais, defesa de um território, pedidos de ajuda (RUSS, 2012) (**Figura 11**). Os sinais sociais são mais complexos em comparação aos sinais de busca, pois aqueles precisam passar maiores informações. Outra característica é apresentar baixas frequências pois precisam percorrer maiores distâncias para alcançar outros indivíduos (RUSS, 2012). Sinais sociais podem trazer levantamentos a respeito do comportamento animal numa determinada área amostrada, ressaltando se há interação entre indivíduos em determinados locais.

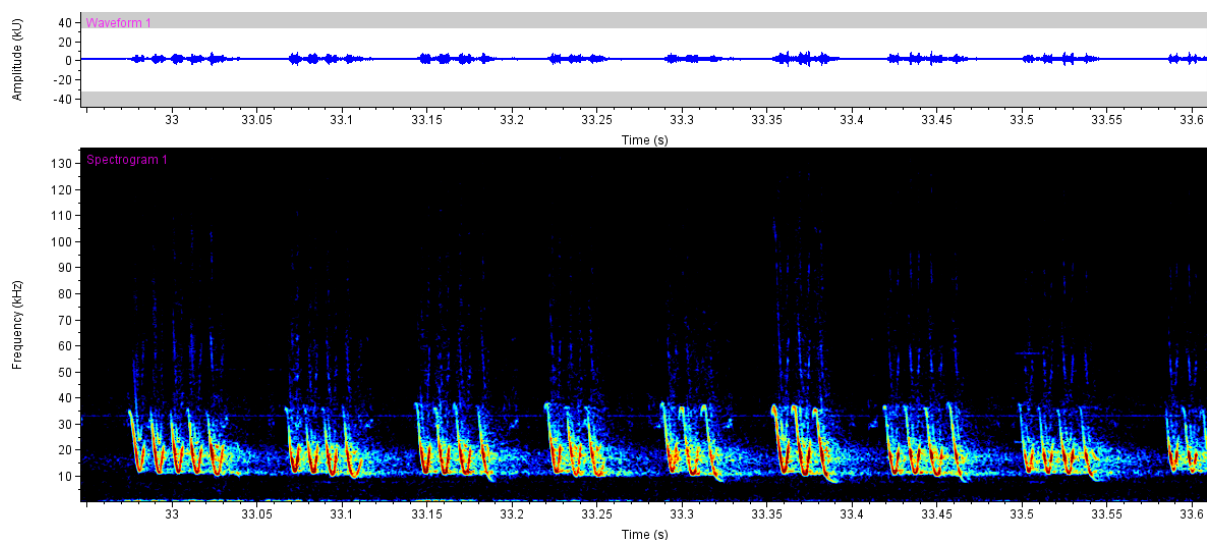


Figura 11 – Espectrograma apresentando sinais sociais de Molossidae. Fonte: A autora (2020).

2.8 BIOACÚSTICA E ÍNDICES ACÚSTICOS

Todos os elementos acústicos que emanam de uma paisagem e que variam no espaço-tempo definem o termo paisagem sonora (*soundscape*) (NG; BUTLER; WOODS, 2018). Tal termo tem sido utilizado por diferentes disciplinas, e uma de suas primeiras menções ocorreu nos trabalhos de planejamento urbano realizado por Southworth em 1967 (SOUTHWORTH, 1967). Em 1969, o músico chamado R. Murray Schafer publica um trabalho intitulado “*The New Soundscape*” (SCHAFER, 1969), a princípio direcionado aos professores de música. Nessa obra, seu objetivo era mostrar o quão rico é o universo de sons ao nosso redor e a importância de ouvir os sons ambientes. Schafer foi músico, compositor e professor de Comunicação na instituição *Simon Fraser University* (SFU), em Burnaby, Canadá. Como músico e professor, Schafer aplicava exercícios simples para treinar a escuta de seus alunos como, por exemplo, listar cinco sons quaisquer (não musicais) que você lembra de ter escutado hoje, e listar cinco sons (não musicais) agradáveis e cinco insuportáveis. Porém, Schafer percebeu que seus alunos apresentavam dificuldades com os sons não musicais e muitos não completavam a tarefa (WRIGHTSON, 2000). Sua resposta para a problemática foi desenvolver exercícios de treino aos ouvidos, incluindo “caminhadas sonoras”, mantendo a atenção aos sons ambientais (SCHAFER, 1969). A partir disso, foi proposto aos alunos não apenas listarem sons de sinos, trem, tosse, passos ou vozes; era preciso descrever tais sons, o que difere o som da

tosse de um indivíduo para o outro? Os alunos tentaram de diversas formas descrever sons, até mesmo com imagens (que não ajudaram muito) e muitas listas não funcionais surgiram. Mas uma coisa foi descoberta através desse exercício: os sons poderiam ser divididos em sons da natureza, humanos e equipamentos eletrônicos (SCHAFER, 1969). Ainda em 1969 foi criado por R. Murray Schafer e seus alunos o projeto “*The World Soundscape Project*” (TRUAX, 1974). Tal projeto tinha como foco, na época, a procura de soluções para uma paisagem sonora ecologicamente equilibrada em que a relação entre os humanos e seu ambiente sonoro seriam balanceadas (THE WORLD SOUNDSCAPE PROJECT, 1991).

Em 1977 surgiu o interesse em também caracterizar os sons da natureza, sendo, portanto, reconhecido que os sons são propriedades ecológicas das paisagens (SCHAFER, 1977 apud PIJANOSKI, et al., 2011). Para descrever a complexidade dos sons da natureza foi proposto por KRAUSE (1987) os termos biofonia e geofonia, e por PIJANOWSKI et al. (2011) a antropofonia (**Figura 12**). A biofonia descreve a composição de sons emitidos por organismos vivos. A geofonia descreve os sons não biológicos – como o vento, chuva e trovoadas – com frequências entre 100 Hz e 1 kHz para chuvas fracas, chegando até 8 kHz durante chuvas moderadas a fortes. A geofonia pode variar de acordo com a sazonalidade e também ao longo do dia. Por fim, a antropofonia são os barulhos causados por humanos – como veículos, aviões e maquinarias. A maioria dos sons antropofônicos ocorrem em baixas frequências e alguns autores consideram frequências abaixo de 4 kHz (PIJANOWSKI et al., 2011).

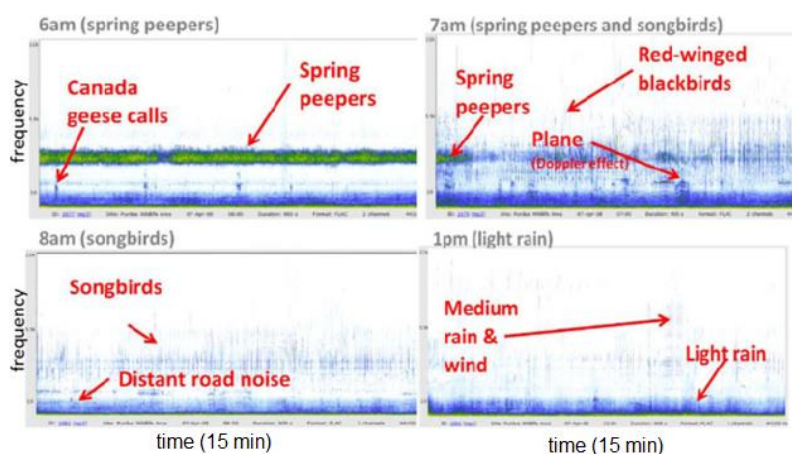


Figura 12 – Espectrograma de gravações realizado na Índia, em 2008. Às 6 am (acima, esquerda) aves vocalizam constantemente (biofonia). Às 7 am outras aves começam seu coro e um avião sobrevoa a região (antropofonia). Às 8 am (abaixo, esquerda), há ruído de automóveis e os pássaros cantam menos constantemente. Às 1 pm (abaixo, direita), chuva e vento são registrados pelas gravações (geofonia). Fonte: PIJANOWSKI et al. (2011).

A Ecologia da Paisagem Sonora é definida, desta forma, pela composição de todos os sons da biofonia, geofonia e antropofonia, emanando de uma determinada paisagem, criando um padrão sonoro único através de uma variedade de tempo e espaço (PIJANOWSKI et al., 2011). Os princípios básicos da ecologia da paisagem sonora incluem a tarefa de associar a paisagem sonora ao contexto geográfico, identificar os processos biológicos e antropogênicos juntamente com os padrões espectrais e temporais na paisagem sonora, como perturbações alteram padrões e processos, interações entre fatores biológicos e antropogênicos, e como organismos percebem a configuração espacial na paisagem (PIJANOWSKI et al., 2011)

Muitos animais – aves, mamíferos, anfíbios, peixes e humanos – produzem sons propositalmente para se comunicarem ou incidentalmente quando se locomovem (SUEUR et al., 2008). Esses organismos revelam sua presença através de sinais acústicos que podem ser detectados, gravados e analisados (SUEUR et al., 2008). Normalmente tais gravações são utilizadas para identificar espécies e caracterizar alguns comportamentos animais (SUEUR et al., 2008). Por exemplo, identificar espécies de aves ou morcegos e apontar sinais de reprodução ou alimentação. As análises acústicas têm sido ocasionalmente utilizadas para descrever estruturas temporais e espaciais das comunidades, mas raramente usadas para estimar diversidade local (BRADFER-LAWRENCE et al., 2019). Portanto, os índices acústicos surgiram como alternativa às análises de biodiversidade (SUEUR et al., 2008). O principal pressuposto de tais índices é que quanto mais espécies são encontradas numa comunidade, mais sinais acústicos serão produzidos ao mesmo tempo (SUEUR et al., 2008).

Até o momento foram desenvolvidos mais de 60 índices acústicos para classificar rapidamente uma paisagem sonora baseada em suas propriedades acústicas (BRADFER-LAWRENCE et al., 2019). Cada índice acústico utilizará características diferentes da paisagem sonora, tais como a saturação, amplitude ou tom sonoro. Geralmente eles envolvem os intervalos curto de tempo ou faixas de frequências contrastantes em uma gravação (BRADFER-LAWRENCE et al., 2019). Por exemplo, o índice de Complexidade Acústica divide o espectrograma em linhas verticais e horizontais (frequências e tempo, respectivamente) para então contrastar a diferença de amplitude entre um sinal e outro adjacente dentro daquelas linhas de frequência (PIERETTI; FARINA; MORRI, 2010). Tais índices provêm uma ferramenta útil para rapidamente acessar a biodiversidade local usando o espaço sonoro como variável

(MACHADO; AGUIAR; JONES, 2017). Dentre todos os índices existentes, há alguns que são mais comumente utilizados: Acoustic Complexity Index (PIERETTI; FARINA; MORRI, 2011), Acoustic Diversity Index (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011), Acoustic Evenness Index (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011), Bioacoustic Index (BOELMAN et al., 2007), Acoustic Entropy Index (SUEUR et al., 2008) e Normalized Difference Soundscape Index (KASTEN et al., 2012). A seguir apresento uma breve descrição para cada um dos seis índices citados.

2.8.1 Acoustic Complexity Index – ACI

O ACI foi originalmente proposto por Farina e Morri (2008) para produzir uma rápida quantificação das vocalizações de aves, processando as intensidades dos sons registrados nos arquivos sonoros. A hipótese da fórmula do ACI se baseia na observação de que muitos sons bióticos, como as aves por exemplo, exibem alta variabilidade de intensidade, enquanto sons antrofônicos, como carros ou aviões, apresentam intensidades mais constantes. Os resultados gerados são cumulativos, significando que longas gravações irão retornar valores altos do índice ACI. É recomendado, desta forma, que as gravações sejam divididas em minutos para obter um intervalo de valores mais fáceis de comparar. O ACI é calculado através do seguinte passo a passo (PIERETTI; FARINA; MORRI, 2011):

(1) O espectrograma é dividido em janelas temporais e compartimentos de frequências, formando uma matriz, então o ACI calcula a diferença (d_k) entre dois valores adjacentes de intensidade (I_k e $I_{(k-1)}$) em um único compartimento de frequência (Δf):

$$d_k = |I_k - I_{(k-1)}|$$

(2) e, em seguida, adiciona todas as d_k calculadas na primeira etapa temporal da gravação (por exemplo, 5 s, 30 s, 60 s). Onde D é a soma de todas as d_k contidas em j .

$$D = \sum_{k=1}^n d_k \quad \text{for :} \quad j = \sum_{k=1}^n \Delta t_k; \quad n = \text{number of } \Delta t_k \text{ in } j$$

(3) para obter a intensidade relativa e reduzir o efeito da distância dos animais do microfone, este resultado é depois dividido pela soma total dos valores de intensidade registrado em j. Onde o ACI é calculado em uma única etapa temporal (j) e em um único compartimento de frequência (fl).

$$ACI = \frac{D}{\sum_{k=1}^n I_k}$$

(4) depois disso, o ACI, que foi elaborado em todas as etapas temporais abrangidas na gravação, é calculado. Onde o ACI (fl) corresponde ao ACI de um compartimento de frequência inteiro.

$$ACI_{(\Delta fl)} = \sum_{j=1}^m ACI$$

m = número de j em toda a gravação

(5) por fim, é calculado o ACI total para todos os compartimentos de frequência, onde o ACI (tot) é o valor total do índice para toda a gravação.

$$ACI_{tot} = \sum_{l=1}^q ACI_{(\Delta fl)} \quad \text{for :} \quad \Delta f = \sum_{l=1}^q \Delta f_l; \quad q = \text{number of } \Delta f_l$$

A forte correlação desse índice com o canto das aves está relacionada à capacidade desse índice em destacar com sucesso variações rápidas de intensidade em cada compartimento de frequência, um recurso típico do canto dos pássaros (PIERETTI; FARINA; MORRI, 2011). Por outro lado, outros sons constantes, como zumbidos de insetos ou formas antropogênicas de ruídos como carros, aviões, são caracterizados por níveis aproximadamente constantes de intensidade, e produzem valores de ACI pequenos. Além de aves, esse índice pode ser utilizado para outras espécies também, como cigarras ou vozes humanas (PIERETTI; FARINA; MORRI, 2011)

2.8.2 Acoustic Diversity Index – ADI

O ADI foi proposto por Villanueva-Rivera et al. (2011). Ao analisarem suas gravações, os autores observaram que a distribuição da banda de frequência era evidentemente diferente. Por exemplo, as gravações noturnas foram dominadas principalmente por anfíbios vocalizando entre 1.3 e 3.8 kHz, enquanto durante o dia aves dominaram as vocalizações entre 0.2 e 8.0 kHz. Villanueva-Rivera et al. (2011), portanto, propuseram que a proporção dos sons ocorrendo em cada banda de frequência fosse usada para calcular a biodiversidade das espécies. Permitindo que cada banda representasse uma espécie específica, a ocorrência poderia ser a proporção de sons numa banda de frequência, aplicando desta forma o índice de Shannon.

O índice divide o espectrograma em n janelas de frequência (o padrão é 10) e quantifica a proporção dos sinais existentes em cada compartimento que estejam acima de um limite de -50 dB. Utiliza-se como base o índice de Shannon para o cálculo de cada janela. O ADI é a mensuração do grau de complexidade acústica encontrada num determinado local e quanto maior o valor, maior a complexidade. O índice é calculado da seguinte forma:

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Onde p_i é a fração de som calculada em cada banda de frequência e S é o número definido de banda de frequência (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011). O ADI mede, assim, o quanto cada uma das bandas está cheia, o que indica a extensão em que diferentes nichos acústicos estão ocupados nas gravações (PEKIN et al., 2012). Leva-se em consideração que este índice calcula não somente os sons do táxon alvo, mas sim toda composição de sons existentes no arquivo (MACHADO; AGUIAR; JONES, 2017).

2.8.3 Acoustic Evenness Index – AEI

O AEI foi proposto por Villanueva-Rivera et al. (2011). O índice divide o espectrograma em janelas (o padrão é 10) e leva em consideração a proporção de sinais em cada janela que estejam acima de um limite de -50 dB. Utiliza-se como base o coeficiente de Gini para o cálculo de cada janela (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011). Este índice é negativamente relacionado ao ADI.

2.8.4 Bioacoustic Index – BIO

O BIO estima a complexidade acústica através da variação nas intensidades dos sons (amplitude) (MAMMIDES et al., 2017). Esse índice foi testado por Boelman et al. (2007) numa reserva do Hawaii e foi encontrado pelos autores que o BIO estava correlacionado com a abundância de aves. O BIO calcula a energia sônica total numa determinada faixa de frequência e pode ser usado para aproximar a abundância de uma espécie. O cálculo envolve a transformação rápida de Fourier (FFT) dos dados acústicos (A) e os valores de BIO são obtidos como a área da FFT entre determinada frequência A e B kHz.

$$BI = \sum_{f=B \text{ kHz}}^{f=A \text{ kHz}} FFT(A).$$

2.8.5 Total Entropy – H

O índice H é calculado como o produto das entropias temporais e espectrais dos sons gravados, medido usando o índice de diversidade de Shannon-Wiener (MAMMIDES et al., 2017). 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 aleatórios (SUEUR et al., 2008). Ou seja, H aumentará junto com o número de espécies registradas acusticamente.

2.8.6. Normalized Difference Soundscape Index – NDSI

O NDSI foi proposto por Kasten et al. 2012. O NDSI fornece uma visão para entender se a biofonia ou a antropofonia é o constituinte dominante em uma paisagem sonora. O NDSI procura estimar o nível de perturbação antropogênica na paisagem sonora, calculando a proporção de componentes acústicos gerados por humanos (antropofonia) e biológicos (biofonia). É calculado a partir da Densidade Espectral de Potência Welch (PSD) do sinal acústico. O PSD

é dividido em duas regiões espectrais de antropofonia (a) e biofonia (b). A região a inclui as faixas de frequência entre 1 e 2 kHz, onde os sons antropofônicos são mais predominantes e a região b compreende as faixas de frequência acima de 2 kHz, onde os sons biofônicos são mais predominantes. A diferença sobre a soma dessas áreas fornece o valor do NDSI.

$$NDSI = \frac{\alpha - \beta}{\alpha + \beta}.$$

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.

Os índices acústicos acima mostrados podem ser comparados entre os pontos de amostragens e/ou diferentes períodos de tempo (PIJANOWSKI et al., 2011). Alguns estudos apontaram o potencial uso de índices acústicos na caracterização de comunidades de aves (MACHADO; AGUIAR; JONES, 2017.). Foi encontrado por MACHADO, AGUIAR e JONES (2017) correspondência entre os índices ADI e NDSI com a riqueza e composição de espécies de aves entre galerias de floresta e cerrado. Os autores propuseram que os índices acústicos são potenciais não somente para estudos ecológicos em si, mas também para avaliar impactos ambientais, como o caso do NDSI que calcula sons antropofônicos (MACHADO; AGUIAR; JONES, 2017.). O uso dos índices acústicos tem sido bastante utilizado para o grupo das aves e vários autores encontraram correlação com a riqueza e diversidade de espécies (FARINA et al., 2011; DEPRAETERE et al., 2012; FULLER et al., 2015). Porém, outros autores alertam que não encontraram tal correlação reportada na literatura, sugerindo que há limitações no uso dos índices, mas que, ainda assim, o campo da ecoacústica está crescendo e a melhoria de tais análises é esperada (MAMMIDES et al., 2017). Os índices acústicos também estão sendo testados para outros grupos taxonômicos, como os morcegos aqui no Brasil (Departamento de Zoologia, Universidade de Brasília, projeto em andamento). Continuar a testar a viabilidade dos índices sob diferentes condições, diferentes ambientes e diferentes grupos de espécies é altamente importante, para entender melhor sua eficácia e também suas limitações (MAMMIDES et al., 2017).

2.9 OS PROPÓSITOS E OBJETIVOS DESTA DISSERTAÇÃO.

A abordagem do uso de bioacústica para acessar e avaliar as espécies de morcegos na Caatinga já havia sido utilizada anteriormente por mim (SILVA; BERNARD, 2017), mas apenas de forma comparativa, avaliando as diferenças e complementaridades da riqueza de espécies quando do uso de redes de neblina e gravação de sinais de ecolocalização. Entretanto, diante de todo o exposto anteriormente neste Referencial Teórico, que ressalta o forte impacto antrópico experimentado na Caatinga, nesta Dissertação me aprofundi na bioacústica, utilizando esta abordagem a fim de entender de maneira mais detalhada como os morcegos respondem à antropização neste ambiente.

2.9.1 Objetivo geral

Esta dissertação teve como objetivo geral analisar, através da bioacústica, como morcegos insetívoros respondem a diferentes graus de perturbações antrópicas crônicas na Caatinga.

2.9.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos deste estudo foram:

1. Quantificar nas parcelas amostrais a riqueza de espécies, atividade, número de feeding buzzes e social calls.
2. Aplicar seis índices acústicos para investigar possíveis correlações com o gradiente de antropização e as variáveis analisadas.

2.9.3 Hipóteses

A hipótese testada aqui é que há uma diminuição na riqueza, atividade, número de feeding buzzes e social calls nos pontos amostrais mais antropizados. Outra hipótese é de que as respostas serão espécie-específica para os diferentes gradientes de antropização. Mais além, índices acústicos terão correlação negativa com o aumento da antropização e correlação positiva com a riqueza e atividade de morcegos.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003. 159 p.
- AB'SABER, A. N. Sertões e sertanejos: uma geografia humana sofrida. **Estudos avançados**, São Paulo, v. 13, n. 36, p. 7-59, mai./ago. 1999.
- ADAMS, R. A.; PEDERSEN, S. C. Bat evolution, ecology and conservation. New York: Springer Science, 2013. 547 p.
- ALBUQUERQUE, U. P. et al. People and Natural Resources in the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Ed(s). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham, Switzerland: Springer, 2017. p. 303-333.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift, Stuttgart**, v. 22, n. 6, p. 711-728, dez. 2013.
- ANDRADE, E. M. et al. Water as Capital and Its Uses in the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Ed(s). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham, Switzerland: Springer, 2017. p. 281-302.
- ARAÚJO FILHO, J. A. de. Manejo pastoril sustentável da caatinga. Recife, PE: Projeto Dom Helder Camara, 2013. 200 p.: il.
- ARAUJO, H. F. P.; SILVA, J. M. C. The Avifauna of the Caatinga: Biogeography, Ecology, and Conservation. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Ed(s). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham, Switzerland: Springer, 2017. p. 181-210.
- ARIAS-AGUILAR, A. Who's calling? Acoustic identification of Brazilian bats. **Mammal Research**, v. 63, 231-253, 2018.
- ÁVILA-FLORES, R.; FENTON, B. Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. **Journal of Mammal**, v. 86, n. 6, p. 1193-1204, 2005.
- BADER, E. et al. "Mobility explains the response of aerial insectivorous bats to anthropogenic habitat change in the Neotropics." **Biological Conservation**, v. 186, p. 97-106, 2015.
- BARBOSA, H. A. et al. Assessment of Caatinga response to drought using meteosat-SEVIRI normalized difference vegetation index (2008–2016). **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 148, p. 235-252, 2019.
- BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; MACHADO, R. B. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? **Mammal Review**, Singapore, v. 41, n. 1, p. 23-39, out. 2011.

DE ALBUQUERQUE, S. G. O projeto manejo da Caatinga do CPATSA. In Embrapa Semiárido - Artigo em anais de congresso (ALICE). Petrolina: EMBRAPA-CPATSA, 1979.

DE ALBUQUERQUE, U. P. et al. **Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest**. The Scientific World Journal, p. 18, 2012.

DELICIELLOS, A. C. Mammals of four Caatinga areas in northeastern Brazil: inventory, species biology, and community structure. **Check List**, v. 12, p. 1, 2016.

DE OLIVEIRA, J. A.; FRANCO, S. M. A Coleção de mamíferos do serviço nacional de peste no Museu Nacional, Rio de Janeiro, Brasil. Arquivos do Museu Nacional, [s.i], v. 63, n. 1, p.13-20, jan./mar. 2005.

DEPRAETERE, M. et al. Monitoring animal diversity using acoustic indices: implementation in a temperate woodland. **Ecological Indicators**. v. 13, p. 46-54, 2012.

DRUMOND, M. A. et al. **Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da Caatinga**. Embrapa Semiárido-Fôlder/Folheto/Cartilha (INFORTECA-E). p. 329-340, 2000. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/154284/1/Artigo2Caatinga.pdf>>. Acesso em: 25 ago 2019.

EMBRAPA - Centro de pesquisa Agropecuária do Trópico Semi-árido. **A pesquisa em produção animal no Nordeste semi-árido**. Petrolina, set. 1976. 40 p.

ESTRADA-VILLEGAS, S.; MEYER, C. F.; KALKO, E. K. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation*, v. 143, n. 3, p. 597-608, 2010.

FARINA, A.; PIERETTI, N.; PICCIOLI, L. The soundscape methodology for long-term bird monitoring: A Mediterranean Europe case-study. **Ecological Informatics**, v. 6, p. 354-363, 2011.

FENTON, M. B. Questions, ideas and tools: lessons from bat echolocation. *Animal Behaviour*, [s.i], p. 1-11, 2013.

FENTON, M. B. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. **Biotropica**, p. 440-446, 1992.

FULLER, S.; AXEL, A. C.; TUCKER, D.; GAGE, S. H. Connecting soundscape to landscape: which acoustic index best describes landscape configuration? **Ecological Indicators**. v. 58, p. 207-215, 2015.

GAISLER, J. et al. Habitat preference and flight activity of bats in a city. *Journal of Zoology*, v. 244, n. 3, p. 439-445, 1998.

GARDA, A. A. et al. Ecology, Biogeography, and Conservation of Amphibians of the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Ed(s). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham, Switzerland: Springer, 2017. p. 133-150.

GRIFFIN, D. R.; GALAMBOS, R. The sensory basis of obstacle avoidance by flying bats. **Journal of Experimental Zoology**, Massachusetts, v. 86, n. 3, p. 481-506, 1941.

GUIMARÃES, L.R. Contribuição à epidemiologia da peste endêmica no Nordeste do Brasil e estado da Bahia. Estudo das pulgas encontradas nessa região. **Revista Brasileira de Malariologia e Doenças Tropicais**, v. 24, p. 95-63, 1972.

HAUFF, N. S. Representatividade do Sistema Nacional de Unidades de Conservação na Caatinga. **Ministério do Meio Ambiente**, Brasília, p. 100, set. 2010.

HEMMING, J. **Red Gold: the conquest of the Brazilian Indians**. Cambridge: Harvard University Press, 1978.

HEMMING, J. Indians and the frontier. In: BETHELL, L. (ed). **Colonial Brazil**. Cambridge: University Press, Cambridge, 1987. p. 145–189.

HILL, A. P. et al. AudioMoth: A low-cost acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *HardwareX*, 6, e00073, 2019.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapas de Biomas e de Vegetação**. maio 2004. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm> Acesso em: 25 jun. 2019.

JUNG, K.; THRELFALL, C. G. **Urbanisation and Its Effects on Bats—A Global Meta-Analysis**. In: Voigt C., Kingston T. (eds) *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer, Cham, 2016.

JUNG, K.; KALKO, E. K. Adaptability and vulnerability of high flying Neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 2, p. 262-274, 2011.

JUNG, K.; KALKO, E. K. Where forest meets urbanization: foraging plasticity of aerial insectivorous bats in an anthropogenically altered environment. **Journal of Mammalogy**, v. 91, n. 1, p. 144-153, 2010.

KALKO, E. K. V. Echolocation signal design, foraging habitats and guild structure in six Neotropical sheath-tailed bats (Emballonuridae). **Zoological Symposium**, [s.i], n. 67, p. 259-273, 1995.

KASTEN, E. P. et al. The Remote Environmental Assessment Laboratory's Acoustic Library: An Archive for Studying Soundscape Ecology. **Ecological Informatics**, v. 12, p. 50-67, 2012.

KILL, L. H. P.; PORTO, D. D. Bioma Caatinga: oportunidades e desafios de pesquisa para o desenvolvimento sustentável. In: VILELA, E. F.; CALLEGARO, G. M.; FERNANDES, G. W.

(Org). **Biomass e agricultura: oportunidades e desafios**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciência: FAPEMIG, 2019. p. 65-80.

KRAUSE, B. The niche hypothesis: How animals taught us to dance and sing. **Whole Earth Review**, v. 57, p. 1-6, 1987.

LANG, J. Portuguese Brazil: the king's plantation. Elsevier, 2013.

LEAL, I. R. et al. Plant-Animal Interactions in the Caatinga: Overview and Perspectives. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Ed(s). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham, Switzerland: Springer, 2017. p. 255-280.

LEAL, I. R.; DA SILVA, J. M.; TABARELLI, M.; LACHER, J. T. E. **Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil**. *Megadiversidade*, [s.i], v. 1, n. 1, p. 139-146, jul. 2005.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Ecologia e conservação da Caatinga**. ed. 2, Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003. 822 p.

LIMA, S. M. Q. et al. Diversity, Distribution, and Conservation of the Caatinga Fishes: Advances and Challenges. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Ed(s). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham, Switzerland: Springer, 2017. p. 97-132.

LISBOA, K. M. Viagem pelo Brasil de Spix e Martius: quadros da natureza e esboços de uma civilização. **Revista Brasileira de História**, São Paulo, v. 15, n. 29, p. 73-91, 1995.

LOPEZ-BAUCELLS, A. et al. Field guide to Amazonian bats. Manaus: Editora INPA. 2016. p. 168.

MACHADO, I. C.; LOPES, A. V. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany*, [s.i], v. 94, n. 3, p. 365-376, 2004.

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

MACSWINEY, G. Insectivorous bat activity at cenotes in the Yucatan Peninsula, Mexico. **Acta Chiropterologica**, v. 11, p. 139-147, 2009.

MAMMIDES, C. et al. Do acoustic indices correlate with bird diversity? Insights from two biodiverse regions in Yunnan Province, south China. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 470-477, 2017.

MARES, M. A. et al. The mammals of northeastern Brazil: a preliminary assessment. **Carnegie Museum of Natural History**, Pittsburgh, v. 50, n.4, p. 81-137, 1981.

MARINHO-FILHO, J. M.; SAZIMA, I. Brazilian bats and conservation biology: a first survey. In: KUNZ, T. H.; RACEY, P. A. (Ed.). **Bat: biology and conservation**. Washington: Smithsonian Institution, 1998. p. 282-294.

MESQUITA, D. O. et al. Species Composition, Biogeography, and Conservation of the Caatinga Lizards. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Ed(s). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham, Switzerland: Springer, 2017. p. 151-180.

MILLER, B. W. A method for determining relative activity of free flying bats using a new activity index for acoustic monitoring. *Acta Chiropterologica*, v. 3, n. 1, p. 93-105, 2001.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Divulgação do Bioma Caatinga**. Brasília, 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/203/_arquivos/plano___comunicacao_jorge_1_203_1.pdf>. Acesso em: 2 junho 2019.

NASCIMENTO, C. E. S.; TABARELLI, M.; SILVA, C. A. D.; LEAL, I. R.; TAVARES, W. S.; SERRÃO, J. E.; ZANUNCIO, J. C. The introduced tree *Prosopis juliflora* is a serious threat to native species of the Brazilian Caatinga vegetation. **Science of the Total Environment**, v. 481, p. 108-113, 2014.

NG, M. L.; BUTLER, N.; WOODS, N. Soundscapes as a surrogate measure of vegetation condition for biodiversity values: A pilot study. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1070-1080, 2018.

O'FARRELL, M.; MILLER, B. Use of vocal signatures for the inventory free-flying Neotropical bats. **Biotropical**, [s.i], v. 31, n. 3, p. 507-516, set. 1999.

OLIVEIRA, J. A.; GONÇALVES, P. R.; BONVICINO, C. R. Mamíferos da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. *Ecologia e conservação da Caatinga*. ed. 2, Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003. 822 p.

OPEN ACOUSTIC DEVICES. Audiomoth. 2020. Disponível em: <<https://www.openacousticdevices.info>>.

PACHECO S. M. et al. Morcegos Urbanos: Status do Conhecimento e Plano de Ação para a Conservação no Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. 1, p. 629-647, 2010.

PAGLIA, A. P. et al. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2ª Edição / 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, Arlington, n. 6, p. 76, 2012.

PEKIN, B. K. et al. Modeling acoustic diversity using soundscape recordings and LIDAR-derived metrics of vertical forest structure in a Neotropical rainforest. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 10, p. 1513-1522, 2012.

PEREIRA, R. M.; MONTENEGRO, M. M. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Universidade Federal de Pernambuco. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento. Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, EMBRAPA. Semi-Árido. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente/SBF, 2002. 40 p.

PESQUISA FAPESP. Os mamíferos da discórdia. Edição 192, fev. 2012.

PIERETTI, N.; FARINA, A.; MORRI, D. A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). **Ecological Indicators**, v. 11, p. 868-873, 2011.

PIJANOWSKI, B. C. et al. Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. **BioScience**, v. 61, n. 3, p. 203-216, 2011.

PRADO-JÚNIOR, C. **Formação do Brasil Contemporâneo (Colônia)**. Ed. 6, São Paulo: Editora Brasiliense, 1961. 206 p.

QUEIROZ, L. P. et al. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Ed(s). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham, Switzerland: Springer, 2017. p. 23-64.

RECH, A. R. et al. Biologia da Polinização. ed. 1. Rio de Janeiro: Projeto Cultural, 2014. 527 p.

RIBEIRO, E. M. et al. Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. **Ecology**, v. 97, n. 6, p. 1583-1592, 2016.

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B. A vegetação do bioma caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; GIULIETTI, A. M.; VIRGÍNIO, J.; GAMARRA ROJAS, C. F. L. (Ed.). **Vegetação e flora da Caatinga**. Recife: APNE, 2002. p. 11-24.

ROCHA, E. A.; MACHADO, I. C.; ZAPPI, D. C. Floral biology of *Pilosocereus tuberculatus* (Werderm.) Byles & Rowley: a bat pollinated cactus endemic from the “Caatinga” in northeastern Brazil. *Bradleya*, [s.i], v. 25, n. 1, p. 129-160, 2007.

RUSS, J. British bat calls: a guide to species identification. **Pelagic publishing**, 2012.

RUSSO, D.; JONES, G. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. **Ecography**, p. 26, p. 197-209, 2003.

SAMPAIO, Y.; BATISTA, J. E. M. Desenvolvimento regional e pressões antrópicas no bioma Caatinga. **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**, p. 311-324, 2004.

SANTOS, J. C.; LEAL, I. R.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; FERNANDES, G. W.; TABARELLI, M. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. **Tropical Conservation Science**, [s.i], v. 4, n. 3, p. 276-286, 2011.

- SCHAFER, R. M. **The new soundscape**. Don Mills: BMI Canada Limited, 1969.
- SCHAFER, R. M. **The Tuning of the world**. New York: Alfred A. Knopf, 1977, p. 301.
- SCHNITZLER, H. U.; KALKO, E. K. Echolocation by Insect-Eating Bats: We define four distinct functional groups of bats and find differences in signal structure that correlate with the typical echolocation tasks faced by each group. **Bioscience**, v. 51, n. 7, p. 557-569, 2001.
- SILVA, J. M. C. et al. Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2003. 382 p.
- SILVA, C. R.; BERNARD, E. Bioacoustics as an important complementary tool in bat inventories in the Caatinga drylands of Brazil. **Acta Chiropterologica**, v. 19, p. 409-418, 2017.
- SILVA, J. M. C. et al. The Caatinga: Understanding the Challenges. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Ed(s). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham, Switzerland: Springer, 2017. p. 3-19.
- SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F. Impact of Human Activities on the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Ed(s). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham, Switzerland: Springer, 2017. p. 359-368.
- SILVA, R. A.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Riqueza e diversidade de plantas lenhosas em cinco unidades de paisagem da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Ecologia e conservação da Caatinga**. ed. 2, Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003. 337 p.
- SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. **Environmental Conservation**, v. 25, n. 1, p. 1-2, 1998.
- SOUTHWORTH, M. F. The sonic environment of cities. PhD diss., Massachusetts Institute of Technology, 1967.
- STONE, E. L.; HARRIS, S.; JONES, G. Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 3, p. 213-219, 2015.
- SUEUR, J. et al. 2008. Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. **PloS one**, v. 3, n. 12, p.e4065, 2008.
- THE WORLD SOUNDSCAPE PROJECT. The Soundscape Newsletter. 1991. N. 1. Disponível em: <http://www.sfu.ca/sonic-studio-webdav/WSP_Doc/Newsletters/Number1.pdf>
- THOMAS, D. W.; WEST, S. D. Sampling methods for bats. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 1989. 20 p.
- TRUAX, B., 1974. Soundscape studies: An introduction to the World Soundscape project. *Numus West*, 5, pp.36-39.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. B.; PAREYN, F. G. C. Ecorregiões Propostas para o Bioma Caatinga. 2 ed. Recife: Associação Plantas do Nordeste: Instituto de Conservação Ambiental The Conservancy do Brasil, 2002. 76 p.

VILLANUEVA-RIVERA, L. J., et al. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 1233-1246, 2011.

WILLIG, M. R. Composition, microgeographic variation, and sexual dimorphism in caatingas and cerrado bat communities from Northeast Brazil. *Bulletin Carnegie Museum of Natural History*, Pittsburgh, v. 23, p. 1-131, 1983.

WILLIG, M. R. Reproductive patterns of bats from Caatinga and Cerrado biomes of Northeast Brazil. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 66, p. 668-681, 1985.

WILLIG, M. R.; MARES, M. A. Mammals from the caatinga: an updated list and summary of recent research. **Revista Brasileira de Biologia**, [s.i], v. 49, n. 2, p. 361-367, 1989.

WRIGHTSON, K. An introduction to acoustic ecology. *Soundscape: The journal of acoustic ecology*, v. 1, n.1, p. 10-13, 2000.

3 “Effects of chronic human disturbance on aerial insectivorous bats in Brazil’s Caatinga drylands: A bioacoustic approach”.

ABSTRACT

Human disturbance represents one of the greatest threats to biodiversity. However, both biodiversity and human activities are not homogeneous across the globe. The Caatinga drylands, a species-rich but threatened biome in northeastern Brazil, currently has more than 60% of its region composed by anthropogenic ecosystems. Accessing how well the local species tolerate and/or adapt to anthropogenically altered environments is useful to predict and prevent the loss of Caatinga’s biodiversity, especially considering species which provide various ecosystem services. This is the case of bats. Using bioacoustics, we aimed to test how aerial insectivorous bats respond to different gradients of chronic anthropogenic disturbance in the Caatinga. The study was conducted in 12 plots in the Long-Term Ecological Research in the Catimbau National Park (PELD-Catimbau), in 2018 (~9 nights per plot, 34.935 min. of recordings). To estimate human disturbance gradients for each plot we adopted the global multimetric disturbance index (GMDI) used by PELD-Catimbau, which varies from 0 (low) to 100 (high intensity disturbance). Ultrasound recorders were set in 15 min. recording interval, from 17:00h to 05:00h. Acoustic parameters were extracted from each recorded call and six acoustic indices were used to investigate the correlation between anthropization, bats species richness and bat activity. A total of 24 sonotypes were recorded, and Molossidae accounted by the highest activity, feeding buzzes and social calls. There was no significant correlation between the GMDI and acoustic indices to the richness, relative activity, feeding buzzes or social calls for any functional bat group analysed. Different patterns emerged from the analysed acoustic indices, such as Acoustic Diversity, Total Entropy and Acoustic Evenness that increased in mean values when richness, feeding buzzes and social calls were higher. Our results indicated species-specific responses for different levels of degradation in the Caatinga and to better understand the dynamics of bats in anthropogenically altered environments there we suggest that future studies must consider the particularities of each taxonomic group.

Key-words: Arid environment. Echolocation. Anthropogenic impacts. Acoustic indices. Chiroptera

3.1 INTRODUCTION

Anthropogenic pressures have drastically decrease forest cover worldwide with negative impacts on the biological integrity of tropical biodiversity (Meyer, Struebig & Willig, 2016). However, both biodiversity and human activities are not homogeneous across the globe. Countries like Brazil harbor simultaneously very high species richness and very high rates of habitat loss (Delgado-Jaramillo, 2018; MMA, 2018; Bacha 2004). All Brazilian terrestrial biomes (Amazonia, Atlantic Forest, Cerrado, Pantanal, Pampa and Caatinga) experiences different types and levels of anthropogenic pressures (www.mapbiomas.org). Chronic anthropogenic disturbances is one of them, and it refers to small but continuous disturbance, which remove forest biomass in small quantities leaving the false positive of an intact forest (Ribeiro, 2015; Singh, 1998). Some studies points out that Chronic anthropogenic disturbances is a phenomenon strictly related to developing countries from tropical and semi-arid regions whose subsistence and cash income depend in some extent of forest products (Ribeiro, 2015).

When considering habitat loss, the greatest attention in Brazil is given to the Atlantic Forest and the Amazon, generating the false perception that the situation in other biomes is less serious and worrying. This is the case of Brazil's Caatinga. Considered one of the most speciose dry forests in the word, this region consists of broad mosaics of seasonally dry tropical forest and scrub vegetation (Velooso, Sampaio & Pareyn, 2002), sustains over 23 million people (almost 12% of the Brazilian population) and is one of the most populated semi-arid regions in the world, with 23 inhabitants per km² (Medeiros et al., 2012). The Caatinga suffers strong chronic anthropogenic disturbance through ranching, wood extraction and subsistence agriculture (Rito et al., 2017; Pennington et al., 2009). Nearly 10 million m³ of firewood and charcoal are obtained per year via exploitation of native vegetation (Gariglio et al., 2010), and goat herds can exceed 10 million animals in northeastern Brazil (IBGE, 2018). Such processes reduced considerable the original biome and currently only 40% of its original vegetation remains (Gariglio et al., 2010). Thus, the Caatinga is undergoing a persistent degradation process.

Understanding how the Caatinga's biota respond to such impacts is highly desirable considering that is one of the most biodiverse semiarid regions on the planet (Portillo-Quintero et al. 2015). Approximately 1.400 vertebrate species occur in the region, 183 of which are

mammals (Garda, 2018). Among mammals, bats accounts for more than 50% of that richness, with at least 96 species including endemic and threatened species (da Silva et al., 2018; Moratelli & Dias, 2015; Taddei & Lim, 2010).

Assessing how bats respond to chronic human disturbance in the Caatinga is necessary since more than 65% of the area with very high bat species richness is already anthropized and only 0.5% are formally protected (da Silva, 2018). Studies have shown that bats' response to anthropogenically altered environments is heterogeneous (Cunto & Bernard, 2012). Most bat species depend on natural environments for shelter and/or foraging, and may experience negative consequences due to habitat loss and degradation (Estrada & Coates-Estrada, 2002). However, some species of bats can tolerate or even increase their activity in an anthropized area (Estrada-Villegas et al., 2010).

Here, we analysed the response of Caatinga's non-phyllotomid insectivorous bats to local chronic human disturbance. Using a set of six different acoustic indexes, we tested if different levels of chronic human disturbance could have heterogeneous impacts on species richness and activity, considering searching calls, feeding buzzes and social calls.

3.2 METHODS

3.2.1 Study area and sampling plots

This study were conducted in September (Session 1 and Session 2) and December 2018 (Session 3) in the protected area named Catimbau National Park (IUCN Category II; hereafter CNP) (**Figure 1**). CNP is a protected area created in 2002 to preserve its biodiversity and scenic beauty; is located in the central Pernambuco state, Brazil (08°32'54'' S; 37°14'49'' W), in the municipalities of Buíque, Ibimirim, Sertânia and Tupanatinga (ICMBio, 2002). The park has a total of 62,294 ha with altitudes between 370 m and 1,068 m (Cavalcanti & Corrêa, 2014). The climate is semiarid tropical, with mean annual temperature of 23°C and annual rainfall < 1800 mm; some areas have a dry season lasting 3 to 6 months, with < 100 mm per month (Banda et al., 2016). The vegetation is deciduous or sub-deciduous xerophytic shrub, perennial herbaceous and arboreal-shrubby on rock fields and sandy soil (Dreschsler-Santos, Santos,

Gibertoni, & Cavalcanti, 2010; Geise et al., 2010). The dominant woody plant families are Fabaceae, Euphorbiaceae, and Boraginaceae, while species of Cactaceae, Bromeliaceae, Malvaceae, Asteraceae, and Fabaceae dominate the forest floor (Rito et al., 2017). Although CNP has been protected by law since 2002, rural populations (~ 300 families) still live inside the park borders and three large communities (> 200 families each) are outside the Park within a 3 km radius (Specht et al., 2019). People living inside and outside the Park are mostly poor and use the park's resources for survival (Specht et al., 2019). Those people continue to hunt, graze livestock, extract timber, collect firewood, practice subsistence agriculture, and harvest other plant resources there (Rito et al., 2017; Specht et al., 2019), contributing to a variety of chronic human impacts in the region (Silva et al., 2020). We sampled 12 plots measuring 20 m x 50 m (0.1 ha), established for studies as part of a long-term monitoring program, the PELD-Catimbau project (www.peldcatimbau.org). Each session had three recording nights, totalizing nine nights of recording per plot. Plots are separated by a minimum of 2 km each, and distributed within the Park in areas dominated by old-growth vegetation exposed to chronic human disturbance (**Figure 1**). All plots were on sandy soil with similar slope (flat terrain) (Arnan et al., 2018). The coordinates of each sampled site can be found in **Appendix A**. These plots were exposed to a variety of human disturbance levels, forming different gradients of chronic disturbance. Chronic anthropogenic disturbance is characterized by the continuous and gradual removal of small portions of forest biomass (e.g. frequent collection of firewood and extensive grazing by livestock), very common where there are dense, forest-dependent human populations (Ribeiro, 2015). To calculate Chronic anthropogenic disturbance indices, Arnan et al. (2018), first used 12 source information from three different approaches based on the "Geographic context", i.e., the proximity to house and village, the "Social-ecological context", i.e., the number of people, goats and use of firewood, and the "Local scale", i.e., goat trail length and amount of goat dung, for example. Based on those 12 primary sources of information, they identified and grouped three main single-disturbance pressure indices: (1) livestock pressure index, (2) wood extraction index and (3) people pressure index. Finally, the three single-disturbance pressure indices were integrated into a fully integrated Global multi-metric disturbance index (GMDI). The overall GMDI ranged from 0 (lowest) to 100 (highest level of disturbance). PELD-Catimbau project established 20 plots along different disturbance gradients, with GMDI ranging from 2 to 58. The GMDI in the 12 plots we sampled ranged from 9 to 58 (**Table 2**). We grouped those 12 plots into three treatments: "anthropized" (GMDI

between 52 and 58), “intermediate” (GMDI between 22 and 36) and “preserved” (GMDI between 9 and 19).

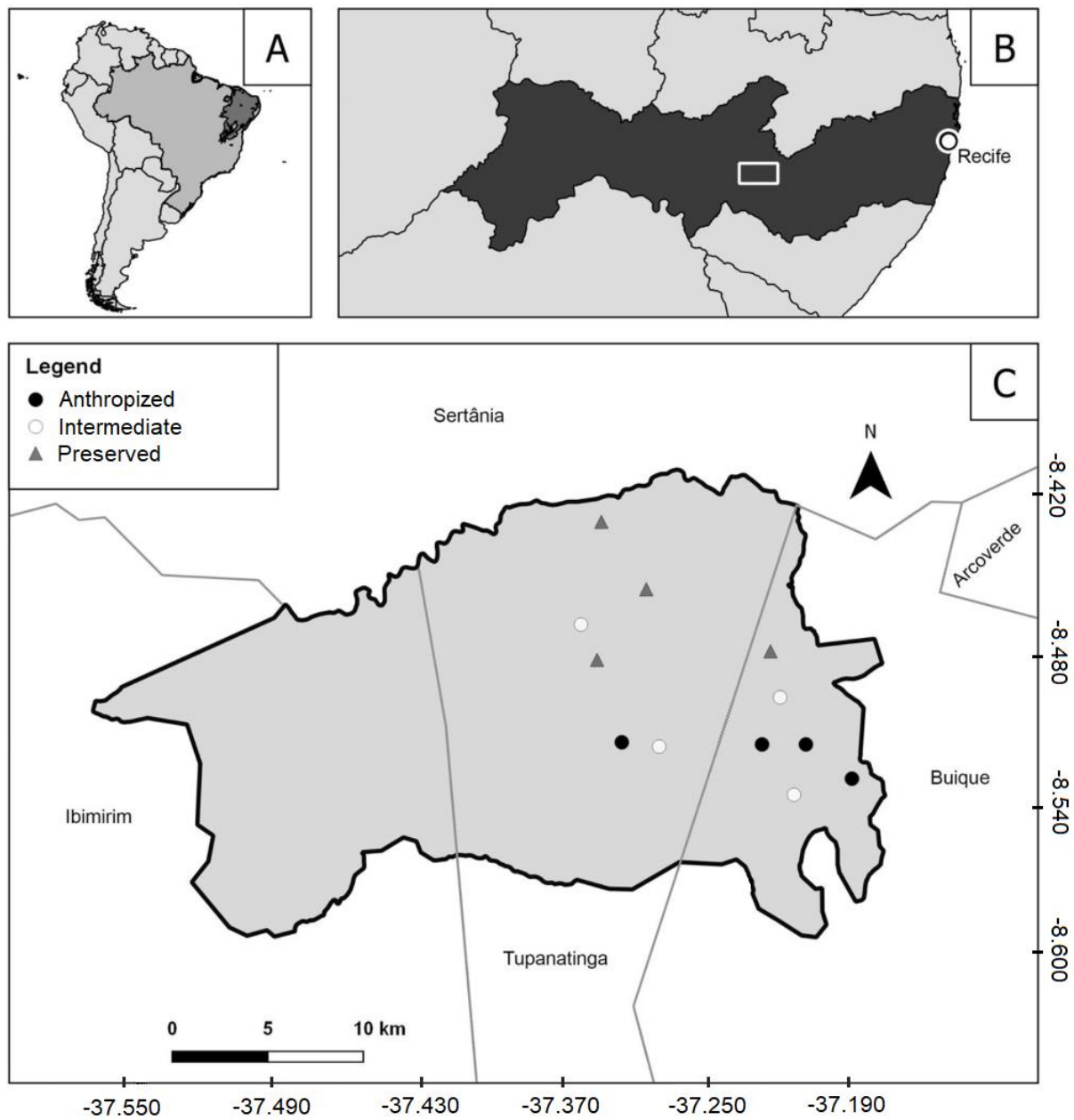


Figure 1 – Location of Caatinga region (in dark gray) within Brazil (A), Catimbau National Park (rectangle) in the state of Pernambuco (shaded area in B), and the locations of all plots (n = 12) are also indicated (C); within Catimbau. Reference: Adapted from Silva et al. (2020).

3.2.2 Acoustical Sampling and acoustic analysis

For bioacoustics samplings, we used one AudioMoth (Open Acoustic Devices, 2019; Hill et al., 2019) per plot to record bat calls, set to record 15 min with 15 min intervals (i.e., 50% of the time for every hour), from 17:00 h to 05:00 h, at a sample rate of 384 kHz and medium gain level (30.6 dB). Recorders were fixed on trees 1.5 m above ground, pointing to open space, avoiding other trees or branches. For acoustical analysis, we split each of the original 15 min. recording into 1 min. subsections using Kaleidoscope 4.5.5 software (Wildlife Acoustics Inc., 2018). Then, all files were manually analysed using the Raven Pro software 1.5.0 (Bioacoustics Research Program, 2017) with a spectrogram window size = 1024, jet-black colour, and Hann window.

We extracted lowest and highest frequencies (Hz), peak frequency (Hz), bandwidth, duration (m), beginning and ending time (s). The outputs of that step were used to calculate the inter pulse interval (IPI), measured from the start of the first call to the start of the next. The structure of the signals was classified into frequency modulated (FM), quasi-constant frequency (QCF) and constant frequency (CF) (Kalko, 1995). Consequently, signal structures were identified and mean were calculated for each parameter (**Appendix B**). For species identification we compared the parameters we obtained with data available in a call library and suggested bibliography established by the Bioacoustics Committee of the Brazilian Society for the Study of Chiroptera (Hintze et al., 2018). Based on the shape, Fmin, Fmax, FME, Dur, IPI, and BW unidentified signals were grouped into sonotypes. We then used Discriminant Function Analysis (DFA) to certify our sonotypes were correctly sorted (**Appendix C**). Variables used in this analysis were Fmin, Fmax, FME, Dur, IPI and BW; and all tests were carried out with PAST software 3.25 (Hammer, 2001).

We included in our study information on bat activity, number of social calls and feeding buzzes. To estimate bat activity, we counted the number of files (1-min sequences) at which a minimum of two consecutive calls were recorded for any given taxa, equivalent to the acoustic activity index of Miller (2001). We calculated bat activity for Molossidae, Vespertilionidae, Emballonuridae, and for a combined group of different families of bats including Noctilionidae, Mormoopidae and two unknown sonotypes (hereafter “Others”). Bat activity was used to analyse peaks of activity per hour in the three treatments. We counted the number of 1-min.

files with feeding buzzes (defined as the increase in pulse repetition rate associated with attempted captures of prey – Griffin et al. 1960) and social calls (complex spectral structures and lower frequencies, which are exclusively designed to exchange social information between colony members – Luo et al., 2017).

For the statistical analyses, bat richness, relative activity, feeding buzzes and social calls were considered as response variables, while GMDI and treatments (anthropized, intermediate and preserved) as the explanatory variables. We used correlation analysis (Spearman r_s test) to test the effect of the different gradients of anthropization (GMDI) on bats richness, activity, feeding buzzes and social calls for each group. In addition, we used Kruskal-Wallis (H) to test whether the total richness, activity, feeding buzzes and social calls differed between treatments and between functional groups. All analyses were conducted using PAST software (Hammer, Harper & Ryan, 2001).

3.2.3 Acoustic indices

Indices calculation were conducted with the packages *tune* R, *soundecology* (Villanueva-Rivera & Pijanowski, 2018) and *seewave* (Sueur, Aubin & Simonis, 2008), all of them used in R v3.0.2 software (R Core Team, 2018). We selected all of our recordings (34.935 files with 1-min duration) to process this analysis. We calculated the following six different indices for each 1-min recording: Acoustic Complexity Index (ACI), Acoustic Diversity Index (ADI), Acoustic Evenness Index (AEI), Bioacoustic Index (BIO), Total Entropy (H), and Normalized Difference Soundscape Index (NDSI). A description of each acoustic indices and parameters used is in **Table 1**.

First, we performed a descriptive statistics (mean value and standard error) to inspect the calculated indices (**Appendix D**). We also used the Spearman (r_s) rank correlation coefficient to evaluate the association between each index and the variables (bat species richness, activity, feeding buzzes and social calls). To test potential differences between acoustic index values in the three treatments we compared the median values based on all recordings used in the analysis. We used Kruskal-Wallis (H) test, as the data were not normally distributed. In this step, analyses were conducted using PAST software (Hammer, Harper & Ryan, 2001).

Table 1 – Acoustic indices used in this study, arguments applied in *R* package for the analysis and a brief detail of each indices. Max_freq and Min_freq = maximum and minimum frequencies in Hertz (Hz); J = number of windows; Anthro_min and Anthro_max = maximum and minimum Anthrophony frequencies in Hertz (H); Bio_min and Bio_max = maximum and minimum Biophony frequencies in Hertz (H).

Acoustic indices	Arguments	Description	Source
Acoustic Complexity	max_freq = 120000; min_freq = 8000; j = 10	Calculate the difference in frequencies and reflect the inherent irregularity in biophony	Pieretti <i>et al.</i> (2011)
Acoustic Diversity	max_freq = 120000	Applies the Shannon index to the proportion of signals	Villanueva-Rivera <i>et al.</i> (2011)
Acoustic Evenness	max_freq = 120000	Applies the Gini index to the proportion of signals	Villanueva-Rivera <i>et al.</i> (2011)
Bioacoustic	max_freq = 120000; min_freq = 8000	Calculate the amplitude of signals related to the quietest frequency band.	Boelman <i>et al.</i> (2007)
Normalised Difference Soundscape	Anthro_min = 1000; Anthro_max = 2000; Bio_min = 8000; Bio_max = 120000	Relative amplitude between anthrophony and biophony. Values with +1 indicate no anthrophony in the soundscape. (range from -1 to + 1)	Kasten <i>et al.</i> (2012)
Total Entropy	Default values	Applies Shannon index to spectral and temporal window	Sueur <i>et al.</i> (2008b)

3.3 RESULTS

During our acoustical sampling, we recorded 2329 files and 34.935 minutes of recordings (**Table 2**). Nearly 38% ($n = 13159$ 1 min. files) of the recordings had at least one bat species and 62% were empty files with no bat calls ($n = 21776$ 1 min. files). Due to theft, vandalism and technical issues, samplings were not exactly the same among plots (**Table 2**).

Table 2 – Global multimetric Chronic Anthropogenic Disturbance Index (GMDI) and sampling effort in the 12 PELD-Catimbau plots acoustically sampled for bats in the Catimbau National Park, Pernambuco, from September and December 2018. Plots were grouped into three categories based on their human disturbance index: “anthropized” (GMDI between 52 and 58), “intermediate” (GMDI between 22 and 36) and “preserved” (GMDI between 9 and 19).

Category	Anthropized Plots				Intermediate Plots				Preserved Plots				Total
Plot code	P2	P11	P23	P30	P10	P16	P21	P26	P8	P15	P20	P25	
GMDI	52.87	48.27	45.77	58.07	36.71	36.37	22.44	31.25	16.88	20.38	9.07	19.23	
Nights (n)	8	9	9	9	9	7	9	9	9	9	6	4	97
Files (n)	192	216	216	216	216	168	216	216	215	217	145	96	2329
Recordings (min)	2.880	3.240	3.240	3.240	3.240	2.520	3.240	3.240	3.225	3.255	2.175	1.440	34.935

3.3.1 Species richness

We recorded 24 phonotypes of non-phylostomid bat species for the area (**Table 3**). The acoustic proprieties of their echolocation pulses are summarized in **Appendix B**. These phonotypes belong to the families Molossidae (12 species), Vespertilionidae (4 species), Emballonuridae (3 species), Mormoopidae (2 species), Noctilionidae (1 species) and one unidentified group of Chiroptera (2). Nine of the 24 phonotypes recorded were identified to the species level since their call structure and parameters were very characteristic of some species, such as *Promops centralis*, *Promops nasutus* and *Noctilio leporinus*. Two sonotypes, *Nyctinomops macrotis*/*Eumops* sp. and *Lasiurus ega*/*Lasiurus egregius*, need further confirmation for specific level because overlapping in their acoustic characteristics (Hintze et al., 2018). Nine phonotypes were restricted to the genera *Cynomops*, *Eumops*, *Molossus*, *Myotis* and *Peropteryx*. The two unidentified sonotypes (Chiroptera 1 and Chiroptera 2) could not be clearly assigned to a specific group. Due to the lack of an acoustic library for some species in Brazil we decided to not assign these sonotypes to a specific taxa. However, they are either Vespertilionid or Molossidae, most likely the later because molossids normally present a great plasticity in their signals, frequency alternation and variable amplitude (Arias-Aguilar et al., 2018). The most observed species richness was in the intermediate plots (22 species), followed by the preserved and anthropized plots (21 species). One species, *Myotis* sp. 2 was recorded exclusively in the preserved site. The number of species recorded per session ranged from 13 to 20 in the preserved area, 9 to 18 in the intermediate area, and 7 to 15 in the antropized

sites. Molossidae accounted by the highest species richness (50%). In eight out of the 12 sampled plots molossids accounted by more than 80% of the acoustic activity recorded, and only one of those plots was in the preserved area. Therefore, we performed all our analyses in two ways, with and without molossids to better analyse how each group responded to the effects of anthropization.

Table 3 – List of bat species recorded in the Anthropized, Intermediate and Preserved plots sampled in Brazil's Caatinga along with the acoustical activity index (IA), *feeding buzzes* (FB) and *social calls* (SC). Values are expressed as a percentage of records divided by the number of 1-min files recorded for each group of plots.

Plots	Anthropized			Intermediate			Preserved		
Files recorded	12600			12240			10095		
Variables	IA	FB	SC	IA	FB	SC	IA	FB	SC
Emballonuridae									
<i>Peropteryx macrotis</i>	0,88	0,08	0,02	1,52	0,07	0	2,38	0,14	0,02
<i>Peropteryx</i> sp. 1	0,78	0,04	0	0,82	0,07	0	0,46	0,03	0,01
<i>Peropteryx trinitatis</i>	0,05	0,01	0	0,06	0	0	0	0	0
Total	1,71	0,13	0,02	2,40	0,14	0	2,84	0,17	0,03
Molossidae									
<i>Cynomops</i> sp. 1	0,07	0,02	0	0,07	0	0	0,17	0	0
<i>Cynomops</i> sp. 2	0,17	0,02	0	0,21	0,02	0,02	0,37	0	0
<i>Eumops</i> sp. 1	2,52	0,07	0,05	5,05	0,11	0,04	1,02	0,02	0
<i>Eumops</i> sp. 2	15,79	0,57	0,32	17,09	0,40	0,37	6,88	0,13	0,12
<i>Eumops</i> sp. 3	2,94	0,12	0,09	5,21	0,34	0,11	2,89	0,10	0
Molossidae sp. 1	0,67	0,08	0	0,76	0,01	0,02	0,54	0,01	0
<i>Molossus molossus</i>	2,58	0,23	0	2,10	0,20	0,03	1,93	0,23	0,01
<i>Molossus rufus</i>	0,03	0	0	0,05	0	0	0	0	0
<i>Molossus</i> sp. 1	1,11	0,11	0	1,19	0,05	0,05	0,46	0,02	0
<i>Nyctinomops macrotis/Eumops</i>	10,59	0,61	0,56	6,67	0,30	0,05	2,27	0,16	0,02
<i>Promops centralis</i>	0	0	0	0,10	0	0	0,08	0	0
<i>Promops nasutus</i>	0,29	0	0	0,55	0,05	0	0,64	0,06	0,01
Total	36,76	1,83	1,02	39,05	1,48	0,69	17,25	0,73	0,16
Mormoopidae									
<i>Pteronotus gymnonotus</i>	0,62	0,02	0	0,48	0	0	1,69	0,08	0
<i>Pteronotus personatus</i>	0,01	0	0	0	0	0	0,08	0	0
Total	0,63	0,02	0	0,48	0	0	1,77	0,08	0
Noctilionidae									
<i>Noctilio leporinus</i>	0,02	0	0	0,29	0,02	0	0,02	0	0
Vespertilionidae									
<i>Lasiurus ega/L. egregius</i>	0,08	0	0	0,14	0,01	0	0,08	0	0

<i>Myotis</i> sp. 1	0,06	0	0	0,16	0	0	1,24	0,11	0,02
<i>Myotis</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0,09	0,02	0
Vespertilionidae sp. 1	0,06	0	0	0,30	0	0	0	0	0
Total	0,20	0	0	0,60	0,01	0	1,41	0,13	0,02
Chiroptera									
Chiroptera 1	0,39	0,02	0	0,60	0	0	0,53	0	0
Chiroptera 2	0	0	0	0,07	0	0	0,15	0	0
Total	0,39	0,02	0	0,67	0	0	0,68	0	0

3.3.2 Activity index (IAR)

Nearly 40% ($n = 14.239$) of our recordings included acoustic activity. Of these, ~ 85% ($n = 12.147$) were Molossidae, followed by Emballonuridae ($n = 996$; 7%), others ($n = 759$; 5%) and Vespertilionidae ($n = 337$; 2%). Bat activity was higher in intermediate plots (44%), followed by anthropized (37%) and preserved plots (19%). However, when excluding molossids, the preserved plots had the highest activity (44%), followed by intermediate (34%) and anthropized ones (23%) (**Figure 2 - A**). Bat activity differed significantly among the anthropized, intermediate and preserved area, with and without molossids (**Table 4**). Richness species also differed significantly among all treatments. However, excluding molossids, solely the preserved area had a significant difference for richness (**Table 4**). There was no correlation between bat activity and the gradient of anthropization for any family (**Table 5**). Despite this, there was a slight increase in molossids' bat activity in anthropized sites (**Figure 4**), while vespertilionids and others tend to have a negative association with higher anthropized plots (**Figure 5** and **Figure 6**).

Bat activity per hour revealed that Molossidae spent most of their activity in the anthropized and intermediate areas (**Figure 3**). While Vespertilionidae had low activity per hour, but they spent most of their activity in the preserved areas (**Figure 3**). Emballonuridae and Others (Noctilionidae, Mormoopidae, Chiroptera 1 and Chiroptera 2) had the activity distributed among the three treatments, mainly in the preserved area (**Figure 3**).

3.3.3 Feeding buzzes

Nearly 4% ($n = 581$) of our recordings included *feeding buzzes*. Of these, $\sim 86\%$ (504) were *feeding buzzes* emitted by Molossidae, followed by Emballonuridae ($n = 53$; 9%), Vespertilionidae ($n = 14$; 2%) and others ($n = 10$; 2%). Feeding buzzes was higher in anthropized plots (43%), followed by intermediate (38%) and preserved plots (19%). However, when excluding molossids, the preserved plots had the highest activity (48%), followed by intermediate and anthropized ones (26%) (**Figure 2 - B**). There was a significant difference between *feeding buzzes* among all groups in the preserved areas, as well as in both anthropized and intermediate areas (**Table 4**). However, when excluding molossids, there was no difference between anthropized and preserved sites. There was no correlation between feeding activity and the gradient of anthropization for any family (**Table 5**). However, there was a slight increase in molossids' feeding activity in anthropized sites (**Figure 4**), while vespertilionids tend to have a negative association with higher anthropized plots (**Figure 6**).

3.3.4 Social calls

Nearly 2% ($n = 240$) of recorded calls were categorized as *social calls*. Of these, 97% (232) were emitted by Molossidae, followed by Emballonuridae ($n = 6$) and Vespertilionidae ($n = 2$). No social calls were recorded for the other families. Social calls was higher in anthropized plots (54%), followed by intermediate (37%) and preserved plots (9%). However, when excluding molossids, the preserved plots had the highest activity (63%), followed by anthropized (38%) (**Figure 2 - C**). There was significant difference of social calls between all groups in the anthropized area and in the intermediate area (**Table 4**). However, when excluding molossids, there was no difference between social calls among treatments. The occurrence of *social calls* had no correlation to the gradient of anthropization (**Table 5**). But, there was a slight increase in molossids' social calls in anthropized sites (**Figure 4**),

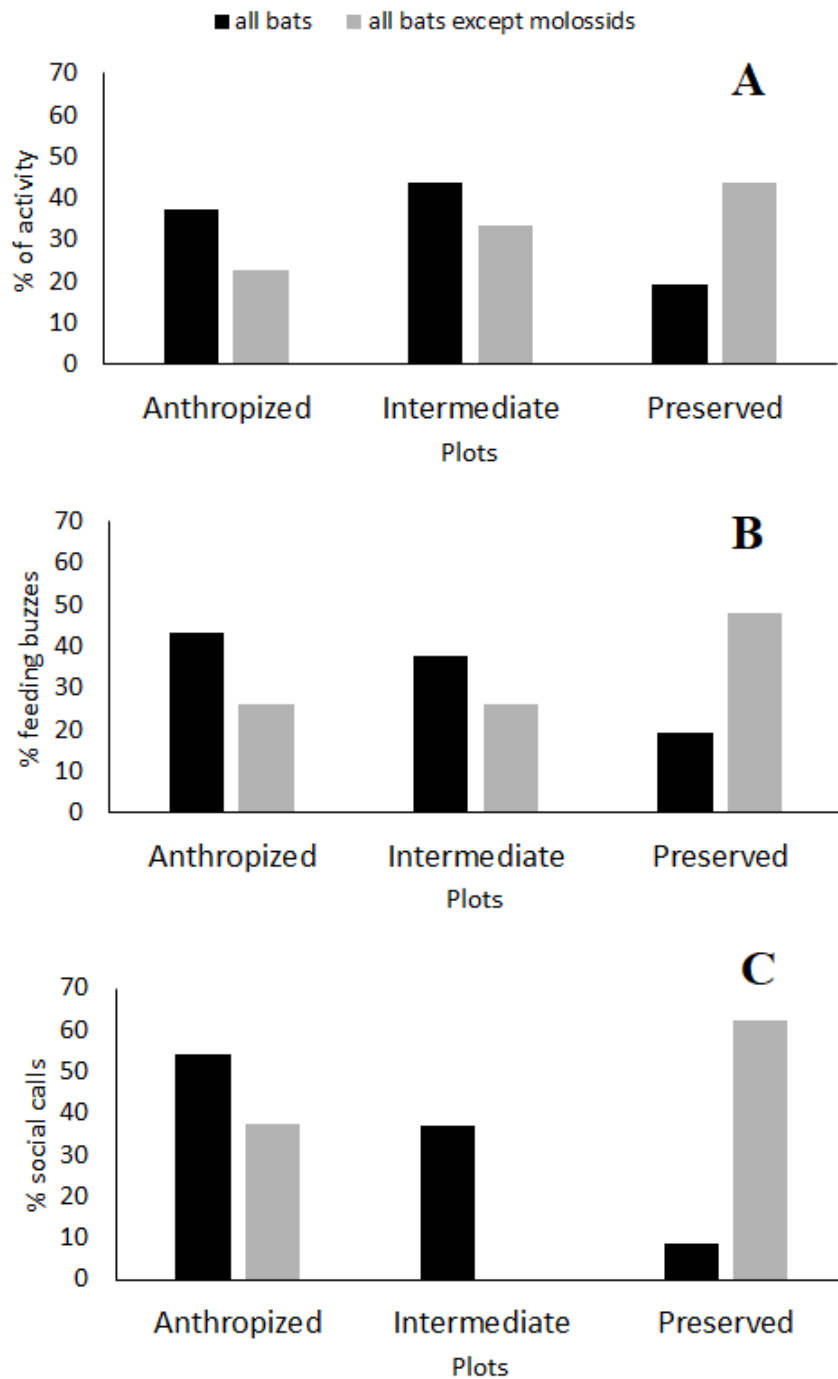


Figure 2 - Total activity (A), feeding buzzes (B) and social calls (C) of all bats (or except molossids) recorded in the Anthropized, Intermediate and Preserved plots sampled in Brazil's Caatinga, from September and December 2018. Values are expressed as a percentage of total number of 1-min files recorded having activity

Table 4 – Results of Kruskal-Wallis test for responses (richness, bat activity, *feeding buzzes* and *social calls*) from all group-specific (or except Molossids) in relation to each treatments (anthropized, intermediate and preserved) in the Catimbau National Park, state of Pernambuco, Brazil.

Variables/species	Anthropized		Intermediate		Preserved	
	Kruskal-Wallis	<i>p</i>	Kruskal-Wallis	<i>p</i>	Kruskal-Wallis	<i>p</i>
Richness						
All species	28.3312	0.0001*	28.9051	0.0001*	28.2613	0.0001*
All species except Molossids	1.6814	0.4314	2.3837	0.3037	10.2912	0.0058*
Bat activity						
All species	33.6701	0.0001*	31.3514	0.0001*	23.1187	0.0001*
All species except Molossids	12.8771	0.0016*	10.9042	0.0043*	9.5368	0.0085*
Feeding activity						
All species	21.0872	0.0001*	23.7536	0.0001*	17.6287	0.0005*
All species except Molossids	2.3249	0.3127	6.1820	0.0455*	2.7280	0.2556
Social calls activity						
All species	8.7201	0.0333*	18.3883	0.0004*	6.1130	0.1062
All species except Molossids	0.6486	0.7230	0.0000	1.0000	0.5621	0.7550

Table 5 – Spearman (r_s) correlation test between GMDI index and variables of richness, bat activity, *feeding buzzes* and *social calls* of each group-specific in the Catimbau National Park, state of Pernambuco, Brazil. Mol. = Molossidae; Emb. = Emballonuridae; Vesp. = Vespertilionidae

Variables	Richness		Bat Activity		Feeding activity		Social Calls	
	r_s	p	r_s	p	r_s	p	r_s	p
Mol.	0.1166	0.7182	0.5664	0.0548	0.3608	0.2492	0.3866	0.2143
Emb.	-0.0212	0.9478	0.0699	0.8290	-0.0606	0.8516	0.1422	0.6594
Vesp.	0.1511	0.6391	0.1123	0.7283	-0.2849	0.3694	-0.3930	0.2062
Others	-0.5053	0.0937	-0.3427	0.2755	0.0245	0.9398	0	0

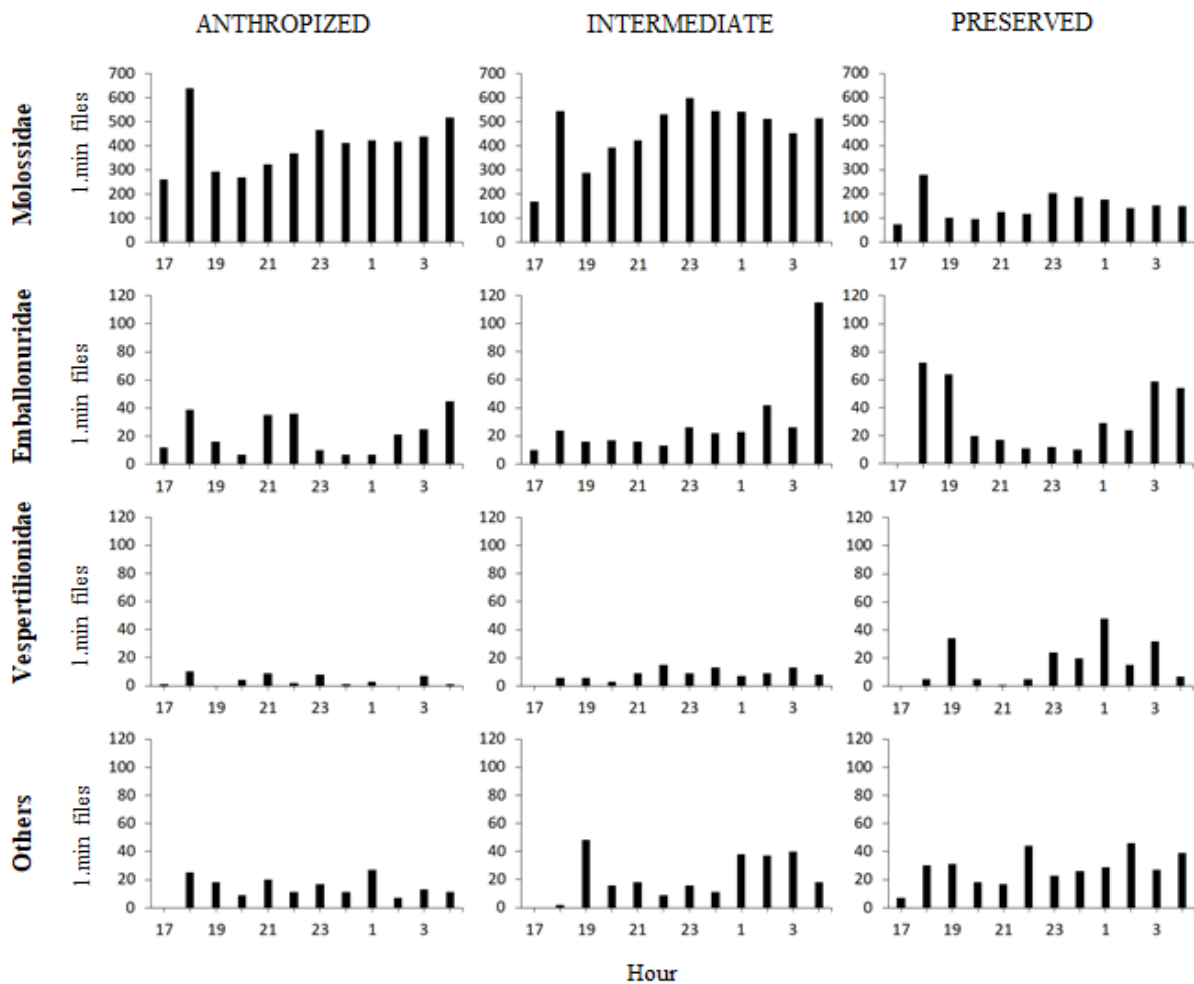


Figure 3 – Bat activity (number of 1.min files) of Molossidae, Emballonuridae, Vespertilionidae and Others (Noctilionidae, Mormoopidae, Chiroptera 1 and Chiroptera 2) by hour from 17:00h to 05:00h in the anthropized, intermediate and preserved areas sampled in the Catimbau National Park, Pernambuco, from September and December 2018.

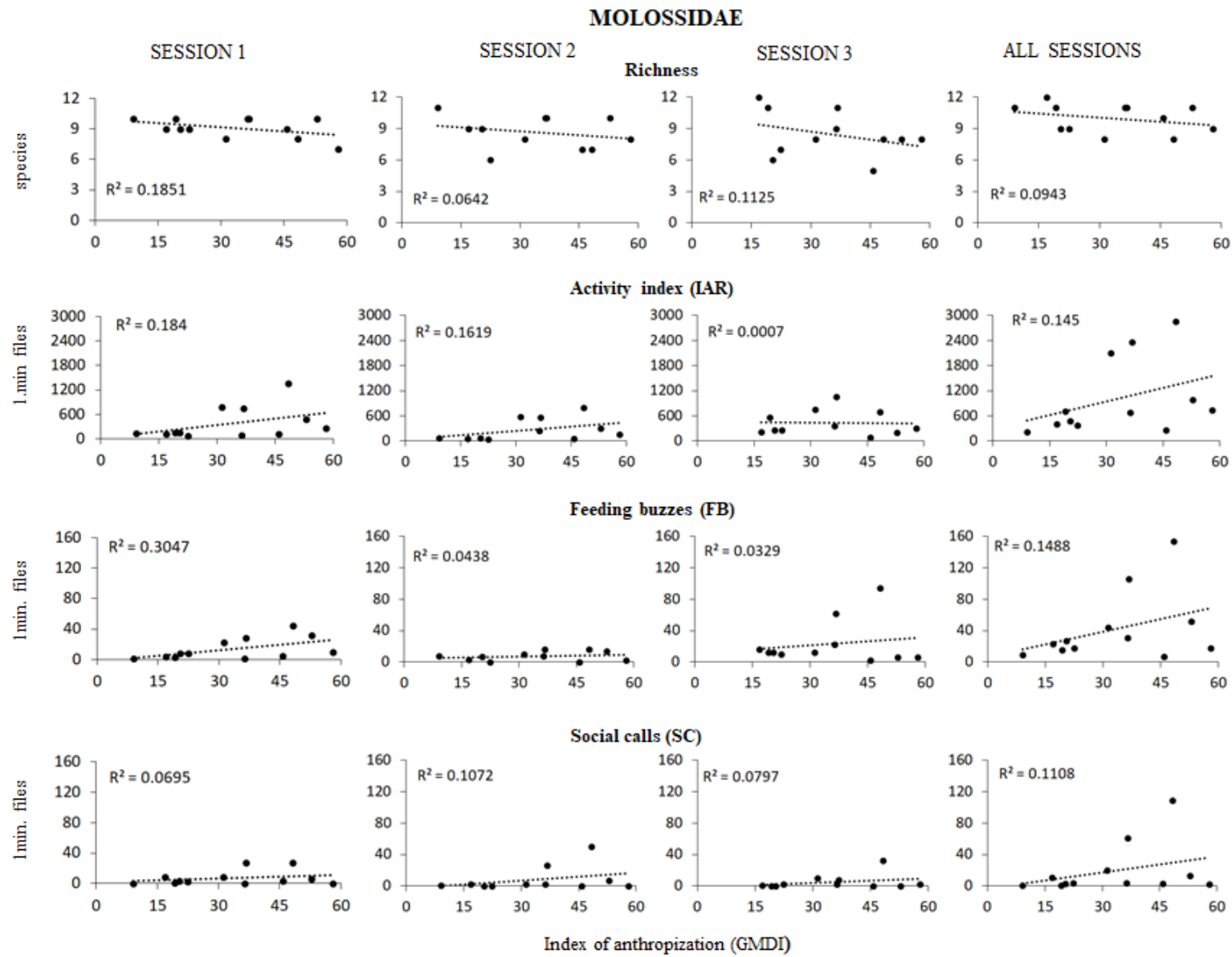


Figure 4 – Scatterplots of Molossidae showing the relationship between species richness, activity, feeding buzzes and social calls along with the gradient of anthropization (GMDI). Session 1 and 2 were conducted in September/2018 and Session 3 in December/2018 in the Catimbau National Park, Brazil. Each sampling plot is plotted as a point.

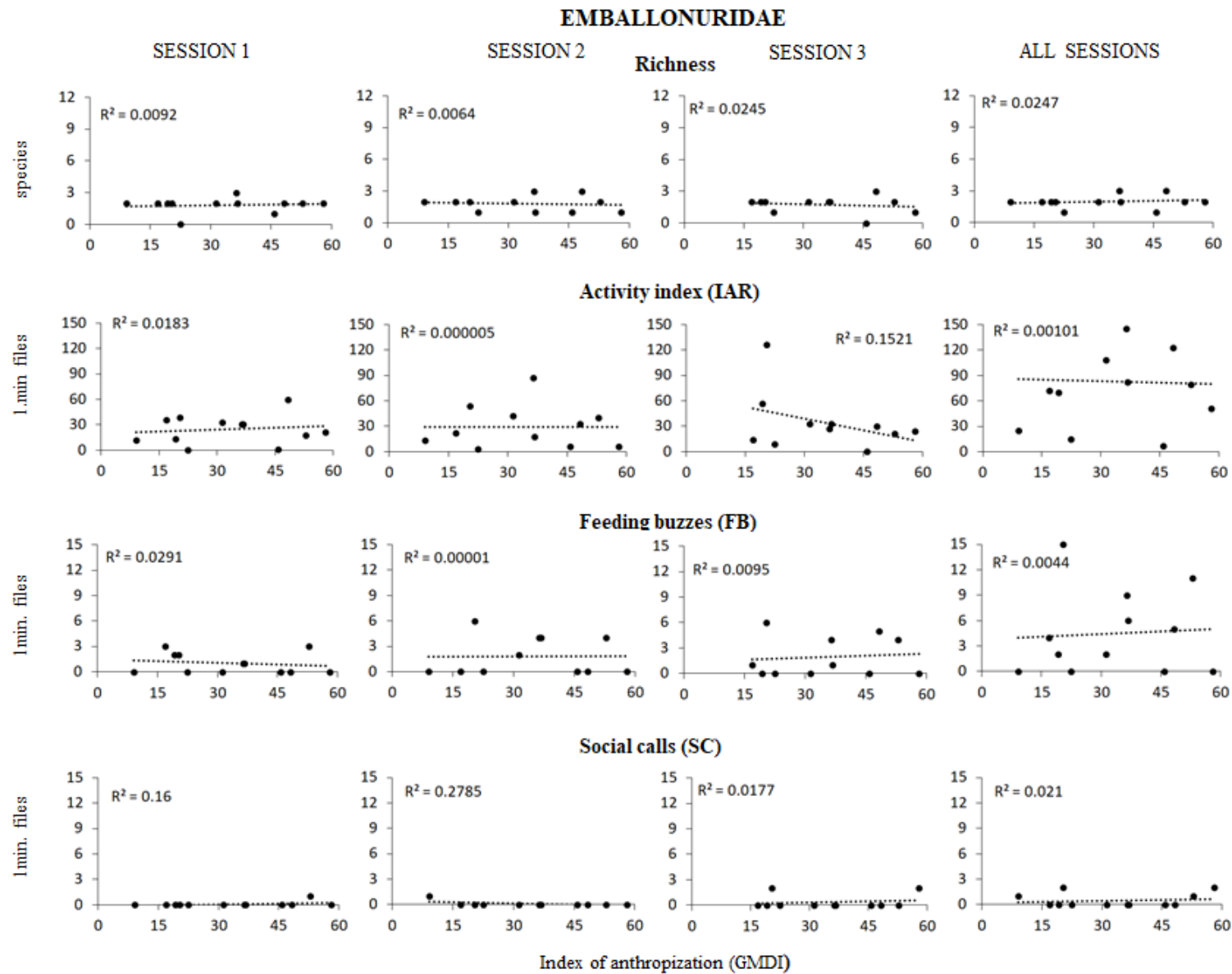


Figure 5 – Scatterplots of Emballonuride showing the relationship between species richness, activity, feeding buzzes and social calls along with the gradient of anthropization (GMDI). Session 1 and 2 were conducted in September/2018 and Session 3 in December/2018 in the Catimbau National Park, Brazil. Each sampling plot is plotted as a point.

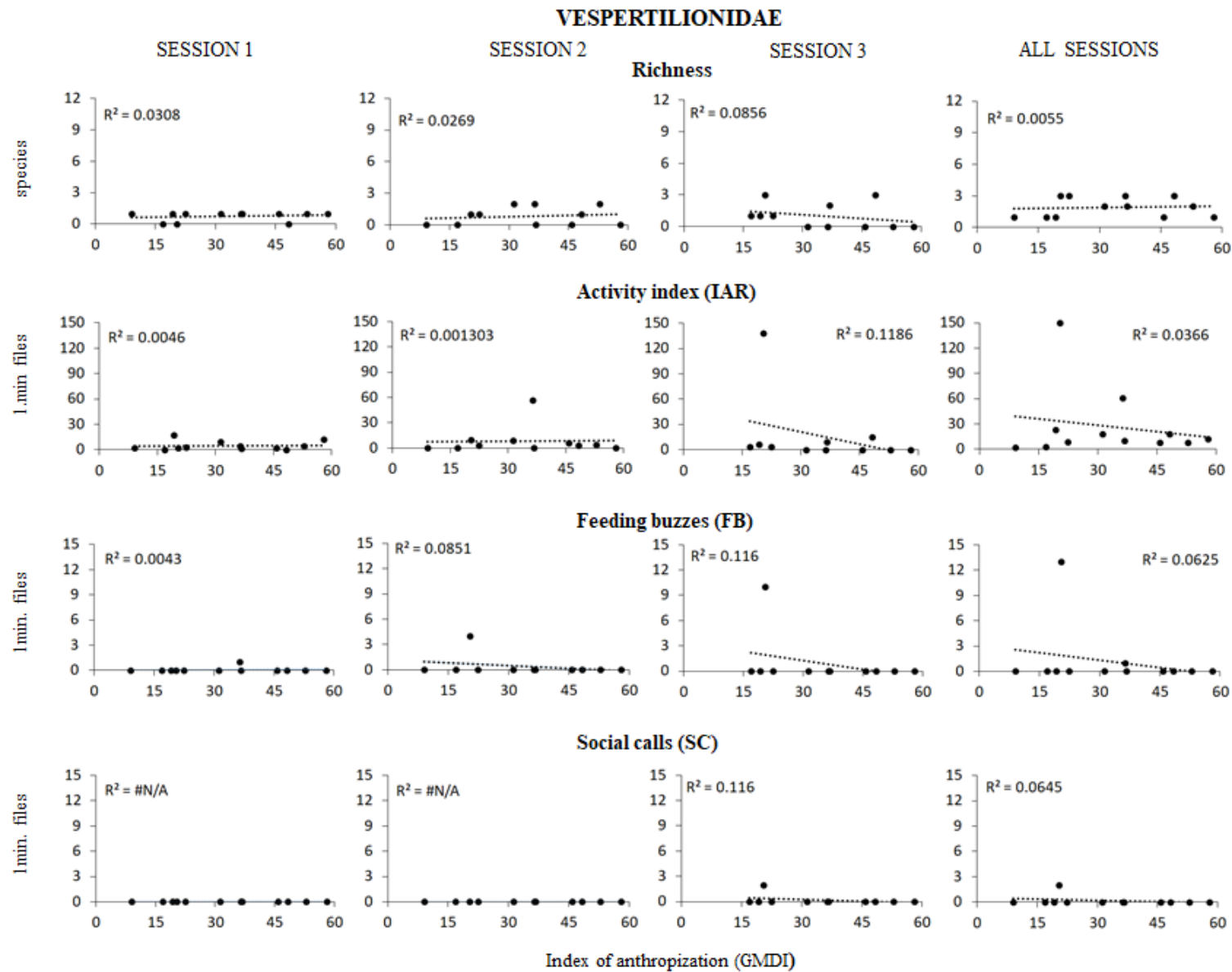


Figure 6 – Scatterplots of Vespertilionidae showing the relationship between species richness, activity, feeding buzzes and social calls along with the gradient of anthropization (GMDI). Session 1 and 2 were conducted in September/2018 and Session 3 in December/2018 in the Catimbau National Park, Brazil. Each sampling plot is plotted as a point.

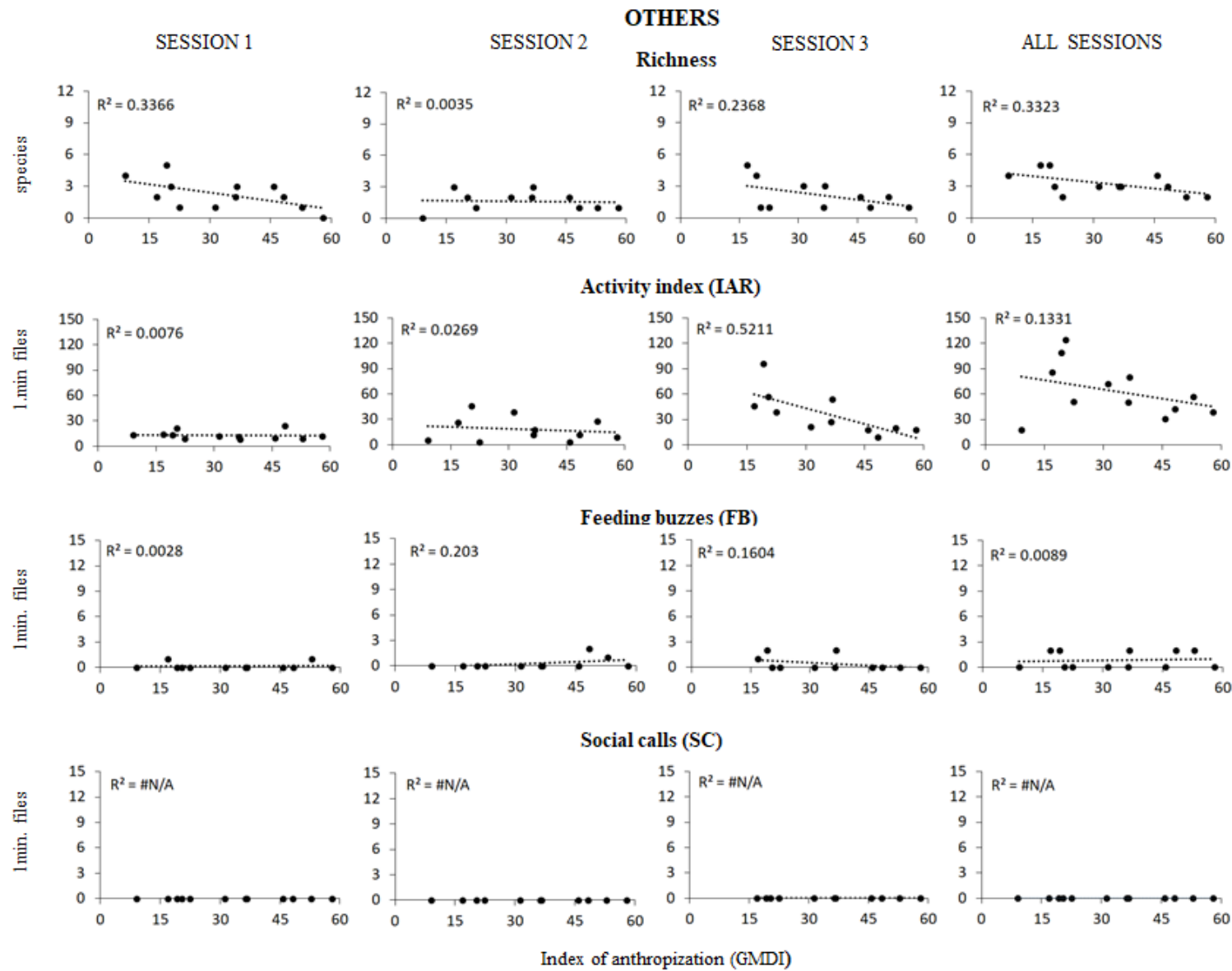


Figure 7 – Scatterplots of Others bats (Noctilionidae, Mormoopidae, Chiroptera 1 and Chiroptera 2) showing the relationship between species richness, activity, feeding buzzes and social calls along with the gradient of anthropization (GMDI). Session 1 and 2 were conducted in September/2018 and Session 3 in December/2018 in the Catimbau National Park, Brazil. Each sampling plot is plotted as a point.

3.3.5 Acoustic Indices

Mean values for each of the acoustic indices calculated for all plots and sessions are given in **Appendix C**. The ADI was highly correlated to AEI and H ($r_s = -0.924$; $r_s = 0.8821$), while ACI was correlated to AEI, H and BIO ($r_s = 0.3975$; $r_s = -0.509$; $r_s = 0.3676$). Additionally, AEI values were also correlated to H ($r_s = -0.881$) and BIO were the least correlated among the other indices. All values for NDSI were 1, meaning that there was no anthropic sounds (1-2 kHz frequencies) in our recordings files.

The ADI, and BIO mean values were higher in the anthropized sites ($ADI_{\text{anthropized}} = 3.8$, s.d = 0.83; $BIO_{\text{anthropized}} = 1.81$, s.d = 0.19), while ACI and AEI were higher in the intermediate sites ($ACI_{\text{intermediate}} = 550.5$, s.d = 25.5; $AEI_{\text{intermediate}} = 0.71$, s.d = 0.2). However, only ADI ($H = 10.4089$, $p = < 0.005$), AEI ($H = 8.6510$, $p = < 0.0132$) and H ($H = 8.1520$, $p = < 0.0170$) differed significantly among treatments.

Scatterplots show positive correlation between ADI and the variables species richness, feeding buzz and social calls (**Figure 7**). AEI has opposite results to ADI, so it had a negative correlation with species richness, feeding buzzes and social calls (**Figure 7**). The total entropy (H) did not show correlation to species richness; and it increases as the feeding buzzes and social calls increases (**Figure 7**). ACI and BIO had no association with feeding buzzes and social calls (**Figure 7**). While ACI tended to have a positive association with species richness, BIO tended to have a negative association. None of the acoustic indices showed association regarding bat activity relative (IAR).

Table 6 – Spearman (r_s) correlation test between acoustic indices and variables of richness, bat activity, *feeding buzzes* and *social calls* in the Catimbau National Park, state of Pernambuco, Brazil.

Index	Richness		Bat Activity		Feeding activity		Social calls	
	r_s	p	r_s	p	r_s	p	r_s	p
BIO	-0.1719	0.3308	-0.2104	0.2323	-0.1306	0.4616	-0.0455	0.7985
ACI	-0.1047	0.5558	0.0069	0.9692	-0.0165	0.9261	-0.0023	0.9899
ADI	0.1399	0.4299	0.1585	0.3706	0.2901	0.0959	0.2019	0.2450
AEI	-0.2354	0.1800	-0.0687	0.6994	-0.1917	0.2774	-0.1884	0.2858
H	0.0769	0.6655	0.0738	0.6783	0.2029	0.2497	0.0930	0.6008

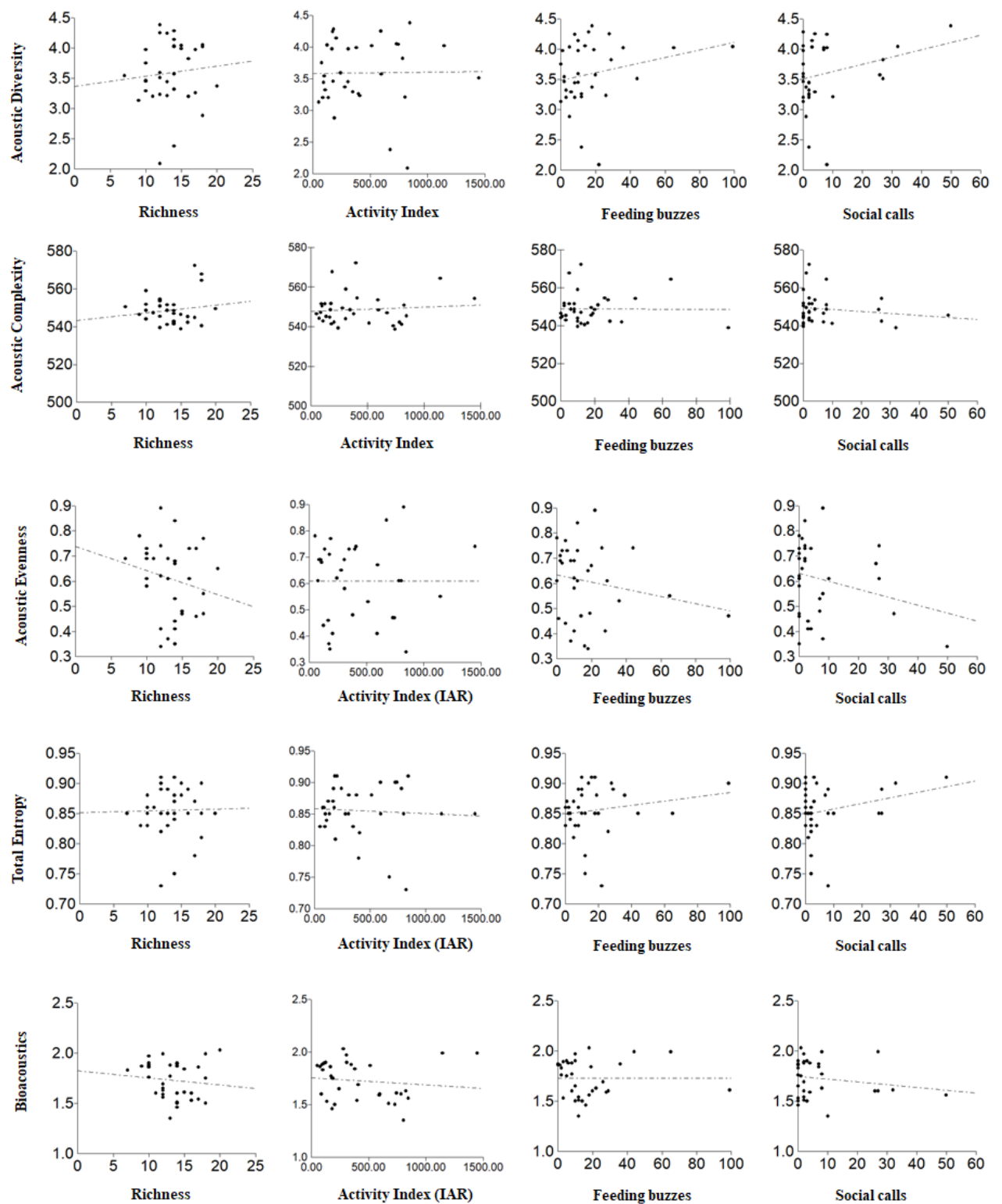


Figure 8 – Scatterplots of acoustic indices showing the relationship between species richness, activity, feeding buzzes and social calls along with each acoustic indices. Each session (3) for each sampling plot (12) is plotted as a point.

3.4 DISCUSSION

Here, we assessed the effects of chronic anthropogenic disturbance (CAD) on species richness, activity, feeding buzzes and social calls of bats in sites under different anthropogenic degrees in the Caatinga drylands of Northeastern Brazil. Our results suggest that, although not uniform among families and species, aerial insectivorous bats were not highly sensitive to the degree of environmental alteration tested. Similar richness was found among plots for families, even though we had expected to find a lower species richness in areas under higher disturbance intensity. Moreover, relative activity of bats, feeding buzzes and social calls did not differ significantly among the anthropized, intermediate and preserved sites. Species- and group-specific responses were observed. Such results points to the need of a family- or species-specific approach when dealing with the responses the local biota may have facing human disturbances in species-rich habitats, like the Caatinga.

In our study, different patterns emerged when the responses of the different bat groups were assessed separately, at family- or species-level. At the family-level, there was a higher activity of Molossidae among plots and their responses were positively associated with human-used areas. Molossids have a wide foraging plasticity; their elongated narrow wings is associated with high flight speed and reduced energy costs of flight, and their echolocation characteristics allows the location of fast flying prey from a relatively long distance (Rodríguez-Aguillar et al., 2017). These ecomorphological attributes have favoured foraging in open areas or those with low percentage of tree cover (Kalko & Handley, 2001; Altringham, 2011; Marinello & Bernard, 2014). So, in the Caatinga drylands, those bats are flying high above the vegetation and may not interact with the lower habitat layers *per se*.

We found differences in our results when we excluded molossids from our analyses. When we analysed bats as a high taxonomic group, i.e. all bats including molossids, responses reflected those of a dominant functional group. Molossids increased their activity, feeding buzzes and social calls along with the gradient of anthropization, contrary to other bats. This finding is consistent with other study that did not find differences when analysing bats as a group, however different patterns emerged when bat groups were assessed separately (García-Morales, Badano & Moreno, 2013).

In fact, in our study, Vespertilionidae seems to respond negatively to the increase of human disturbance. Those bats are characterized by higher flight manoeuvrability and produce

short broadband FM calls, which enable them to forage in closed spaced areas such as the interior of forests (Kalko, 1998; Marinello & Bernard, 2014). Emballonuridae usually hunt close to the vegetation at forest edges, or above the canopy and over landscapes, depending on the species (Jung, Kalko & Helversen, 2006). *Peropteryx macrotis*, for example, hunts predominantly at open space areas (Jung, Kalko & Helversen, 2006). In our study, all the emballonurid species recorded belonged to the genus *Peropteryx*. Although we detected a decrease in activity and feeding buzzes in anthropized areas, such reduction was not significant, indicating that Emballonuridae was not negatively affected by an increase in disturbance. Moreover, species using calls with quasi-constant-frequency components were reported to be less abundant in dense and cluttered fragments (Wordley et al., 2017), corroborating that some species of emballonurids may not be frequently associated with highly cluttered environments.

We also recorded bats from other families, such as Noctilionidae, Mormoopidae and two unidentified sonotypes. Some of these bats seem to respond negatively to the increase of anthropization. *Pteronotus personatus* is a small bat from the family Mormoopidae and normally forage in a complex environment among tree branches and it is frequently associated with watercourses and dense vegetation (de la Torre & Medellín, 2010). Their echolocation signals start with constant-frequency pulses followed by steep frequency-modulated with a terminal, short, constant-frequency component, normally called Lazy-Z shape (O’Farrell & Miller, 1997). In Panamá, *Pteronotus personatus* was recorded exclusively at the forest site, while *Pteronotus gymnonotus* was recorded in both forest site and in the nearby Gamboa city, with streetlights (Jung & Kalko, 2010). Here, we recorded *Pteronotus personatus* in one anthropized plot, but ~ 90% of their activity were in preserved plots. While *Pteronotus gymnonotus* was recorded in all treatments, more than 60% of their activity was in preserved areas. Our results indicate that both species may avoid higher levels of anthropization, mainly *Pteronotus personatus*, which seems to be more associated with preserved areas (Jung & Kalko, 2010). These bats typically forage in cluttered habitats and a reduction of tree cover might force them to abandon the area due to the lack of a suitable foraging habitat (Nuñez et al., 2019).

Noctilionids are open space users that produce constant-frequency pulses interspersed with signals consisting of both constant-frequency and steep frequency-modulated components, a pattern common among bats taking food from water surface (Kalko et al., 1998; Estrada-Villegas, Meyer & Kalko, 2010). *Noctilio leporinus* is reported to be well-adapted to altered anthropogenic environments and, in some cases, able to benefit from it (Zortúa & Aguiar, 2001). This is the case when these bats use locations with light posts for foraging (Zortúa & Aguiar,

2001). However, some authors observed *Noctilio leporinus* foraging in the city, but solely in a dark street (Jung & Kalko, 2010). We recorded *Noctilio leporinus* in all treatments, mainly at intermediate plots (88%) including feeding buzzes in this area.

Our results emphasizes that bat responses to environmental alterations is group-specific. Therefore, a species-specific or group-specific perspective is essential when assessing the effects of chronic human disturbance on bats in the Caatinga. Previous bioacoustics studies for aerial insectivorous bats revealed species-specific responses to anthropogenically altered environments (e.g. in Panamá: Estrada-Villegas, Meyer & Kalko, 2010; Jung & Kalko, 2010 and 2011; in Mexico: Ávila-Flores & Fenton, 2005; Rodríguez-Aguilar et al., 2017; in the U.S.: Dixon, 2011; and in Brazil: Klingbeil & Willig, 2009; de Araújo & Bernard, 2016). Similarly to our results, studies elsewhere also pointed out that molossids tend to present the highest activity in anthropized sites (Jung & Kalko, 2011, Rodríguez-Aguilar et al., 2017; de Araújo & Bernard, 2016), and vespertilionids in preserved areas (Rodríguez-Aguilar et al., 2017). Hence, species-specific or group-specific approaches are critical to the success of biodiversity conservation and management strategies.

3.4.1 Bats' sensitiveness to habitat disturbance

Although we clearly see different patterns of activity among group-specific bats, overall bat activity does not relate to the gradients of chronic human disturbance. This may be related with the maintenance of minimum amounts of vegetation, perceived by bats as adequate for their foraging activities. All of our sampling plots had a minimum of at least 40% of their natural cover. The highest disturbance index in our study area, based on the GMDI, was ~58%. The long-term monitoring project PELD-CATIMBAU started in 2012 and, since then, studies on the effects of chronic anthropogenic disturbance on the local biota have increased. Negative correlations between the GMDI and other taxonomic groups were found in the Caatinga, such as for ant species (Oliveira et al., 2017; Leal, Andersen & Leal, 2014) and plant communities (Zorger et al., 2019; Ribeiro et al., 2016; Ribeiro et al., 2015), but positive correlations for other plant species, like Euphorbiaceae, were also observed (Rito, Tabarelli & Leal, 2017). For bats, perhaps the degree of disturbance detected by GMDI values alone might not be sensitive enough to explain bat responses to chronic human disturbance. Other variables, such as plant composition, the existence of different vegetation layers, or even water proximity – all not

considered by the GMDI – may be useful in such approach. Bats seem to respond from landscape physiognomy (e.g. fragmentation and edge length) variable to a finer scale where habitats and resources are vital (e.g. roosting and water) (Mendes et al., 2017). At a local scale, for example, prey availability and weather conditions are the main factors dictating site selection by bats (Mendes et al., 2017). So, more and other variables will be necessary to explain in details bats' responses to anthropization in the Caatinga at a refined scale.

We cannot exclude other reasons why bats were not sensitive to the gradients of chronic human disturbance in the Caatinga drylands. For example, in Mexico, bat species richness and relative activity was similar among treatments of urban areas, non-urban and forest areas (Rodríguez-Aguilar et al., 2017). The authors predicted that vital recourses such as roosting and food availability could maintain the activity of insectivorous among treatments and most insectivorous bats were able to adapt to that anthropologically modified landscape (Rodríguez-Aguilar et al., 2017). However, although not statistically significant, they still could found species-specific responses, as we found here. Another study pointed out to a positive association between open-space foraging bats and habitat heterogeneity, and between edge-space bats and greater edge lengths (Mendes et al., 2015). The most influential variables for those responses were woodland cover and water availability, as well weather conditions and insect abundance (Mendes et al., 2015). Those authors pointed out that bats were sensitive to local resource availability.

Insectivorous may also have a positive correlation with landscape fragmentations. For example, Ethier and Fahrig (2011) predicted that the relative abundance of bats would be higher at landscapes with more forest amount in Canada and less abundant in a fragmented area. However, the effects of forest amount were mixed across species, even for bats considered forest species. They postulated that the mechanism driving this positive response to fragmentation is an increase in landscape complementation, i.e., increased access and close proximity to foraging and roosting habitat for bats. Those results reveals that insectivorous bats are able to persist in anthropogenic habitats if vital resources such as rooting, foraging and water is available. Perhaps in our study area some of those vital resources are available for bats, in fact we detected feeding buzzes of some species, for example. Feeding buzzes can be used to infer foraging activity, indicating presence of prey for bats (Griffiths, 2013).

3.4.2 Acoustic indices

Overall, associations between acoustic indices and bat richness, activity, feeding buzzes, social calls and gradient of anthropization were not significantly, however, different patterns emerged from the analysed. Acoustic Diversity (ADI) and Acoustic Evenness (AEI) revealed an increase in mean values when richness, feeding buzzes and social calls were higher. In addition, Acoustic entropy (H) also had a positive correlation with the increase of feeding buzzes and social calls, but no with species richness. ADI, AEI and H seems to be useful indices to detect feeding buzzes and social calls, while ADI and AEI could also be useful to detect richness. This is in accordance with controlled computational experiments using real-word recordings of birds showing that ADI, AEI and H performed better than other indices, showing moderate correlations with avian species richness (Zhao et al., 2019). The Acoustic Complexity (ACI) and Bioacoustic index (BIO) reported small variation and seems to be not sensitive to the recordings of feeding buzzes, social calls and bat activity. Same results were found by other studies since BIO was reported to be not consistent with the species richness of birds (Machado et al., 2017; Mammides et al., 2017; Zhao et al., 2019). As we might expect, given the minimal anthropogenic noise inside the Catimbau National Park, the Normalised Difference Soundscape (NDSI) reports maximum values for each plot. NDSI values tend to be higher in more preserved areas (e.g. Machado, Aguiar & Jones, 2017; Eldridge et al., 2016), so our sampling plots in the Caatinga are probably not being affect by human background noises, or because there is generally more anthrophony during daylight hours (Fuller et al., 2015). Furthermore, higher NDSI values could be associated with higher levels of insect biophony and minimal noise in the 1-2 kHz range, which could also be our case since we detected insects in that frequencies in several recordings (Bradfer-Lawrence et al., 2019).

In summary, acoustic indices were not significantly associated with any of the attributes that we examined, but positive or negative responses emerged depending on the acoustic indices and variables. Based on our findings, we conclude that ADI, AEI and H might be suitable indices to identify bat activity in the Caatinga's drylands, but more tests should be done to adjust them to bat frequencies. Here we chose a frequency range between 8-120 kHz for the index parameters, but the highest frequency of bats we recorded was ~77 kHz. Perhaps lower range frequencies could have increased the correlation between acoustic indices and bat activity. Clearly, there is much research required before acoustic indices becomes a routine for monitoring bats and soundscapes. However, our results indicate that some of the metrics could

provide a good indication of bat activity and further investigation should be dedicated to refine existing acoustic indices.

Continue using bioacoustics as a tool to understand how non-phyllotomids bats respond to different levels of anthropization is highly desirable. The 1st study in Neotropics (México) using bioacoustics to compare disturbed and undisturbed area was made in 1992 (Fenton et al., 1992). However, bioacoustic was a complementary method to mist-nets and they used recorders to detect bat activity around 40 kHz, without species identification, so phyllotomids were the group of bats they focused on. Only in 2010, bioacoustics was truly used for the analyses of the effects of anthropization on Neotropical aerial insectivorous bats in detail (Estrada-Villegas, Meyer & Kalko, 2010; Jung & Kalko, 2010). Indeed, until 2012, 87% (34/39) of studies used mist-nets to address anthropogenic effects on bats (Cunto & Bernard, 2012). This sampling method is taxonomic biases and resulted in 64% of those studies based solely on phyllotomids (Cunto & Bernard, 2012). In 2013, after few studies, Emballonuridae was considered to respond negatively to human disturbance, but other families of Molossidae, Mormoopidae, Natalidae, Noctilionidae, Thyropteridae and Vespertilionidae had yet no clear responses to human-use areas or had few studies to assess their sensitivity (Morales, Badano & Moreno 2013). Now we started to understand better how different insectivorous guilds respond to environmental disturbances, but there is still gaps and improvements to do. Until now, only few studies involving bioacoustics and effects of human disturbance on insectivorous bats are available in the literature (Nuñez et al., 2019).

In our study, we demonstrated that chronic human disturbance may not affect significantly insectivorous bats in the Caatinga's drylands, and GMDI alone was not able to correlate bats with the gradient of anthropization. Nonetheless, heterogeneous responses have emerged; reinforcing that different level of anthropization may contribute positively or negatively according to each bat species. So more studies are needed to adequately understand and forecast the responses of bat species to chronic anthropogenic disturbance in the Caatinga. Other variables should be considered such as local phytosionomony, presence of water body, temperature, seasons, roosts and food availability (Glass, 1993). In addition, studies on bats at various organizational levels (functional groups or species) can provide a better understanding of how they are impacted by different gradients of human disturbance. Acoustic samplings is increasing in Brazil and this tool should regularly be used in ecological researches in the Caatinga, including the effects of anthropization on bats.

ACKNOWLEDGEMENTS

We appreciate all the logistical support and authorizations to carry out fieldwork provided by ICMBIO and PELD-Catimbau team (CNPq, process PELD-403770/2012-2), especially Gisela Livino, Francisco Araújo, Marcelo Tabarelli and Inara Leal. We thank Katarina Merano, Thomas Lilley and Frederico Hintze for help with acoustic sampling, including our driver Natanael and field assistant Genivaldo. We also thank all the team of the Laboratório de Ciência Aplicada à Conservação da Biodiversidade (UFPE), the Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal (PPGBA-UFPE). This study is part of the Master thesis of Carina Rodrigues Silva at PPGBA/UFPE, supported by FACEPE (process IBPG-0756-2.05/17) and financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) Finance Code 001.

REFERENCES

- Arnan, X., Leal, I. R., Tabarelli, M., Andrade, J. F., Barros, M. F., Câmara, T., ... & Oliveira, F. M. (2018). A framework for deriving measures of chronic anthropogenic disturbance: surrogate, direct, single and multi-metric indices in Brazilian Caatinga. *Ecological Indicators*, 94, 274-282.
- Avila-Flores, R., & Fenton, M. B. (2005). Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *Journal of Mammalogy*, 86(6), 1193-1204.
- Banda, K., Delgado-Salinas, A., Dexter, K. G., Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A., Prado, D., ... & Weintritt, J. (2016). Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353(6306), 1383-1387.
- Bioacoustics Research Program. (2017). Raven Pro: Interactive sound analysis software (Version 1.5) [Windows Operating System]. Ithaca, NY: The Cornell Lab of Ornithology: Available from <http://www.birds.cornell.edu/raven>.
- da Silva, U. B. T., Delgado-Jaramillo, M., de Souza Aguiar, L. M., & Bernard, E. (2018). Species richness, geographic distribution, pressures, and threats to bats in the Caatinga drylands of Brazil. *Biological Conservation*, 221, 312-322.
- Dixon, M. D. (2012). Relationship between land cover and insectivorous bat activity in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, 15(3), 683-695.
- de la Torre, J. A., & Medellín, R. A. (2010). *Pteronotus personatus* (Chiroptera: Mormoopidae). *Mammalian Species*, 42(869), 244-250.
- Delgado-Jaramillo, M. I. (2018). Modelagem de pressões, ameaças e oportunidades para a conservação de morcegos no Brasil. (Doctoral dissertation). Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Recife, 122 p.
- Eldridge, A., Casey, M., Moscoso, P., & Peck, M. (2016). A new method for ecoacoustics? Toward the extraction and evaluation of ecologically-meaningful soundscape components using sparse coding methods. *PeerJ*, 4, e2108.
- Estrada, A., & Coates-Estrada, R. (2002). Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation*, 103(2), 237-245.
- Estrada-villegas, S.; Meyer, C. F. & Kalko, E. K. (2010). Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation*, 143(3), 597-608.
- Ethier, K., & Fahrig, L. (2011). Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. *Landscape Ecology*, 26(6), 865-876.
- García-morales, R., Badano, E. I., & Moreno, C. E. (2013). Response of Neotropical bat assemblages to human land use. *Conservation Biology*, 27(5), 1096-1106.

- Garda, A. A., Lion, M. B., Lima, S. M. D. Q., Mesquita, D. O., Araujo, H. F. P. D., & Napoli, M. F. (2018). Os animais vertebrados do Bioma Caatinga. *Ciência e Cultura*, 70(4), 29-34.
- Gariglio, M. A., Sampaio, E. V. S. B., Cestaro, L. A., Kageyama, P. Y. (2010). Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, (pp. 368).
- Griffiths, S. R. (2013). Echolocating bats emit terminal phase buzz calls while drinking on the wing. *Behavioural processes*, 98, 58-60.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 9.
- 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.
- Hintze, F; Bernard, E.; Aguiar, L.; Pereira, M.J.; Bobrowiec, P. & Falcão, F. (2018). Comitê de Bioacústica. *Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros* (SBEQ). Retrieved from <http://www.sbeq.net/bioacoustic>.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas. (2018). Produção da Pecuária Municipal 2018. *Produção Pecuária Municipal*, Rio de Janeiro, 46, 1-8.
- Jung, K., & Kalko, E. K. (2010). Where forest meets urbanization: foraging plasticity of aerial insectivorous bats in an anthropogenically altered environment. *Journal of Mammalogy*, 91(1), 144-153.
- Jung, K., & Kalko, E. K. (2011). Adaptability and vulnerability of high flying Neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. *Diversity and Distributions*, 17(2), 262-274.
- Kalko, E. K., & Handley, C. O. (2001). Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure, and implications for conservation. *Plant Ecology*, 153(1-2), 319-333.
- Kalko, E. K., Schnitzler, H. U., Kaipf, I., & Grinnell, A. D. (1998). Echolocation and foraging behavior of the lesser bulldog bat, *Noctilio albiventris*: preadaptations for piscivory?. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 42(5), 305-319.
- Klingbeil, B. T., & Willig, M. R. (2009). Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), 203-213.
- Leal, L. C., Andersen, A. N., & Leal, I. R. (2014). Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. *Oecologia*, 174(1), 173-181.
- Lisón, F., Jiménez-Franco, M. V., Altamirano, A., Haz, Á., Calvo, J. F., & Jones, G. (2020). Bat ecology and conservation in semi-arid and arid landscapes: a global systematic review. *Mammal Review*, 50(1), 52-67.

- Luo, B., Huang, X., Li, Y., Lu, G., Zhao, J., Zhang, K., ... & Feng, J. (2017). Social call divergence in bats: a comparative analysis. *Behavioral Ecology*, 28(2), 533-540.
- 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.
- Marinello, M. M., & Bernard, E. (2014). Wing morphology of Neotropical bats: a quantitative and qualitative analysis with implications for habitat use. *Canadian Journal of Zoology*, 92(2), 141-147.
- Medeiros, S. D. S., Pinto, T. F., Hernan Salcedo, I., Cavalcante, A. D. M. B., Perez Marin, A. M., & Tinôco, L. B. D. M. (2012). *Sinopse do censo demográfico para o semiárido brasileiro*. Instituto Nacional de Seminário (INSA).
- Mendes, E. S., Fonseca, C., Marques, S. F., Maia, D., & Pereira, M. J. R. (2017). Bat richness and activity in heterogeneous landscapes: guild-specific and scale-dependent?. *Landscape ecology*, 32(2), 295-311.
- Meyer, C. F., Struebig, M. J., & Willig, M. R. (2016). Responses of tropical bats to habitat fragmentation, logging, and deforestation. In *Bats in the anthropocene: Conservation of bats in a changing world* (pp. 63-103). Springer, Cham.
- Miller, B. W. (2001). A method for determining relative activity of free flying bats using a new activity index for acoustic monitoring. *Acta Chiropterologica*, 3(1), 93-105.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. (2018). Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: região Nordeste. Editores Lídio Coradin, Julcéia Camilo, Frans Germain Corneel Pareyn. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade – Brasília, DF. (pp. 1311).
- Moratelli, R., & Dias, D. (2015). A new species of nectar-feeding bat, genus *Lonchophylla*, from the Caatinga of Brazil (Chiroptera, Phyllostomidae). *ZooKeys*, (514), 73.
- Núñez, S. F., Baucells, A. L., Rocha, R., Farneda, F. Z., Bobrowiec, P. E., Palmeirim, J. M., & Meyer, C. F. (2019). Echolocation and wing morphology: key trait correlates of vulnerability of insectivorous bats to tropical forest fragmentation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 373.
- O'Farrell, M. J., & Miller, B. W. (1997). A new examination of echolocation calls of some neotropical bats (Emballonuridae and Mormoopidae). *Journal of Mammalogy*, 78(3), 954-963.
- Oliveira, F. M., Ribeiro-Neto, J. D., Andersen, A. N., & Leal, I. R. (2017). Chronic anthropogenic disturbance as a secondary driver of ant community structure: interactions with soil type in Brazilian Caatinga. *Environmental Conservation*, 44(2), 115-123.
- Open Acoustic Devices. (2019). Audiomoth. Retrieved from <https://www.openacousticdevices.info>. Accessed: Dec 09, 2019.

- Pennington, R. T., Lavin, M., & Oliveira-Filho, A. (2009). Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 437-457.
- Portillo-Quintero, C., Sanchez-Azofeifa, A., Calvo-Alvarado, J., Quesada, M., & do Espirito Santo, M. M. (2015). The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water conservation in the neotropics: lessons learned and opportunities for its sustainable management. *Regional Environmental Change*, 15(6), 1039-1049.
- Ribeiro, E. M. (2015). Efeito de perturbações antrópicas crônicas sobre a diversidade da flora lenhos da Caatinga. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco, Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, 138.
- Ribeiro, E. M., Arroyo-Rodríguez, V., Santos, B. A., Tabarelli, M., & Leal, I. R. (2015). Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 611-620.
- Ribeiro, E. M., Santos, B. A., Arroyo-Rodríguez, V., Tabarelli, M., Souza, G., & Leal, I. R. (2016). Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. *Ecology*, 97(6), 1583-1592.
- Rito, K. F., Arroyo-Rodríguez, V., Queiroz, R. T., Leal, I. R., & Tabarelli, M. (2017). Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, 105(3), 828-838.
- Rodríguez-Aguilar, G., Orozco-Lugo, C. L., Vleut, I., & Vazquez, L. B. (2017). Influence of urbanization on the occurrence and activity of aerial insectivorous bats. *Urban Ecosystems*, 20(2), 477-488.
- Silva, J. V. C. L., Hirschfeld, M. N. C., Cares, J. E., Esteves, A. M. (2020). Land use, soil properties and climate variables influence the nematode communities in the Caatinga dry forest. *Applied Soil Ecology*, 150, 103474.
- Singh, S. P. (1998). Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation*, 25(1), 1-2.
- Specht, M. J., Santos, B. A., Marshall, N., Melo, F. P. L., Leal, I. R., Tabarelli, M., & Baldauf, C. (2019). Socioeconomic differences among resident, users and neighbour populations of a protected area in the Brazilian dry forest. *Journal of Environmental Management*, 232, 607-614.
- Taddei, V. A., & Lim, B. K. (2010). Uma nova espécie de Chiroderma (Chiroptera, Phyllostomidae) do Nordeste do Brasil. *Brazilian Journal of Biology*, 70(2), 381-386.
- Wordley, C. F., Sankaran, M., Mudappa, D., & Altringham, J. D. (2017). Bats in the Ghats: Agricultural intensification reduces functional diversity and increases trait filtering in a biodiversity hotspot in India. *Biological Conservation*, 210, 48-55.
- Zhao, Z., Xu, Z. Y., Bellisario, K., Zeng, R. W., Li, N., Zhou, W. Y., & Pijanowski, B. C. (2019). How well do acoustic indices measure biodiversity? Computational experiments to determine effect of sound unit shape, vocalization intensity, and frequency of vocalization occurrence on performance of acoustic indices. *Ecological Indicators*, 107, 105588.

Zorger, B. B., Tabarelli, M., de Queiroz, R. T., Rosado, B. H., & Pinho, B. X. (2019). Functional organization of woody plant assemblages along precipitation and human disturbance gradients in a seasonally dry tropical forest. *Biotropica*, 51(6), 838-850.

Zortéa, M., & Aguiar, L. (2001). Foraging behavior of the fishing bat, *Noctilio leporinus* (Noctilionidae). *Chiroptera Neotropical*, 7(1-2), 140-142.

Appendix A

Table - Geographic coordinates, elevation (m) and precipitation (mm) of the sampled sites in the Catimbau National Park, Northeastern Brazil.

Plots	Coordinates	Elevation (m)	Precipitation (mm)
Anthropized			
P2	08°31'52.9" S, 37°11'47.7" W	689	647
P11	08°30'59.9" S, 37°13'29.7" W	721	673
P23	08°31'04.4" S, 37°18'42.1" W	840	785
P30	08°30'59.1" S, 37°14'42.5" W	957	913
Intermediate			
P10	08°32'06.8" S, 37°13'48.7" W	708	647
P16	08°27'56.2" S, 37°19'33.1" W	643	555
P21	08°30'29.1" S, 37°18'52.3" W	824	843
P26	08°29'39.0" S, 37°14'05.2" W	690	645
Preserved			
P8	08°26'59.6" S, 37°17'57.6" W	655	578
P15	08°24'47.5" S, 37°19'02.5" W	576	510
P20	08°29'07.6" S, 37°19'19.8" W	732	653
P25	08°28'33.2" S, 37°14'16.5" W	650	588

Appendix B

Table – Mean values of acoustic parameters measured in the echolocation calls emitted by bats in the Caatinga drylands, Northeastern Brazil. Call structure refers to the *quasi*-constant frequency (qCF) and frequency modulated (FM) as long as the modulation direction (downward or upward). Dur = call duration in ms; IPI = interval inter pulses; Fmin = minimum frequency in kHz; FME = frequency of maximum energy; Fmax = maximum frequency; BW = bandwidth; NC/NS = number of calls/number of sequences.

Family/Species	Call structure (type)	Dur	IPI	Fmin	FME	Fmax	BW	NC/NS	Reference
Emballonuridae									
<i>Peropteryx macrotis</i>	FMu-qCFd-FMd	7.0	167.2	35.6	38.1	39.7	4.0	161/30	2
<i>Peropteryx trinitatis</i>	FMu-qCFd-FMd	6.1	116.0	40.8	43.8	45.5	4.7	21/2	2
<i>Peropteryx</i> sp.	FMu-qCFd-FMd	5.8	157.4	38.7	41.2	42.8	4.0	161/29	1
Molossidae									
<i>Cynomops</i> sp. 1	qCFd	18.2	355.8	17.2	23.3	26.6	9.4	11/1	2
<i>Cynomops</i> sp. 2	qCFd	10.5	87.8	12.4	19.2	24.6	12.1	9/1	2
<i>Eumops</i> sp. 1	qCF	27.3	-	7.0	8.6	10.4	3.4	39/6	2
<i>Eumops</i> sp. 2	qCF	15.3	-	10.0	12.1	14.5	4.4	42/8	2
<i>Eumops</i> sp. 3	qCFd	13.9	524.0	13.3	16.2	19.4	6.1	76/12	2
Molossidae sp. 1	qCFd	7.8	452.2	23.0	24.9	29.7	6.6	5/1	2
<i>Molossus molossus</i>	FMu-qCFd (low)	7.0	101.0	32.1	35.0	36.0	3.8	3/1	2
	FMu-qCFd (middle)	8.0	83.0	36.5	39.3	40.6	4.1	2/1	
<i>Molossus rufus</i>	FMu-qCFd (low)	20.5	181.3	19.1	23.9	26.7	7.6	8/1	2
	FMu-qCFd (middle)	19.1	122.3	23.1	25.5	29.0	5.9	8/1	
	FMu-qCFd (high)	20.0	106.0	26.2	30.0	32.4	6.1	1/1	
<i>Molossus</i> sp. 1	FMu-qCF (low)	13.5	145.6	26.0	28.6	31.3	5.3	26/4	2

Family/Species	Call structure (type)	Dur	IPI	Fmin	FME	Fmax	BW	NC/NS	Reference
	FMu-qCF (middle)	17.3	137	30.5	35	38.5	8.0	10/4	
	FM-qcf (high)	18	93	33.7	39.7	45.3	11.5	2/2	
<i>Nyctinomops macrotis/Eumops</i> sp.	qCFd	11.5	427.3	19.3	22.3	27.2	7.8	133/13	2
<i>Promops centralis</i>	FMu-qCF	26.6	362.8	25.3	28.7	32.0	6.7	8/1	2
<i>Promops nasutus</i>	FMu-qCF	11.0	271.7	30.6	33.3	35.4	4.7	10/2	2
Mormoopidae									
<i>Pteronotus gymnonotus</i>	Lazy-Z	7.0	92.8	56.3	58.1	59.4	17.8	99/26	2
<i>Pteronotus personatus</i>	Lazy-Z	7.3	111.3	75.0	77.9	79.3	17.4	4/1	2
Noctilionidae									
<i>Noctilio leporinus</i>	qCF-FM	15.7	60.3	52.1	55.6	57.5	21.5	16/1	2
Vespertilionidae									
<i>Lasiurus ega/L. egregius</i>	FMd	7.1	200.0	29.6	31.3	35.2	5.5	86/13	2
<i>Myotis</i> sp. 1	FMd-qCF	3.8	92.2	47.6	52.6	63.8	15.4	38/2	2
<i>Myotis</i> sp. 2	FMd-qCF	3.0	97.3	49.7	54.0	62.8	13.0	21/2	2
Vespertilionidae sp. 1	FM	4.7	92.2	37.2	42.7	67.6	30.3	31/1	2
Chiroptera									
Chiroptera sp. 1	FMd	9.5	125.0	21.2	25.0	33.0	11.3	81/12	-
Chiroptera sp. 2	FM	5.1	183.0	14.3	18.1	27.9	13.6	11/1	-

1. Hintze, F., Barbier, E., & Bernard, E. (2016). Emballonuridae Gervais, 1855 (Chiroptera) of reserva biologica de Saltinho (Atlantic forest), in Brazil, revealed by echolocation. *Check List*, 12(4), 1925.

2. Arias-Aguilar, A., Hintze, F., Aguiar, L. M., Rufay, V., Bernard, E., & Pereira, M. J. R. (2018). Who's calling? Acoustic identification of Brazilian bats (Illustrated identification key to the calls of Brazilian Bats). *Mammal Research*, 63(3), 231-253.

Appendix C

Supplementary material: Discriminant function analysis (DFA) using duration, frequencies of maximum energy, minimum and maximum frequencies values extracted from echolocation calls of bats recorded in the Catimbau National Park, Northeastern Brazil, between September and December 2018.

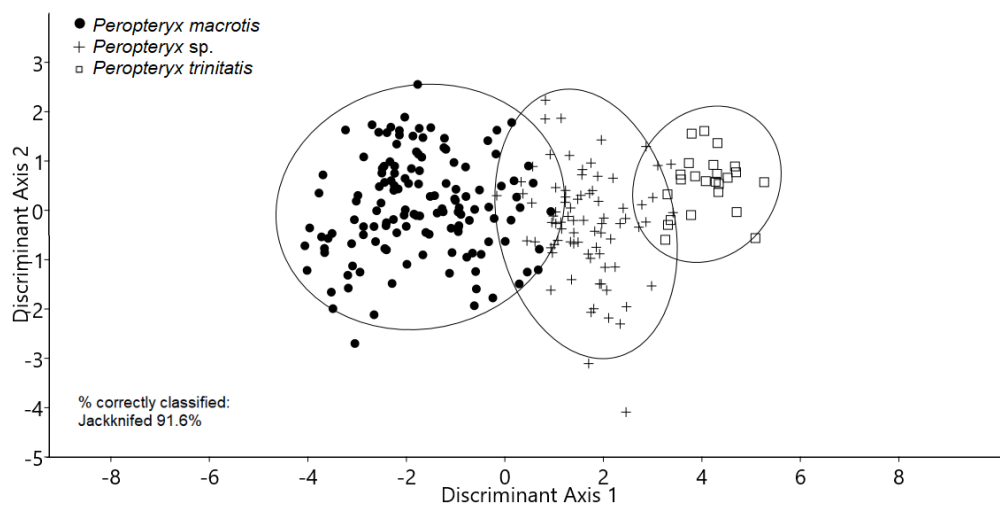


Figure 1 – Discriminant function analysis of bat calls emitted by Emballonuridae species. Ellipses show 95% confidence intervals for each species.

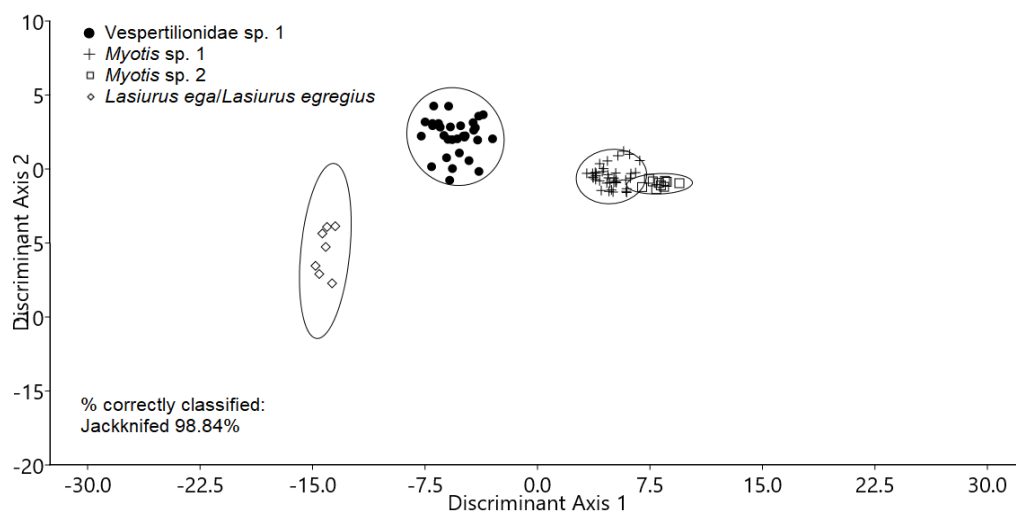


Figure 2 – Discriminant function analysis of bat calls emitted by Vespertilionidae species. Ellipses show 95% confidence intervals for each species.

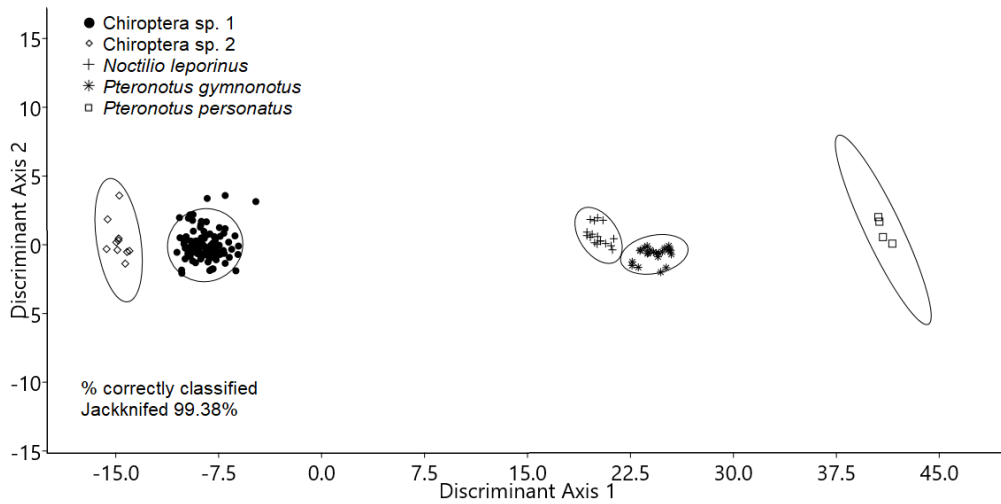


Figure 3 - Discriminant function analysis of bat calls emitted by Noctilionidae, Mormoopidae and two unidentified phenotypes. Ellipses show 95% confidence intervals for each species.

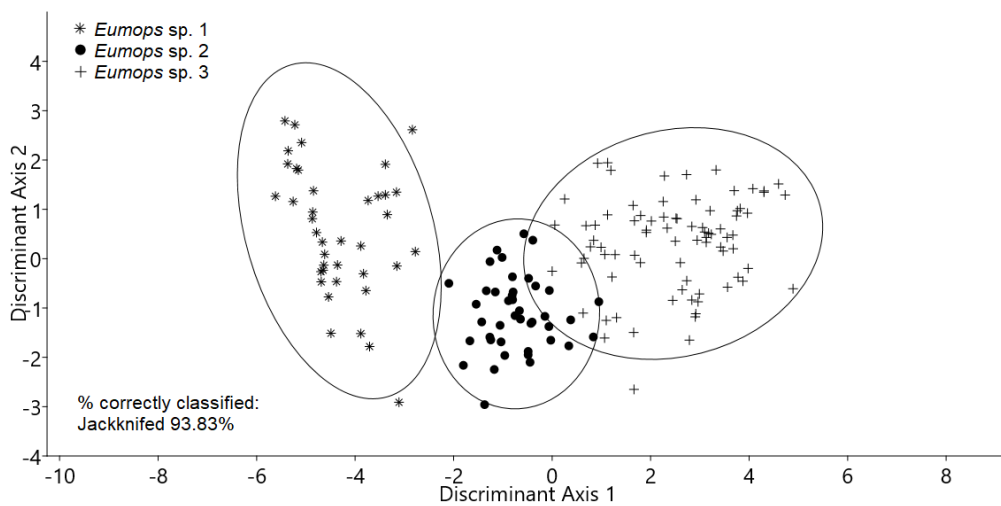


Figure 4 - Discriminant function analysis of sequences of calls emitted by *Eumops* species (Molossidae). Ellipses show 95% confidence intervals for each species.

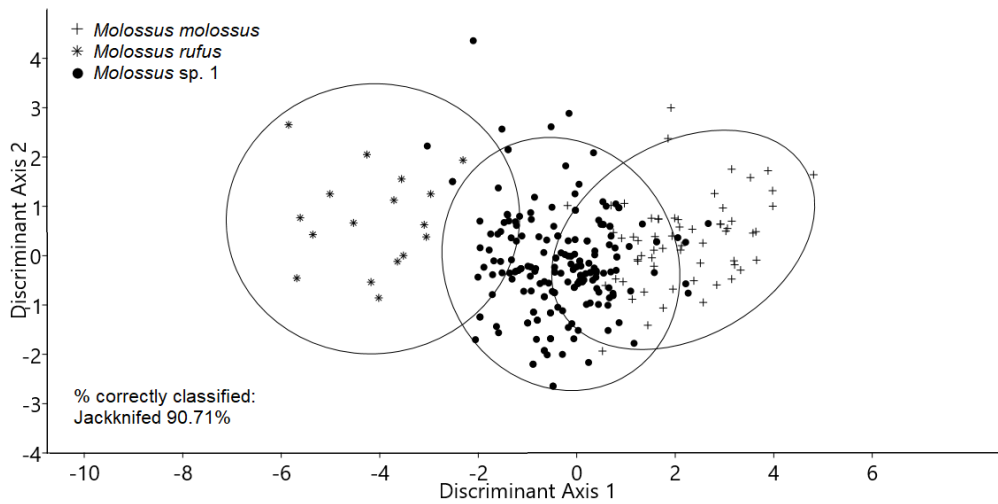


Figure 5 - Discriminant function analysis of sequences of calls emitted by *Molossus* species (Molossidae). Ellipses show 95% confidence intervals for each species.

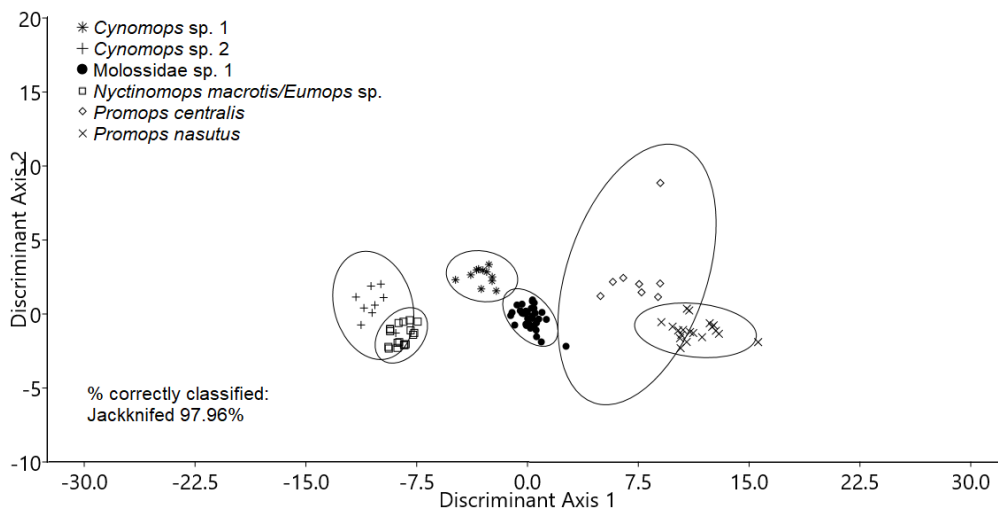


Figure 6 - Discriminant function analysis of sequences of calls emitted by six different species of Molossidae. Ellipses show 95% confidence intervals for each species.

Appendix D

Table – Mean values $\pm$ SD of acoustic indices calculated by each treatment, plot and sessions in the Catimbau National Park, Brazil.

Treatment/Plot	ADI	ACI	AEI	H	BI	NDSI
Anthropized						
P2						
Session 1	4.02 $\pm$ 0.34	541.75 $\pm$ 7.18	0.53 $\pm$ 0.13	0.88 $\pm$ 0.02	1.87 $\pm$ 0.04	1 $\pm$ 0
Session 2	3.99 $\pm$ 0.83	546.40 $\pm$ 9.11	0.48 $\pm$ 0.32	0.88 $\pm$ 0.03	1.84 $\pm$ 0.14	1 $\pm$ 0
Session 3	3.59 $\pm$ 1.11	539.33 $\pm$ 7.45	0.62 $\pm$ 0.27	0.89 $\pm$ 0.04	1.65 $\pm$ 0.25	1 $\pm$ 0
P11						
Session 1	3.51 $\pm$ 0.23	554.21 $\pm$ 6.50	0.74 $\pm$ 0.05	0.85 $\pm$ 0.02	1.99 $\pm$ 0.05	1 $\pm$ 0
Session 2	4.38 $\pm$ 0.53	545.30 $\pm$ 19.18	0.34 $\pm$ 0.26	0.91 $\pm$ 0.03	1.56 $\pm$ 0.13	1 $\pm$ 0
Session 3	4.04 $\pm$ 0.79	538.69 $\pm$ 12.82	0.47 $\pm$ 0.29	0.90 $\pm$ 0.04	1.61 $\pm$ 0.20	1 $\pm$ 0
P23						
Session 1	4.03 $\pm$ 0.52	551.51 $\pm$ 6.25	0.44 $\pm$ 0.19	0.87 $\pm$ 0.02	1.90 $\pm$ 0.02	1 $\pm$ 0
Session 2	3.75 $\pm$ 0.73	544.10 $\pm$ 10.69	0.61 $\pm$ 0.26	0.86 $\pm$ 0.04	1.86 $\pm$ 0.18	1 $\pm$ 0
Session 3	3.54 $\pm$ 0.78	550.37 $\pm$ 9.42	0.69 $\pm$ 0.20	0.85 $\pm$ 0.05	1.83 $\pm$ 0.08	1 $\pm$ 0
P30						
Session 1	3.97 $\pm$ 0.30	558.89 $\pm$ 2.43	0.58 $\pm$ 0.13	0.88 $\pm$ 0.01	1.90 $\pm$ 0.06	1 $\pm$ 0
Session 2	3.46 $\pm$ 0.76	551.68 $\pm$ 4.54	0.71 $\pm$ 0.22	0.86 $\pm$ 0.04	1.76 $\pm$ 0.08	1 $\pm$ 0
Session 3	3.29 $\pm$ 0.943	548.53 $\pm$ 25.89	0.73 $\pm$ 0.20	0.83 $\pm$ 0.07	1.88 $\pm$ 0.16	1 $\pm$ 0
Intermediate						
P10						
Session 1	3.82 $\pm$ 0.74	542.17 $\pm$ 10.88	0.61 $\pm$ 0.22	0.89 $\pm$ 0.04	1.60 $\pm$ 0.12	1 $\pm$ 0
Session 2	3.57 $\pm$ 9.87	548.38 $\pm$ 27.89	0.67 $\pm$ 0.21	0.85 $\pm$ 0.11	1.60 $\pm$ 0.11	1 $\pm$ 0
Session 3	4.02 $\pm$ 0.56	564.36 $\pm$ 14.08	0.55 $\pm$ 0.23	0.85 $\pm$ 0.02	1.99 $\pm$ 0.14	1 $\pm$ 0
P16						
Session 1	3.20 $\pm$ 1.05	545.17 $\pm$ 13.20	0.73 $\pm$ 0.22	0.85 $\pm$ 0.07	1.53 $\pm$ 0.15	1 $\pm$ 0
Session 2	3.26 $\pm$ 0.77	572.19 $\pm$ 51.21	0.73 $\pm$ 0.20	0.78 $\pm$ 0.11	1.54 $\pm$ 0.16	1 $\pm$ 0
Session 3	3.23 $\pm$ 0.86	554.44 $\pm$ 31.21	0.74 $\pm$ 0.22	0.82 $\pm$ 0.09	1.69 $\pm$ 0.25	1 $\pm$ 0
P21						
Session 1	3.20 $\pm$ 1.22	547.19 $\pm$ 19.42	0.69 $\pm$ 0.28	0.86 $\pm$ 0.08	1.60 $\pm$ 0.12	1 $\pm$ 0
Session 2	3.13 $\pm$ 0.82	546.43 $\pm$ 11.90	0.78 $\pm$ 0.14	0.83 $\pm$ 0.05	1.87 $\pm$ 0.11	1 $\pm$ 0
Session 3	3.45 $\pm$ 0.84	543.87 $\pm$ 6.06	0.69 $\pm$ 0.23	0.85 $\pm$ 0.04	1.97 $\pm$ 0.10	1 $\pm$ 0
P26						
Session 1	2.09 $\pm$ 1.10	550.76 $\pm$ 15.67	0.89 $\pm$ 0.14	0.73 $\pm$ 0.13	1.63 $\pm$ 0.15	1 $\pm$ 0
Session 2	2.38 $\pm$ 1.18	546.88 $\pm$ 23.03	0.84 $\pm$ 0.17	0.75 $\pm$ 0.12	1.51 $\pm$ 0.09	1 $\pm$ 0
Session 3	3.21 $\pm$ 1.44	541.09 $\pm$ 19.93	0.61 $\pm$ 0.36	0.85 $\pm$ 0.11	1.35 $\pm$ 0.13	1 $\pm$ 0

Treatment/Plot	ADI	ACI	AEI	H	BI	NDSI
Preserved						
P8						
Session 1	4.24 ± 0.69	548.47 ± 7.35	0.37 ± 0.32	0.89 ± 0.02	1.77 ± 0.11	1 ± 0
Session 2	3.32 ± 1.08	542.84 ± 9.26	0.68 ± 0.27	0.84 ± 0.07	1.89 ± 0.10	1 ± 0
Session 3	3.37 ± 1.12	549.37 ± 15.12	0.65 ± 0.30	0.85 ± 0.06	2.03 ± 0.22	1 ± 0
P15						
Session 1	4.14 ± 0.76	542.17 ± 10.09	0.41 ± 0.33	0.91 ± 0.03	1.50 ± 0.08	1 ± 0
Session 2	4.28 ± 0.63	541.38 ± 8.03	0.35 ± 0.32	0.91 ± 0.02	1.46 ± 0.12	1 ± 0
Session 3	4.25 ± 0.59	553.49 ± 11.9	0.41 ± 0.28	0.90 ± 0.04	1.59 ± 0.15	1 ± 0
P20						
Session 1	3.97 ± 1.04	544.74 ± 9.94	0.46 ± 0.34	0.87 ± 0.05	1.86 ± 0.11	1 ± 0
Session 2	3.44 ± 0.76	551.51 ± 8.88	0.69 ± 0.28	0.83 ± 0.06	1.88 ± 0.11	1 ± 0
Session 3	-	-	-	-	-	-
P25						
Session 1	2.88 ± 1.04	567.63 ± 10.34	0.77 ± 0.24	0.81 ± 0.08	1.75 ± 0.11	1 ± 0
Session 2	-	-	-	-	-	-
Session 3	4.05 ± 0.74	540.42 ± 11.78	0.47 ± 0.31	0.90 ± 0.05	1.50 ± 0.22	1 ± 0