



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
CURSO DE GRADUAÇÃO
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS COM ÊNFASE EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS

BÁRBARA INÊS OLIVEIRA DOS SANTOS COELHO

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO
BRASIL INFERIDOS POR BIOACÚSTICA**

Recife

2025

BÁRBARA INÊS OLIVEIRA DOS SANTOS COELHO

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO
BRASIL INFERIDOS POR BIOACÚSTICA**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação apresentado ao Bacharelado em Ciências Biológicas com ênfase em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel.

Orientador: Prof. Dr. Enrico Bernard

Coorientadora: Dra. Lidiane Gomes

Recife

2025

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do programa de geração automática do SIB/UFPE

Coelho, Bárbara Inês Oliveira dos Santos .
EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA NO
NORDESTE DO BRASIL INFERIDOS POR BIOACÚSTICA / Bárbara Inês
Oliveira dos Santos Coelho. - Recife, 2025.
61 p. : il., tab.

Orientador(a): Enrico Bernard

Coorientador(a): Lidiane Gomes

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de
Pernambuco, Centro de Biociências, Ciências Biológicas /Ciências
Ambientais - Bacharelado, 2025.

Inclui referências.

1. Antropofonia. 2. Biofonia. 3. Geofonia. 4. Índices Acústicos. 5.
Monitoramento Acústico Passivo. 6. Paisagem Sonora. I. Bernard, Enrico.
(Orientação). II. Gomes, Lidiane. (Coorientação). IV. Título.

570 CDD (22.ed.)

BÁRBARA INÊS OLIVEIRA DOS SANTOS COELHO

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO
BRASIL INFERIDOS POR BIOACÚSTICA**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação apresentado ao Bacharelado em Ciências Biológicas com ênfase em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel.

Aprovada em: 21/03/2025

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Enrico Bernard / Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Pedro Ivo Simões / Universidade Federal de Pernambuco

Dra. Alice Batista Dos Santos / Universidade Federal de Pernambuco

Recife

2025

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, dedico este trabalho à minha avó, que sempre sonhou em me ver colher os frutos do meu esforço. Embora não esteja mais aqui, sua lembrança continua sendo minha maior motivação. Agradeço à minha família pelo apoio incondicional. Aos meus pais, Elizangela e Luiz, a minha irmã Beatriz, e ao meu padrasto, Marcelo, por sempre incentivarem minha educação e acreditarem em mim. À minha tia Jacqueline, pelos conselhos, pelo suporte constante e por sempre me encorajar a alcançar meu potencial.

Obrigada ao meu orientador Enrico Bernard pela oportunidade, paciência e incentivo. Além da motivação dentro da sala de aula, o senhor me acolheu em seu laboratório, permitindo que eu me encontrasse, enfim, na profissão que escolhi. Espero, um dia, ser ao menos metade do profissional e mentor que o senhor é.

Agradeço também à Lidiane, ou melhor, à Lidi. Sem você, este trabalho simplesmente não teria sido possível. Obrigada por sua paciência, seus conselhos e por toda a compreensão ao longo desse processo. Te admiro profundamente e me inspiro em você diariamente. Espero que nossa parceria se estenda por muitos anos.

Aos meus colegas de laboratório muito obrigada pelo apoio nesse processo que passamos juntos. Nossas conversas, conselhos e risadas ao longo desse semestre foram muito importantes. Um agradecimento especial a Ingrid por ter feito os campos desse projeto comigo. Ademais, a Evânia e José, funcionários da Usina Trapiche, e aos Srs. Mario Jorge, Cauby Filho, Gil Carneiro, e Rafael Menezes, meus mais sinceros agradecimentos, vocês tornaram esse projeto possível.

Aos meus amigos, minha segunda família, meu carinho e gratidão. À Alicia e à Paula, por sempre me apoiarem e me acolherem. À Flora, Augusto, Ana Júlia e Elisa, por tornarem a graduação uma experiência inesquecível. Sem vocês, essa jornada não teria sido a mesma – vocês foram e sempre serão parte essencial da minha história.

Não é possível citar todos nessa página, mas os amo e os agradeço por todo carinho.

No novo tempo
Apesar dos castigos
Estamos crescidos
Estamos atentos
Estamos mais vivos

“Novo Tempo” – Ivan Lins, 1995

RESUMO

A perda e fragmentação de habitats estão entre as maiores ameaças à biodiversidade, pois comprometem a integridade dos ecossistemas e reduzem a diversidade biológica. Esta combinação é mais problemática em regiões com alta biodiversidade, como a Mata Atlântica brasileira, onde hoje restam menos de 12,4% de sua cobertura florestal original, dispersa em pequenos fragmentos isolados. Na região Nordeste da Mata Atlântica, os poucos fragmentos estão em áreas particulares, inseridos em uma matriz de cana de açúcar. Entender os efeitos destes processos sobre a biodiversidade é útil para avaliar os impactos decorrentes, para o enfrentamento e reversão do problema, e para a proteção do que resta de habitat. O monitoramento acústico passivo é eficaz para este propósito, pois permite detectar mudanças na estrutura das comunidades biológicas e na atividade das espécies, em avaliações contínuas da biodiversidade. Assim, este estudo investigou a variação da paisagem sonora no interior de um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil, na sua borda e na matriz circundante de cana-de-açúcar. O interior do fragmento apresentou maior riqueza de sons de origem biológica (biofonia) do que as bordas e a matriz de cana. A matriz de cana, por sua vez, teve uma predominância de sons antropogênicos e geofônicos, e índices mais elevados de entropia acústica, indicando uma paisagem sonora mais homogênea e impactada por atividades humanas. Houve um padrão circadiano na atividade biológica, com picos de atividade à noite e ao amanhecer, especialmente no interior do fragmento. Na cana, a maior incidência de geofonia pode ser explicada pela ausência de vegetação densa, o que amplifica sons naturais, como chuva e vento. A paisagem sonora nas áreas de cana mostrou-se mais simples e menos diversa. O monitoramento e a adoção de índices acústicos foram eficazes para refletir o estado da biodiversidade e a integridade dos habitats locais, sendo a análise de paisagens sonoras uma ferramenta útil no monitoramento ambiental, especialmente em ecossistemas tropicais impactados pela atividade humana, como a Mata Atlântica no Nordeste do Brasil.

Palavras-chave: Antropofonia; Biofonia; Geofonia; Índices acústicos; Paisagem sonora.

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation are among the greatest threats to biodiversity, as they compromise ecosystem integrity and reduce biological diversity. This issue is particularly critical in highly biodiverse regions such as the Brazilian Atlantic Forest, which now retains less than 12.4% of its original forest cover, dispersed in small isolated fragments. In the northeastern region of the Atlantic Forest, the few remaining fragments are located on private lands, embedded in a sugarcane matrix. Understanding the effects of these processes on biodiversity is essential for assessing their impacts, addressing and reversing the problem, and protecting the remaining habitats. Passive acoustic monitoring is effective for this purpose, as it allows for detecting changes in the structure of biological communities and species activity through continuous biodiversity assessments. This study investigated the variation in the soundscape within an Atlantic Forest fragment in northeastern Brazil, along its edges, and in the surrounding sugarcane matrix. The interior of the fragment showed a higher richness of biological sounds (biophony) compared to the edges and the sugarcane matrix. The sugarcane matrix, in turn, was dominated by anthropogenic and geophonic sounds and exhibited higher acoustic entropy indices, indicating a more homogeneous soundscape heavily impacted by human activities. There was a circadian pattern in biological activity, with peaks occurring at night and dawn, especially within the forest fragment. In the sugarcane area, the greater presence of geophony could be explained by the lack of dense vegetation, which amplifies natural sounds such as rain and wind. The soundscape in the sugarcane areas proved to be simpler and less diverse. The use of passive acoustic monitoring and acoustic indices effectively reflected biodiversity status and habitat integrity, demonstrating that soundscape analysis is a valuable tool for environmental monitoring, particularly in tropical ecosystems affected by human activities, such as the Atlantic Forest in northeastern Brazil.

Keywords: Anthropophony; Acoustic indices; Biophony; Geophony; Soundscape.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo. Imagem de satélite da Usina Trapiche com 18 pontos de amostragem, distribuídos em 3 categorias de ambiente. O código de cores representa as diferentes sessões de amostragem, pontos em azul indicam a primeira sessão de amostragem; pontos em verde indicam a segunda sessão de amostragem e pontos em roxo indicam a terceira sessão de amostragem. 26
- Figura 2 – Correlação entre diferentes índices acústicos registrados no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, entre janeiro e maio de 2024. As cores azuis indicam valores positivos, enquanto as cores vermelhas indicam valores negativos. O tamanho dos círculos aponta a intensidade da correlação, sendo maiores para correlações mais fortes e menores para correlações mais fracas.. Siglas dos índices: NDSI = Índice de Paisagem Sonora Normalizado; ADI = Índice de Diversidade Acústica; AVI = Índice de Variabilidade Acústica; ACI = Índice de Complexidade Acústica; BI = Índice de Biofonia; H = Entropia Acústica. 32
- Figura 3 – Variação do índice bioacústico (BI) no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, obtidos entre janeiro e maio de 2024. As linhas horizontais mais finas representam o intervalo de variação, a linha horizontal central representa a mediana, e o ponto representa a média 33
- Figura 4 – Variação do índice bioacústico (BI) ao longo de diferentes horas do dia no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, 34

em Pernambuco, Brasil, obtidos entre janeiro e maio de 2024. As linhas verticais indicam o intervalo de variação.

- Figura 5 – Variação do índice de diversidade acústica (ADI) ao longo de diferentes horas do dia no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, obtidos entre janeiro e maio de 2024. As linhas verticais indicam o intervalo de variação. 35
- Figura 6 – Variação do índice de diferença normalizada para o interior de um fragmento de Mata Atlântica, sua borda, e matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, obtidos entre janeiro e maio de 2024. As linhas horizontais mais finas representam o intervalo de variação, a linha horizontal central representa a mediana, e o ponto representa a média. 36
- Figura 7 – Variação do índice de diferença normalizada de paisagens acústicas (NDSI) ao longo de diferentes horas do dia no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, obtidos entre janeiro e maio de 2024. As linhas verticais indicam o intervalo de variação. 37
- Figura 8 – Variação do índice de entropia total (H) ao longo de diferentes horas do dia no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, obtidos entre janeiro e maio de 2024. As linhas verticais indicam o intervalo de variação. 38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Coordenadas e pontos de gravações acústicas registrados no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, entre janeiro e maio de 2024	28
------------	---	----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	16
2.1	OBJETIVOS GERAIS	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3	REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1	PERDA E FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS	17
3.2	IMPACTOS DA CANA DE AÇÚCAR	21
3.3	PAISAGENS ACÚSTICAS E ÍNDICES ACÚSTICOS.	23
4	MATERIAIS E MÉTODOS	26
4.1	ÁREA DE ESTUDO E DELINEAMENTO	26
4.2	GRAVAÇÕES ACÚSTICAS	27
4.3	ÍNDICES ACÚSTICOS	30
4.4	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	30
5	RESULTADOS	32
6	DISCUSSÃO	39
7	CONCLUSÃO	47
	REFERÊNCIAS	48

1 INTRODUÇÃO

A perda e fragmentação de habitats representam juntas uma das maiores ameaças à biodiversidade global, comprometendo a integridade dos ecossistemas e reduzindo a diversidade biológica (Püttker *et al.*, 2020; Ntshanga *et al.*, 2021; Kuipers *et al.*, 2021). Esse processo ocorre quando grandes áreas naturais são subdivididas em fragmentos menores, geralmente devido à conversão para atividades humanas, como a expansão urbana e agrícola (Aguilar *et al.*, 2019). Além da perda direta de habitats, a fragmentação reduz a conectividade entre populações, limita o fluxo gênico e aumenta a vulnerabilidade das espécies a eventos estocásticos, contribuindo para o declínio populacional e, em casos extremos, para a extinção local (Young *et al.*, 1996; Aguilar *et al.*, 2008; Cardinale *et al.*, 2012). Esta combinação é particularmente problemática nas regiões tropicais, que reúnem altíssima biodiversidade e experimentam elevados índices de perda e fragmentação de habitats (Hansen *et al.*, 2020).

Este é o caso da Mata Atlântica brasileira, um dos biomas mais impactados pela perda e fragmentação de habitats em todo o mundo (Vancine *et al.*, 2024). Originalmente cobrindo 1.350.000 km² milhões de hectares do território nacional (SOS Mata Atlântica e INPE, 2002), hoje restam menos de 12,4% de sua cobertura florestal original, dispersa em pequenos fragmentos isolados (Amaral *et al.*, 2025). Uma análise recente apontou que, de maneira alarmante, 97% dos fragmentos são pequenos (< 50 ha) e 50–60% da vegetação está a <90 m da borda mais próxima (Vancine *et al.*, 2024). Neste cenário, o que sobrou deste bioma são pequenos fragmentos florestais isolados por extensas matrizes dominadas por monoculturas, que sofrem impactos significativos (Ribeiro *et al.*, 2009; Solórzano *et al.*, 2021). Espécies endêmicas e sensíveis à degradação, como aves florestais e mamíferos de médio porte, sofrem com a perda de habitat e com a redução das oportunidades de dispersão (da Costa Dias, *et al.*, 2024). Não por acaso, na Mata Atlântica está a maior parte das espécies ameaçadas do Brasil (MMA, 2022) e também nela são documentadas reduções populacionais bastante drásticas para várias espécies, como por exemplo a onça-parda, *Puma concolor*, e o macaco mono-carvoeiro, *Brachyteles*

arachnoides (Bosa *et al.* 2024; Miranda *et al.*, 2024). Estas reduções ocorrem devido à intensa perda e fragmentação do habitat, que reduzem o território disponível, aumentam o isolamento populacional, e reduzem a diversidade genética, comprometendo a viabilidade das populações a longo prazo. Além disso, a proximidade com áreas agrícolas e urbanas intensifica os conflitos entre humanos e algumas espécies, como as onças, aumentando os casos de caça retaliatória e atropelamentos (Miranda *et al.*, 2024). Já para os primatas, a redução das áreas de floresta compromete a mobilidade das comunidades e a disponibilidade de alimentos, tornando-os mais vulneráveis à caça e à pressão antrópica (Bosa *et al.* 2024).

Os impactos da fragmentação são ainda mais severos na região Nordeste (Dias, *et al.*, 2023). A histórica e intensa conversão de áreas florestais para a agricultura promoveu a substituição da vegetação nativa por extensas matrizes de cana de açúcar, em um processo de hiperfragmentação (Caballero., *et al.*, 2023). O Brasil é o maior produtor mundial de cana de açúcar, com uma área total de aproximadamente 9,75 milhões de hectares e 652,9 milhões de toneladas na safra 2023/24 (Embrapa, 2023; AgênciaBrasil, 2023). 9,38% da área plantada de cana no Brasil está nos limites da Mata Atlântica do Nordeste (IBGE, 2023), uma atividade que tem mais de 500 anos (Marques *et al.*, 2021), e isso dimensiona a extensão da área de vegetação nativa original perdida na região. Os impactos desta perda e fragmentação de habitats são expressivos, considerando que a Mata Atlântica do Nordeste é reconhecida como um centro de endemismo de espécies (Pereira Filho *et al.*, 2020).

Diante do histórico e intensidade da perda e fragmentação da Mata Atlântica, entender os efeitos destes processos sobre a biodiversidade é fundamental para o correto dimensionamento deste impacto, para o seu enfrentamento, e reversão e proteção do que resta. Neste processo é fundamental utilizar abordagens que forneçam informações precisas sobre o estado da biodiversidade, permitindo a avaliação da saúde ecológica e a identificação de áreas prioritárias para a conservação (Strassburg, *et al.*, 2020). Dados que quantifiquem a riqueza e diversidade de espécies, a composição das comunidades biológicas, e as interações ecológicas são essenciais para a formulação de estratégias de manejo sustentável e

preservação ambiental (Grittz, *et al.*, 2024). Nesse contexto, o monitoramento acústico passivo (MAP) revela-se especialmente eficaz na detecção de mudanças sutis na estrutura das comunidades biológicas e na atividade das espécies, permitindo a avaliação contínua e de longo prazo da biodiversidade (Ross, *et al.*, 2023)

O MAP é usado para monitorar vários tipos de sons ambientais, conhecidos como paisagem sonora (Pijanowski *et al.*, 2011), que abrange sons de organismos vivos (biofonia), sons naturais de processos físicos (geofonia) e sons causados por atividades humanas (antropofonia) (Pijanowski *et al.*, 2011). Diferentes métricas para a quantificação da paisagem sonora foram desenvolvidas, como índices acústicos (Sueur *et al.*, 2015, Towsey *et al.*, 2014). Tais índices resumem estatisticamente alguns aspectos da estrutura e distribuição de energia acústica e informações em uma gravação de áudio, e podem refletir processos ecológicos (Towsey *et al.* 2014, Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019). O MAP tem se popularizado devido aos avanços recentes em tecnologias para aquisição de dados e métodos de análise de grandes conjuntos de dados (Gibb *et al.*, 2019, Alcocer *et al.*, 2022). Além disso, ferramentas acústicas são menos invasivas e fornecem dados valiosos sobre a variação na paisagem acústica (Gibb *et al.*, 2019, Browning, *et al.*, 2017, Ribeiro Jr *et al.*, 2017)

Neste contexto, aqui utilizamos o MAP para investigar a paisagem sonora em fragmentos da Mata Atlântica e em lavouras de cana de açúcar. Analisamos diferentes índices acústicos em pontos no interior de um fragmento florestal, na sua borda, e na matriz agrícola circundante, com a hipótese que a perda e fragmentação local alteram significativamente a paisagem acústica dos remanescentes florestais e de seu entorno. Espera-se, assim, uma redução da atividade, riqueza e diversidade acústica na cana, com modificação dos padrões biofônicos e predomínio de antropofonia e geofonia nesta matriz circundante. Já no interior do fragmento, considerado uma área menos impactada que a cana, espera-se encontrar uma maior diversidade de sons e riqueza acústica. Para a borda, espera-se uma maior similaridade com a matriz circundante, dada a proximidade e dimensão desta matriz.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Investigar a paisagem sonora em fragmentos da Mata Atlântica e em lavouras de cana de açúcar no Nordeste do Brasil utilizando o monitoramento acústico passivo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Comparar a paisagem sonora (biofonia, antropofonia e geofonia) em três ambientes distintos: interior de um fragmento de Mata Atlântica, sua borda e a matriz agrícola circundante.

Verificar se a fragmentação e a conversão de habitat para monocultura de cana-de-açúcar impactam negativamente a biodiversidade acústica local.

Analisar o uso de índices acústicos como ferramenta de investigação dos impactos da fragmentação florestal.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 PERDA E FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS

A perda e fragmentação de habitats são processos pelos quais áreas extensas e contínuas de ecossistemas naturais perdem parte de sua distribuição original, sendo divididas em fragmentos menores e isolados (Haddad *et al.* 2015; Banks-Leite., 2020), geralmente em decorrência de intervenções antrópicas, como urbanização, expansão agrícola e a construção de infraestruturas (Tilman D *et al.*, 2002; Taubert *et al.*, 2018; Hald-Mortensen, *et al.*, 2023). Como explícito, esse processo fragmenta habitats, interrompendo a conectividade dos ambientes naturais, e transformando-os em verdadeiras "ilhas" em uma matriz modificada. Estudos seminais sobre fragmentação de habitats basearam-se na Teoria da Biogeografia de Ilhas, proposta por MacArthur e Wilson (1967), que demonstrava que a riqueza de espécies de lagartos em ilhas era influenciada pelo tamanho da ilha e sua distância do continente, considerada como uma fonte. Esta teoria foi então testada em paisagens terrestres fragmentadas, onde os fragmentos eram circundados por matrizes antropizadas. Com o avanço das pesquisas, verificou-se que a aplicabilidade desta teoria em ambientes terrestres precisa considerar o contexto da paisagem circundante, incluindo o tipo de matriz (Kupfer *et al.*, 2006; Driscoll *et al.*, 2013; de Souza Leite *et al.*, 2022)

A ecologia de paisagens amadureceu, assim, como um ramo da Ciência para investigar como os processos de fragmentação em múltiplas escalas, e seus efeitos sobre a biodiversidade, reconhecendo que as espécies podem responder de maneira diferenciada às variações contextuais de cada paisagem (Farina, 1998; Metzger, 2001). Mas, à medida que a expansão antrópica domina a matriz circundante, a conectividade dos fragmentos é interrompida, isolando-os na paisagem (Brändel, *et al.*, 2020; Ramírez-Delgado, *et al.*, 2022) Além da redução direta de habitat, essa configuração resulta também na intensificação dos efeitos de borda e na introdução de espécies alóctones, fenômenos que, conjuntamente, prejudicam ainda mais a integridade biológica dos remanescentes, e elevam o risco de extinções locais (Fahrig, 2003; Pinto *et al.*, 2006). Os efeitos de borda, por sua vez, referem-se às alterações microambientais que ocorrem nas interfaces entre os fragmentos florestais e a matriz antrópica (Costa *et al.*, 2019) Nessas zonas de transição, condições como

luminosidade, temperatura, umidade e composição do solo são alteradas significativamente em relação ao interior dos fragmentos. Essa modificação do microclima pode favorecer a invasão de espécies generalistas e exóticas, enquanto prejudica as espécies que dependem de ambientes mais estáveis e protegidos, contribuindo para a homogeneização biótica e intensificando os riscos de extinção local. (Fahrig., 2003; Pinto *et al.*, 2006; Laurance, *et al.*, 2009).

No estado de Pernambuco, a Mata Atlântica experimentou um intenso processo de perda e fragmentação de habitats, resultado da urbanização e atividade sucroalcooleira desde o Período Colonial (Marques, 2019; Dias, 2023). Já em 1535, a região começou a experimentar a implementação de plantações de cana-de-açúcar em larga escala (Engemann, 2005; Kimmel *et al.*, 2008). Em primeiro momento, estas plantações foram estabelecidas ao longo dos rios (Andrade, 2001; Barreto e Drummond 2016), e a floresta circundante era usada como fonte de lenha, principalmente para abastecer os engenhos emergentes de cana-de-açúcar. O desenvolvimento da agricultura da cana-de-açúcar em Pernambuco avançou mais rápido, quando comparado aos estados vizinhos (Kimmel *et al.*, 2008). Desde 1550, o número de engenhos cresceu de 5 para cerca de 3.500 no século XIX (Andrade, 2004)

No final do século XIX, surgiram as primeiras usinas, que rapidamente superaram os pequenos engenhos de cana-de-açúcar, tomando posse das terras e levando à remoção das florestas existentes entre as pequenas propriedades (Freyre, 2004). Na primeira metade do século XX, a produtividade da cana-de-açúcar em Pernambuco já não era mais a mesma, menor em comparação a outros centros produtores. Esse cenário mudou a partir da década de 1930, quando foram introduzidas novas variedades de cana, além de técnicas de irrigação, uso de herbicidas, inseticidas e fertilizantes para aumentar a produtividade (Andrade, 2001). Essas práticas intensificaram o isolamento dos fragmentos florestais, pois os campos tratados com agroquímicos, desprovidos de vegetação nativa, atuavam como barreiras à migração de animais (Kimmel *et al.*, 2008). Além disso, a substituição da agricultura de subsistência, que promovia maior conectividade entre os fragmentos devido à diversidade de plantas cultivadas, por monoculturas de cana-de-açúcar,

contribuiu para a contínua fragmentação dos ecossistemas (Westerkamp e Gottsberger, 2000).

A partir da década de 1970, o Programa Nacional do Alcool (Pró-Alcool) foi implementado no Brasil como uma resposta à crise do petróleo e à necessidade de reduzir a dependência de combustíveis fósseis importados, diante da crise energética global da década (Cortez, 2016). Neste programa houve o incentivo à expansão das usinas e um aumento da área plantada de cana-de-açúcar, com a consequente redução da cobertura vegetal original, já fragmentada por séculos de uso agropecuário (Santos, 2007). Até o início dos anos 2000, a expansão da área plantada de cana no Brasil cresceu cerca de um milhão de hectares ao ano, mas entre 2000 e 2015 houve um rápido crescimento, dobrando a área de cana-de-açúcar de 5 para quase 10 milhões de ha (Cherubin, *et al.*, 2021). Estima-se que área plantada de cana atualmente no Brasil cubra 9,75 milhões de hectares (Embrapa, 2023).

Estes processos históricos resultaram na intensa perda e fragmentação da Mata Atlântica do Nordeste, criando um mosaico de fragmentos de floresta circundados por uma matriz ora agrícola, ora urbana, ambientes com características físicas e climáticas bastante diferentes (Murcia *et al.*, 1995). A fragmentação da Mata Atlântica no litoral norte de Pernambuco resultou em uma paisagem composta por pequenos fragmentos florestais isolados, cercados por extensas áreas de monocultura e urbanização (Trindade *et al.*, 2008). Entre 1975 e 2005, a cobertura de floresta madura na região diminuiu de 45,6% para 24%, com uma taxa anual de perda florestal de 2,14% (Trindade *et al.*, 2008). Além disso, o número de fragmentos florestais foi reduzido de 153 para 110, e a distância média entre eles aumentou, indicando um crescente isolamento das áreas remanescentes (Trindade *et al.*, 2008). Após 2008, a Mata Atlântica no Nordeste brasileiro continuou enfrentando desafios significativos relacionados ao desmatamento e à fragmentação de habitats. Estudos indicam que, entre 2010 e 2020, mais de 186 mil hectares de florestas maduras foram derrubados em aproximadamente 14 mil locais distintos ao longo da costa nordestina até o Sul do país (AgenciaBrasil, 2020). No entanto, em 2024, pela primeira vez desde 2008, a área de regeneração da Mata Atlântica superou a de desmatamento, com

mais de 650 mil hectares recuperados (MapBiomass., 2024; SOS Mata Atlântica., 2024).

Essa reconfiguração reduziu a biodiversidade e comprometeu a funcionalidade dos remanescentes, tornando-os mais vulneráveis a perturbações e dificultando a conservação das espécies nativas (De Arruda Ramos *et al.*, 2022; Rocha-Santos *et al.*, 2020). Mais além, a perda da conectividade tem agravado a homogeneização biótica da região, com um número crescente de espécies generalistas em detrimento das endêmicas (Püttker *et al.*, 2013; Ferreira *et al.*, 2020; Martinez Prado *et al.*, 2023). De fato, a perda e fragmentação das florestas do nordeste do Brasil, especificamente em Pernambuco, tem levado à perda de espécies especialistas e à invasão por espécies generalistas, mais adaptáveis a ambientes modificados (Lôbo *et al.* 2011). Roda e Pereira (2006) demonstraram que algumas populações pequenas e isoladas de aves foram encontradas em um número limitado de fragmentos florestais, o que as torna particularmente vulneráveis à extinção local. Esses processos de homogeneização biótica comprometem a biodiversidade e podem reduzir a resiliência dos ecossistemas, tornando-os mais suscetíveis a mudanças ambientais rápidas, como mudanças climáticas e outros impactos antropogênicos.

Além disso, os fragmentos florestais possuem tamanho reduzido, considerados pequenos e vulneráveis para a manutenção da biodiversidade em longo prazo (Marques *et al.*, 2021; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). Tais fragmentos, em sua maioria, não possuem áreas suficientes para suportar populações viáveis de espécies nativas, levando a um aumento na extinção local de várias espécies (Melo *et al.*, 2019). O isolamento desses fragmentos também tem impacto direto na dispersão de espécies e na troca genética entre populações, um fator crítico para a manutenção da diversidade genética, essencial para a adaptação das espécies às mudanças ambientais (Lino *et al.*, 2019). A perda de diversidade genética é um dos principais fatores que tornam as populações mais vulneráveis a doenças e mudanças climáticas, além de comprometer sua capacidade de recuperação diante de perturbações (Frankham *et al.*, 2019; Almeida Rocha *et al.*, 2020).

A fragmentação das florestas no litoral norte de Pernambuco tem gerado impactos significativos nas populações de diversos grupos animais, como pequenos

mamíferos endêmicos, como marsupiais e roedores, que dependem de ambientes contínuos e com boa conectividade para a manutenção de suas populações (Feijó *et al.*, 2023, Delciellos *et al.*, 2022). A perda de habitat e o crescente isolamento de fragmentos florestais têm resultado em uma diminuição considerável dessas populações, dificultando sua sobrevivência a longo prazo.

Laurance e Vasconcelos (2009) demonstraram que a fragmentação florestal altera drasticamente a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, promovendo mudanças microclimáticas, como aumento da temperatura e redução da umidade nas bordas dos fragmentos. Essas alterações afetam diretamente a sobrevivência de espécies sensíveis, favorecendo organismos generalistas e espécies invasoras. Além disso, a perda de habitat reduz a conectividade entre populações, dificultando o fluxo gênico e aumentando os efeitos da endogamia, o que pode comprometer a viabilidade a longo prazo das espécies (Lino *et al.*, 2019)

Apesar do cenário de perda e isolamento, a região ainda abriga áreas de grande importância para a biodiversidade, mantendo altos índices de riqueza de espécies (Marques *et al.*, 2021). Isso reforça seu papel como um hotspot de biodiversidade global e destaca sua relevância para a conservação (Vancine *et al.*, 2024). Mesmo com a drástica redução da cobertura florestal ao longo do tempo, os remanescentes florestais ainda desempenham um papel crucial na manutenção da fauna e flora locais, tornando sua preservação fundamental para a mitigação dos impactos ambientais (Lins-e-Silva *et al.*, 2021).

3.2 IMPACTOS DA CANA DE AÇÚCAR

A prática da queima da palha de cana-de-açúcar, amplamente utilizada para facilitar a colheita, gera impactos ambientais e sociais significativos (Perillo *et al.*, 2022). A queima libera grandes quantidades de poluentes atmosféricos, como monóxido de carbono, dióxido de enxofre e partículas finas, contribuindo para problemas de saúde pública, incluindo doenças respiratórias. Além disso, esse processo reduz a matéria orgânica do solo, comprometendo sua fertilidade e

umentando a erosão, o que afeta a qualidade da terra a longo prazo (Ferreira De Alencar Mendes *et al.*, 2023; Cavalcanti *et al.*, 2020).

O cultivo intensivo da cana-de-açúcar também exerce forte pressão sobre os recursos hídricos locais (Oliveira *et al.*, 2022). A necessidade de grandes volumes de água para irrigação reduz a disponibilidade desse recurso para outros usos essenciais, como o consumo humano e a manutenção de habitats aquáticos (Dias *et al.*, 2019; Oliveira *et al.*, 2022). A modificação da drenagem natural do solo e a canalização de rios para irrigação agravam a degradação dos ecossistemas ripários, afetando a fauna e a flora associadas a esses ambientes (Scipioni *et al.*, 2019)

No que se refere a biodiversidade, estudos baseados no uso de armadilhas fotográficas indicam que, embora algumas espécies generalistas consigam utilizar a matriz agrícola, a qualidade do habitat nessa paisagem modificada é significativamente inferior à dos fragmentos naturais (Rodrigues *et al.*, 2020; Gracanin *et al.*, 2022) Esse processo pode levar a um "débito de extinção", ou seja, espécies presentes atualmente em uma área, mas destinadas à extinção em função da perda e fragmentação pretérita do habitat (Tilman, 1994), no qual os efeitos negativos sobre a biodiversidade se manifestam ao longo do tempo, resultando na perda gradual de espécies (Vermunt *et al.*, 2019). Além disso, a matriz circundante influencia a habitabilidade dos fragmentos remanescentes. Por exemplo, anfíbios terrestres são mais afetados quando os fragmentos florestais são cercados por plantações de cana, em comparação com fragmentos rodeados por pastagens (Vermunt *et al.*, 2019). Segundo Filgueiras *et al.* (2022) em áreas de floresta, predominam besouros coprófagos de grande porte que cavam túneis, enquanto em plantações de cana-de-açúcar há uma maior abundância de espécies de pequeno porte e generalistas que rolam o esterco. Essas mudanças na composição funcional podem comprometer os serviços ecológicos prestados por esses insetos, como a decomposição de matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes, afetando negativamente a saúde e a funcionalidade dos ecossistemas. Giubbina *et al.* (2018) constataram que tanto plantações de cana-de-açúcar quanto de eucalipto restringem significativamente o movimento de aves do sub-bosque, prejudicando processos críticos como forrageamento e acasalamento, o que pode levar ao isolamento genético e a um

aumento do risco de extinções locais. Além dos impactos sobre as aves, a fragmentação provocada pela expansão da cana-de-açúcar afeta outros grupos de organismos, como os invertebrados.

3.3 PAISAGENS ACÚSTICAS E ÍNDICES ACÚSTICOS.

Inicialmente, o termo "paisagem acústica" foi introduzido em contextos urbanos para descrever as propriedades sonoras que auxiliam na orientação espacial (Southworth, 1969), e posteriormente expandido para ambientes naturais, onde os sons refletem processos ecológicos intrínsecos (Schafer, 1977). Em uma paisagem acústica, os sons podem ser classificados em três componentes principais: biofonia (sons produzidos por animais), geofonia (sons de processos naturais como chuva, vento e trovões) e antropofonia (sons oriundos de atividades humanas) (Pijanowski *et al.*, 2011; Krause, 2016). Essa abordagem integrada permite compreender como o ambiente sonoro reflete e influencia a dinâmica dos ecossistemas.

O monitoramento acústico passivo (MAP) consiste na gravação automática de sons, sem a necessidade da presença contínua de pesquisadores, permitindo a coleta de dados em larga escala e ao longo do tempo (Oliveira, 2020; Ross *et al.*, 2023). Essa técnica oferece diversas vantagens, como a redução dos custos e esforços de campo, além de minimizar a interferência humana sobre o comportamento natural dos animais (Teixeira *et al.*, 2024). Estudos demonstram que o MAP é altamente eficiente na identificação e quantificação de espécies, sendo comparável a métodos tradicionais, como pontos de escuta, porém com maior capacidade de amostragem simultânea e armazenamento de dados para análise posterior (Shonfield e Bayne, 2017; Sugai *et al.*, 2019). Ademais, Aide *et al.* (2013) destacam que o monitoramento acústico é uma ferramenta eficiente para detectar essas alterações na biodiversidade e fornecer dados em tempo real sobre impactos ambientais. Entretanto, a metodologia apresenta limitações para grupos de organismos cujas emissões sonoras não são bem catalogadas, como os ortópteros (Riede, 2017), destacando a necessidade de esforços contínuos para ampliar os repertórios sonoros e aperfeiçoar as técnicas de análise.

Estudos como o de Dröge *et al.* (2021) demonstraram que, em áreas de uso intensivo, onde a monocultura domina a paisagem, os índices acústicos registram valores reduzidos, indicando uma menor presença e atividade vocal das aves. Essa simplificação acústica é atribuída à homogeneização estrutural da vegetação, que limita a formação de micro-habitats diversificados e, conseqüentemente, reduz a riqueza de espécies. De forma complementar, Müller *et al.* (2022) identificaram que em áreas submetidas a uma exploração mais intensa, como monoculturas, há uma redução na complexidade da paisagem sonora, possivelmente associada à menor diversidade de organismos emissores de som. Esses achados ressaltam o potencial da análise acústica como ferramenta para diagnosticar os impactos da intensificação agrícola sobre a biodiversidade, servindo como um indicador sensível das mudanças na integridade ambiental e orientando estratégias de manejo e conservação.

Diversos índices acústicos foram desenvolvidos para quantificar e caracterizar as paisagens sonoras. O Índice de Diversidade Acústica (ADI) foi desenvolvido por Villanueva-Rivera *et al.* (2011) com o intuito de mensurar a diversidade de espécies a partir da análise da proporção dos sons em diferentes faixas de frequência. Nesse método, cada faixa de frequência é interpretada como representativa de uma espécie específica, e a ocorrência é estimada com base na proporção de sons presentes em cada banda de frequência, utilizando o índice de Shannon como base de cálculo (Villanueva-Rivera *et al.*, 2011). Esse índice varia entre 0 e +, onde 0 indica que a paisagem é dominada por poucos tipos de som e valores positivos indicam que a paisagem é dominada por mais tipos de som.

O Índice Bioacústico (BI) foi inicialmente proposto por Boelman *et al.* (2007) para avaliar a abundância relativa de aves. Esse índice baseia-se na variação das intensidades sonoras (amplitude) registradas entre as frequências de 2000 a 8000 Hz, considerando essas faixas como indicadores relevantes da presença e atividade de aves (Boelman, *et al.* 2007). Esse índice varia de 0 a 1, valores acima de zero indicam maior atividade acústica.

O Índice de Uniformidade Acústica (AEI), proposto por Villanueva-Rivera *et al.* (2011), mede a uniformidade da distribuição da atividade acústica utilizando o coeficiente de Gini. O cálculo divide o espectrograma em bandas de 1 kHz e avalia a

proporção de sinais acima de um limiar, refletindo a distribuição da energia sonora. O AEI varia de 0 a 1 e tem um comportamento inverso ao do ADI. Valores baixos de AEI indicam paisagens sonoras saturadas (Villanueva-Rivera *et al.*, 2011).

A Entropia Total (H), proposta por Sueur *et al.* (2008), mede a complexidade dos sons combinando as variações ao longo do tempo e das frequências gravadas (Sueur *et al.*, 2008). O cálculo utiliza o índice de diversidade de Shannon-Wiener, que reflete o grau de organização ou aleatoriedade nas gravações (Mammides *et al.*, 2017). Esses valores podem variar de 0, indicando menor dispersão de energia, até 1, indicando maior dispersão de energia.

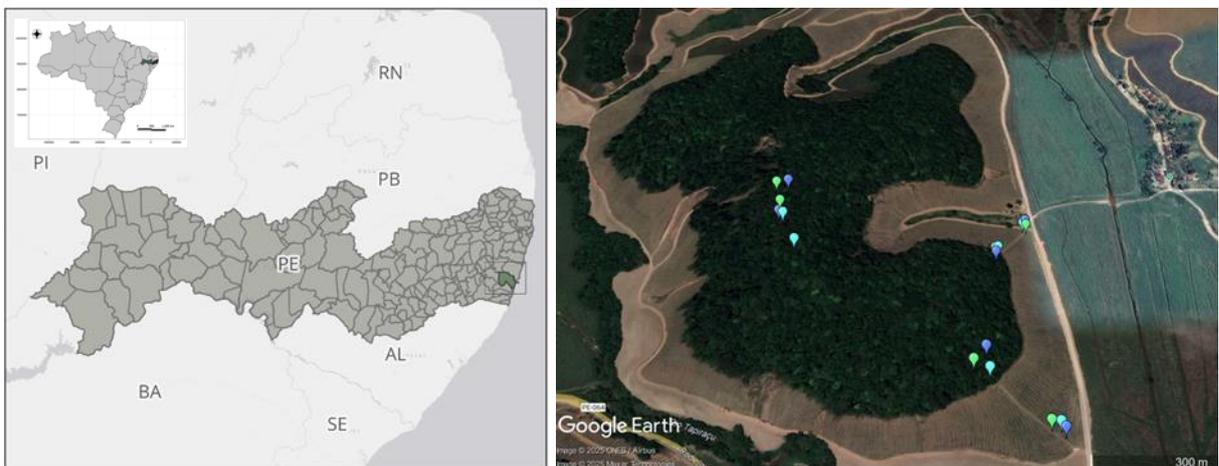
Por sua vez, o Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) foi proposto por Kasten *et al.* (2012) para quantificar a proporção entre sons antropogênicos (antropofonia, na faixa de 1–2 kHz) e sons biológicos (biofonia, de 2–11 kHz) em uma paisagem sonora. Esse índice varia de -1 a 1, sendo que valores positivos indicam maior presença de biofonia em relação à antropofonia, enquanto valores negativos indicam que os sons antrópicos dominam.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO E DELINEAMENTO

Este estudo foi realizado na Usina Trapiche S.A ($8^{\circ}34.841'S$ $35^{\circ}7.733'O$), localizada no município de Sirinhaém, no litoral sul do estado de Pernambuco, a cerca de 70 km da capital do estado (Fig. 1), entre os meses de janeiro a maio de 2024. A região apresenta um clima tropical quente e úmido (Melo, *et al.*, 2025), com uma estação chuvosa entre maio e setembro, quando a precipitação pode alcançar até 2.000 mm, concentrando-se especialmente no mês de junho (Bezerra *et al.*, 2023) A temperatura média anual é de $26^{\circ}C$ (Teixeira, 2008).

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo. Imagem de satélite da Usina Trapiche com 18 pontos de amostragem, distribuídos em 3 categorias de ambiente. O código de cores representa as diferentes sessões de amostragem, pontos em azul indicam a primeira sessão de amostragem; pontos em verde indicam a segunda sessão de amostragem e pontos em roxo indicam a terceira sessão de amostragem.



Fonte: Limites municipais e estaduais do IBGE; Google Earth.

A região está nos domínios da Mata Atlântica, mas experimentou um intenso processo de desmatamento. Os fragmentos de floresta Atlântica se concentram nas áreas mais altas do relevo, a aproximadamente 100 metros de altura (Melo, *et al.*, 2025), e são circundados por uma matriz de plantações de cana de açúcar. Durante

o período chuvoso, o crescimento da cultura de cana é favorecido, enquanto a estação seca, é ideal para a colheita e o processamento (de Carvalho, 2015). Essa sazonalidade se reflete na matriz, uma vez que em uma mesma região é possível encontrar talhões de cana em diferentes estágios de maturação e colheita, desde áreas que acabaram de passar pelo corte raso da cana, até áreas onde a cana pode ter cerca de 3 metros de altura (Lins-e-Silva, *et al.*, 2021). Assim, a matriz de cana é heterogênea no tempo e espaço. A região experimenta diversos impactos por atividades humanas, como caça e desmatamento seletivo (Young, 2003), além de sofrerem com os efeitos de borda, deixando as áreas de mata mais vulneráveis à ação do vento, temperatura, fogo e entrada de espécies invasoras (Silva *et al.*, 2011).

Na Usina Trapiche foi selecionado um fragmento para amostragem acústica. O fragmento possui aproximadamente 43 ha, tem formato irregular e sua área central está localizada a cerca de 458 metros da estrada mais próxima. Foram utilizados três ambientes distintos para comparação acústica: o centro do fragmento, a borda da mata e a matriz de cana. Durante o período de amostragem, a cana ao redor do fragmento estava alta, próxima ao ponto de colheita.

4.2 GRAVAÇÕES ACÚSTICAS

Para amostragem acústica foram utilizados gravadores autônomos passivos do tipo Audiomoth (Open Acoustic Devices, 2024) a uma taxa de amostragem de 384 kHz, dispostos em três ambientes simultaneamente e em duplicata: dois gravadores no interior do fragmento de mata, dois na borda deste fragmento, e dois no canavial, neste último em diferentes distâncias da borda (de 122 a 178 metros). No fragmento de mata e nas suas bordas, os gravadores foram presos em árvores, a cerca de 1.5 metros de altura, envoltos em saco plástico para proteção contra a chuva, com os microfones voltados para cima, a fim de evitar obstrução na gravação. No canavial eles foram fixados em estacas cravadas no solo, também envoltos em saco plástico. Não foram colocados gravadores em áreas sujeitas à queima ou colheita imediata da cana, prevista para as próximas 3 a 4 semanas. Foram realizadas três sessões de gravação, com os gravadores ligados por volta do meio dia do primeiro dia de gravação, permanecendo gravando em intervalos de 1 minuto de gravação e 14

minutos de repouso, por quatro dias consecutivos, totalizando 12 dias de amostragem (Tab. 1). Após quatro dias de amostragens, os gravadores usados foram substituídos por novos gravadores, instalados em novos pontos, e iniciada uma nova amostragem. Dois gravadores apresentaram problemas devido às condições adversas de tempo, como ventos fortes, derrubando-os no canavial. Em dois eventos, a gravação em duplicatas não pode ser realizada devido à chuva forte.

Tabela 1. Coordenadas e pontos de gravações acústicas registrados no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, entre janeiro e maio de 2024.

Sessão	Ponto	Coordenada	Ambiente	Esforço
1	1	S08°33' 09.9" W35°08' 52.9"	INTERIOR	381
1	2	S08°33' 11.7" W35°08' 52.1"	INTERIOR	377
1	3	S08°33' 18.7" W35°08' 41.5"	BORDA	387
1	4	S08°33' 11.1" W35°08' 40.4"	BORDA	371
1	5	S08°33' 21.3" W35°08' 37.9"	CANA	249
1	6	S08°33' 08.9" W35°08' 38.6"	CANA	365
Total (min) – Sessão 1				2.130
2	1	08°33' 07.6"S 35°08' 53.5"W	INTERIOR	383

2	2	08°33' 09.0"S 35°08' 53.2"W	INTERIOR	0
2	3	08°33' 18.4"S 35°08' 42.4"W	BORDA	378
2	4	08°33' 11.2"S 35°08' 40.6"W	BORDA	380
2	5	08°33' 21.2"S 35°08' 38.4"W	CANA	379
2	6	08°33' 09.0"S 35°08' 38.4"W	CANA	0
Total (min) – Sessão 2				1.520
3	1	08°33' 07.6"S 35°08' 52.8"W	INTERIOR	287
3	2	08°33' 09.7"S 35°08' 53.2"W	INTERIOR	286
3	3	08°33' 17.6"S 35°08' 41.6"W	BORDA	286
3	4	08°33' 11.5"S 35°08' 40.6"W	BORDA	287
3	5	08°33' 21.6"S 35°08' 37.7"W	CANA	287
3	6	08°33' 08.6"S 35°08' 38.4"W	CANA	286
Total (min) – Sessão 3				1.719

Total (min) – geral				5.369
--------------------------------	--	--	--	--------------

4.3 ÍNDICES ACÚSTICOS

Os índices acústicos calculados no estudo foram o índice AVI, Índice de Diversidade Acústica (ADI) (Villanueva-Rivera *et al.*, 2011), o Índice Bioacústico (BI) (Boelman, *et al.* 2007), a Entropia Total (H) (Sueur *et al.*, 2008), e o Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) (Kasten *et al.*, 2012). Foram analisados 5.369 minutos, sendo que cada 1 minuto de gravação foi dividido em 4 partes de 15 segundos, calculando os índices acústicos para cada uma destas partes. Os cálculos dos índices foram processados no software R v.4.4.1 (R Core Team; 2024), utilizando o pacote soundecology (Villanueva-Rivera e Pijanowski., 2018), tuneR (Ligges *et al.*, 2018), seewave (Sueur *et al.*, 2008).

4.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Foi elaborada uma matriz de correlação para remover índices acústicos altamente correlacionados (Zuur *et al.*, 2010). Índices com valores de correlação de Pearson $> 0,75$ foram removidos das análises. Utilizamos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) para verificar se houve alterações nos valores dos índices nos ambientes de cana, borda e interior do fragmento. Geramos modelos para cada índice acústico investigado. Os valores do índice acústico foram utilizados como variável resposta, e o ambiente e as horas de amostragem como variáveis explicativas. Cada dia e local de amostragem foram inseridos como variáveis aleatórias no modelo. Para considerar possíveis efeitos não lineares das horas de amostragem, incluímos a variável explicativa "horas de amostragem" no modelo tanto em sua forma linear quanto quadrática. Essa abordagem permite modelar padrões temporais complexos, como tendências curvilíneas na resposta (Zuur *et al.*, 2010).

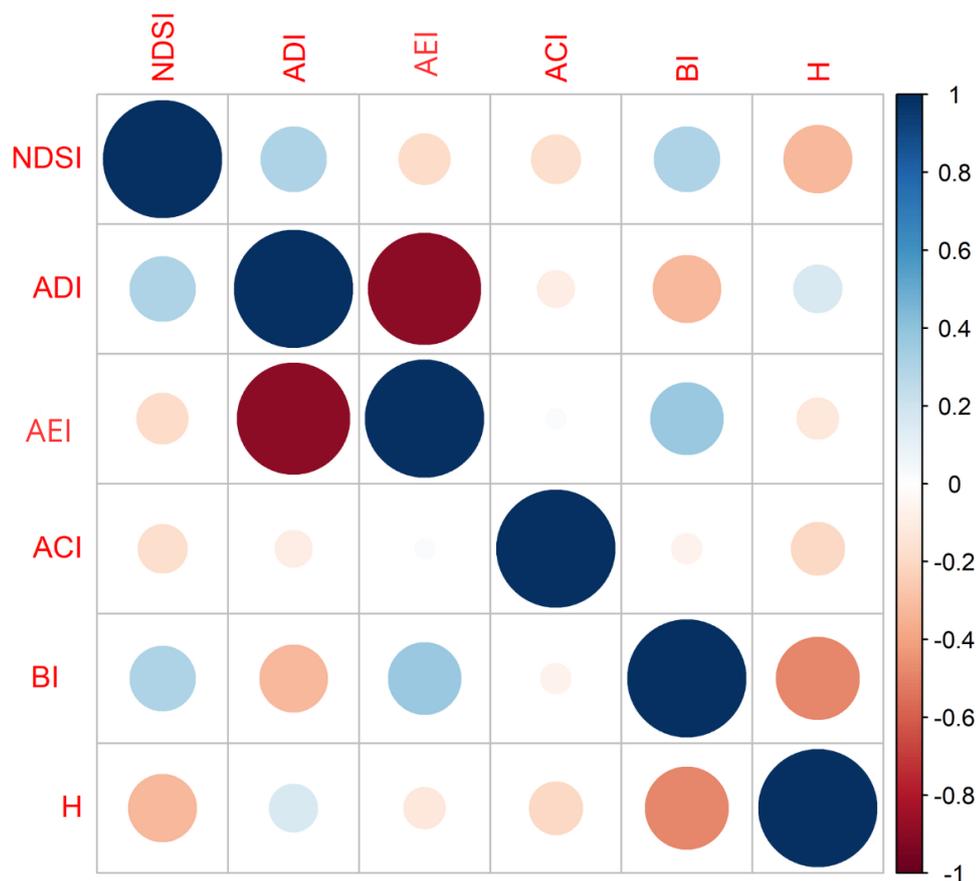
Os modelos foram ajustados de acordo com os índices, utilizando a distribuição Gaussiana para o ADI, a distribuição Gama para o BI e a distribuição Beta para o índice H. Foi necessário escalonar os resultados do índice acústico NDSI entre 0 e 1,

para ajustar os dados à distribuição Beta. Utilizamos o pacote “glmmTMB” (Brooks *et al.*, 2017) para GLMM, e as análises foram realizadas no software R v.4.4.1 (R Core Team; 2024).

5 RESULTADOS

Os índices acústicos ADI e AEI foram altamente correlacionados (-0.90), removemos o índice AEI da nossa análise (Fig. 2).

Figura. 2: Correlação entre diferentes índices acústicos registrados no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, entre janeiro e maio de 2024. As cores azuis indicam valores positivos, enquanto as cores vermelhas indicam valores negativos. O tamanho dos círculos aponta a intensidade da correlação, sendo maiores para correlações mais fortes e menores para correlações mais fracas. Siglas dos índices: NDSI = Índice de Paisagem Sonora Normalizado; ADI = Índice de Diversidade Acústica; AEI = Índice de Uniformidade Acústica; ACI = Índice de Complexidade Acústica; BI = Índice de Biofonia; H = Entropia Acústica.



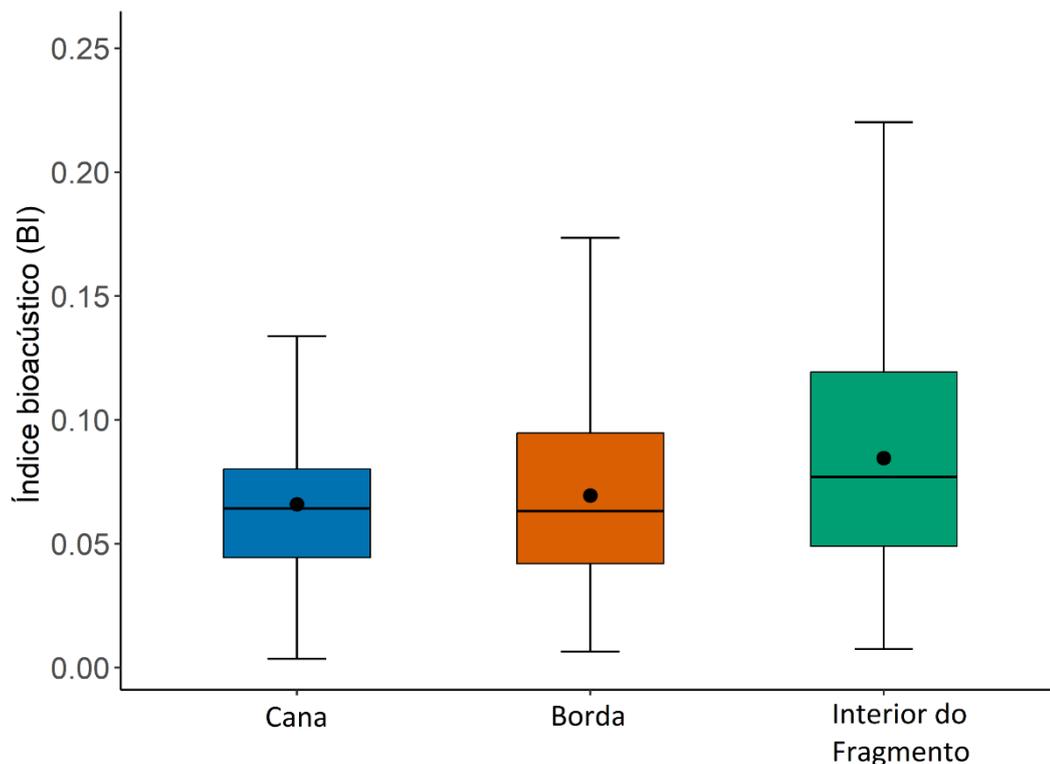
Fonte: A autora (2025)

A análise do Índice Bioacústico (BI) para os diferentes ambientes mostrou diferenças significativas entre o interior do fragmento ($SE = 0,1117$, $z = 2,28$, $p = 0,0227$) e a cana-de-açúcar ($SE = 0.083422$, $z = -35.67$, $p < 0.001$), sendo que o interior do fragmento apresentou maiores valores de BI, indicando uma diversidade acústica mais rica nesse local. No entanto, o BI da borda ($SE = 0,1117$, $z = 0,15$, $p =$

0,8784) não apresentou diferença em relação ao BI da cana (Fig. 3). As medianas dos valores de BI dos ambientes de borda do fragmento e cana mostram que ambos são estatisticamente muito semelhantes, e a mediana do ambiente do interior do fragmento difere estatisticamente dos outros dois ambientes analisados (Fig. 3).

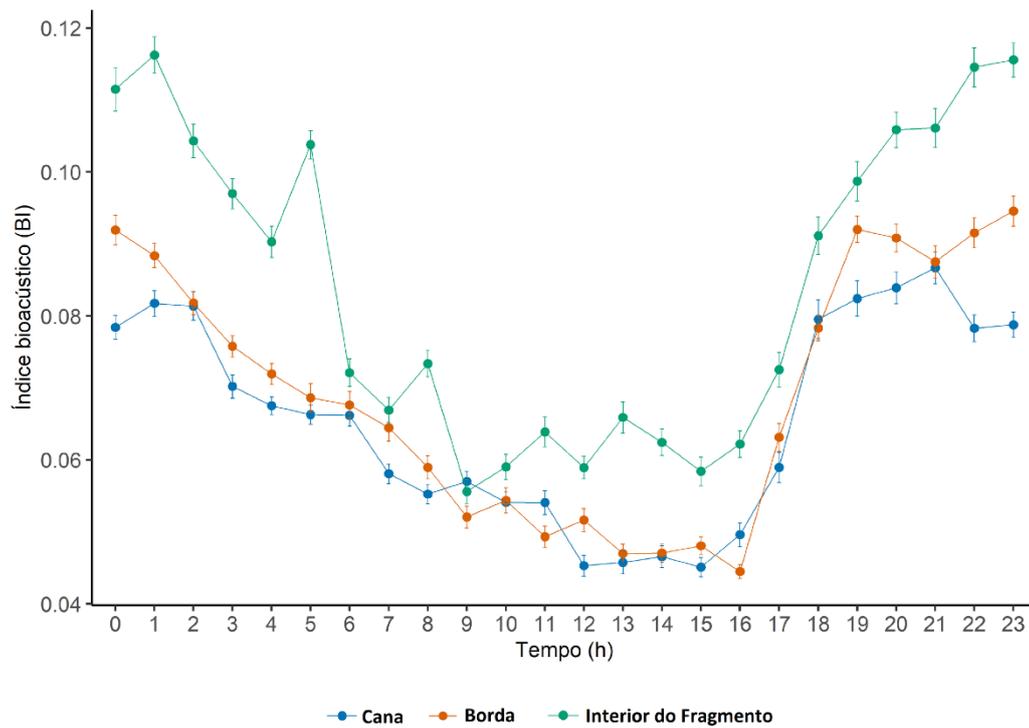
Quando testada a interação entre os ambientes e os horários do dia, a borda (SE = 0,006848, $z = 2,13$, $p = 0,0333$) apresentou um padrão de variação do BI ao longo do tempo distinto em comparação com a cana (SE = 0.003033, $z = 75.69$, $p < 0.001$), sendo que a borda teve valores mais altos de BI em quase todas as horas do dia quando comparados com a cana (Fig. 4). O Índice BI, de maneira geral, variou entre 0,08 e 0,11 ao longo do dia, com picos registrados entre 00h e 06h, e entre 18h e 23h, e o efeito quadrático do horário confirmou um padrão não linear na variação do BI ao longo do dia, refletindo uma curva característica com picos de atividade acústica durante os períodos noturnos e crepusculares (Fig. 4).

Figura 3: Variação do índice bioacústico (BI) no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, obtidos entre janeiro e maio de 2024. As linhas horizontais mais finas representam o intervalo de variação, a linha horizontal central representa a mediana, e o ponto representa a média.



Fonte: A autora (2025)

Figura 4: Variação do índice bioacústico (BI) ao longo de diferentes horas do dia no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, obtidos entre janeiro e maio de 2024. As linhas verticais indicam o intervalo de variação.



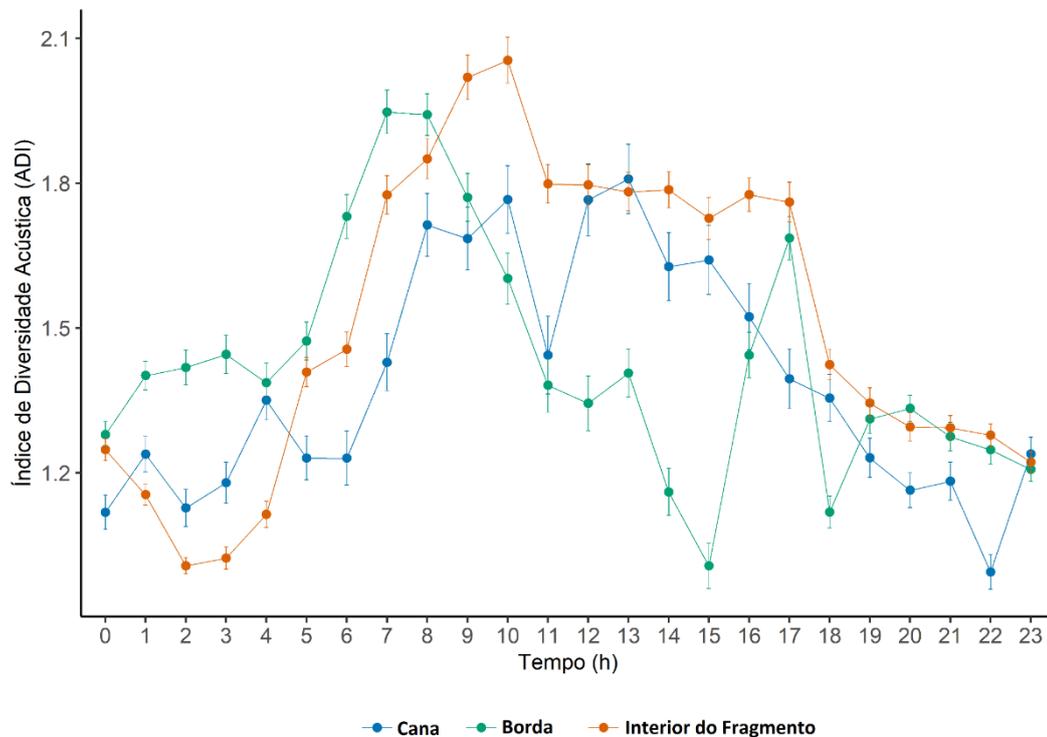
Fonte: A autora (2025)

Não houve diferença estatisticamente significativa entre o ADI na borda ($SE = 0,0930584$, $z = 0,67$, $p = 0,5018$), no centro do fragmento ($SE = 0,0930573$, $z = 1,45$, $p = 0,1474$), e na cana ($SE = 0,0696335$, $z = 22,54$, $p < 0,001$). Entretanto, as interações entre os diferentes ambientes e os horários do dia revelaram padrões importantes e significativos. Na interação com o horário, os valores de ADI variaram entre os diferentes ambientes ($SE = 0,0057755$, $z = -34,41$, $p < 0,001$). No ambiente de borda ($SE = 0,0127694$, $z = -7,73$, $p < 0,001$), os valores de ADI aumentam entre 7h e 17h, e em seguida diminuem novamente. No interior do fragmento ($SE = 0,0127$, $z = 3,79$, $p < 0,001$) a curva do ADI aumenta ao longo do dia, voltando a diminuir no início da noite. (Fig. 5).

Os valores do Índice de Diversidade Acústica (ADI) foram consideravelmente mais elevados entre 5h e 17h, variando entre 1,2 e 2,1, enquanto, nos demais horários

os valores diminuíram para abaixo de 1,2, e não ultrapassaram 1,5. O efeito quadrático do horário (SE = 0,0007, $z = -34,41$, $p < 0,001$) confirmou um padrão não linear na variação do ADI ao longo do dia. Isso reflete uma curva característica, com aumento significativo da diversidade acústica nas primeiras horas da manhã, pico entre 7h e 11h, seguido por uma redução gradual até o final do dia (Fig. 5).

Figura 5: Variação do índice de diversidade acústica (ADI) ao longo de diferentes horas do dia no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, obtidos entre janeiro e maio de 2024. As linhas verticais indicam o intervalo de variação.

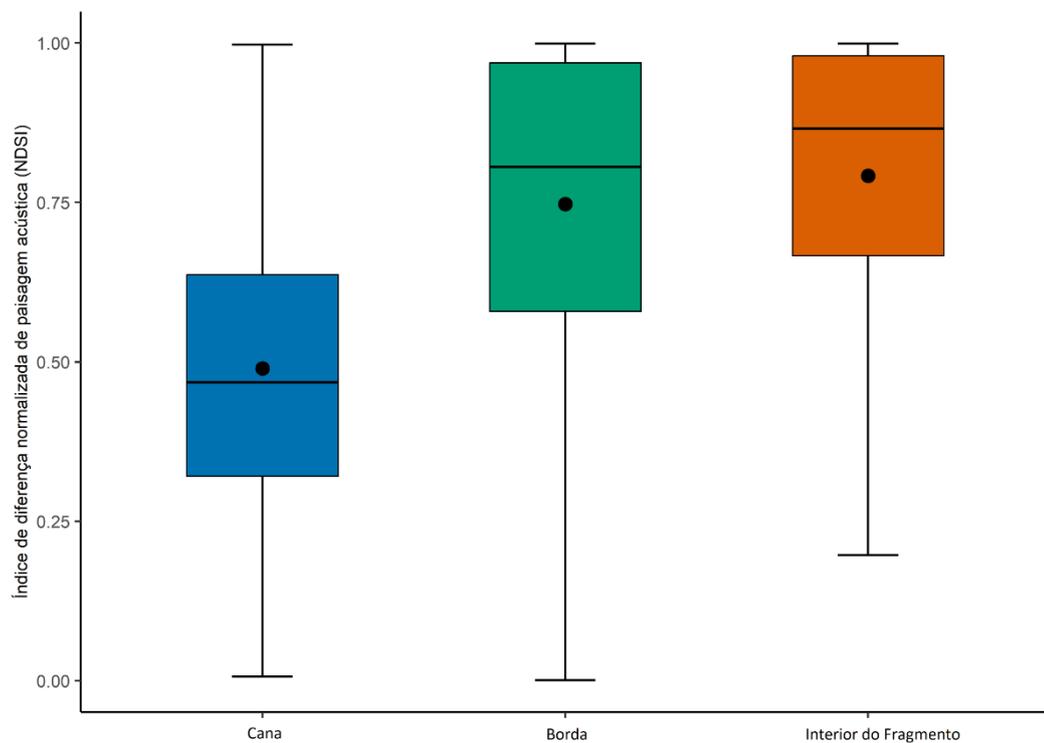


Fonte: A autora (2025)

Houve diferenças nos valores de NDSI entre os ambientes, sendo estes maiores no interior do fragmento (SE = 0,0563, $z = 5,378$, $p < 0,001$) e borda (SE = 0,0563, $z = 4,374$, $p < 0,001$) em comparação ao ambiente de cana (SE = 0,041975, $z = 10,284$, $p < 0,001$) (Fig. 6). A interação foi significativa entre o tipo de ambiente e as horas do dia para borda (SE = 0,0044, $z = -7,378$, $p < 0,001$) e o interior do fragmento (SE = 0,0045, $z = -5,355$, $p < 0,001$), indicando que as variações no NDSI ao longo do dia foram mais acentuadas nesses ambientes em relação à cana (Fig. 7).

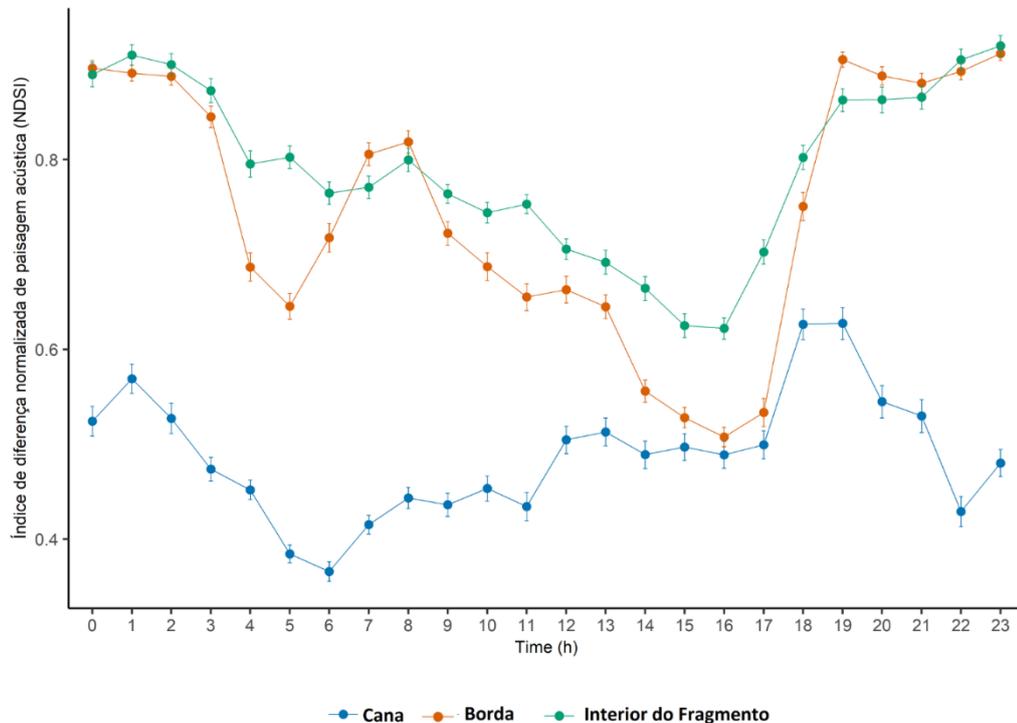
Os valores de NDSI foram menores em todos os horários do dia no ambiente de cana. Já nos ambientes de borda e interior, estes valores foram mais elevados, com picos noturnos (Fig.7). Os valores mais altos de NDSI podem indicar uma maior predominância de sons de biofonia na paisagem em relação a sons de antropofonia.

Figura. 6: Variação do índice de diferença normalizada para o interior de um fragmento de Mata Atlântica, sua borda, e matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, obtidos entre janeiro e maio de 2024. As linhas horizontais mais finas representam o intervalo de variação, a linha horizontal central representa a mediana, e o ponto representa a média.



Fonte: A autora (2025)

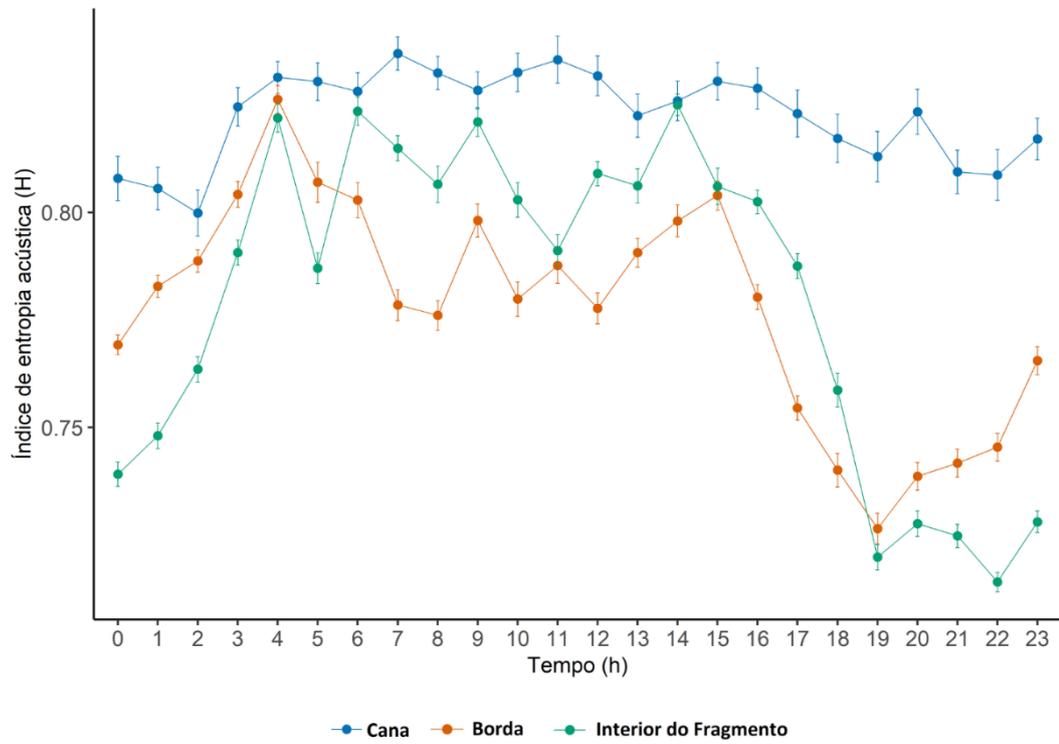
Figura. 7: Variação do índice de diferença normalizada de paisagens acústicas (NDSI) ao longo de diferentes horas do dia no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, obtidos entre janeiro e maio de 2024. As linhas verticais indicam o intervalo de variação.



Fonte: A autora (2025)

A análise do índice de Entropia Total (H) indicou padrões distintos entre os ambientes estudados, e não houve relação entre ambiente e a entropia para a borda ($SE = 0,190859$, $z = -1,65$, $p = 0,0993$) e interior do fragmento ($SE = 0,190862$, $z = -1,61$, $p = 0,1084$). Entretanto, o índice H foi influenciado pela hora do dia, com variações não lineares ao longo do tempo ($SE = 0,002683$, $z = -41,11$, $p < 0,001$). H apresentou valores mais altos em todos os horários do dia na área de cana ($SE = 1,37254$, $z = 12,37$, $p < 0,001$) em comparação à borda ($SE = 0,002683$, $z = -15,72$, $p < 0,001$) e interior do fragmento ($SE = 0,002683$, $z = -15,32$, $p < 0,001$). Entretanto, na borda e no interior do fragmento, a entropia foi maior durante o dia, diminuindo nos períodos da noite (Fig. 8) Isso sugere uma maior energia acústica no ambiente de cana, possivelmente devido à predominância de sons mais intensos associados à geofonia, como o vento e os ruídos da vegetação, ou a atividades antrópicas.

Figura 8: Variação do índice de entropia total (H) ao longo de diferentes horas do dia no interior de um fragmento de Mata Atlântica, na sua borda, e na matriz circundante de cana de açúcar, em Pernambuco, Brasil, obtidos entre janeiro e maio de 2024. As linhas verticais indicam o intervalo de variação.



Fonte: A autora (2025)

6 DISCUSSÃO

O presente estudo analisou a variação na paisagem sonora em áreas de Mata Atlântica fragmentada do Nordeste do Brasil, analisando diferentes índices acústicos em pontos no interior de um fragmento florestal, na sua borda, e na matriz agrícola circundante, formada por uma plantação de cana de açúcar. O índice Bioacústico (BI) e o Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) indicam que o interior do fragmento possui maior riqueza de sons de origem biológica (biofonia) do que as áreas de borda e a matriz de cana. Além disso, foi observado um padrão circadiano na atividade biológica, com picos de atividade no período noturno, e uma maior presença de geofonia e antropofonia na matriz de cana. Mais além, a matriz de cana teve maiores índices de entropia acústica, o que sugere que a paisagem sonora nesta matriz tem menor atividade biofônica e experimenta maiores efeitos da antropofonia. Assim, nossa análise permite detectar, quantificar e descrever diferenças entre as paisagens acústicas nas diferentes categorias de paisagem. Além de o interior do fragmento florestal abrigar maior atividade acústica biológica (inferindo assim maior biodiversidade), a matriz de cana mostra-se mais acusticamente homogênea e dominada por sons causados pela atividade humana.

Constatamos que as bordas do fragmento florestal e as áreas de cana apresentam paisagens acústicas similares, porém menos ricas em comparação ao interior do fragmento. A redução observada na riqueza acústica pode ser explicada pela predominância de ruídos mecânicos e industriais, que ocorrem continuamente ao longo do dia, sobrepondo-se aos sons biológicos. A interferência de atividades humanas no ambiente sonoro das paisagens naturais representa um problema crescente, especialmente em áreas de alta produtividade agrícola (Mamba *et al.*, 2019). Um dos impactos é que o predomínio de sons de origem antrópica em uma paisagem pode dificultar a comunicação entre espécies (Aide *et al.*, 2017), como por exemplo no caso das aves que dependem de seus cantos para conseguir parceiros no período reprodutivo e estabelecer territórios; quando esses sinais são sobrepostos por ruídos contínuos, há uma redução na eficiência da comunicação, o que pode prejudicar o ambiente social e alterar o comportamento natural das aves (Brumm, 2004; Cambraia, 2020). No caso dos anfíbios, essas perturbações podem alterar a

temporalidade dos comportamentos reprodutivos, ou seja, a janela temporal para a vocalização pode ser deslocada ou reduzida. Essa mudança na sincronização dos chamados dificulta a comunicação intraespecífica, comprometendo a eficácia dos sinais que, em condições naturais, facilitariam a agregação durante a reprodução e a rápida disseminação de alarmes em resposta a predadores (Cronin *et al.* 2022). Já para os mamíferos, os morcegos são um bom exemplo do impacto negativo causado pela poluição sonora, pois dependem fortemente da ecolocalização para detectar presas e se orientar no ambiente, e o ruído antropogênico pode mascarar os sinais sonoros utilizados nesse processo (Teshima *et al.*, 2022). De maneira geral, esse impacto pode ser particularmente prejudicial para espécies que caçam presas que emitem sons específicos, como insetos, dificultando a detecção e captura (Caorsi, 2018). Além disso, a exposição constante ao ruído pode forçar os morcegos a evitar áreas ricas em recursos, restringindo seu habitat e aumentando a competição por alimento em locais menos afetados pela poluição sonora. Essas alterações no comportamento alimentar podem levar a impactos negativos no crescimento, reprodução e, conseqüentemente, na viabilidade das populações (Jones, 2008).

Mais além, as modificações nas paisagens acústicas não afetam somente a capacidade de comunicação das espécies, mas também interferem em processos ecológicos fundamentais, como polinização, predação e deslocamento na paisagem (Pijanowski *et al.* 2011). Buscaino *et al.* (2016), por exemplo, reforçam que o aumento de ruídos de fundo pode alterar padrões comportamentais de diversas espécies, prejudicando interações ecológicas essenciais. A poluição sonora pode assim contribuir para a redução da biodiversidade, e ambientes dominados por ruídos sonoros apresentam menor diversidade biológica, especialmente em regiões impactadas por atividades industriais e agrícolas (Farina *et al.* 2018).

Matrizes agrícolas são reconhecidas por imporem restrições para a fauna remanescente em áreas fragmentadas, que podem não encontrar habitat suficiente para a sua persistência (Donald *et al.* 2006), ou podem encontrar nestas matrizes barreiras para o deslocamento entre remanescentes (Gascon e Lovejoy 1998). Matrizes de cana se enquadram neste contexto, e a presença constante de ruídos mecânicos pode comprometer ainda mais a qualidade ambiental local, tornando esses

locais menos atrativos para espécies sensíveis ao ruído (Mamba *et al.*, 2019). Em ecossistemas tropicais, onde muitas espécies dependem de sinais acústicos para encontrar alimento e parceiros ou evitar predadores, a poluição sonora pode ter impactos ainda mais significativos para as espécies que dependem da comunicação acústica (Sueur e Farina, 2015). Além disso, a substituição dos sons biológicos naturais por sons antropogênicos pode alterar a percepção espacial das espécies, afetando sua distribuição e comportamento (Campos-Cerqueira e Aide, 2016).

Padrões circadianos

Nossa análise detectou que há um padrão circadiano na atividade biológica nos três ambientes, com uma concentração significativa de atividade durante a madrugada, início da manhã e à noite, como indicado pelo Índice Bioacústico (BI). Esse padrão reflete a distribuição temporal da atividade vocal das espécies, onde aves diurnas têm picos de vocalização ao amanhecer e entardecer (canto do alvorecer e crepúsculo) (Sutherland, *et al.* 2004), enquanto insetos exibem atividade tanto diurna quanto noturna, dependendo do grupo (Price, 1997). Anfíbios e morcegos, por sua vez, são predominantemente noturnos ajustando suas atividades a períodos de menor luminosidade (Kunz *et al.*, 2005; Wells, 2019). Conforme demonstrado por Ospina *et al.* (2013), muitas espécies, particularmente as noturnas, ajustam suas rotinas em função de variáveis ambientais como temperatura e umidade, que atingem condições mais favoráveis nesses períodos. Esse ajuste temporal permite que, em áreas com menor interferência sonora, como o interior dos fragmentos florestais, as espécies mantenham seus comportamentos de alimentação, reprodução e interações sociais de forma otimizada, sem os impedimentos impostos pelo ruído constante de maquinários e atividades industriais (Campos-Cerqueira e Aide, 2017; Sueur e Farina, 2015).

Por outro lado, a diferenciação entre a atividade diurna e noturna pode ser interpretada, em alguns casos, como uma resposta adaptativa aos níveis elevados de poluição sonora. Pieretti *et al.* (2015) sugerem que a alteração dos padrões de vocalização constitui um mecanismo compensatório ao estresse acústico, permitindo que as espécies evitem os períodos de maior interferência sonora. Essa proposição encontra respaldo em estudos que demonstraram que, em ambientes de borda e

áreas impactadas por atividades agrícolas, os níveis de ruído durante o dia – oriundos, por exemplo, de sons mecânicos – inibem a expressão plena dos comportamentos comunicativos, levando a um aumento da atividade vocal no período noturno, quando a interferência antropogênica diminui (Aide *et al.*, 2013; Mammides *et al.*, 2017). De fato, os padrões identificados por nós parecem confirmar esta percepção. Porém, a literatura aponta que tais adaptações comportamentais em ambientes acusticamente poluídos podem acarretar consequências ecológicas de longo prazo. A modulação dos padrões circadianos em resposta à poluição sonora pode alterar a sincronização entre atividades reprodutivas, a comunicação inter-específica e a eficiência na forrageamento, fatores estes que, quando comprometidos, impactam diretamente a dinâmica populacional e as interações tróficas (Pijanowski *et al.*, 2011). Estudos reforçam que a interferência sonora não é um fenômeno isolado, mas parte de um conjunto de pressões antrópicas que, em conjunto, podem levar a uma simplificação dos padrões de vocalização e a uma redução na diversidade biológica (Farina *et al.*, 2018; Buscaino *et al.*, 2016).

Geofonia nos ambientes de cana de açúcar

Nossos resultados indicam que o ambiente de cana apresentou maior geofonia em comparação ao interior dos fragmentos. Esse padrão pode ser explicado pela estrutura aberta da matriz agrícola, que permite uma maior incidência e propagação dos sons naturais, como chuva e vento, sem as barreiras físicas oferecidas por uma vegetação mais densa (Sueur *et al.*, 2008). Em ambientes florestais, a cobertura arbórea reduz a intensidade da precipitação ao interceptar a chuva antes que ela atinja o solo, amortecendo também os efeitos do vento. Esse fenômeno foi demonstrado por Oliveira *et al.* (2022), onde áreas com maior densidade de vegetação apresentam menores níveis de pressão sonora, sugerindo que a cobertura vegetal pode atuar como um filtro acústico, reduzindo a propagação de sons naturais, como o vento e a chuva. Além disso, Andrade (2021) analisou a acústica de fragmentos de Mata Atlântica em diferentes estágios de reflorestamento e observou que a densidade da vegetação afeta tanto a intensidade quanto a presença de sons bióticos e abióticos, reforçando a ideia de que a estrutura da vegetação pode modificar significativamente a paisagem sonora.

Assim, em ambientes com baixa densidade vegetal, como os canaviais, os sons da chuva atingindo diretamente o solo e o movimento do vento atravessando a vegetação seriam amplificados. De fato, a aplicação do índice H em nosso estudo reforça que a geofonia foi mais predominante nos ambientes agrícolas devido provavelmente à ausência de barreiras naturais para a propagação destes sons. Isso também explica a menor diversidade e variabilidade acústica observados no ambiente de cana. Essa homogeneidade pode resultar em habitats menos adequados para diversas espécies, levando a uma redução na biodiversidade local. Além disso, a amplificação de sons naturais, como chuva e vento, pode mascarar sinais acústicos essenciais para a comunicação entre os animais, afetando comportamentos relacionados à reprodução, forrageamento e defesa contra predadores. Essas alterações na paisagem sonora podem comprometer a dinâmica ecológica e a resiliência dos ecossistemas agrícolas.

A utilidade e aplicabilidade dos índices acústicos para o biomonitoramento de paisagens

De maneira geral, verificamos que a paisagem acústica, riqueza e abundância sonora são influenciadas pelas atividades antrópicas da usina em nossa área de estudo, confirmando a ideia de que os índices Bioacústico (BI) e de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) podem ser eficazes para monitorar a biodiversidade, especialmente em ecossistemas tropicais (Sueur, 2018). A biofonia de uma área reflete, de maneira precisa, a complexidade e a integridade dos habitats, pois espécies diferentes geram diferentes tipos de sons e interagem de maneiras distintas com o ambiente (Schoeman, 2022). Além disso, a variação nos resultados do Índice Bioacústico (BI) e do Índice de Diversidade Acústica (ADI) evidenciam a influência da escolha das faixas de frequência na interpretação dos dados acústicos. Enquanto o BI, que mede a intensidade das vocalizações entre as frequências de 2000 a 8000 Hz, apresentou uma diminuição da atividade durante o dia, o ADI, que considera uma distribuição mais ampla das frequências, registrou um aumento na diversidade sonora. Esse padrão pode ser explicado pelo fato de que o ADI pode estar capturando não apenas a biofonia, mas também outros componentes da paisagem sonora e até

mesmo ruídos de fundo, gerando um efeito semelhante ao do índice H, que reflete a complexidade geral da paisagem acústica (Villanueva-Rivera *et al.*, 2011).

Estudos anteriores, como o de Depraetere *et al.* (2012), conduzido em uma floresta madura, uma floresta jovem e um ecótono floresta-paisagem agrícola na França, demonstraram que a delimitação das faixas de frequência afeta diretamente os padrões detectados pelos índices acústicos, reforçando a necessidade de calibrar as análises de acordo com os objetivos ecológicos do estudo. O estudo de Scarpelli *et al.* (2021), conduzido em ambientes terrestres na Austrália, onde foram analisadas paisagens sonoras utilizando uma abordagem de descoberta de motivos em séries temporais e classificação por random forest reforça a importância da análise multi-índices para aumentar a precisão na categorização da paisagem sonora e minimizar erros metodológicos. Assim, como em nosso estudo, a combinação de diferentes índices acústicos possibilita uma avaliação mais robusta tanto da antropofonia, quanto da geofonia, e sua relação com fatores ambientais, melhorando a aplicabilidade dos métodos ecoacústicos para o monitoramento da biodiversidade.

A adoção de análises acústicas de paisagem é relativamente recente no Brasil (Pijanowski *et al.*, 2011; Souza, 2019), e estudos recentes reforçam a importância de integrar os índices acústicos para aprimorar o monitoramento da biodiversidade. Por exemplo, Braga *et al.* (2023) investigaram a partição acústica entre duas espécies de *Physalaemus*, na região do Recôncavo Baiano. Eles analisaram parâmetros como a frequência dominante e a duração dos chamados para compreender como tais divergências facilitam a coexistência em ambientes com alta sobreposição espacial e temporal. Estes autores demonstraram que a delimitação precisa dos parâmetros acústicos é fundamental para detectar a partição de nicho entre espécies que coexistem em ambientes com alta sobreposição espacial e temporal. Da mesma forma, De Araújo *et al.* (2023) desenvolveram um método automatizado que visa facilitar a detecção de vocalizações de aves criticamente ameaçadas. No estudo, os autores coletaram gravações de alta qualidade, que funcionam como padrões de referência, representando as características acústicas específicas de espécies raras. Além disso, Silva de Sales *et al.* (2025) integraram métodos tradicionais, como o uso de redes de neblina, com a bioacústica para realizar levantamentos de morcegos,

mostrando que a análise conjunta de índices – como o número de passes e as características espectrais dos chamados – fornece uma avaliação mais completa da diversidade. Assim, a combinação de diferentes índices possibilita uma abordagem mais robusta para avaliar os componentes acústicos e os fatores ambientais, ampliando a aplicabilidade dos métodos ecoacústicos para o monitoramento e a conservação da biodiversidade.

O uso de índices acústicos em áreas naturais e degradadas tem se mostrado uma ferramenta valiosa na detecção de mudanças ambientais e na avaliação da qualidade do habitat (Farina *et al.* 2018). A aplicação de métodos acústicos em conjunto com técnicas de modelagem de ocupação pode fornecer dados cruciais sobre as tendências populacionais de espécies ameaçadas e a saúde do ecossistema (Campos-Cerqueira e Aide, 2017). A paisagem acústica, portanto, não apenas revela a riqueza acústica das espécies, mas também a dinâmica de suas interações. Esse tipo de monitoramento pode ser particularmente útil em áreas de difícil acesso ou quando métodos tradicionais de amostragem, como armadilhas e observação direta, não são viáveis ou eficientes (Teixeira, *et al.* 2019).

Nossa pesquisa contribui, assim, para o estudo dos efeitos da perda e fragmentação de habitats sobre a conservação da biodiversidade, especialmente em áreas impactadas por atividades humanas, como aquelas associadas à produção agrícola. Este é o caso da Mata Atlântica brasileira, em especial na região Nordeste. A porção de Mata Atlântica ao norte do Rio São Francisco, conhecida como Centro de Endemismo Pernambuco, é reconhecida pela elevada perda de habitat, pela hiperfragmentação dos seus remanescentes florestais, e também pelo elevado número de espécies em estado crítico de ameaça (Ribeiro *et al.*, 2009; Mendes Pontes *et al.*, 2016; da Silva Carvalho, 2021).

Investigar os processos e mecanismos por trás da perda de biodiversidade têm um papel múltiplo: documentar os impactos que a atividade humana vem causando sobre o meio natural, alertar a sociedade sobre suas consequências, mas também propor abordagens para o enfrentamento e reversão dos problemas causados. A dinâmica dos ecossistemas pode ser afetada por fatores climáticos, como precipitação

e temperatura, que modulam a atividade das espécies ao longo do ano. Assim, sugerimos que pesquisas futuras se concentrem na análise da variação sazonal das paisagens acústicas e em como essas flutuações influenciam a diversidade biológica. Mais além, futuras investigações em fragmentos da Mata Atlântica do Nordeste precisam integrar dados acústicos e ecológicos, como o tamanho dos fragmentos, a quantidade e qualidade das matrizes e bordas, e também o histórico de uso destas áreas. Pela complexidade, estas não foram variáveis consideradas neste estudo. A fim de fornecer uma compreensão mais abrangente dos processos ecológicos e subsidiar políticas de conservação mais eficazes, fica assim a sugestão que estudos futuros considerem com maior atenção o papel que a interação destas variáveis pode ter na paisagem acústica da região.

7 CONCLUSÃO

- As bordas dos fragmentos e as áreas de cana apresentam paisagens semelhantes em diversidade acústica, mas que são menos ricas que o centro dos fragmentos.
- Há um padrão circadiano na atividade biológica nos três ambientes, sendo que a maior parte da atividade é concentrada no período da madrugada e começo da manhã, e no período da noite.
- A geofonia foi consideravelmente maior no ambiente de cana.
- A paisagem acústica e diversidade sonora são influenciadas pelas atividades antrópicas da usina.

REFERÊNCIAS

- AGUILAR, Ramiro *et al.* Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. **Molecular Ecology**, v. 17, n. 24, p. 5177-5188, 2008.
- AGUILAR, Ramiro *et al.* Habitat fragmentation reduces plant progeny quality: a global synthesis. **Ecology Letters**, v. 22, n. 7, p. 1163-1173, 2019.
- AIDE, T. *et al.* Species richness (of insects) drives the use of acoustic space in the tropics. **Remote Sensing**, v. 9, n. 11, p. 1096, 2017.
- AIDE, T. Mitchell *et al.* Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. **PeerJ**, v. 1, p. e103, 2013.
- ALCOCER, Irene *et al.* Acoustic indices as proxies for biodiversity: a meta-analysis. **Biological Reviews**, v. 97, n. 6, p. 2209-2236, 2022.
- ALMEIDA-ROCHA, Juliana M. *et al.* The impact of anthropogenic disturbances on the genetic diversity of terrestrial species: A global meta-analysis. **Molecular Ecology**, v. 29, n. 24, p. 4812-4822, 2020.
- ALVARADO, S.T.; FORNAZARI, T.; CÓSTOLA, A.; MORELLATO, L.P.C.; SILVA, T.S.F. Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: tracking long-term fire regimes using remote sensing. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 270–281, 2017. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.03.047.
- ALVAREZ-BERRÍOS, Nora *et al.* Impacts of small-scale gold mining on birds and anurans near the Tambopata Natural Reserve, Peru, assessed using passive acoustic monitoring. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 2, p. 832-851, 2016.
- AMARAL, Silvana *et al.* Alarming patterns of mature forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **Nature Sustainability**, p. 1-9, 2025.
- ANDRADE, Manuel Correia de. História das usinas de açúcar de Pernambuco. 2. ed. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2001.
- ANDRADE, Manuel Correia de. Pernambuco: cinco séculos de colonização. João Pessoa: Grafset, 2004.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor *et al.* Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology letters**, v. 23, n. 9, p. 1404-1420, 2020..

BANKS-LEITE, Cristina *et al.* Countering the effects of habitat loss, fragmentation, and degradation through habitat restoration. **One Earth**, v. 3, n. 6, p. 672-676, 2020.

BARRETO, Cristiane Gomes; DRUMMOND, José Augusto. Com açúcar e sem afeto: A cana e a devastação da Mata Atlântica nordestina. **Metamorfoses florestais: culturas, ecologias e as transformações históricas da Mata Atlântica. Prismas, Curitiba**, p. 265-285, 2016.

BEZERRA, Alan César *et al.* Seasonality of Biophysical Parameters in Extreme Years of Precipitation in Pernambuco: Relations, Regionalities, and Variability. **Atmosphere**, v. 14, n. 12, p. 1712, 2023.

BOELMAN, Natalie T. *et al.* Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. **Ecological Applications**, v. 17, n. 8, p. 2137-2144, 2007.

BOSA, Cláudia Regina *et al.* Estratégias de educação para a sensibilização ambiental: o caso dos Monos (*Brachyteles arachnoides*) no Paraná. In: **AZAB-Congresso da Associação de Zoológicos e Aquários do Brasil**. 2024.

BRADFER-LAWRENCE, Tom *et al.* Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 10, p. 1796-1807, 2019.

BRAGA, Hugo SN *et al.* Acoustic partitioning explains the coexistence between two *Physalaemus* species (*Anura*, *Leptodactylidae*) in the Atlantic Forest in Eastern Bahia State, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 95, n. 1, p. e20211348, 2023.

BRÄNDEL, Stefan D. *et al.* Consequences of fragmentation for Neotropical bats: The importance of the matrix. **Biological Conservation**, v. 252, p. 108792, 2020.

BROOKS, M. E.; KRISTENSEN, K.; VAN BENTHEM, K. J.; MAGNUSSON, A.; BERG, C. W.; NIELSEN, A.; BOLKER, B. M. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. **The R Journal**, v. 9, n. 2, p. 378–400, 2017.

BROWNING, E.; GIBB, R.; GLOVER-KAPFER, P.; JONES, K. E. Passive acoustic monitoring in ecology and conservation. **WWF Conserv. Technol. Ser.**, v. 1, 2017, p. 10–12.

BRUMM, Henrik. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. **Journal of Animal Ecology**, p. 434-440, 2004.

BUSCAINO, Giuseppa *et al.* Temporal patterns in the soundscape of the shallow waters of a Mediterranean marine protected area. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 34230, 2016.

CABALLERO, Cassia Brocca *et al.* Transformation of Brazil's biomes: The dynamics and fate of agriculture and pasture expansion into native vegetation. **Science of the Total Environment**, v. 896, p. 166323, 2023.

CAMBRAIA, I. C. **Efeitos de distúrbios ambientais sobre o espaço acústico da avifauna do Cerrado**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2019.

CAMILO, L. H. A. **Efeitos da fragmentação sobre a comunidade de pequenos mamíferos em remanescentes florestais no sul da Amazônia, Brasil**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Nova Xavantina, 2012.

CAMPOS-CERQUEIRA, Marconi; AIDE, T. Mitchell. Changes in the acoustic structure and composition along a tropical elevational gradient. **Journal of Ecoacoustics**, v. 1, n. 1, p. 1-1, 2017.

CAORSI, V. Z. **Efeito do ruído antropogênico no comportamento animal**. 2018. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

CARDINALE, Bradley J. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59-67, 2012.

CAVALCANTI, Roberta Q. *et al.* Soil physical changes induced by sugarcane cultivation in the Atlantic Forest biome, northeastern Brazil. **Geoderma**, v. 370, p. 114353, 2020.

CHERUBIN, Maurício Roberto *et al.* Land use and management effects on sustainable sugarcane-derived bioenergy. **Land**, v. 10, n. 1, p. 72, 2021.

CORTEZ, Luís Augusto Barbosa *et al.* Da criação ao fim do Proálcool. In: **Proálcool 40 anos: universidades e empresas: 40 anos de ciência e tecnologia para o etanol brasileiro**. Blucher Open Access, 2016. p. 29-60.

COSTA, Adriana; GALVÃO, Amanda; DA SILVA, Lucas Gonçalves. Mata Atlântica Brasileira: Análise do efeito de borda em fragmentos florestais remanescentes de um hotspot para conservação da biodiversidade. **Revista GEOMAE**, v. 10, n. 1, p. 112-123, 2019.

CRONIN, Andrew D.; SMIT, Judith AH; HALFWERK, Wouter. Anthropogenic noise and light alter temporal but not spatial breeding behavior in a wild frog. **Behavioral Ecology**, v. 33, n. 6, p. 1115-1122, 2022.

DA COSTA DIAS, Thiago; SILVEIRA, Luís Fábio; FRANCISCO, Mercival Roberto. Endemic and threatened birds as surrogates for identifying conservation priority areas and ecological corridors in the America's most endangered habitat. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 21923, 2024.

DA SILVA CARVALHO, Carolina *et al.* Environmental heterogeneity and sampling relevance areas in an Atlantic Forest endemism region. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 311-318, 2021.

DA SILVA, Vicente de Paulo Rodrigues; BORGES, Cicera Josefa Rozangela; DE ALBUQUERQUE, Walker Gomes. Necessidades hídricas da cana-de-açúcar cultivada em clima tropical. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 35, n. 2, p. 625-632, 2014.

DE ARAÚJO, C. B. *et al.* The sound of hope: searching for critically endangered species using acoustic template matching. **Bioacoustics**, v. 32, n. 6, p. 708-723, 2023.

DE ARRUDA RAMOS, Escarlett; NUVOLONI, Felipe Micali; DO NASCIMENTO LOPES, Elfany Reis. Landscape Transformations and loss of Atlantic Forests: challenges for conservation. **Journal for Nature Conservation**, v. 66, p. 126152, 2022.

de CARVALHO, A. L., Menezes, R. S. C., Nóbrega, R. S., de Siqueira Pinto, A., Ometto, J. P. H. B., von Randow, C., e Giarolla, A. (2015). Impact of climate changes on potential sugarcane yield in Pernambuco, northeastern region of Brazil. **Renewable Energy**, 78, 26-34

DE PERNAMBUCO, Governo. Atlas da biodiversidade de Pernambuco. **Governo de Pernambuco, secretaría deficiencias, tecnologia e meio ambiente y IPAD**, 2002.

DE SOUZA LEITE, Melina *et al.* Matrix quality determines the strength of habitat loss filtering on bird communities at the landscape scale. **Journal of Applied Ecology**, v. 59, n. 11, p. 2790-2802, 2022.

DELICIELLOS, Ana C. *et al.* Species richness and endemism of marsupials in the Atlantic Forest: spatial patterns and drivers. In: **American and Australasian Marsupials: An Evolutionary, Biogeographical, and Ecological Approach**. Cham: Springer International Publishing, 2022. p. 1-23.

DEPRAETERE, Marion *et al.* Monitoring animal diversity using acoustic indices: Implementation in a temperate woodland. **Ecological Indicators**, v. 13, n. 1, p. 46-54, 2012.

DIAS, Henrique Boriolo; SENTELHAS, Paulo Cesar. Dimensioning the impact of irrigation on sugarcane yield in Brazil. **Sugar Tech**, v. 21, n. 1, p. 29-37, 2019.

DIAS, Marcelo. The Atlantic Forest During Colonial Brazil. In: **Oxford Research Encyclopedia of Latin American History**. 2023.

DONALD, Paul F.; EVANS, Andy D. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. **Journal of applied ecology**, v. 43, n. 2, p. 209-218, 2006.

DRISCOLL, Don A. *et al.* Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 10, p. 605-613, 2013.

DRÖGE, Saskia *et al.* Listening to a changing landscape: Acoustic indices reflect bird species richness and plot-scale vegetation structure across different land-use types in north-eastern Madagascar. **Ecological Indicators**, v. 120, p. 106929, 2021.

ENGEMANN, Carlos *et al.* Consumo de recursos florestais e produção de açúcar no período colonial: o caso do engenho do Camorim, RJ. **As marcas do homem na floresta: história ambiental de um trecho de Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Ed. PUC-Rio, p. 119-140, 2005.

FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FARINA, Almo *et al.* **Principles and methods in landscape ecology**. London: Chapman & Hall, 1998.

FARINA, Almo; GAGE, Stuart H.; SALUTARI, Paolo. Testing the ecoacoustics event detection and identification (EEDI) approach on Mediterranean soundscapes. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 698-715, 2018.

FEIJÓ, Anderson *et al.* Mammals of the Pernambuco Endemism Center: diversity, biogeography, research gaps, and conservation concerns. In: **Animal Biodiversity and Conservation in Brazil's Northern Atlantic Forest**. Cham: Springer International Publishing, 2023. p. 201-228.

FERREIRA DE ALENCAR MENDES, Bárbara Thaís *et al.* Impacts of Slash-and-Burn Cultivation on the Soil and Vegetation of the Atlantic Forest in Southeastern Brazil. **Human Ecology**, v. 51, n. 4, p. 655-669, 2023.

FERREIRA, Patrícia Alves *et al.* Forest and connectivity loss simplify tropical pollination networks. **Oecologia**, v. 192, p. 577-590, 2020.

FILGUEIRAS, Bruno KC *et al.* Functional reorganization of dung beetle assemblages in forest-replacing sugarcane plantations. **Journal of Insect Conservation**, v. 26, n. 4, p. 683-695, 2022.

FRANKHAM, Richard *et al.* **A practical guide for genetic management of fragmented animal and plant populations**. Oxford University Press, 2019.

FREYRE, G. **Nordeste**. 4. ed. São Paulo: Global Editora, 2004. 255 p.

GASC, Amandine *et al.* Soundscapes reveal disturbance impacts: biophonic response to wildfire in the Sonoran Desert Sky Islands. **Landscape Ecology**, v. 33, p. 1399-1415, 2018.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. **Zoology**, v. 101, p. 273-280, 1998

GIBB, Rory *et al.* Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 2, p. 169-185, 2019.

GRACANIN, Ana; MIKAC, Katarina M. The use of selfie camera traps to estimate home range and movement patterns of small mammals in a fragmented landscape. **Animals**, v. 12, n. 7, p. 912, 2022.

GRITZ, Guilherme Salgado *et al.* Commonness as a reliable surrogacy strategy for the conservation planning of rare tree species in the subtropical Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 33, n. 6, p. 1895-1907, 2024.

HADDAD, Nick M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

- HALD-MORTENSEN, Christian. The main drivers of biodiversity loss: a brief overview. **Journal of Ecology and Natural Resources**, v. 7, n. 3, p. 000346, 2023.
- HANSEN, Matthew C. *et al.* The fate of tropical forest fragments. **Science Advances**, v. 6, n. 11, p. eaax8574, 2020.
- JONES, Gareth. Sensory ecology: noise annoys foraging bats. **Current Biology**, v. 18, n. 23, p. R1098-R1100, 2008.
- KASTEN, Eric 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.
- KIMMEL, Thomas; PIECHOWSKI, Daniel; GOTTSBERGER, Gerhard. The history of fragmentation of the lowland Atlantic Forest of Pernambuco, Brazil. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, v. 2, n. 1, p. 1-4, 2008.
- KRAUSE, Bernie. **Wild soundscapes: discovering the voice of the natural world**. Yale University Press, 2016.
- KUIPERS, Koen JJ *et al.* Habitat fragmentation amplifies threats from habitat loss to mammal diversity across the world's terrestrial ecoregions. **One Earth**, v. 4, n. 10, p. 1505-1513, 2021.
- KUNZ, Thomas H.; FENTON, M. Brock (Ed.). **Bat Ecology**. University of Chicago Press, 2005.
- KUPFER, John A.; MALANSON, George P.; FRANKLIN, Scott B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 1, p. 8-20, 2006.
- LAURANCE, W.; VASCONCELOS, H. Ecological consequences of forest fragmentation in the Amazon. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009
- LAURANCE, William F.; GOOSEM, Miriam; LAURANCE, Susan GW. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 12, p. 659-669, 2009.
- LIGGES, Uwe *et al.* Package 'tuneR'. 2018.

LINDENMAYER, David B. *et al.* Novel ecosystems resulting from landscape transformation create dilemmas for modern conservation practice. **Conservation Letters**, v. 1, n. 3, p. 129-135, 2008.

LINO, Ana *et al.* A meta-analysis of the effects of habitat loss and fragmentation on genetic diversity in mammals. **Mammalian Biology**, v. 94, p. 69-76, 2019.

LINS-E-SILVA, Ana Carolina B.; FERREIRA, Paulo Sérgio M.; RODAL, Maria Jesus N. The north-eastern Atlantic Forest: biogeographical, historical, and current aspects in the sugarcane zone. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**, p. 45-61, 2021.

LIRA, Paula Koeler. **Efeitos do histórico de alterações da paisagem sobre aves e pequenos mamíferos na Mata Atlântica**. 2011. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

LÔBO, Diele *et al.* Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 2, p. 287-296, 2011.

MACHADO, Ricardo B.; AGUIAR, Ludmilla; JONES, Gareth. 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.

MAMBA, Mngqobi *et al.* Influence of sugarcane plantations on the population dynamics and community structure of small mammals in a savanna-agricultural landscape. **Global Ecology and Conservation**, v. 20, p. e00752, 2019.

MAMMIDES, Christos *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.

MARQUES, Leonardo. Slavery and its economic structures in colonial Brazil. In: **Oxford Research Encyclopedia of Latin American History**. 2019.

MARQUES, Marcia CM; GRELLE, Carlos EV. The Atlantic Forest. **History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. Springer International Publishing, 2021.

MARTINEZ PARDO, Julia *et al.* Much more than forest loss: four decades of habitat connectivity decline for Atlantic Forest jaguars. **Landscape Ecology**, v. 38, n. 1, p. 41-57, 2023.

MELO, D. H. A. *et al.* Effect of habitat loss and fragmentation on fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest. **Canadian journal of zoology**, v. 97, n. 7, p. 588-596, 2019.

MELO, É., Gadelha, J. , Lucena, L. and Pontes, A. (2025) The Abundance of the Remaining Mammalian Fauna and the Impacts of Hunting in a Biodiversity Hotspot's Hotspot in the Atlantic Forest of North-Eastern Brazil. **Open Journal of Ecology**, 15, 65-91. doi: 10.4236/oje.2025.151004.

MENDES PONTES, Antonio Rossano *et al.* Mass extinction and the disappearance of unknown mammal species: scenario and perspectives of a biodiversity hotspot's hotspot. **PLoS One**, v. 11, n. 5, p. e0150887, 2016.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, 28 nov. 2001. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em: 10 fev. 2025.

MIRANDA, Antoniele Viegas *et al.* **Avaliação do risco de extinção de onça-parda em fragmentos da Mata Atlântica**. 2024. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso Técnico em Meio Ambiente) — ETEC de Cubatão, Cubatão-SP.

MÜLLER, Sandra *et al.* Land-use intensity and landscape structure drive the acoustic composition of grasslands. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 328, p. 107845, 2022.

MURCIA, Carolina. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000. DOI: 10.1038/35002501.

NANNI, Henrique Cesar; NANNI, Sueli Medeiros; SEGNINI, Rosana Cammarosano. A importância dos manguezais para o equilíbrio ambiental. **II simpósio internacional de ciências integradas Da UNAERP campus Guarujá**, 2005.

NTSHANGA, Nasiphi K.; PROCHEŞ, Serban; SLINGSBY, Jasper A. Assessing the threat of landscape transformation and habitat fragmentation in a global biodiversity hotspot. **Austral Ecology**, v. 46, n. 7, p. 1052-1069, 2021.

OLIVEIRA, Eliziane Garcia de. **Paisagens acústicas e o uso de monitoramento acústico passivo em biomas brasileiros**. 2020. Tese (Doutorado em Ecologia) — Universidade Federal do Rio Grande do Norte

OLIVEIRA, Kenny Delmonte *et al.* Impacts of sugarcane expansion on water availability in a river basin in southeastern Brazil. **Catena**, v. 216, p. 106437, 2022.

OSPINA, Oscar E. *et al.* Variable response of anuran calling activity to daily precipitation and temperature: implications for climate change. **Ecosphere**, v. 4, n. 4, p. 1-12, 2013.

PARDINI, Renata; NICHOLS, Elizabeth; PÜTTKER, Thomas. Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. **Encyclopedia of the Anthropocene**, v. 3, p. 229-239, 2017.

PEREIRA FILHO, Gentil Alves *et al.* State of knowledge and conservation of the snake fauna of the “Brejos de Altitude” in the Pernambuco Endemism Center, Northeastern Brazil. **Ethnobiology and Conservation**, v. 9, 2020.

PERILLO, Luciano Ito *et al.* Avoiding burning practice and its consequences on the greenhouse gas emission in sugarcane areas southern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 719-730, 2022.

PIERETTI, N. *et al.* Determining temporal sampling schemes for passive acoustic studies in different tropical ecosystems. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 1, p. 215-234, 2015.

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

PINTO, Luiz Paulo *et al.* Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, p. 91-118, 2006.

PRICE, Peter W. **Insect ecology**. John Wiley & Sons, 1997.

PÜTTKER, Thomas *et al.* Habitat specialization interacts with habitat amount to determine dispersal success of rodents in fragmented landscapes. **Journal of Mammalogy**, v. 94, n. 3, p. 714-726, 2013.

RAMÍREZ-DELGADO, Juan Pablo *et al.* Matrix condition mediates the effects of habitat fragmentation on species extinction risk. **Nature communications**, v. 13, n. 1, p. 595, 2022.

RIBEIRO JR, José Wagner; SUGAI, Larissa Sayuri Moreira; CAMPOS-CERQUEIRA, Marconi. Passive acoustic monitoring as a complementary strategy to assess biodiversity in the Brazilian Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 12, p. 2999-3002, 2017.

RIBEIRO, Milton Cezar *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIEDE, Klaus. Acoustic profiling of Orthoptera for species monitoring and discovery: present state and future needs. **PeerJ Preprints**, v. 5, p. e3397v1, 2017.

ROCHA-SANTOS, Larissa *et al.* The loss of functional diversity: A detrimental influence of landscape-scale deforestation on tree reproductive traits. **Journal of Ecology**, v. 108, n. 1, p. 212-223, 2020.

RODA, Sônia Aline; PEREIRA, Glaucio Alves. Distribuição recente e conservação das aves de rapina florestais do Centro Pernambuco. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 14, n. 4, p. 331-344, 2006.

RODRIGUES, Daniele Pereira *et al.* Small mammals in fragments of Atlantic Forest: species richness answering to field methods and environment. **Journal of Tropical Ecology**, v. 36, n. 3, p. 101-108, 2020.

ROSS, Samuel RP-J. *et al.* Passive acoustic monitoring provides a fresh perspective on fundamental ecological questions. **Functional Ecology**, v. 37, n. 4, p. 959-975, 2023.

SANTOS, AL da S.; PEREIRA, Eugênia Cristina Gonçalves; ANDRADE, Laise de Holanda Cavalcanti. A expansão da cana-de-açúcar no espaço alagoano e suas consequências sobre o meio ambiente e a identidade cultural. **CAMPO-TERRITÓRIO: revista de geografia agrária**, v. 2, n. 4, p. 19-37, 2007.

SCARPELLI, Marina DA *et al.* Multi-index ecoacoustics analysis for terrestrial soundscapes: a new semi-automated approach using time-series motif discovery and random forest classification. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 738537, 2021.

SCHOEMAN, Renée P. *et al.* Analysis of soundscapes as an ecological tool. **Exploring animal behavior through sound**, v. 1, p. 217-267, 2022.

SCIPIONI, Marcelo Callegari *et al.* Natural channeling in riverine forests determines variations in their floristic composition, structure, and land use in southern Brazil. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 15, p. 347-362, 2019.

SHONFIELD, Julia; BAYNE, Erin. Autonomous recording units in avian ecological research: current use and future applications. **Avian Conservation and Ecology**, v. 12, n. 1, 2017.

SILVA DE SALES, Jeanneson *et al.* Importance of the integrated use of bioacoustics and mist nets for bat surveys. **Bioacoustics**, p. 1-21, 2025.

SILVA, I. A. A., Pereira, A. F. N., e Barros, I. C. L. (2011). Efeitos de borda na comunidade de samambaias em um remanescente de Floresta Atlântica de Rio Formoso, PE, Brasil. **Brazilian Journal of Biology**, 71, 421-430.

SOLÓRZANO, Alexandro; BRASIL, Lucas Santa Cruz de Assis; DE OLIVEIRA, Rogério Ribeiro. The Atlantic Forest ecological history: From pre-colonial times to the Anthropocene. **The Atlantic forest: History, biodiversity, threats and opportunities of the mega-diverse forest**, p. 25-44, 2021.

SOUTHWORTH, M. The sonic environment of cities. **Environment and Behavior**, v. 1, n. 1, p. 49–70, 1969.

SOUZA, Victor Melo. **Análise do ruído antropogênico sobre uma população de boto cinza (*Sotalia guianensis*), (Van Benédén, 1864) na paisagem acústica da Baía de Todos os Santos-Bahia, Brasil.** 2019.

STRASSBURG, Bernardo BN *et al.* Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, v. 586, n. 7831, p. 724-729, 2020.

SUEUR, Jérôme *et al.* Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. **PloS one**, v. 3, n. 12, p. e4065, 2008.

SUEUR, Jérôme; FARINA, Almo. Ecoacoustics: the ecological investigation and interpretation of environmental sound. **Biosemiotics**, v. 8, p. 493-502, 2015.

SUGAI, Larissa Sayuri Moreira *et al.* Terrestrial passive acoustic monitoring: review and perspectives. **BioScience**, v. 69, n. 1, p. 15-25, 2019.

SUTHERLAND, William J.; NEWTON, Ian; GREEN, Rhys. **Bird ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford university press, 2004.

TAUBERT, Franziska *et al.* Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519-522, 2018.

TEIXEIRA, Daniella *et al.* Effective ecological monitoring using passive acoustic sensors: Recommendations for conservation practitioners. **Conservation Science and Practice**, v. 6, n. 6, p. e13132, 2024.

TEIXEIRA, Daniella; MARON, Martine; VAN RENSBURG, Berndt J. Bioacoustic monitoring of animal vocal behavior for conservation. **Conservation Science and Practice**, v. 1, n. 8, p. e72, 2019.

TESHIMA, Yu *et al.* Analysis of echolocation behavior of bats in “echo space” using acoustic simulation. **BMC biology**, v. 20, n. 1, p. 59, 2022.

TILMAN, D. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. **Ecology**, v. 75, p. 2–16, 1994.

TILMAN, David *et al.* Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, n. 6898, p. 671-677, 2002.

TOWSEY, Michael *et al.* Visualization of long-duration acoustic recordings of the environment. **Procedia Computer Science**, v. 29, p. 703-712, 2014.

TRINDADE, Michelle B. *et al.* Fragmentation of the Atlantic Rainforest in the northern coastal region of Pernambuco, Brazil: recent changes and implications for conservation. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, v. 2, n. 1, p. 5-13, 2008.

VANCINE, Maurício Humberto *et al.* The Atlantic Forest of South America: spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 291, p. 110499, 2024.

VERMUNT, D. A. *et al.* Biodiversity in a fragmented sugarcane landscape. **Jaguar**, p. 1-18, 2019.

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

WELLS, Kentwood D. **The ecology and behavior of amphibians**. University of Chicago press, 2019.

WESTERKAMP, Christian; GOTTSBERGER, Gerhard. Diversity pays in crop pollination. **Crop science**, v. 40, n. 5, p. 1209-1222, 2000.

YOUNG, Andrew; BOYLE, Tim; BROWN, Tony. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in ecology & evolution**, v. 11, n. 10, p. 413-418, 1996.

YOUNG, C. E. F. Socioeconomic causes of deforestation in the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. p. 103-117. Washington, D.C.: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003.

ZUUR, Alain F.; IENO, Elena N.; ELPHICK, Chris S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in ecology and evolution**, v. 1, n. 1, p. 3-14, 2010.