

PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA FAUNA

CONJUNTO EÓLICO UMBURANAS

RELATÓRIO CONSOLIDADO

2023 | 2024

INFORMAÇÕES GERAIS

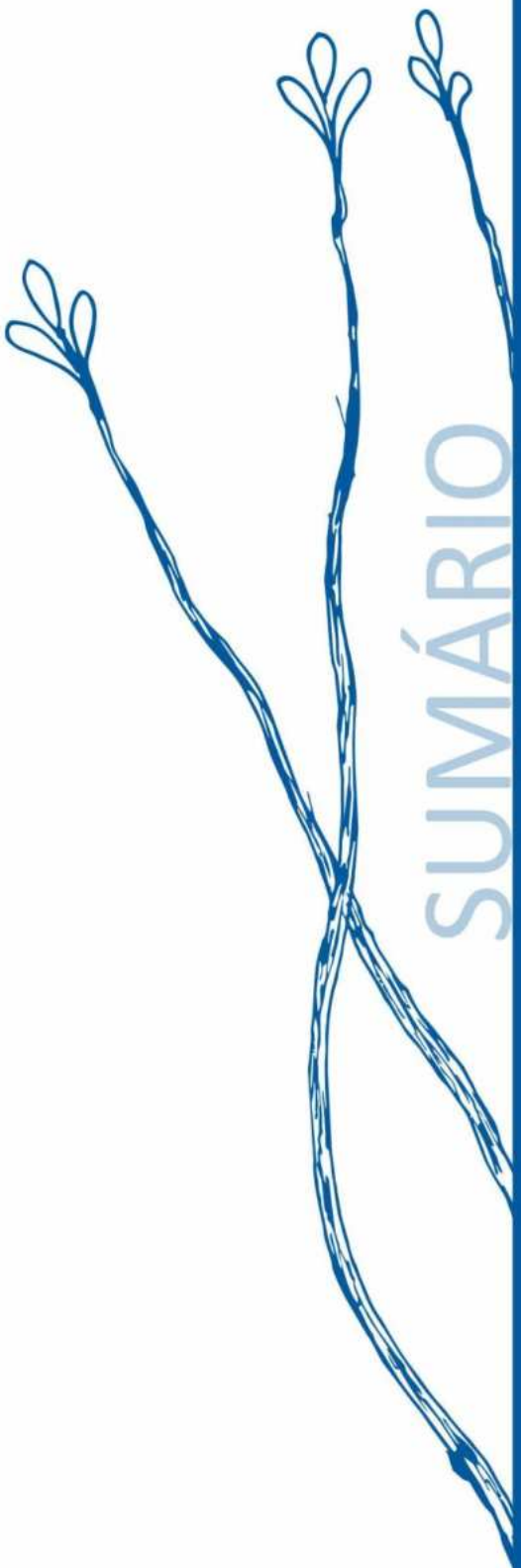
HISTÓRICO DE REVISÕES			
REVISÃO	**DATA**	**NATUREZA DA REVISÃO**	**RESPONSÁVEL**
0	17.09.2024	Elaboração	Luciana Del Rey [LD]
1	18.09.2024	Formatação	Flavia Casado [FC]
2	18.09.2024	Aprovação	Thiago Pacheco [TP]

CONSULTORIA:		**EMPREENDEDOR:**	
Razão Social:	EcoBrasil Consultoria Ambiental	**Razão Social:**	ENGIE Brasil Energias Complementares Participações LTDA
CNPJ:	11.253.635/0001-17	**CNPJ:**	09.212.990/0001-04
Endereço:	Rua João Chagas Ortins de Freitas, 577, SL 1.310 e 1.311, Buraquinho, Lauro de Freitas, BA. CEP: 42.710-610	**Endereço:**	R Paschoal A. Pítsica, 5064, Agronômica, Florianópolis, SC. CEP: 88.025-225.
Contato:	Thiago B Brasil Pacheco	**Contato:**	Lucas Moura E. Rocha
Telefone:	(71) 9 8780-2223 / (71) 3026-7007	**Telefone:**	(74) 9 9972-1873

EMPREENDIMENTO:
Conjunto Eólico Umburanas
TIPO DE DOCUMENTO:
Relatório Consolidado Anual
PERÍODO:
Agosto de 2023 a Maio de 2024
TÍTULO:
Programa de Monitoramento da Fauna

APRESENTAÇÃO

A EcoBrasil Consultoria Ambiental apresenta o **Relatório Consolidado** considerando o ciclo 2023/2024 das campanhas de **Monitoramento da Fauna**, referente ao atendimento das condicionantes ambientais previstas na Licenças de Operação do **Conjunto Eólico Umburanas**.



SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 5
2 OBJETIVOS 7
2.1 Objetivo Geral 7
2.2 Objetivos específicos 7
3 MATERIAL E MÉTODOS 7
3.1 Campanhas Realizadas 7
3.2 Área de Estudo 8
3.3 Levantamento de Dados Secundários 11
3.4 Unidades Amostrais 12
3.5 Descrição das Metodologias 22
3.5.1 Avifauna 22
3.5.2 Quiropterofauna 30
3.5.3 Mastofauna terrestre 38
3.5.4 Herpetofauna 47
3.6 Esforço Amostral 54
3.7 Classificação de Espécies Ameaçadas 55
3.8 Análise dos Dados 55
4 RESULTADOS 59
4.1 Avifauna 59
4.2 Mastofauna voadora (Quirópteros) 111
4.3 Mastofauna não-voadora 159
4.4 Herpetofauna 200
5 ANÁLISE INTEGRADA 246
6 CONCLUSÕES 253
7 EQUIPE TÉCNICA 257
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 257

EcoBrasil

1 INTRODUÇÃO

A Caatinga, bioma exclusivamente brasileiro, desempenha um papel fundamental na manutenção da biodiversidade e no equilíbrio ecológico do semiárido nordestino. Sua vegetação é composta predominantemente por espécies xerófitas, adaptadas às condições de escassez de água, o que inclui cactáceas, arbustos de pequeno porte e plantas suculentas. Essas adaptações vegetais são essenciais para a sobrevivência em um ambiente marcado por longos períodos de estiagem, temperaturas elevadas e baixa umidade relativa do ar. Além disso, a Caatinga abriga uma fauna rica e diversificada, com espécies endêmicas que evoluíram em resposta às particularidades desse bioma, destacando-se répteis, aves, mamíferos e uma variada gama de invertebrados (Silva *et al*., 2004).

A caatinga é um bioma muito diverso sendo classificado em diversos tipos de fitofisionomias (Andrade-Lima, 1981; Leal *et al*., 2005). Apresenta mais de 932 espécies de plantas vasculares (Giulietti *et al*., 2004) e 298 espécies da flora sendo endêmicas (Flora do Brasil, 2020), representando 31 gêneros de plantas com flores (Queiroz *et al*., 2017). De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (MMA), o bioma abriga cerca de 178 espécies de mamíferos, 591 espécies de aves, 177 espécies de répteis, 79 espécies de anfíbios, 241 espécies de peixes e 221 espécies de abelhas. Apesar de sua alta diversidade, segundo estimativas 41% das espécies desse bioma ainda são desconhecidas e 80% insuficientemente estudadas.

A degradação da Caatinga, impulsionada por atividades antrópicas como o desmatamento, a agricultura extensiva e a criação de gado, tem levado à perda acelerada de habitats e ao declínio da biodiversidade local (Berti, 2015). Esse processo é agravado pela expansão urbana desordenada e pela exploração insustentável dos recursos naturais, o que coloca em risco a integridade ecológica do bioma. A fragmentação do habitat, em particular, isola populações de espécies, comprometendo sua viabilidade a longo prazo e levando à erosão genética, o que pode culminar na extinção local de espécies vulneráveis (Hero & Ridgway, 2006).

Em resposta a esses desafios, a implementação de políticas públicas voltadas para a conservação e uso sustentável da Caatinga tornou-se imperativa (Hartmann *et al*.,

2008). Tais políticas incluem a criação de unidades de conservação, o manejo sustentável dos recursos florestais e a promoção de práticas agrícolas que minimizem o impacto ambiental. Ademais, a restauração ecológica de áreas degradadas e o incentivo ao reflorestamento com espécies nativas são medidas cruciais para mitigar os efeitos da degradação ambiental e promover a recuperação dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelo bioma.

O monitoramento contínuo da fauna e da flora é uma ferramenta indispensável para a avaliação da eficácia dessas políticas de conservação. A coleta sistemática de dados sobre a distribuição e abundância das espécies permite detectar mudanças na estrutura das comunidades ecológicas e identificar áreas prioritárias para a conservação (IBAMA, 2007). Em particular, os inventários de fauna realizados em áreas de influência de empreendimentos de grande impacto ambiental, como os parques eólicos, fornecem informações essenciais para a gestão e mitigação dos impactos sobre a biodiversidade local (IBAMA, 2007).

Além disso, o monitoramento ambiental contribui para o aprimoramento das técnicas de manejo e conservação, permitindo a adaptação das estratégias de gestão às condições locais. Através de estudos detalhados sobre a resposta das populações às mudanças ambientais, é possível desenvolver medidas de mitigação mais eficazes e assegurar a preservação das espécies ameaçadas (Hartmann *et al*., 2008).

Dessa forma, esse relatório visa apresentar os resultados das campanhas referentes ao ciclo anual de 2023/2024 monitoramento da fauna (Avifauna, Quiropterofauna, Mastofauna não-voadora e Herpetofauna) nas áreas de influência do Conjunto Eólico Umburanas, localizado nos municípios de Sento Sé e Umburanas/ BA. Em seu conteúdo estão detalhadas as áreas estudadas (Unidades Amostrais – UA), as metodologias empregadas para cada grupo taxonômico relacionado, os resultados e as evidências fotográficas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo do presente monitoramento é avaliar a fauna silvestre, de forma a maximizar o conhecimento sobre as populações a partir da análise parcial da estrutura e composição da comunidade da Avifauna, Quiropterofauna, Mastofauna não voadora e Herpetofauna nas áreas de influência do empreendimento (ADA e AID), indicando possíveis flutuações populacionais de cada comunidade estudada e as possíveis relações existentes com a paisagem local.

2.2 Objetivos específicos

- Promover o levantamento faunístico nas áreas de influência (ADA e AID) do empreendimento;
- Ampliar os conhecimentos sobre a fauna local e suas relações ecológicas;
- Avaliar o *status* de conservação das espécies identificadas em todos os grupos ecológicos estudados, considerando as listas oficiais brasileiras;
- Avaliar a riqueza, abundância e índice de diversidade da composição faunística nas áreas de influência do empreendimento;
- Indicar ações de conservação das espécies considerando não apenas a composição da comunidade identificada, mas suas relações com os aspectos da paisagem;
- Apresentar os resultados de acordo com o que é preconizado pela Instrução Normativa do IBAMA Nº 146, de 10 de janeiro de 2007.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Campanhas Realizadas

O presente relatório contempla especificamente as atividades e resultados obtidos da 13ª à 16ª campanha de monitoramento contemplando um ano de monitoramento. No entanto, com o objetivo de aprimorar a análise e a robustez das

discussões, foram incluídos, em um tópico específico, os resultados comparativos das campanhas anteriores, abrangendo da 1ª à 12ª campanha. Tal abordagem visa fornecer uma visão mais abrangente e integrada das tendências observadas ao longo de todas as fases do monitoramento, permitindo uma compreensão mais profunda dos padrões identificados e das possíveis variabilidades associadas a diferentes períodos de estudo (Tabela 1).

Tabela 1. Detalhamento das campanhas realizadas até a data do presente relatório.

CAMPANHA	DATA	SAZONALIDADE
1ª	Junho/2019	Seca
2ª	Outubro/ 2019	Chuva
3ª	Fevereiro/2020	Chuva
4ª	Julho/2020	Seca
5ª	Maio/2021	Seca
6ª	Agosto/2021	Seca
7ª	Novembro/2021	Chuva
8ª	Fevereiro/2022	Chuva
9ª	Junho/2022	Seca
10ª	Setembro/2022	Seca
11ª	Dezembro/2022	Chuva
12ª	Março/2023	Chuva
13ª	Agosto/2023	Seca
14ª	Novembro/2023	Chuva
15ª	Fevereiro/2024	Chuva
16ª	Maio/2024	Seca

3.2 Área de Estudo

O Conjunto Eólico Umburanas é composto de 18 Parques Eólicos, uma Subestação Coletora e uma Linha de Transmissão (LT), e possui 18 licenças de operação emitidas pelo INEMA. O conjunto eólico está localizado nos municípios de Sento Sé e Umburanas/ BA, e a LT 230kV SE Umburanas – SE Ourolândia II, com extensão de 35,5 Km, se localiza nos municípios de Sento Sé, Umburanas e Ourolândia/ BA (Figura 1).

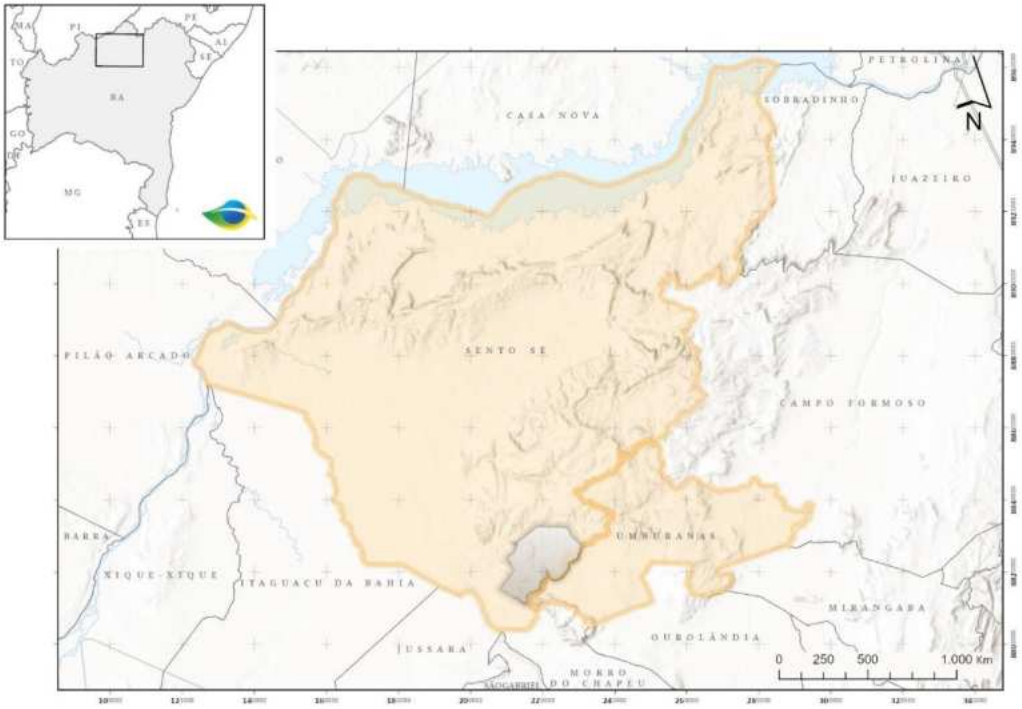


Figura 1. Mapa de localização do Conjunto Eólico Umburanas com destaque para os municípios envolvidos.

A Área de Influência do empreendimento é ocupada, em grande parte, por vegetação nativa contínua, pertencente ao bioma Caatinga. A vegetação na área do Projeto é formada, segundo o sistema de classificação da vegetação brasileira (IBGE), por savana estépica (caatinga) com subformações estacionais de florestas arborizadas, parques e gramíneo lenhosas (Figura 2). A cobertura vegetal é composta, predominantemente, por fragmentos e áreas extensas de remanescentes de Caatinga Arbórea, com estrutura típica de ambientes em bom estado de conservação (Figura 2).

A caatinga é uma floresta tropical sazonalmente seca, apresenta vegetação com muitos arbustos retorcidos e/ou espinhosos, além de árvores com folhas do tipo caducifólia (planta que, numa específica estação do ano perde suas folhas), que podem estar associadas a plantas suculentas, cactos e bromélias (Prado, 2003). As famílias botânicas mais frequentes são Cactaceae, Caesalpinaceae, Mimosaceae, Euphorbiaceae e Fabaceae, os principais gêneros sendo *Senna*, *Mimosa* e *Pithecellobium*. As espécies lenhosas mais comuns são *Amburana cearenses* (amburana-de-cheiro), *Anadenanthera colubrina* (angico), *Aspidosperma pyrifolium* (pereiro), *Poincianella pyramidalis* (catingueira-verdadeira), *Croton* spp. (mameleiro), *Cnidoscolus quercifolius* (faveleira),

Commiphora leptophloeos (imburana), *Mimosa* spp. (jurema), *Myracrodruon urundeuva* (urundeúva), *Schinopsis brasiliensis* (braúna) (Araújo-Filho, 2013).

Esse bioma possui uma extensão de 844.453 km² (IBGE, 2004) que abrange 10 Estados brasileiros: Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Piauí, Sergipe e o norte de Minas Gerais. A Área de Influência Indireta (AII) do empreendimento é ocupada, em grande parte, por vegetação nativa contínua, pertencente ao bioma Caatinga. A vegetação na área do Projeto é formada, segundo o sistema de classificação da vegetação brasileira (IBGE, 2012), por savana estépica (caatinga), classificada como vegetação do tipo xerófila por possuir espécies de plantas adaptadas à escassez de água. Possui ainda sub-formações estacionais de florestas arborizadas, parques e gramíneo lenhosas. A cobertura vegetal é composta, predominantemente, por fragmentos e áreas extensas remanescentes de Caatinga Arbórea apresentando estrutura típica de ambientes em bom estado de conservação.

O clima da região é variável dentro das suas limitações geográficas, sendo predominante, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger os climas: i) Tropical sub-úmido (Aw'), que apresenta chuvas durante o verão e seca no inverno, vegetação de caatinga e/ou floresta estacional e/ou tensão ecológica; ii) Clima tropical de altitude (Cwb) apresentando também chuvas de verão e seca no inverno com temperaturas nos meses mais frios < 18ºC e meses mais quentes > 22ºC em altitudes maiores que 1.200m.

A estação chuvosa vai de novembro a março, com média mensal de 88,5 mm, podendo chegar no máximo de 196 mm em março e no mínimo de 77,4 mm em novembro. Nesse período, precipita o correspondente à 68,86% (452,57 mm) do volume total anual de chuva (657,19 mm). Já a estação seca vai de maio a setembro, com média mensal de chuvas de 14,4 mm, com o máximo de 38,6 mm em maio e o mínimo de 0,4 mm mensais em setembro. Os meses de abril e outubro são meses de transição entre a estação chuvosa e seca, nesses meses chovem 51,0 e 27,5 mm, respectivamente (INMET, 2024; Figura 3).



Figura 2. Ambiente de Caatinga representando o Conjunto Eólico Umburanas.

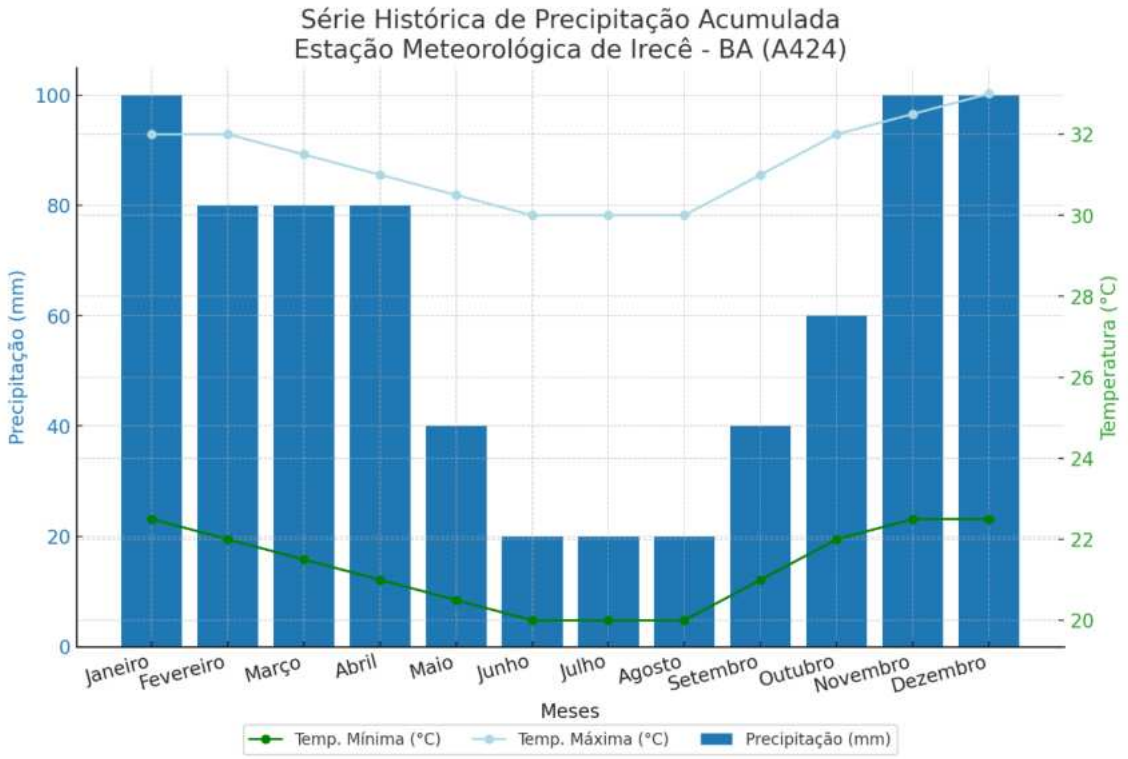


Figura 3. Caracterização da precipitação média, temperatura mínima e máxima da região do empreendimento, conforme análise de série histórica dos 21 últimos anos (2000 a 2021) da Estação Meteorológica de Irecê/BA. Fonte: INMET, 2024.

3.3 Levantamento de Dados Secundários

Para a análise da composição regional das espécies de fauna silvestre que ocorrem na área de influência indireta do Conjunto Eólico Umburanas, foram realizados levantamentos de dados secundários dos trabalhos conduzidos no entorno que caracterizaram a biodiversidade local e regional. Os principais estudos utilizados para compor a lista de espécies pertencentes às áreas de influência indireta são apresentados

na Tabela 2. A diversidade registrada por dados secundários, foi sempre que possível, comparada com a diversidade registrada através dos dados primários.

Tabela 2. Principais estudos avaliados para caracterizar a fauna local e regional que potencialmente pode ocorrer nas Áreas de Influência Indireta do Conjunto Eólico Umburanas.

LOCALIDADE	FONTE
Parque Nacional Chapada Diamantina	Guedes & Geise, 2009
AID LT 230 KV Complexo Parque Eólico Serra da Babilônia- Morro do Chapéu II e Complexo Eólico Babilônia	Ecobrasil, 2016a
Complexo de Parques Eólicos da Moinhos de Vento	Ecobrasil, 2016b
Boqueirão da Onça	Campos *et al*., 2019
Complexo de Parques Eólicos Umburanas e Campo Largo	Ecobrasil, 2022

3.4 Unidades Amostrais

O programa tem como objetivo monitorar os impactos negativos sobre a avifauna, herpetofauna e mamíferos terrestres e voadores no Conjunto Eólico Umburanas. Considerado o atendimento da condicionante do empreendimento, foi implementada a metodologia de monitoramento estabelecida no Plano de Trabalho de Monitoramento da Fauna, assim como as ações de salvamento de animais feridos ao longo da operação do empreendimento.

As campanhas foram realizadas seguindo a periodicidade apresentada no Plano de Trabalho, aprovado pela Portaria nº 11.889 de 17/06/2016, que concedeu a Licença de Instalação; e respeitar a sazonalidade local.

Durante as atividades de monitoramento foram observadas com atenção aos grupos de Avifauna e Quiropterofauna, devido a possibilidade de ocorrência de óbitos por choque nos aerogeradores. Também foi mantida as atividades Monitoramento de Aves Migratórias para confirmação da inexistência de rotas nas Áreas de Influência do Conjunto Eólico Umburanas.

Para o Conjunto Eólico em questão, as amostragens foram realizadas em 08 Unidades Amostrais (UA) distintas, alocadas ao longo das áreas de influência, com o intuito de abranger todas as fitofisionomias presente, em meio à matriz antrópica.

As unidades amostrais foram selecionadas mediante análise prévia de imagem de satélite, avaliações fitofisionômicas, avaliação crítica de monitoramentos anteriores (Tabela 3 e Figura 36). As características das UAs seguem abaixo:

- **Unidade Amostral 1 (UA1)**. A vegetação é aberta caracterizada pela predominância de formação Savânica e fragmentos de vegetação campestre. Esta formação é caracterizada pela presença de uma vegetação arbustiva-arbórea intercalada com gramíneas, formando um mosaico de vegetação, com arbustos medindo de um a quatro metros de altura, alguns elementos arbóreos foram observados, e tiveram altura média de seis metros. Grande parte da vegetação é bastante ramificada, com galhos que se estendem próximo ao solo, podendo ser classificada como Savana Estépica Arborizada (Figura 4 a Figura 7).



Figura 4. Ambiente da UA 1 amostrada durante a 13ª Campanha, representando o período de Seca.



Figura 5. Ambiente da UA 1 amostrada durante a 14ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 6. Ambiente da UA1 amostrada durante a 15ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 7. Ambiente da UA1 amostrada durante a 16ª Campanha, representando o período de Seca.

- **Unidade Amostral 2 (UA2)**. Também caracterizada pela predominância de formação Savânica e fragmentos de vegetação campestre com presença de uma grande quantidade de arbustos ramificados que variam entre 1 e 4 m de comprimento, podendo ser classificada como caatinga arbustiva densa. A Formação Savânica, amplamente presente nos biomas Cerrado e Caatinga, é caracterizada pela predominância de vegetação arbustiva-arbórea intercalada com gramíneas quando presente em solos cascalhados ou em caatinga arbustiva aberta quando presente em solos rasos arenosos, com certa influência antrópica (Figura 8 a Figura 11).



Figura 8. Ambiente da UA2 amostrada durante a 13ª Campanha, representando o período de Seca.



Figura 9. Ambiente da UA2 amostrada durante a 14ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 10. Ambiente da UA2 amostrada durante a 15ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 11. Ambiente da UA2 amostrada durante a 16ª Campanha, representando o período de Seca.

- **Unidade Amostral 3 (UA3)**. Esta área é caracterizada não só pelas formações savânicas mais também por formações Florestais do Cerrado e da Caatinga com vegetação mista entre caatinga arbustiva densa e aberta, e presença de muitos afloramentos rochosos de calcário que servem de refúgio para a fauna. Nesses afloramentos algumas cactáceas são presentes como *Melocactus bahiensis* (coroa-de-frade) (Figura 12 a Figura 15).



Figura 12. Ambiente da UA3 amostrada durante a 13ª Campanha, representando o período de Seca.



Figura 13. Ambiente da UA3 amostrada durante a 14ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 14. Ambiente da UA3 amostrada durante a 15ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 15. Ambiente da UA3 amostrada durante a 16ª Campanha, representando o período de Seca.

- **Unidade Amostral 4 (UA4).** Trata-se da área da Reserva Legal evidenciando um ambiente mais bem preservado. Também caracterizada pelas formações savânicas e formações Florestais do Cerrado e da Caatinga. Esta área evidencia um ambiente mais bem preservado, com vegetação arbóreo/ arbustiva, e fitofisionomias de Savana Estépica Arborizada, composta por dois estratos, um arbustivo com plantas atingindo até 4 metros de altura e outro estrato superior com algumas árvores mais espaçadas podendo atingir de 10 a 14 metros de altura. O solo é mais argiloso e compacto com poucos afloramentos rochosos (Figura 16 a Figura 19).



Figura 16. Ambiente da UA4 amostrada durante a 13ª Campanha, representando o período de Seca.



Figura 17. Ambiente da UA4 amostrada durante a 14ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 18. Ambiente da UA4 amostrada durante a 15ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 19. Ambiente da UA4 amostrada durante a 16ª Campanha, representando o período de Seca.

- **Unidade Amostral 5 (UA5).** Área com vegetação mista entre caatinga arbustiva densa e aberta, e presença de um paredão rochoso de grandes rochas amontoadas que servem de refúgio para a fauna. Cactáceas, gramíneas e bromeliáceas como a macambira ou mocambira (*Bromelia laciniosa*) estão presentes (Figura 20 a Figura 23).



Figura 20. Ambiente da UA 5 amostrada durante a 13ª Campanha, representando o período de Seca.



Figura 21. Ambiente da UA5 amostrada durante a 14ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 22. Ambiente da UA5 amostrada durante a 15ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 23. Ambiente da UA5 amostrada durante a 16ª Campanha, representando o período de Seca.

- **Unidade Amostral 6 (UA6).** A vegetação é mais arbustiva, caracterizada pela predominância de formação Savânica e fragmentos de vegetação campestre com presença de uma grande quantidade de arbustos ramificados e a fitofisionomia é Savana Estépica Arbustiva com vegetação mais aberta e esparsa. O solo é bem cascalhado e algumas cactáceas e bromeliáceas são presentes como *Melocactus bahiensis* (coroa-de-frade) e *Bromelia laciniosa* (macambira). Essa UA é cortada por uma estrada onde se localizada a Linha de Transmissão do empreendimento (Figura 24 a Figura 27).



Figura 24. Ambiente da UA6 amostrada durante a 13ª Campanha, representando o período de Seca.



Figura 25. Ambiente da UA6 amostrada durante a 14ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 26. Ambiente da UA6 amostrada durante a 15ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 27. Ambiente da UA6 amostrada durante a 16ª Campanha, representando o período de Seca.

- **Unidade Amostral 7 (UA7).** Nessa região a vegetação é mista, com algumas árvores medindo entre 6 e 10 metros de altura com vegetação arbustiva entre as árvores medindo entre 1 e 4 metros de altura, presente em solo argiloso. As áreas apresentam solo mais arenoso, onde encontra-se predominantemente arbustos. A área, apesar de restrita, possui algumas habitações nas proximidades, com evidências e presença antrópica (Figura 28 a Figura 31).



Figura 28. Ambiente da UA7 amostrada durante a 13ª Campanha, representando o período de Seca.



Figura 29. Ambiente da UA7 amostrada durante a 14ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 30. Ambiente da UA7 amostrada durante a 15ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 31. Ambiente da UA7 amostrada durante a 16ª Campanha, representando o período de Seca.

- **Unidade Amostral 8 (UA8).** Nessa região a vegetação é caracterizada pela presença de uma grande quantidade de arbustos ramificados que variam entre 1 e 4 m de comprimento, podendo ser classificada como caatinga arbustiva densa quando presente em solos cascalhados ou em caatinga arbustiva aberta quando presente em solos rasos arenosos, com certa influência antrópica (Figura 32 a Figura 35).



Figura 32. Ambiente da UA8 amostrada durante a 13ª Campanha, representando o período de Seca.



Figura 33. Ambiente da UA8 amostrada durante a 14ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 34. Ambiente da UA8 amostrada durante a 15ª Campanha, representando o período de Chuva.



Figura 35. Ambiente da UA8 amostrada durante a 16ª Campanha, representando o período de Seca.

Tabela 3. Localização das unidades amostrais de Monitoramento da Fauna no Conjunto Eólico Umburanas. Dado: UA = Unidades Amostrais. Coordenadas em UTM, *Datum* Sirgas 2000.

UNIDADES AMOSTRAIS	COORDENADAS (UTM)	
	E (m)	N (m)
UA1	215971.00	8814386.00
UA2	218380.00	8821874.00
UA3	221395.00	8821914.00
UA4	219651.00	8825410.00
UA5	225762.00	8823149.00
UA 6	227041.00	8831612.00
UA 7	228076.00	8828208.00
UA 8	233272.00	8830107.00

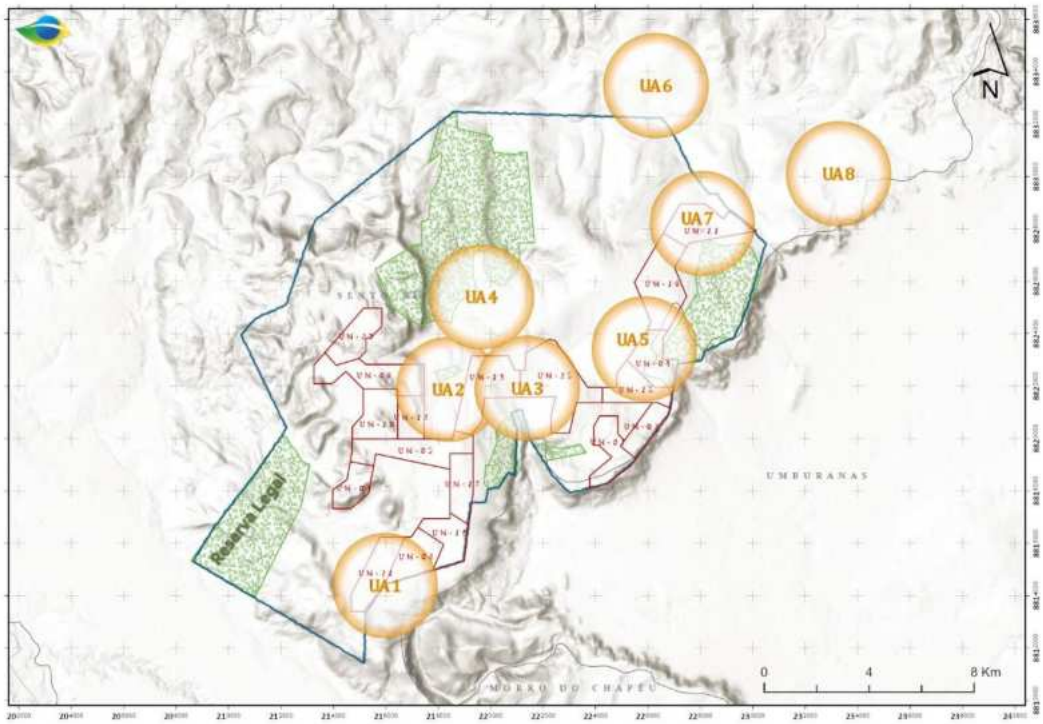


Figura 36. Mapa com a distribuição das unidades amostrais de monitoramento da fauna no Conjunto Eólico Umburanas.

3.5 Descrição das Metodologias

3.5.1 Avifauna

A amostragem para obtenção dos dados primários foi realizada conforme as metodologias listadas abaixo, e os registros foram efetivados por contatos de observação e/ou bioacústica.

1- Busca Visual Ativa e Pontos de Escuta com Bioacústica;

2- Rede de Neblina (*mist nets*).

- **Busca Visual Ativa e Pontos de Escuta com Bioacústica**

O método de busca ativa visual para aves é uma técnica amplamente utilizada em estudos de ecologia para a detecção e identificação de espécies em campo (Gregory *et al*., 2004). Esse método envolve a observação direta das aves em seu habitat natural, geralmente realizada por um ou mais observadores experientes que caminham por

transectos predeterminados ou exploram áreas de interesse em busca de avifauna (Gregory *et al*., 2004; Sparrow, 2021)

Uma das principais vantagens da busca ativa visual é a possibilidade de identificar aves por características visuais, como plumagem, comportamento, vocalização e até mesmo por suas interações com o ambiente (Bibby, 2000). Além disso, essa técnica permite a detecção de espécies que podem não ser capturadas por métodos passivos, como redes de neblina, especialmente aquelas que são altamente móveis ou que habitam áreas abertas onde redes seriam menos eficazes (Sutherland *et al*., 2004).

A busca ativa visual também é útil para a documentação de comportamentos específicos, como alimentação, acasalamento, e vocalizações, que podem fornecer informações adicionais sobre a ecologia das espécies observadas (Cavarzere *et al*., 213). No entanto, esse método pode ser limitado pela visibilidade no ambiente, pela experiência do observador, e pela aversão das aves à presença humana, o que pode levar à subestimação da presença de espécies mais tímidas ou crípticas (Bibby, 2000; Sutherland *et al*., 2004).

Apesar dessas limitações, a busca ativa visual continua sendo uma ferramenta valiosa para estudos de biodiversidade e monitoramento de populações de aves. Quando combinada com outras metodologias, como pontos de escuta e redes de neblina, ela pode fornecer informações sobre a comunidade avifaunística, contribuindo para a conservação e manejo de habitats naturais (Gregory *et al*., 2004; Sutherland *et al*., 2004).

Dessa forma, para cada unidade amostral foi estabelecido 1 (um) transecto, com 5 (cinco) pontos distintos de amostragens com observação realizada por 30 minutos em cada ponto. Estes tiveram uma distância mínima de 200 m um do outro, totalizando 40 pontos de escuta por campanha de monitoramento.

As aves foram contabilizadas considerando um raio de detecção de 50 m de cada lado da linha central. Antes do início de cada ponto foi respeitado um período de 05 (cinco) minutos para que as aves se acostumassem com a presença do profissional.

As atividades no ponto de escuta tiveram início 30 minutos antes do nascer do sol e término até às 10h, abrangendo assim o período de maior atividade das aves.

Para a metodologia de visualização, auscultação e registro de espécies, estas foram devidamente anotadas em cadernetas de campo, com as observações de coordenadas geográficas, data e local de avistamento (Figura 37 a Figura 40; Tabela 4).

Vocalizações duvidosas foram gravadas com equipamento específico (gravador ornitológico e microfone unidirecional) para elucidar eventuais dúvidas de identificação.

O esforço amostral por campanha de monitoramento foi de 1.200min/observador para as oito áreas (8 transectos x 5 pontos x 30 minutos).



Figura 37. Metodologia de Busca Visual Ativa e Pontos de Escuta com Bioacústica realizada na 13ª campanha para avifauna no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 38. Metodologia de Busca Visual Ativa e Pontos de Escuta com Bioacústica realizada na 14ª campanha executado para avifauna no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 39. Metodologia de Busca Visual Ativa e Pontos de Escuta com Bioacústica realizada na 15ª campanha para avifauna no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 40. Metodologia de Busca Visual Ativa e Pontos de Escuta com Bioacústica realizada na 16ª campanha para avifauna no Conjunto Eólico Umburanas.

Para auxílio na observação das aves foram utilizados binóculos e câmeras fotográficas. Para auxiliar na identificação das espécies, foi consultada a literatura disponível (Ridgely & Tudor, 1989, 1994; Sick, 1997; Sigrist, 2006; 2013; Gwynne *et al*.,

2010) e arquivos sonoros (Straneck, 1990), com verificação de sinonímia e atualização de nomes científicos baseados na lista do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2021).

Tabela 4. Localização dos pontos de escuta da avifauna no Conjunto Eólico Umburanas. Legenda: UA – Unidades Amostrais; Coordenadas em UTM *Datum* Sirgas 2000.

UNIDADES AMOSTRAIS / TRANSECTOS	COORDENADAS	
	E (m)	N (m)
UA 01	215459.00	8815340.00
UA 02	218318.00	8820963.00
UA 03	221680.00	8821806.00
UA 04	219944.00	8825718.00
UA 05	226313.00	8824412.00
UA 06	225665.00	8831988.00
UA 07	228567.00	8828175.00
UA 08	234217.00	8830500.00

- **Redes de Neblina (*mist nets*)**

A metodologia de captura de aves utilizando redes de neblina continua sendo amplamente empregada em estudos de ornitologia para a amostragem de avifauna. No entanto, pesquisas indicam que essa técnica pode apresentar limitações em termos de eficiência quando comparada a outras abordagens, como a metodologia de pontos de escuta. Whitman *et al*. (1997) demonstraram que a eficiência das redes de neblina na captura de aves tende a ser reduzida, especialmente em ambientes onde as aves apresentam baixa movimentação ou onde a estrutura do habitat impede o uso eficaz das redes.

Mesmo assim, o uso de redes de neblina permite a coleta de dados importantes que dificilmente seriam obtidos por meio de outras metodologias. Por exemplo, essa técnica possibilita a captura física de aves, o que é crucial para a coleta de amostras biológicas, como penas, sangue ou tecido, essenciais para estudos de genética, saúde, dieta e parasitologia (Remsen & Good, 1996; Dunn & Ralph, 2004). Além disso, a captura em redes de neblina permite a identificação precisa de espécies, incluindo a medição de

características morfológicas e a marcação individual de aves, que são fundamentais para estudos de demografia, movimentos populacionais e comportamento (Ralph, 1993).

Adicionalmente, as redes de neblina têm a vantagem de capturar espécies crípticas ou silenciosas que poderiam passar despercebidas em censos auditivos, proporcionando uma amostragem complementar aos métodos de pontos de escuta (Karr, 1981). Essa combinação de técnicas pode aumentar significativamente a robustez dos estudos de biodiversidade avifaunística, oferecendo uma visão mais completa da composição e estrutura das comunidades de aves em diferentes habitats (Terborgh *et al*., 1978; Sparrow, 2021).

Portanto, de forma a complementar a metodologia de monitoramento de aves, foram definidas 02 (duas) Unidades Amostrais (uma na AID e outra na RL), para a instalação de redes de neblina no Conjunto Eólico em questão (Tabela 5). Dessa forma, foram instaladas 12 redes de neblina (Figura 41 a Figura 48) com dimensões de 12m x 2,5m e malha 17,5mm em cada área amostral, de forma linear e contínua, totalizando 144m/UA. Cada unidade foi amostrada por este método por um dia, e as verificações foram a cada 30 minutos no período de exposição.

As amostragens foram realizadas ao entardecer, entre 16h e 20h, período que coincide com o momento em que muitas espécies de aves começam o processo de retorno aos seus locais de empoleiramento, tornando esse período eficiente na amostragem de diferentes espécies (Bibby, 2000; Sutherland *et al.,* 2004).



Figura 41. Instalação de rede de neblina no Conjunto Eólico Umburanas durante a 13ª campanha.



Figura 42. Instalação de Rede de neblina no Conjunto Eólico Umburanas durante a 13ª campanha.



Figura 43. Instalação de rede de neblina no Conjunto Eólico Umburanas durante a 14ª campanha.



Figura 44. Rede de neblina instalada no Conjunto Eólico Umburanas durante a 14ª campanha.



Figura 45. Instalação de rede de neblina no Conjunto Eólico Umburanas durante a 15ª campanha.



Figura 46. Rede de neblina instalada no Conjunto Eólico Umburanas durante a 15ª campanha.



Figura 47. Instalação de rede de neblina no Conjunto Eólico Umburanas durante a 16ª campanha.



Figura 48. Instalação de rede de neblina no Conjunto Eólico Umburanas durante a 16ª campanha.

Tabela 5. Localização dos pontos de rede de neblina da avifauna no Conjunto Eólico Umburanas. Legenda: UA – Unidades Amostrais; Coordenadas em UTM *Datum* Sirgas 2000.

UNIDADES AMOSTRAIS	COORDENADAS	
	E (m)	N (m)
UA 01 - AID	218629.00	8821991.00
UA 02 - RL	219312.00	8826115.00

O esforço amostral de captura foi 11.520/m² por campanha. O cálculo do esforço seguiu a proposição de Straube & Bianconi (2002), onde se multiplica a área da rede (altura x comprimento), pela quantidade de redes utilizada, pelo tempo de exposição das redes (número de horas por dia), e pelo número de repetições (dias).

Quando capturadas, as aves foram acondicionadas em sacos de algodão limpo e seco, e posteriormente identificadas, fotografadas e tiveram suas medidas biométricas (ao menos tarso e bico) tomadas. Estas foram também pesadas com ajuda de balanças e tiveram suas condições reprodutivas e idade avaliadas. Após os procedimentos, as espécies foram soltas no mesmo local de captura (Figura 49 a Figura 52).



Figura 49. Registro de indivíduo capturado na rede de neblina durante a 13ª campanha.



Figura 50. Retirada de indivíduo capturado na rede de neblina durante a 14ª campanha.



Figura 51. Tomada de biometria de indivíduo capturado na rede de neblina durante a 15ª campanha.



Figura 52. Tomada de biometria de indivíduo capturado na rede de neblina durante a 16ª campanha.

- **Registros de Colisões**

A fim de quantificar e qualificar as espécies de aves mais suscetíveis a acidentes por colisões com aerogeradores, foram realizadas buscas sistemáticas no entorno dessas estruturas, abrangendo um raio de 100 metros a partir da base da torre de sustentação. As buscas foram conduzidas com frequência regular, seguindo um protocolo que visava minimizar a variação na detecção das aves impactadas (Figura 53 a Figura 56).

A metodologia aplicada é consistente com as recomendações de estudos similares, como o de Drewitt & Langston (2006), Erickson *et al*. (2005) e Kunz *et al.* (2010) que discutem a importância de realizar levantamentos sistemáticos em áreas de influência de aerogeradores para entender melhor os padrões de colisão e as espécies mais afetadas. Além disso, Arnett *et al*. (2008) destacam que a posição e a condição dos espécimes no momento da descoberta podem fornecer informações sobre o comportamento das aves antes do impacto, contribuindo para o desenvolvimento de estratégias de mitigação. O uso de fotografias na posição de origem dos espécimes também vai de encontro com as práticas recomendadas por Smallwood (2007), que sugere que tal método pode melhorar a precisão dos dados coletados e fornecer evidências que suportam as análises subsequentes, especialmente em estudos de longo prazo que visam a conservação de aves em áreas de parques eólicos.



Figura 53. Busca ativa nos arredores dos aerogeradores para caracterização dos acidentes com aves durante a 13ª campanha.



Figura 54. Busca ativa nos arredores dos aerogeradores para caracterização dos acidentes com aves durante a 14ª campanha.



Figura 55. Busca ativa nos arredores dos aerogeradores para caracterização dos acidentes com aves durante a 15ª campanha.



Figura 56. Busca ativa nos arredores dos aerogeradores para caracterização dos acidentes com aves durante a 16ª campanha.

3.5.2 Quiropterofauna

A amostragem foi realizada pelas metodologias listadas abaixo:

1- Redes de Neblina (*Mist nets*);

2- Monitoramento Biocústico;

3- Procura Visual Ativa em Abrigos.

- **Redes de Neblina (*Mist nets*)**

As redes de neblina são uma ferramenta amplamente utilizada para a captura de morcegos em estudos ecológicos, comportamentais e de conservação (Kuenzi *et al*., 1998). Essas redes, feitas de filamentos finos e quase invisíveis, são posicionadas no ambiente para interceptar o voo dos morcegos, permitindo a captura dos indivíduos sem causar danos (Kunz *et al*., 2011). As redes de neblina são geralmente instaladas em locais onde há alta atividade de morcegos, como trilhas de voo, áreas próximas a fontes de água ou em torno de recursos alimentares (Kunz, 1988).

A instalação das redes geralmente ocorre durante o período noturno, quando os morcegos estão mais ativos (Kunz *et al*., 2011). O uso de redes de neblina em estudos de morcegos apresenta várias vantagens. pois permite a captura de muitos indivíduos em uma única noite, facilitando a coleta de dados sobre a diversidade e abundância das espécies (Jones *et al*., 2009). Além disso, a captura direta permite a obtenção de dados morfométricos e de saúde que não podem ser obtidos por métodos de observação à

distância (Kunz, 1988). No entanto, é importante destacar que a eficácia das redes de neblina pode variar dependendo do comportamento das espécies e das condições ambientais, como vento e precipitação, que podem influenciar a visibilidade das redes e a atividade dos morcegos (O'Farrell & Gannon, 1999).

Dessa forma, foram instaladas 12 redes de neblina com dimensões de 12m x 2,5m e malha 17,5mm em cada área amostral do empreendimento, totalizando 144 m/UA (Figura 57 a Figura 59; Tabela 6).

O monitoramento de quirópteros (morcegos) também é pontual e foi inicializado a partir do escurecer até às 22h. As redes ficaram estendidas linearmente por um período de 4h, e foram vistoriadas a cada 30 minutos.

Após a captura, os morcegos foram cuidadosamente removidos das redes e submetidos a procedimentos de identificação, medição e marcação. A identificação incluiu a determinação da espécie, sexo, idade e condição reprodutiva do indivíduo (Diaz *et al*., 2016; Figura 61 a Figura 64). Outras medições podem incluir peso corporal, comprimento do antebraço e condição corporal geral (Simmons & Voss, 1998). A marcação dos indivíduos foi realizada com anilhas numeradas (Figura 65 a Figura 67).



Figura 57. Instalação de rede de neblina para captura de morcego durante a 13ª campanha de monitoramento.



Figura 58. Instalação de rede de neblina para captura de morcego durante a 13ª campanha de monitoramento.



Figura 59. Instalação de rede de neblina para captura de morcego durante a 14ª campanha de monitoramento.



Figura 60. Instalação de rede de neblina para captura de morcego durante a 15ª campanha de monitoramento.



Figura 61. Instalação de rede de neblina para captura de morcego durante a 16ª campanha de monitoramento.



Figura 62 Biometria de morcego durante a 13ª campanha de monitoramento.



Figura 63. Biometria de morcego durante a 14ª campanha de monitoramento



Figura 64. Biometria de morcego durante a 15ª campanha de monitoramento.



Figura 65. Pesagem de indivíduo com durante a 16ª campanha de monitoramento.



Figura 66. Marcação de indivíduo com anilha metálica durante a 15ª campanha de monitoramento.



Figura 67. Marcação de indivíduo com anilha metálica durante a 16ª campanha de monitoramento.

Quando a atividade de captura se tornava constante, os intervalos entre as vistorias foram reduzidos para 20 minutos. O esforço amostral de captura foi 11.520/m² por campanha. O cálculo do esforço seguiu a proposição de Straube & Bianconi (2002), onde multiplica-se área da rede (altura x comprimento), pela quantidade de redes utilizada, pelo tempo de exposição das redes (número de horas por dia), e pelo número de repetições (dias).

Com o objetivo de se ter um parâmetro para comparação, somente os dados obtidos nos sítios de amostragem através das metodologias supracitadas foram analisados em observância à Instrução Normativa nº 146 do IBAMA, contemplando análises de diversidade, similaridade, riqueza estimada e curva acumulativa de espécies.

Os dados obtidos aleatoriamente fora dos sítios de amostragem foram registrados e serviram para aumentar o conhecimento sobre as espécies da região, porém não foram utilizados como dados quantitativos.

Tabela 6. Localização dos pontos de rede de neblina da quiropterofauna no Conjunto Eólico Umburanas. Dado: UA – Unidades Amostrais; Coordenada em UTM *Datum* Sirgas 2000.

UNIDADES AMOSTRAIS	COORDENADAS	
	E (m)	N (m)
UA 01	217109.00	8815086.00
UA 02	218622.00	8821991.00
UA 03	222060.00	8822646.00
UA 04	221035.00	8824639.00
UA 05	225855.00	8823417.00
UA 06	226222.00	8831621.00
UA 07	228161.00	8828593.00
UA 08	233605.00	8830817.00

- **Monitoramento Bioacústico**

O método bioacústico é complementar para o estudo dos quirópteros, especialmente em empreendimentos que envolvem a instalação de componentes da matriz energética, como parques eólicos e hidrelétricas. Este método tem como diretriz básica a gravação dos morcegos, utilizando gravadores ultrassônicos, para detectar a composição e atividade desse grupo de mamíferos (Rodriguez-Durán & Fliciano-Robles, 2015; Russo & Voigt, 2016; Barros, 2019). A bioacústica permite a identificação das espécies de morcegos com base em seus chamados de ecolocalização, que são característicos de cada espécie ou grupo de espécies, tornando-se uma ferramenta essencial para estudos em áreas de difícil acesso ou onde a captura direta é inviável (Fenton, 2003).

Além de complementar as técnicas tradicionais de captura, como o uso de redes de neblina, a bioacústica oferece a vantagem de permitir o monitoramento contínuo da atividade dos morcegos ao longo do tempo, sem interferir em seu comportamento natural. Isso é particularmente relevante em estudos de impacto ambiental, onde é necessário avaliar a presença e a atividade das espécies ao longo de diferentes períodos do dia e da noite, bem como em diferentes estações do ano (Obrist *et al*., 2004; Russo & Jones, 2015).

Nesse caso, foi utilizado o aparelho *Echo Meter Touch 2*, o qual foi acoplado ao celular. O *Echo Meter Touch 2* permite gravar as ondas sonoras dos morcegos

diretamente do celular (Android ou IOS), com todas as características do som original preservadas, admitindo medições apuradas das características acústicas (Figura 68 a Figura 72).



Figura 68. Aparelho *Echo Meter Touch 2* utilizado para o monitoramento acústico de morcegos no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 69. Utilização do gravador de ultrassom durante 13ª campanha de monitoramento de morcegos no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 70. Utilização do gravador de ultrassom durante 14ª campanha de monitoramento de morcegos no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 71. Utilização do gravador de ultrassom durante 15ª campanha de monitoramento de morcegos no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 72. Utilização do gravador de ultrassom durante 16ª campanha de monitoramento de morcegos no Conjunto Eólico Umburanas.

Para o Conjunto Eólico foram pré-definidas 08 unidades de amostragem (UA 01 a UA 08), realizadas em 08 noites de monitoramento acústico, com o aparelho sincronizado de modo a iniciar as gravações a partir das 17:30h, permanecendo ativo durante 5h/ dia (Tabela 7).

Tabela 7. Localização dos pontos de bioacústica da quiropterofauna no Conjunto Eólico Umburanas. Dado: UA – Unidades Amostrais; Coordenada em UTM *Datum* Sirgas 2000.

UNIDADES AMOSTRAIS / TRANSECTOS	COORDENADAS	
	E (m)	N (m)
UA 01	215627.00	8814958.00
UA 02	218806.00	8821234.00
UA 03	221278.00	8821157.00
UA 04	220823.00	8824948.00
UA 05	225837.00	8822616.00
UA 06	224942.00	8832536.00
UA 07	229172.00	8827937.00
UA 08	233391.00	8830556.00

- **Procura Visual Ativa em Abrigos**

A busca ativa foi direcionada para a localização de abrigos diurnos e sítios importantes utilizados pelas espécies de morcegos nas áreas de amostragem. Esse método é fundamental para a compreensão dos hábitos e da ecologia das espécies de morcegos, permitindo a identificação de locais críticos para sua sobrevivência, como abrigos e áreas de alimentação. Foram priorizados locais que eventualmente servem como abrigos para colônias de morcegos, incluindo cavernas, fendas e cavidades em afloramentos rochosos, pontes de estradas, casas abandonadas, além de troncos ocos e folhas no interior da vegetação, que podem oferecer refúgio para algumas espécies (Arita, 1993; Kunz *et al*., 2003).

Esses habitats são particularmente importantes para morcegos que dependem de condições específicas para abrigar suas colônias, como temperatura e umidade estáveis, ou para evitar predadores e outras perturbações (Fenton, 1997). A conservação desses locais é vital para a manutenção das populações de morcegos, especialmente em

áreas sujeitas à modificação antrópica, como regiões de mineração, construção de estradas e urbanização (Fenton, 1997).

Além disso, durante as buscas, foram registrados espécimes que estavam forrageando próximo a árvores e corpos d'água. Esses registros são essenciais para entender o uso do habitat por morcegos durante suas atividades noturnas de alimentação, indicando a importância desses recursos naturais para a manutenção das populações locais (Fenton, 1990). Os morcegos frequentemente utilizam áreas com alta disponibilidade de presas, como insetos, que são abundantes em torno de corpos d'água e vegetação densa (Vaughan *et al*., 1997).

O esforço total foi de 4h por área amostral, totalizando 32h/observador por campanha de monitoramento (Figura 73 a Figura 76).



Figura 73. Método de busca ativa em abrigos realizado durante a 13ª campanha de monitoramento de morcegos no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 74. Método de busca ativa em abrigos realizado durante a 14ª campanha de monitoramento de morcegos no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 75. Método de busca ativa em abrigos realizado durante a 15ª campanha de monitoramento de morcegos no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 76. Método de busca ativa em abrigos realizado durante a 16ª campanha de monitoramento de morcegos no Conjunto Eólico Umburanas.

- **Registros de colisões**

Assim como para a ornitofauna, foram realizadas buscas nos aerogeradores com o objetivo de quantificar e qualificar as espécies de morcegos mais afetadas por acidentes, sejam eles decorrentes de colisões diretas com as pás dos aerogeradores ou de barotrauma causado pela rápida variação de pressão próxima às turbinas (Cryan & Barclay, 2009).

O método consistiu em buscas sistemáticas no entorno das torres, abrangendo um raio de 100 metros, conforme indicado na Figura 77 e Figura 78. As buscas foram realizadas em intervalos regulares, seguindo protocolos padronizados para garantir a consistência dos dados coletados (Arnett *et al*., 2008).

Os espécimes encontrados foram fotografados na posição de origem, um procedimento essencial para auxiliar na compreensão dos fatores que contribuíram para o acidente, como a direção de voo no momento do impacto. Essas informações são fundamentais para desenvolver estratégias de mitigação mais eficazes, como a modificação dos padrões de operação das turbinas durante períodos de alta atividade dos morcegos ou a implementação de tecnologias de detecção que possam reduzir o risco de colisão (Kunz *et al*., 2007; Cryan & Barclay, 2009).



Figura 77. Método de busca ativa nas proximidades dos aerogeradores em busca de carcaças de morcegos.



Figura 78. Método de busca ativa nas proximidades dos aerogeradores em busca de carcaças de morcegos.

3.5.3 Mastofauna terrestre

A amostragem foi realizada pelas metodologias listadas abaixo:

1- Armadilhas de Contenção Viva (*live trap*);

2- Armadilhas de Interceptação e Queda (*pitfall traps*);

3- Armadilhas Fotográficas (*camera trap*);

4- Busca Ativa.

A mastofauna terrestre foi dividida em grupos: pequenos, médios e grandes mamíferos. Para os pequenos mamíferos terrestres são empregadas 02 (duas) metodologias: Armadilhas *Live Trap* e Armadilhas de Interceptação e Queda (*Pitfall's*). Já para os médios e grandes mamíferos foram utilizadas as Armadilhas Fotográficas (*Cameras Trap*) e Busca Ativa.

- **Armadilhas de contenção viva (*live trap*)**

As armadilhas de contenção viva (*live traps*) são amplamente utilizadas em estudos ecológicos para capturar e monitorar espécies, permitindo a obtenção de dados valiosos sobre a distribuição, abundância e comportamento de animais em uma determinada área (Wiener & Smith, 1972; Flowerdew *et al*., 2004; Anthony *et al*., 2005). Nesse estudo, foram instaladas 20 armadilhas por unidade amostral, utilizando os modelos *Sherman* e *Tomahawk*, que são comumente empregados para a captura de pequenos mamíferos e outros vertebrados de pequeno porte (dos Santos-Filho *et al*., 2006; Santos-Filho *et al*., 2016).

As armadilhas foram dispostas equidistantes a cada 10 metros, com uma distribuição alternada entre o solo e uma altura de 1,5 a 2,0 metros, a fim de maximizar a probabilidade de captura de espécies com diferentes hábitos locomotores e de forrageamento (Hoffmann *et al*., 2010). Permaneceram ativas por 24 horas durante oito dias consecutivos, sendo verificadas diariamente no início da manhã. Este protocolo é crucial para minimizar o estresse dos animais capturados e garantir a integridade dos dados coletados (Soulsbury *et al*., 2020) (Figura 79 a Figura 84; Tabela 8).

A isca utilizada foi uma mistura de banana ou abacaxi, aveia, bacon, creme de amendoim e óleo de sardinha, ingredientes selecionados por sua alta atratividade para diversas espécies de mamíferos e por serem ricos em odores que aumentam a eficiência

das armadilhas (Graipel & Moraes, 2004; Bressiani *et al*., 2008). Esse tipo de isca tem se mostrado eficaz em vários estudos, promovendo a captura de uma ampla gama de espécies alvo (Loreto *et al*., 2023).

O esforço amostral por campanha, que totalizou 1.280 h/armadilhas, foi calculado com base na multiplicação do número de armadilhas (20) pelo número de áreas amostrais (8) e pelo número de dias de atividade (8). Esse nível de esforço é considerado robusto e metodologicamente sólido, garantindo uma amostragem representativa da fauna local e aumentando a probabilidade de capturar uma diversidade suficiente de espécies para permitir inferências confiáveis sobre a composição e a estrutura das populações presentes na área de estudo.

De acordo com Anderson (2001), o uso de um esforço amostral elevado é fundamental para capturar a variabilidade existente na comunidade de mamíferos pequenos, particularmente em ambientes tropicais onde a diversidade é alta. A estratégia de distribuir as armadilhas em diferentes alturas e em um intervalo de 10 metros permite a amostragem de uma ampla gama de espécies, incluindo aquelas que utilizam diferentes estratos verticais do habitat, o que é essencial para obter uma representação mais completa da comunidade de pequenos mamíferos (Voss & Emmons, 1996).

Além disso, estudos como os de Vieira (1999) destacam a importância de checar as armadilhas diariamente para minimizar o estresse dos animais capturados e garantir a integridade dos dados.



Figura 79. Instalação de armadilha *Sherman* durante a 13ª campanha de monitramento de



Figura 80. Instalação de armadilha *Tomahawk* durante a 13ª campanha de monitramento de

mamiferos de pequeno prte no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 81. Instalação de armadilha *Sherman* durante a 14ª campanha de monitramento de mamiferos de pequeno prte no Conjunto Eólico Umburanas.

mamiferos de pequeno prte no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 82. Instalação de armadilha *Tomahawk* durante a 15ª campanha de monitramento de mamiferos de pequeno prte no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 83. Indivíduo capturado durante a 15ª campanha de monitramento de mamiferos de pequeno prte no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 84. Indivíduo capturado durante a 15ª campanha de monitramento de mamiferos de pequeno prte no Conjunto Eólico Umburanas.

Tabela 8. Pontos de armadilhamento por *Live Trap* da mastofauna no Conjunto Eólico Umburanas. Dado: UA – Unidades Amostrais. Coordenadas em UTM, *Datum* Sirgas 2000.

UNIDADES AMOSTRAIS/ TRANSECTOS	COORDENADAS (UTM)	
	E (m)	N (m)
UA 01	216151.00	8815799.00
UA 02	218043.00	8821294.00
UA 03	222184.00	8822959.00
UA 04	214542.00	8823329.00
UA 05	220516.00	8825344.00
UA 06	226028.00	8823966.00
UA 07	227852.00	8829726.00
UA 08	234065.00	8831664.00

- **Armadilhas de interceptação e queda (*pitfall traps*)**

O método de armadilhas do tipo *pitfall* é amplamente utilizado em estudos de ecologia de comunidades de invertebrados e vertebrados de pequeno porte, devido à sua eficiência na captura de uma grande variedade de espécies (Gardner *et al*., 2008). Esse tipo de armadilha permite o monitoramento contínuo das espécies, fornecendo dados relevantes sobre a riqueza, abundância e composição das comunidades locais (Greenberg *et al*., 1994). Esse método é realizado de modo secundário para mastofauna, uma vez que a metodologia é primária para herpetofauna. Dessa forma foi instalada 01 estação em cada unidade amostral, sendo instalados 20 baldes de 60 litros, enterrados até a borda superior e dispostos em linha, totalizando 160 baldes (Figura 85 a Figura 88; Tabela 9).

A escolha dos baldes de 60 litros visa garantir a captura eficiente de diferentes tamanhos de espécies, além de minimizar o escape de indivíduos capturados. Segundo Mesquita *et al*. (2015), o uso de recipientes maiores pode aumentar a eficiência de captura, especialmente em regiões com alta diversidade biológica.

Os baldes foram conectados por cercas-guia de 10 m de comprimento por 0,5m de altura, confeccionadas com lona plástica. Estes ficaram abertos durante 8 noites consecutivas durante a campanha. Dessa forma tem-se um esforço amostral de 30.720h/campanha (8 dias x 24 horas x 20 baldes x 8 estações).



Figura 85. Instalação de armadilha de interceptação e queda (*pitfalltrap*) durante a amostragem de mamíferos de pequeno porte.



Figura 86. Armadilha de interceptação e queda (*pitfalltrap*) instalada durante a amostragem de mamíferos de pequeno porte.



Figura 87. Instalação de armadilha de interceptação e queda (*pitfalltrap*) durante a amostragem de mamíferos de pequeno porte.



Figura 88. Instalação de armadilha de interceptação e queda (*pitfalltrap*) durante a amostragem de mamíferos de pequeno porte.

Todos os animais capturados, tanto pelas *Live Traps*, como pelos *Pitfalls*, foram identificados, com as informações registradas, como: data e local de captura, e medidas morfométricas anotadas (Figura 89 e Figura 90). Os animais com peso inferior a 50g não receberam marcação individual. Animais com peso superior a 50g receberam brincos metálicos individuais numerados, na orelha direita. Após estes procedimentos, o animal foi fotografado e solto no mesmo local da captura.

A classificação taxonômica, guilda, nome popular e endemismo das espécies foi baseada em Paglia *et al*. (2012).



Figura 89. Biometria de individuo representante da mastofauna de pequeno porte durante monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 90. Pesagem de individuo representante da mastofauna de pequeno porte durante monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 91. Marcação de individuo representante da mastofauna de pequeno porte durante monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas



Marcação de individuo representante da mastofauna de pequeno porte durante monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas

Tabela 9. Pontos de armadilhamento por *pitfall* da mastofauna no Conjunto Eólico Umburanas. Dado: P – Pontos. Coordenadas em UTM, *Datum* Sirgas 2000.

PONTOS	COORDENADAS (UTM)	
	E (m)	N (m)
P 01	216151.00	8815799.00
P 02	218043.00	8821294.00
P 03	222184.00	8822959.00
P 04	214542.00	8823329.00
P 05	220516.00	8825344.00
P 06	226028.00	8823966.00
P 07	227852.00	8829726.00
P 08	234065.00	8831664.00

- **Armadilhas fotográficas (*camera trap*)**

Foram pré-definidas 08 Unidades Amostrais onde foram instaladas 02 câmeras fotográficas em cada UA, totalizando 16 câmeras em funcionamento por 24h durante a campanha (Figura 92 a Figura 95; Tabela 10). Os equipamentos permaneceram em funcionamento durante todos os 08 dias amostrais e foram reguladas para estarem ativas a qualquer hora do dia ou da noite, de forma contínua, com o registro correto do dia e hora de cada foto. Os indicativos de sucesso na obtenção de dados com o armadilhamento fotográfico foram baseados nos seguintes aspectos: número de fotos obtidas; número de espécies identificadas; número de indivíduos identificados; abundância relativa das espécies.

O esforço amostral foi de 3.072horas de monitoramento por campanha (08 áreas x 2 armadilhas por área x 24h x 8 dias/noites).



Figura 92. Instalação de armadilha fotográfica (câmera-trap) durante amostragem de mamífero de médio e grande porte no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 93. Instalação de armadilha fotográfica (câmera-trap) durante amostragem de mamífero de médio e grande porte no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 94. Instalação de Armadilha fotográfica (câmera-trap) durante amostragem de mamífero de médio e grande porte no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 95. Armadilha fotográfica (câmera-trap) instalada durante amostragem de mamífero de médio e grande porte no Conjunto Eólico Umburanas.

Tabela 10. Pontos das câmeras-trap no Conjunto Eólico Umburanas. Dado: AF – Armadilha Fotográfica. Coordenadas em UTM, *Datum* Sirgas 2000.

ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS	COORDENADAS (UTM)	
	E (m)	N (m)
AF 01	217147.00	8813195.00
AF 02	215222.00	8815716.00
AF 03	218045.00	8822856.00
AF 04	217908.00	8821020.00
AF 05	222242.00	8822779.00
AF 06	223004.00	8823148.00
AF 07	219530.00	8826763.00

ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS	COORDENADAS (UTM)	
	E (m)	N (m)
AF 08	221112.00	8824453.00
AF 09	226165.00	8822874.00
AF 10	226882.00	8825275.00
AF 11	225122.00	8834854.00
AF 12	226481.00	8832153.00
AV 13	227061.00	8828343.00
AF 14	227639.00	8827633.00
AF 15	228355.00	8828480.00
AF 16	233455.00	8829132.00

- **Busca ativa**

Foram percorridas diariamente, em diferentes horários da manhã e da noite, trilhas e estradas de terra, beiras de reservatório, lamaçais, bancos de areia e outros lugares propícios para o encontro de vestígios de mamíferos terrestres, tais como pegadas, pêlos, fezes, marcações territoriais, tocas e restos de carcaças. Esses ambientes foram selecionados estrategicamente devido à sua alta probabilidade de fornecer evidências indiretas da presença e atividade de diversas espécies. A busca por vestígios é uma técnica complementar importante em estudos de fauna, pois permite a detecção de espécies que podem não ser facilmente capturadas ou observadas diretamente, especialmente em habitats densos ou de difícil acesso (Wilson & Delahay, 2001; Long *et al*., 2012).

A coleta e a identificação desses vestígios requerem um conhecimento detalhado da morfologia e do comportamento das espécies-alvo, além de uma compreensão dos padrões de uso do habitat por diferentes espécies (Elbroch & McFarland, 2003; Halfpenny, 2019). Por exemplo, a análise das pegadas pode fornecer informações sobre o tamanho, a direção e o padrão de movimento dos animais, enquanto a identificação de fezes e pêlos pode auxiliar na confirmação da presença de espécies específicas, além de fornecer dados sobre a dieta e a saúde dos indivíduos (Zielinski & Kucera, 1995; Silveira *et al*., 2003; Murie & Elbroch, 2005; Gomper *et al*., 2006).

O percurso foi realizado nas 08 unidades amostrais, sendo realizado pausadamente por meio de caminhadas para a melhor audição e observação, totalizando 6h por dia em cada área amostral, sendo 3 horas no período diurno e 3 horas no período noturno. Tais atividades compreenderam um esforço de 384h/ campanha (8 áreas x 8 dias x 6 horas de caminhada) (Figura 96 a Figura 99).



Figura 96. Metodologia de busca ativa durante o período diurno para amostragem de mamíferos de médio e grande porte no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 97. Metodologia de busca ativa durante o período noturno para amostragem de mamíferos de médio e grande porte no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 98. Metodologia de busca ativa durante o período diurno para amostragem de mamíferos de médio e grande porte no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 99. Metodologia de busca ativa durante o período noturno para amostragem de mamíferos de médio e grande porte no Conjunto Eólico Umburanas.

3.5.4 Herpetofauna

A amostragem foi realizada pelas metodologias listadas abaixo:

1- Armadilhas de Interceptação e Queda (*pitfall traps*);

2- Busca Ativa.

- **Armadilhas de interceptação e queda (*pitfall traps*)**

Para herpetofauna, o método de armadilha de interceptação e queda, também conhecido como *pitfall trap*, é amplamente reconhecido como uma das técnicas mais eficazes para a captura de uma ampla gama de espécies de anfíbios e répteis, especialmente aquelas que são crípticas ou possuem hábitos noturnos. Este método envolve a instalação de baldes que são enterrados ao nível do solo e conectados por barreiras de interceptação, como telas ou folhas de plástico, que guiam os animais em direção às armadilhas (Brown *et al*., 1981).

Uma das principais vantagens do método é sua capacidade de funcionar de maneira passiva, capturando animais 24 horas por dia sem a necessidade de intervenção constante dos pesquisadores. Isso é particularmente útil em habitats onde a atividade de herpetofauna pode ser altamente variável, como em florestas tropicais onde a umidade e a temperatura flutuam ao longo do dia, influenciando o comportamento das espécies (Vitt & Caldwell, 2013). Além disso, as armadilhas de interceptação e queda podem ser instaladas em grande número e distribuídas ao longo de diferentes tipos de micro-habitats, permitindo uma amostragem representativa da diversidade local (Dodd, 2016).

A armadilha de interceptação e queda é frequentemente usada em estudos de longa duração para monitorar mudanças na comunidade de herpetofauna, sendo eficaz tanto para estudos de inventário quanto para projetos de monitoramento a longo prazo, como aqueles voltados para a avaliação dos efeitos de mudanças ambientais, como a fragmentação de habitats e mudanças climáticas (Greenberg *et al*., 1994).

A eficiência das armadilhas pode ser influenciada por fatores como a topografia do terreno, a vegetação, e as condições meteorológicas. Por exemplo, períodos de chuva intensa podem encher as armadilhas de água, levando à mortalidade de indivíduos capturados, o que pode introduzir um viés nos dados coletados (Corn, 1994).

Além disso, a eficiência das armadilhas de interceptação e queda pode variar entre diferentes grupos taxonômicos. Espécies de maior tamanho ou que possuem maior capacidade de saltar, como certos tipos de lagartos e sapos, podem ser menos suscetíveis à captura com esse método, enquanto espécies menores e de hábitos mais

terrestres tendem a ser capturadas em maior número (Ryan *et al*., 2002). Por isso, foram utilizados baldes de 60 litros, visando garantir a captura eficiente de diferentes tamanhos de indivíduos, além de minimizar o escape de indivíduos capturados (Cechin & Martins, 2000).

O método de armadilha de interceptação e queda tem sido amplamente aplicado em diversos estudos ecológicos, taxonômicos e de conservação. Em regiões tropicais, onde a biodiversidade de herpetofauna é particularmente alta, o uso desse método tem permitido o inventário e monitoramento de espécies em larga escala, contribuindo para a identificação de áreas prioritárias para conservação, a avaliação dos impactos de atividades humanas, como desmatamento e agricultura e descrição de novas espécies (Vitt & Caldwell, 2013; Ribeiro *et al*., 2023). Além disso, em ecossistemas temperados, esse método tem sido utilizado para monitorar populações de herpetofauna ao longo do tempo, fornecendo dados críticos sobre as respostas das espécies a mudanças climáticas e a pressões antrópicas (Corn, 1994).

Portanto, foi instalada 01 estação em cada unidade amostral, sendo um conjunto de 20 baldes de 60 litros, enterrados até a borda superior e dispostos em linha, totalizando 200 baldes. Dessa forma tem-se um esforço amostral de 30.720h/campanha (8 dias x 24 horas x 20 baldes x 8 estações).

Para reduzir a probabilidade de mortandade dos animais capturados, cada balde teve o fundo perfurado para permitir o escoamento eficiente da água da chuva, prevenindo o acúmulo de água que poderia resultar em afogamentos. Além disso, foi inserido um pedaço de isopor, cortado em forma de quadrado com tamanho diagonal ligeiramente menor do que o diâmetro do balde, permitindo que ele flutue livremente dentro do recipiente. Esse isopor atua como uma plataforma de emergência, oferecendo aos animais capturados um local seguro para se manterem secos e evitarem o afogamento em caso de alagamentos ocasionais, um risco que pode ser acentuado em regiões tropicais com alta incidência de chuvas (Corn, 1994).

As revisões das armadilhas foram realizadas diariamente durante um período de 08 dias por campanha. A frequência das revisões reduz o risco de predação secundária dentro das armadilhas, que pode ocorrer se os animais capturados permanecerem por longos períodos sem supervisão (Dodd, 2016).

Ao final de cada campanha de monitoramento, as armadilhas foram fechadas com tampas, assegurando que nenhuma captura ocorresse fora do período planejado de monitoramento. Este procedimento é fundamental para evitar capturas não intencionais, que poderiam não apenas comprometer o bem-estar dos animais, mas também introduzir viés nos dados coletados, uma vez que capturas fora do período de monitoramento ativo não são registradas e analisadas (Heyer *et al*., 1994).



Figura 100. Instalação de armadilha de interceptação e queda (*pitfalltrap*) durante a amostragem Herpetofauna.



Figura 101. Instalação de armadilha de interceptação e queda (*pitfalltrap*) durante a amostragem Herpetofauna.



Figura 102. Instalação de armadilha de interceptação e queda (*pitfalltrap*) durante a amostragem Herpetofauna.

Tabela 11. Pontos de armadilhamento por *pitfall* da herpetofauna no Conjunto Eólico Umburanas. Dado: P – Ponto. Coordenadas em UTM, *Datum* Sirgas 2000.

PONTOS	COORDENADAS (UTM)	
	E (m)	N (m)
P 01	216179.00	8814446.00
P 02	219050.00	8820640.00
P 03	221114.00	8820873.00
P 04	220400.00	8826011.00

PONTOS	COORDENADAS (UTM)	
	E (m)	N (m)
P 05	226971.00	8822911.00
P 06	228078.00	8832469.00
P 07	228296.00	8828983.00
P 08	233247.00	8829938.00

- **Busca Ativa**

Diariamente, em diferentes horários da manhã e da tarde, foram percorridas trilhas e estradas de terra, beiras de reservatórios, lamaçais, bancos de areia e outros locais considerados propícios para a detecção da herpetofauna. As atividades de campo foram conduzidas nas 08 áreas amostrais previamente definidas para o empreendimento, com caminhadas realizadas de forma pausada, permitindo uma melhor audição e observação dos indivíduos (Rodda *et al*., 2001).

O percurso em cada área amostral foi conduzido durante 8 horas diárias, totalizando 512 horas de esforço amostral por campanha em cada Conjunto Eólico (8 áreas x 8 dias x 8 horas de caminhada) (Figura 103 a Figura 106).



Figura 103. Busca ativa diurna para amostragem de herpetofauna no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 104. Busca ativa diurna para amostragem de herpetofauna no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 105. Busca ativa noturna para amostragem de herpetofauna no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 106. Busca ativa noturna para amostragem de herpetofauna no Conjunto Eólico Umburanas.

Cada indivíduo capturado foi marcado com Elastômero Fluorescente de Implante Visível (VIE), utilizando o Kit VIE Master (*Northwest Marine Technology*). Diferentes cores foram aplicadas para identificar os grupos e campanhas distintos, facilitando o monitoramento individual dos animais ao longo do tempo (Figura 107 a Figura 108). A utilização do VIE é uma técnica amplamente aceita e eficaz em estudos de marcação e recaptura, permitindo a identificação não invasiva dos indivíduos sem comprometer seu bem-estar (Nauwelaerts *et al*., 2000).



Figura 107. Marcação de indivíduo com Elastômero Fluorescente de Implante Visível (VIE) durante etapa de monitoramento de herpetofauna no Conjunto Eólico Umburanas.



Figura 108. Marcação de indivíduo com Elastômero Fluorescente de Implante Visível (VIE) durante etapa de monitoramento de herpetofauna no Conjunto Eólico Umburanas.

Após a marcação, todos os indivíduos tiveram suas medidas tomadas, pesados e soltos no mesmo habitat em que foram capturados, garantindo que eles pudessem reintegrar-se imediatamente ao ambiente natural (Figura 109 e Figura 110). As medidas morfométricas para anfíbios seguiram o protocolo de Watters *et al*. (2016), incluindo

variáveis básicas como o comprimento rostro-cloacal (CRC), comprimento da perna (CP), comprimento do antebraço (CA), largura da cabeça (LC), altura da cabeça (AC) e diâmetro do tímpano (DT). Para os lagartos, as variáveis e nomenclaturas adotadas seguiram o padrão estabelecido por Pianka & Vitt (2003), abrangendo o comprimento total (CT), comprimento do corpo (CC), comprimento da cauda (CCa), comprimento da cabeça (C-C), largura da cabeça (LC), altura da cabeça (AC), largura do corpo (LC) e diâmetro dos olhos (DO). Para as serpentes, a medidas morfométricas seguiram Cundall & Greene (2000). Para quelônios, as medidas morfométricas seguiram Moll & Moll (2004) e (IBAMA, 2016). Já para crocodilianos, as medidas, quando registrados e capturados seguiram Webb *et al*. (1987).



Figura 109. Equipamentos para obtenção de variáveis morfométricas.



Figura 110. Tomada de medida morfométrica de indivíduo.

A Figura 111 representa a distribuição espacial dos pontos de amostragem para ada um dos grupos faunísticos.

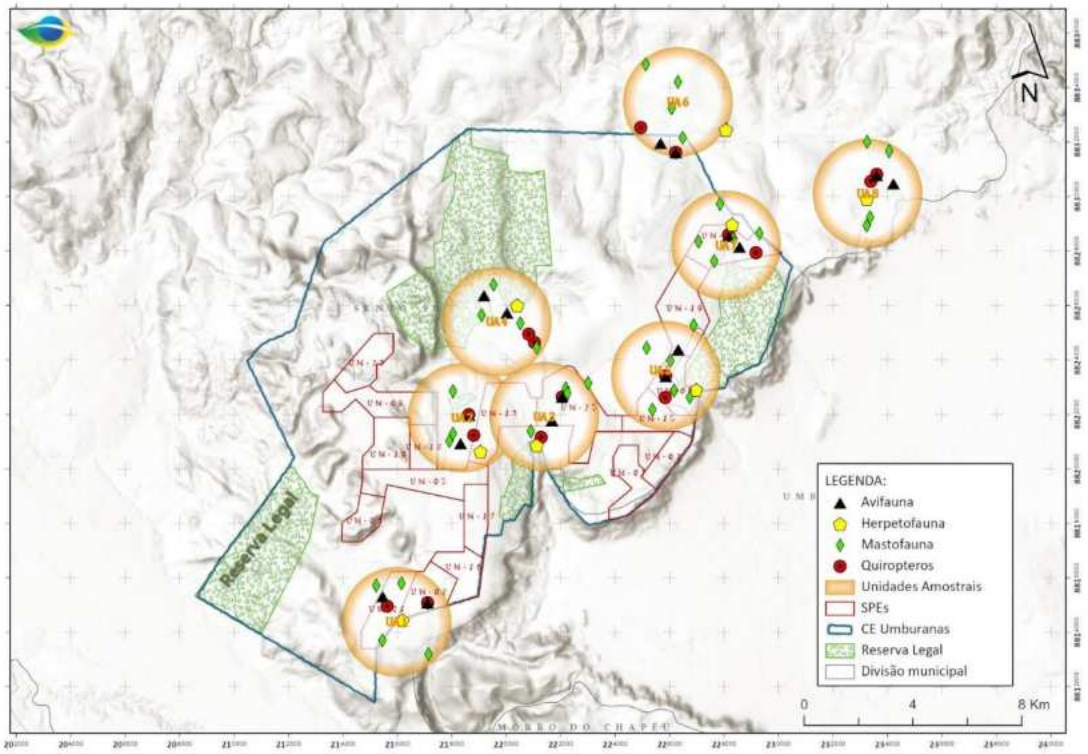


Figura 111. Distribuição dos pontos de fauna no Conjunto Eólico Umburanas.

3.6 Esforço Amostral

Abaixo segue o resumo do esforço amostral empregado em durante as campanhas realizadas (Tabela 12).

Tabela 12. Esforço amostral durante o monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas.

GRUPO	MÉTODO	UNIDADE	UNIDADES AMOSTRAIS	CAMPANHA
Herpetofauna	Busca ativa em transecções	Horas	08	512
	Armadilha de interceptação e queda	Horas	08	30.720
Ornitofauna	Busca Visual Ativa e Pontos de Escuta com Bioacústica	Minutos	06	1.200
	Rede de Neblina	M^2	02	2.880
Mastofauna	Busca ativa e por vestígios	Horas	8	384
	Armadilhas Fotográficas	Horas	9	3.072
	Live traps	Nº de armadilhas	25	1.280

GRUPO	MÉTODO	UNIDADE	UNIDADES AMOSTRAIS	CAMPANHA
	Armadilha de interceptação e queda	Horas	08	30.720
Quirópteros	Redes de Neblina	M^2	8	11.520
	Monitoramento Bioacústico	Horas	8	40
	Procura Visual em Abrigos	Horas	4	32

3.7 Classificação de Espécies Ameaçadas

Para classificar as espécies observadas no Conjunto Eólico Umburanas, quanto ao grau de ameaça em nível estadual, foi utilizada a lista de espécies ameaçadas de extinção do estado (SEMA, 2017). Em nível nacional, foi consultada a Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção, conforme o Anexo I da Portaria nº 148, de 17 de dezembro de 2022 (MMA, 2022); e, para classificação em nível mundial, foi utilizada a lista vermelha internacional da União Mundial para a Conservação da Natureza (IUCN, 2023).

3.8 Análise dos Dados

Foi apresentada uma listagem de espécies com potencial ocorrência na área, baseada em dados secundários, juntamente com as espécies registradas durante as campanhas de campo, que compõem os dados primários. Essas informações foram compiladas para obter o conjunto mais completo de espécies para a região do empreendimento. Para as análises qualitativas, excluímos os registros ocasionais e os dados secundários, uma vez que o esforço empregado na obtenção dessas informações varia e não é diretamente comparável ao esforço padronizado empregado na obtenção dos dados primários.

Os parâmetros de riqueza e abundância, que são fundamentais para a análise de dados, foram detalhadamente descritos hierarquicamente, destacando as ordens e famílias com maior riqueza de espécies, seguidas pelas ordens, famílias e espécies com maior abundância. Esses atributos foram utilizados para calcular a diversidade taxonômica e compará-la de forma unificada entre as estações de amostragem.

A fim de identificar possíveis padrões de agrupamento de espécies entre as estações amostradas, transformamos a matriz de abundância em uma matriz de distância usando o Índice de Similaridade de Bray-Curtis. Essa matriz de distância foi representada graficamente por meio de um dendrograma (análise de agrupamento) gerado pelo Método de Agrupamento por Médias Não Ponderadas (UPGMA). Tanto a matriz de distância quanto a análise de agrupamento foram realizadas utilizando o *software* R Studio (R Core Team, 2023).

Avaliamos a eficiência do esforço amostral empregado durante a campanha por meio da construção de curvas de acumulação de espécies. A curva de acumulação de espécies resume, em um gráfico composto de um par de eixos ortogonais, a riqueza acumulada de espécies e o esforço amostral. No geral, a curva formada exibe o seguinte padrão: uma curva inicial ascendente de crescimento acelerado, que prossegue cada vez mais devagar, de acordo com o aumento do esforço amostral, podendo teoricamente formar uma assíntota (Gotelli & Colwell, 2011).

As curvas de acúmulo de espécies serão obtidas através do número de espécies observadas e estimadas em relação ao esforço amostral (unidades amostrais e dias de amostragem). Porém, a ordem de coleta das amostras será aleatorizada 1.000 vezes e construiu-se uma curva média (baseada na riqueza média para cada número de amostra) para os três índices (riqueza observada, riqueza estimada por *Jacknife* e *Bootstrap*). Para cálculo do estimador de riqueza *Jackknife* de primeira ordem será utilizado a fórmula [1] e para o estimador *Bootstrap* será utilizado a fórmula [2]:

$$[1]\ SJack1 = Sobs + L\ (^{n\ -\ 1}/_{n})$$

Onde: Sobs representa o número de espécies observado nas amostras; N, o número de espécies que ocorreram em exatamente duas amostras; L, o número de espécies representadas em somente uma amostra; e n, o número de amostras.

$$[2]\ S_{\mathrm{boot}} = S_{\mathrm{obs}} + \sum_{\mathrm{k=1}}^{\mathrm{S_{obs}}} (1 - p_{\mathrm{k}})^{\mathrm{m}}$$

Onde: Sboot é a riqueza estimada; Sobs corresponde à riqueza observada; pk, à proporção do número de amostras em que cada espécie foi registrada; e m, o número de amostras.

A abundância relativa das espécies será calculada dividindo-se o número de registros da espécie A pelo número total de registros. Deste modo, o cálculo da abundância relativa das espécies se dá pela fórmula:

$$ARi = \left(\frac{ni}{N}\right) \times 100$$

Onde:

ni = número de indivíduos da espécie i;

N = número total de indivíduos amostrados.

A diversidade e equitabilidade serão avaliadas pelos Índice de Diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou (Krebs, 1999) e complementarmente, pela série de Hill (1973). A série de Hill consiste em um conjunto de medidas de diversidade que incluem a riqueza de espécies, a diversidade de Shannon e a distribuição de abundância entre as espécies (equitabilidade). Os valores obtidos na série, conhecidos como “Números de Hill”, descrevem o perfil de diversidade da comunidade e é dado por:

$$N_a = (p_1^a + p_2^a + \ldots + p_n^a)^{1/(1-a)}$$

Onde:

Na = valor do índice de diversidade para o parâmetro a;

n = número de espécies;

pi = abundância proporcional da espécie i.

Os diferentes valores de Hill são obtidos pela variação no valor de a, que controla a sensibilidade da medida, a abundância relativa das espécies (Gotelli & Chao, 2013). Quando $a = 0$, o valor de diversidade é igual ao número de espécies na amostra. Para a tendendo a 1, o valor de diversidade é equivalente ao exponencial do índice de Shannon $\{exp(H')\}$, de onde se comparam as diversidades de cada parcela. Para $a = 2$, o valor é igual ao inverso do índice de Dominância de Simpson $(1/D)$. Dessa forma, conforme aumenta-se o parâmetro a da série de Hill, maior ênfase é dada às espécies dominantes e, quando o parâmetro tende ao infinito, avalia-se apenas a equitabilidade da comunidade, desprezando a riqueza de espécies (Melo, 2008).

Na medida de diversidade usando a série de Hill, mais de um valor pode ser representado em um gráfico como uma função de a, criando o chamado perfil de diversidade, que demonstra toda a informação sobre a distribuição de abundância em uma comunidade. Quanto mais desigual for a distribuição de abundância relativa, mais acentuado o declínio da curva (Gotelli & Chao, 2013). A Série de Hill é uma ferramenta importante para analisar a diversidade de espécies em uma comunidade, fornecendo uma visão abrangente ao integrar diferentes escalas de sensibilidade à abundância de espécies. Essa série generaliza a contagem de espécies (riqueza) e índices de diversidade, como os índices de Shannon e Simpson, em um único conjunto contínuo de escalas representadas por q. Cada escala na Série de Hill reflete uma sensibilidade diferente à abundância de espécies raras e comuns.

Para a escala q=0, o índice de diversidade é equivalente ao número total de espécies, refletindo a riqueza de espécies onde todas as espécies têm o mesmo peso, independentemente de sua abundância. À medida que aumentamos o valor de q, a sensibilidade à abundância das espécies também aumenta. Em q=1 o índice se relaciona ao índice de Shannon, onde todas as espécies contribuem, mas aquelas mais abundantes têm um impacto ligeiramente maior. Em q=2, o índice está relacionado ao índice de Simpson, onde as espécies mais abundantes dominam o cálculo, enquanto espécies raras têm pouco impacto. Finalmente, em q→∞, a diversidade é praticamente determinada pela espécie mais abundante na comunidade.

Para os estimadores de riqueza (*Jackknife* e *Bootstrap*), construção da curva de acúmulo de espécies e série de Hill será utilizado o pacote *vegan* (Oksanen *et al*., 2013) do *software R* (R Core Team, 2024).

Para avifauna, foi calculado a abundância por meio do Índice Pontual de Abundância (IPA), consistindo na soma de todos os contatos de um determinado táxon, dividido número total de unidades amostrais (Vielliard & Silva, 1990).

Para todos os grupos, foi realizado o teste de Kruskal-Wallis com o objetivo de verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as campanhas analisadas (Zar, 2010).

4 RESULTADOS

4.1 Avifauna

- **Riqueza e Abundância Geral das Espécies**

Considerando o ciclo anual (2023/2024), foram catalogados 989 indivíduos pertencentes a 97 espécies, distribuídas em 12 ordens e 30 famílias. Na Tabela 13 são apresentados os dados acumulados ao longo das campanhas do ciclo 2023/2024 realizadas até o momento. O número de espécies registradas equivale a 16,41% do total (S = 591) de espécies conhecidas para o bioma Caatinga (MMA, 2018).

Considerando que o bioma Caatinga abrange uma área total de aproximadamente 844.453 km² (MMA, 2014) e a área do estudo abrange aproximadamente 558 km², correspondendo a 0,06% da área total da Caatinga, o levantamento da avifauna é representativo, visto que outros estudos no mesmo bioma realizaram levantamentos da avifauna em diversas áreas e municípios dentro do bioma Caatinga, o que possibilita incluir uma heterogeneidade maior de habitats mais preservados para as espécies (Santos, 2004; Olmos *et al*., 2005; Farias *et al*., 2010).

Estudos e levantamentos em outras regiões dentro do mesmo bioma apresentam um número de espécies próximos dos que foram encontrados no atual monitoramento. Olmos *et al*. (2005), em oito áreas da Caatinga no sul do Ceará e oeste de Pernambuco, Nordeste do Brasil, registraram um total de 99 espécies em formações vegetais da

Caatinga. Santos (2004) registrou um total de 115 espécies de aves, distribuídas em 23 famílias nas formações de caatinga arbórea e caatinga arbustiva.

Dados cumulativos indicam que a ordem mais representativa foi: Passeriformes, com 681 indivíduos registrados, pertencentes a 60 espécies e 19 Famílias. Esta ordem é, de fato, a maior e mais diversa ordem de aves, tanto em nível global quanto no Brasil. Comumente conhecidas como "aves canoras" ou "passarinhos," as aves passeriformes representam cerca de 60% de todas as espécies de aves no mundo, o que reflete sua grande diversidade ecológica e adaptativa (Sick, 1997).

A ordem Passeriformes é composta por um vasto número de espécies que ocupam uma ampla variedade de nichos ecológicos, desde ambientes florestais densos até áreas abertas, savanas e campos (Sick, 1997). Sua grande capacidade de adaptação a diferentes habitats, incluindo ambientes antropizados, contribui para a alta representatividade dessa ordem em levantamentos de avifauna em diversos biomas brasileiros, como a Caatinga e o Cerrado. As famílias mais representativas dentro dessa ordem, como Tyrannidae e Thraupidae, são exemplos de grupos que demonstram essa adaptabilidade, o que explica o elevado número de indivíduos e espécies registrados (Antunes & Estrela, 2012).

Por outro lado, as ordens não passeriformes, embora menos diversas em termos de número de espécies, desempenham papéis ecológicos igualmente importantes. Ordens como Accipitriformes, que incluem aves de rapina como gaviões e águias, são fundamentais para o controle populacional de pequenos mamíferos e outras aves, exercendo um papel crucial na manutenção do equilíbrio ecológico (Ferreira & Oliveira, 2002). Outra ordem não passeriforme frequentemente registrada em levantamentos de avifauna na Caatinga e Cerrado é a Columbiformes, que inclui pombos e rolinhas. Estas aves são importantes dispersores de sementes, contribuindo para a regeneração de vegetação em áreas degradadas (Machado, 2009).

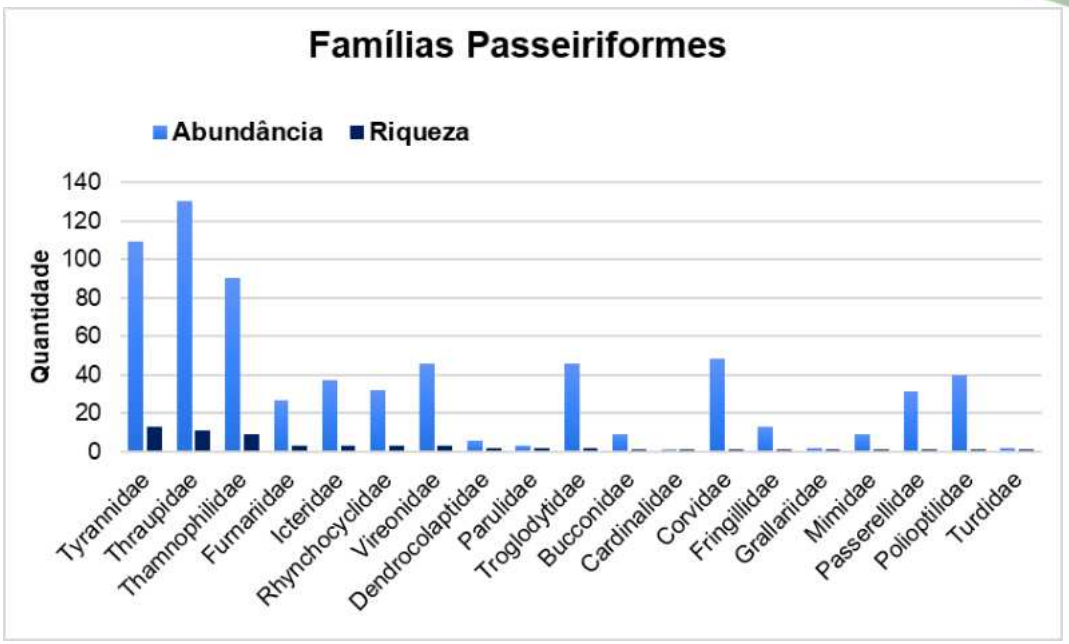
Segundo Silva *et al*. (2003), as famílias mais abundantes para o bioma caatinga são as famílias Tyrannidae, Trochilidae, Accipitridae, Thraupidae, Funariidae e Thamnophilidae, respectivamente. Entretanto, a paisagem do local de amostragem pode influenciar a composição local de espécies, além do grau de perturbação da área amostral.

A família com maior riqueza de espécies foi a família Tyrannidae (13 spp.), seguida por Thraupidae (11 spp.) (Figura 112).

Os tiranídeos representam a família dentro da Ordem dos Passeriformes com o maior número de espécies no Brasil (CBRO, 2021). A maior representatividade da família Tyrannidae é comum a maioria dos levantamentos de aves conforme também observado por Henriques *et al*. (2003), Rodrigues *et al*. (2005) e Santos & Cadermatori (2007); essa maior representatividade é atribuída ao fato de muitas espécies serem de baixa sensibilidade a alterações antrópicas e adaptáveis aos mais diversos habitats (SICK, 1997). Além disso, muitos dos representantes desta família geralmente habitam ambientes abertos, o que facilita sua identificação através do avistamento.

A família Thraupidae compreende espécies de aves conhecidas como tiês, sendo a maioria das espécies endêmicas das Américas. As espécies desta Família geralmente vivem em pequenos grupos, e algumas podem ser observadas em grandes bandos de uma única espécie ou de espécies diferentes. A dieta dos tiês varia de gênero para gênero, mas no geral pode ser composta por frutos, sementes, néctar, parte de flores, insetos e aracnídeos de pequeno porte. Devido às especializações alimentares, a disputa por alimento entre as diferentes espécies desta Família é reduzida (Sick, 1997).

A presença significativa de espécies das famílias Tyrannidae e Thraupidae durante o levantamento reforça a importância desses grupos como indicadores ecológicos em estudos de monitoramento ambiental, especialmente em regiões onde a matriz ambiental é composta por mosaicos de formações savânicas e florestais. Essas famílias, devido à sua adaptabilidade, desempenham um papel crucial na manutenção dos processos ecológicos, como a dispersão de sementes e o controle de populações de insetos, contribuindo para a resiliência dos ecossistemas locais (Pizo, 2004).



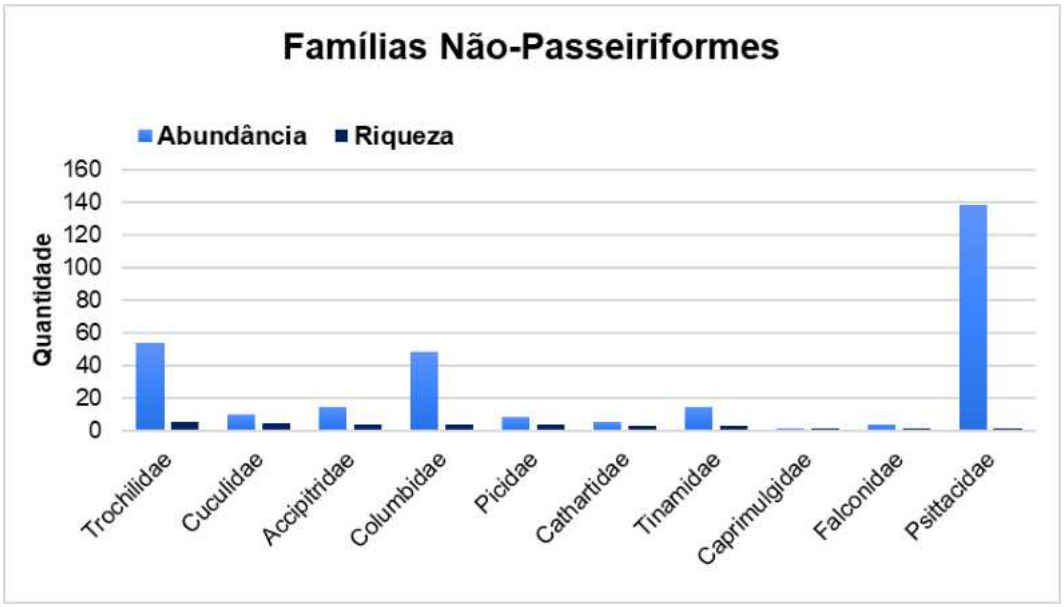


Figura 112. Representatividade de cada família passeriformes e não passeriformes no conjunto de dados primários acumulados durante o monitoramento da ornitofauna.

Tabela 13. Lista de todas as espécies da avifauna registradas durante o monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas. *Status* de Conservação [IUCN (2023) /MMA (2014) / CITES (2023)]: LC = Pouco preocupante; VU=Vulnerável; NT=Quase Ameaçado; DD = Dados deficientes; I = espécies ameaçadas de extinção, cujo comércio somente será permitido em circunstâncias excepcionais; II = espécies não necessariamente ameaçadas de extinção, mas cujo comércio deve ser controlado a fim de evitar usos incompatíveis com sua sobrevivência; III = espécies que são protegidas em pelo menos um país e que tenha solicitado assistência às demais partes da Convenção para controlar seu comércio.

ORDEM/ FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME COMUM	DIETA	SENSIBILIDADE	MIGRAÇÃO	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA GERAL	FREQUÊNCIA RELATIVA	*STATUS* DE CONSERVAÇÃO		
							UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8			IUCN	MMA	CITES
Accipitriformes																			
Accipitridae	*Buteo brachyurus*	gavião de cauda curta	Carnívoro	Média				1							1	0,10%	LC	LC	II
	Geranoaetus melanoleucus	águia serrana	Carnívoro	Média										1	1	0,10%	LC	LC	II
	Geranospiza caerulescens	gavião pernilongo	Carnívoro	Média										1	1	0,10%	LC	LC	II
	Rupornis magnirostris	gavião carijó	Carnívoro	Baixa			1	2	2	1	1	2	3		12	1,21%	LC	LC	II
Apodiformes																			
Trochilidae	*Anopetia gounellei*	rabo branco de cauda larga	Nectarívoro	Alta		Caatinga			1						1	0,10%	LC	LC	II
	Chlorostilbon lucidus	besourinho de bico vermelho	Nectarívoro	(vazio)			2	4	3	2		3	4	1	19	1,92%	LC	LC	II
	Chrysolampis mosquitus	beija flor vermelho	Nectarívoro	Baixa				1	2	4		2	1	1	11	1,11%	LC	LC	II
	Eupetomena macroura	beija flor tesoura	Nectarívoro	Baixa					2	2		1			5	0,51%	LC	LC	II
	Heliomaster squamosus	bico reto de banda branca	Nectarívoro	Média				1				1			2	0,20%	LC	LC	II
	Phaethornis pretrei	rabo branco acanelado	Nectarívoro	Baixa			1	2	2	3	1	2	1	4	16	1,62%	LC	LC	II
Caprimulgiformes																			
Caprimulgidae	*Hydropsalis torquata*	bacurau tesoura	Insetívoro	(vazio)					1						1	0,10%	LC	LC	
	Nyctidromus albicollis	bacurau	Insetívoro	Baixa								1			1	0,10%	LC	LC	
Cathartiformes																			
Cathartidae	*Cathartes aura*	urubu de cabeça vermelha	Saprófago	Média								1	2		3	0,30%	LC	LC	
	Cathartes burrovianus	urubu de cabeça amarela	Saprófago	Média							1		1		2	0,20%	LC	LC	
	Coragyps atratus	urubu de cabeça preta	Saprófago	Baixa				1							1	0,10%	LC	LC	
Columbiformes																			
Columbidae	*Columbina picui*	rolinha picui	Granívoro	Baixa			7		1				1		9	0,91%	LC	LC	
	Columbina squammata	rolinha fogo apagou	Granívoro	Baixa			4	1	8	5		1	7	4	30	3,03%	LC	LC	
	Leptotila verreauxi	juriti pupu	Granívoro	Baixa					2		1	1	1		5	0,51%	LC	LC	
	Zenaida auriculata	avoante	Granívoro	Baixa	MND					4				1	5	0,51%	LC	LC	
Cuculiformes																			
Cuculidae	*Coccyzus melacoryphus*	papa lagarta acanelado	Insetívoro	Média					1		1			1	3	0,30%	LC	LC	
	Crotophaga ani	anu preto	Carnívoro	Baixa			1								1	0,10%	LC	LC	
	Guira guira	anu branco	Carnívoro	Baixa									1		1	0,10%	LC	LC	
	Piaya cayana	alma de gato	Insetívoro	Baixa			1						3		4	0,40%	LC	LC	
	Tapera naevia	saci	Insetívoro	Baixa									1		1	0,10%	LC	LC	
Falconiformes																			
Falconidae	*Caracara plancus*	carcará	Onívoro	Baixa					1				1		2	0,20%	LC	LC	II

ORDEM/ FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME COMUM	DIETA	SENSIBILIDADE	MIGRAÇÃO	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA GERAL	FREQUÊNCIA RELATIVA	*STATUS* DE CONSERVAÇÃO		
							UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8			IUCN	MMA	CITES
	Herpetotheres cachinnans	acauã	Carnívoro	Baixa					1					1	2	0,20%	LC	LC	II
Passeriformes																			
Bucconidae	*Nystalus maculatus*	rapazinho dos velhos	Onívoro	Média				1	4	2	1	1			9	0,91%	LC	LC	
Cardinalidae	*Cyanoloxia brissonii*	azulão	Onívoro	Média				1							1	0,10%	LC	LC	
Corvidae	*Cyanocorax cyanopogon*	gralha-cancã	Onívoro	Média			8	10	5	11		2	10	2	48	4,85%	LC	LC	
Dendrocolaptidae	*Campylorhamphus trochilirostris*	arapaçu beija flor	Insetívoro	Alta								1		1	2	0,20%	LC	LC	
	Lepidocolaptes angustirostris	arapaçu de cerrado	Insetívoro	Alta			1		1			2			4	0,40%	LC	LC	
Fringillidae	*Euphonia chlorotica*	fim fim	Frugívoro	Baixa				4	4	1			3	1	13	1,31%	LC	LC	
Furnariidae	*Megaxenops parnaguae*	bico virado da caatinga	Insetívoro	Alta		Caatinga				2			1	1	4	0,40%	LC	LC	
	Synallaxis frontalis	petrim	Insetívoro	Baixa					3	1			2		6	0,61%	LC	LC	
	Synallaxis hellmayri	joao xique xique	Insetívoro	Média		Caatinga	2		1	6		3	2	3	17	1,72%	LC	DD	
Grallariidae	*Hylopezus ochroleucus*	pompeu	Insetívoro	Média								1		1	2	0,20%	LC	NT	
Icteridae	*Icterus jamacaii*	corrupião	Onívoro	Baixa		Caatinga	6	3	12			1	5		27	2,73%	LC	LC	
	Icterus pyrrhopterus	encontro	Insetívoro	Média					6		1		2		9	0,91%	LC	LC	
	Molothrus bonariensis	chupim	Onívoro	Baixa				1							1	0,10%	LC	LC	
Mimidae	*Mimus saturninus*	sabiá-do-campo	Onívoro	Baixa			3	2	4						9	0,91%	LC	LC	
Parulidae	*Basileuterus culicivorus*	pula pula	Insetívoro	Média									2		2	0,20%	LC	LC	
	Myiothlypis flaveola	canario do mato	Insetívoro	Baixa									1		1	0,10%	LC	LC	
Passerellidae	*Zonotrichia capensis*	tico tico	Insetívoro	Baixa			4	2	7	9	1	2	1	5	31	3,13%	LC	LC	
Polioptilidae	*Polioptila atricapilla*	balança rabo do nordeste	Insetívoro	Média			5	3	6	10	2	6	5	3	40	4,04%	LC	LC	
Rhynchocyclidae	*Hemitriccus margaritaceiventer*	sebinho de olho de ouro	Insetívoro	Média				1	1	3	1	1	4		11	1,11%	LC	LC	
	Todirostrum cinereum	ferreirinho relógio	Insetívoro	Baixa					4	4		4	2	1	15	1,52%	LC	LC	
	Tolmomyias flaviventris	bico chato amarelo	Insetívoro	Baixa				2				1	2	1	6	0,61%	LC	LC	
Thamnophilidae	*Formicivora melanogaster*	formigueiro de barriga preta	Insetívoro	Média				2		3		2	1		8	0,81%	LC	LC	
	Herpsilochmus atricapillus	chorozinho de chapéu preto	Insetívoro	Média							1				1	0,10%	LC	LC	
	Myrmorchilus strigilatus	tem-farinha-aí	Insetívoro	Média			1	9	4	10	4	7	5	14	54	5,46%	LC	LC	
	Sakesphoroides cristatus	choca do nordeste	Insetívoro	Baixa		Caatinga		1		3				2	6	0,61%	LC	LC	
	Taraba major	choro boi	Onívoro	Baixa						1					1	0,10%	LC	LC	
	Thamnophilus caerulescens	choca da mata	Insetívoro	Baixa						1					1	0,10%	LC	LC	
	Thamnophilus capistratus	choca barrada do nordeste	Insetívoro	Baixa		Caatinga		1	2	2	2	3	1		11	1,11%	LC	LC	
	Thamnophilus doliatus	choca barrada	Insetívoro	Baixa					1	1		2			4	0,40%	LC	LC	
	Thamnophilus pelzelni	choca do planalto	Insetívoro	Média		Caatinga		1		2				1	4	0,40%	LC	LC	
Thraupidae	*Coryphospingus pileatus*	tico tico rei cinza	Granívoro	Baixa			9	7	2	5	3	5	1		32	3,24%	LC	LC	
	Coereba flaveola	cambacica	Nectarívoro	Baixa			1	1	3		1	4	6	3	19	1,92%	LC	LC	
	Compsothraupis loricata	tie cabure	Insetívoro	Alta		Caatinga			19			2	6		27	2,73%	LC	LC	

ORDEM/ FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME COMUM	DIETA	SENSIBILIDADE	MIGRAÇÃO	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA GERAL	FREQUÊNCIA RELATIVA	*STATUS* DE CONSERVAÇÃO		
							UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8			IUCN	MMA	CITES
	Nemosia pileata	saíra-de-chapéu-preto	Frugívoro	Baixa						1					1	0,10%	LC	LC	
	Paroaria dominicana	cardeal do nordeste	Granívoro	Baixa					10						10	1,01%	LC	LC	
	Saltator similis	trinca ferro	Onívoro	Baixa						1				1	2	0,20%	LC	LC	
	Saltatricula atricollis	batuqueiro	Granívoro	Média			1	1	4	1	3		1		11	1,11%	LC	LC	
	Stilpnia cayana	saira amarela	Insetívoro	Média			2	3	2		1		2	3	13	1,31%	LC	LC	
	Tachyphonus rufus	pipira preta	Frugívoro	Baixa				2	3	2		1			8	0,81%	LC	LC	
	Thraupis sayaca	sanhaço cinzento	Insetívoro	Baixa					1		2	1		1	5	0,51%	LC	LC	
	Volatinia jacarina	tiziu	Granívoro	Média			1		1						2	0,20%	LC	LC	
Troglodytidae	*Cantorchilus longirostris*	garrinchao de bico grande	Onívoro	Baixa		Caatinga				1	3		1	1	6	0,61%	LC	LC	
	Troglodytes musculus	corruira	Insetívoro	Baixa			7	5	7	5	3	1	8	4	40	4,04%	LC	LC	
Turdidae	*Turdus rufiventris*	sabia laranjeira	Insetívoro	Baixa					1				1		2	0,20%	LC	LC	
Tyrannidae	*Camptostoma obsoletum*	risadinha	Insetívoro	Baixa				4	4	6		1	3	1	19	1,92%	LC	LC	
	Capsiempis flaveola	marianinha amarela	Insetívoro	(vazio)						1					1	0,10%	LC	LC	
	Elaenia chilensis	guaracava-de-crista-branca	Frugívoro	Baixa					1					1	2	0,20%	LC	LC	
	Empidonomus varius	peitica	Insetívoro	Baixa						2		1			3	0,30%	LC	LC	
	Euscarthmus meloryphus	barulhento	Insetívoro	Baixa			1	5	3	4	2	6		1	22	2,22%	LC	LC	
	Hirundinea ferruginea	gibao de couro	Insetívoro	Baixa						1					1	0,10%	LC	LC	
	Megarynchus pitangua	neinei	Onívoro	Baixa			1		1				5		7	0,71%	LC	LC	
	Myiarchus tyrannulus	maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado	Insetívoro	Baixa			2	3	3	3		3	2	3	19	1,92%	LC	LC	
	Phaeomyias murina	bagageiro	Insetívoro	Baixa	MND		1	1	1	1		1	2		7	0,71%	LC	LC	
	Pitangus sulphuratus	bem te vi	Onívoro	Baixa	MPR						1				1	0,10%	LC	LC	
	Stigmatura budytoides	alegrinho balança rabo	Insetívoro	Média					5	1					6	0,61%	LC	LC	
	Sublegatus modestus	guaracava modesta	Insetívoro	Média	MPR			1						1	2	0,20%	LC	LC	
	Tyrannus melancholicus	suiriri	Insetívoro	Baixa	MPR		1	2	3	4	4	2	2	1	19	1,92%	LC	LC	
Vireonidae	*Cyclarhis gujanensis*	pitiguari	Onívoro	Baixa			3	4	6	2	1	2	8	3	29	2,93%	LC	LC	
	Hylophilus amaurocephalus	vite vite de olho cinza	Insetívoro	Média		Caatinga		3	1				1		5	0,51%	LC	LC	
	Vireo chivi	juruviara	Insetívoro	Baixa	MPR			3				6	3		12	1,21%	LC	LC	
Piciformes																			
Picidae	*Celeus ochracéus*	pica pau ocraceo	Insetívoro	Média		Caatinga						1			1	0,10%	LC	LC	
	Colaptes melanochloros	pica pau verde barrado	Insetívoro	Média					1						1	0,10%	LC	LC	
	Picumnus pygmaeus	picapauzinho pintado	Insetívoro	Média		Caatinga		1		2		2		1	6	0,61%	LC	LC	
	Veniliornis passerinus	pica-pau-pequeno	Insetívoro	Baixa						1					1	0,10%	LC	LC	
Psittaciformes																			
Psittacidae	*Amazona aestiva*	papagaio verdadeiro	Frugívoro	Média						14			4		18	1,82%	NT	NT	II
	Eupsittula cactorum	periquito da caatinga	Frugívoro	Média		Caatinga	29	25	10	15	10	9	14	9	121	12,23%	LC	LC	II

ORDEM/ FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME COMUM	DIETA	SENSIBILIDADE	MIGRAÇÃO	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA GERAL	FREQUÊNCIA RELATIVA	*STATUS* DE CONSERVAÇÃO		
							UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8			IUCN	MMA	CITES
Strigiformes																			
Strigidae	*Athene cunicularia*	coruja buraqueira	Carnívoro	Baixa					1						1	0,10%	LC	LC	
	Glaucidium brasilianum	caburé	Carnívoro	Baixa				1				1	2		4	0,40%	LC	LC	II
Tinamiformes																			
Tinamidae	*Crypturellus parvirostris*	inhambu chororo	Granívoro	Baixa					1		1		1	1	4	0,40%	LC	LC	
	Crypturellus tataupa	inhambu chinta	Granívoro	Baixa				4	1	1	1	1		1	9	0,91%	LC	LC	
	Nothura maculosa	codorna-amarela	Granívoro	Baixa				1						1	2	0,20%	LC	LC	
				ABUNDÂNCIA GERAL			**106**	**134**	**187**	**167**	**54**	**104**	**149**	**88**	**989**				
				RIQUEZA GERAL			**28**	**44**	**55**	**47**	**27**	**45**	**50**	**40**	**97**				

Os resultados obtidos a partir do cálculo do Índice Pontual de Abundância Ambiental (IPA) demonstram a dominância de um pequeno conjunto de espécies com valores elevados de IPA e destaca a existência de uma comunidade avifaunística relativamente homogênea, com algumas espécies exercendo maior influência sobre a estrutura da comunidade local. Entre as espécies analisadas, *Eupsittula cactorum* apresentou o maior IPA (IPA = 15,13), evidenciando sua abundância e importância ecológica na área de estudo (Figura 113).

A presença constante dessa espécie com maior valor de IPA ao longo das campanhas de monitoramento indica uma possível adaptação dessa espécie às condições ambientais impostas pelo empreendimento, como evidenciado em estudos sobre a ecologia de aves em áreas de influência humana (de Lucena Soares *et al*., 2020). A predominância dessa espécie pode estar relacionada a uma série de fatores ecológicos, incluindo a disponibilidade de recursos alimentares específicos e a ausência de predadores naturais ou competidores efetivos na região, o que pode ter favorecido sua permanência e expansão (Tilman, 1982).

Além disso, o comportamento de voo característico de *Eupsittula cactorum*, que inclui voo batido e em bando, aliado à sua altura de voo, que coincide com a zona de operação dos aerogeradores, eleva significativamente o risco de colisões com as turbinas eólicas. Este comportamento, como discutido por Drewitt & Langston (2006), coloca *Eupsittula cactorum* como uma espécie de alta prioridade para monitoramentos futuros, especialmente em estudos que visam avaliar os impactos dos parques eólicos sobre a avifauna local.

Outras espécies com valores de IPA elevados, como *Myrmorchilus Strigilatus* (IPA=6,75), *Cyanocorax Cyanopogon* (IPA=6,00) e *Troglodytes Musculus* (IPA=5,00), também desempenham papéis importantes na estrutura da comunidade avifaunística. No entanto, seus padrões de voo e comportamento diferem substancialmente de *Eupsittula cactorum*, o que pode resultar em diferentes níveis de vulnerabilidade aos impactos dos aerogeradores. Por exemplo, *Trogloytes musculus* tende a ocupar estratos mais baixos e áreas de vegetação densa, enquanto *Columbina squammata* exibe um comportamento mais terrestre, o que pode reduzir seu risco de colisão (Johnson *et al*., 2019).

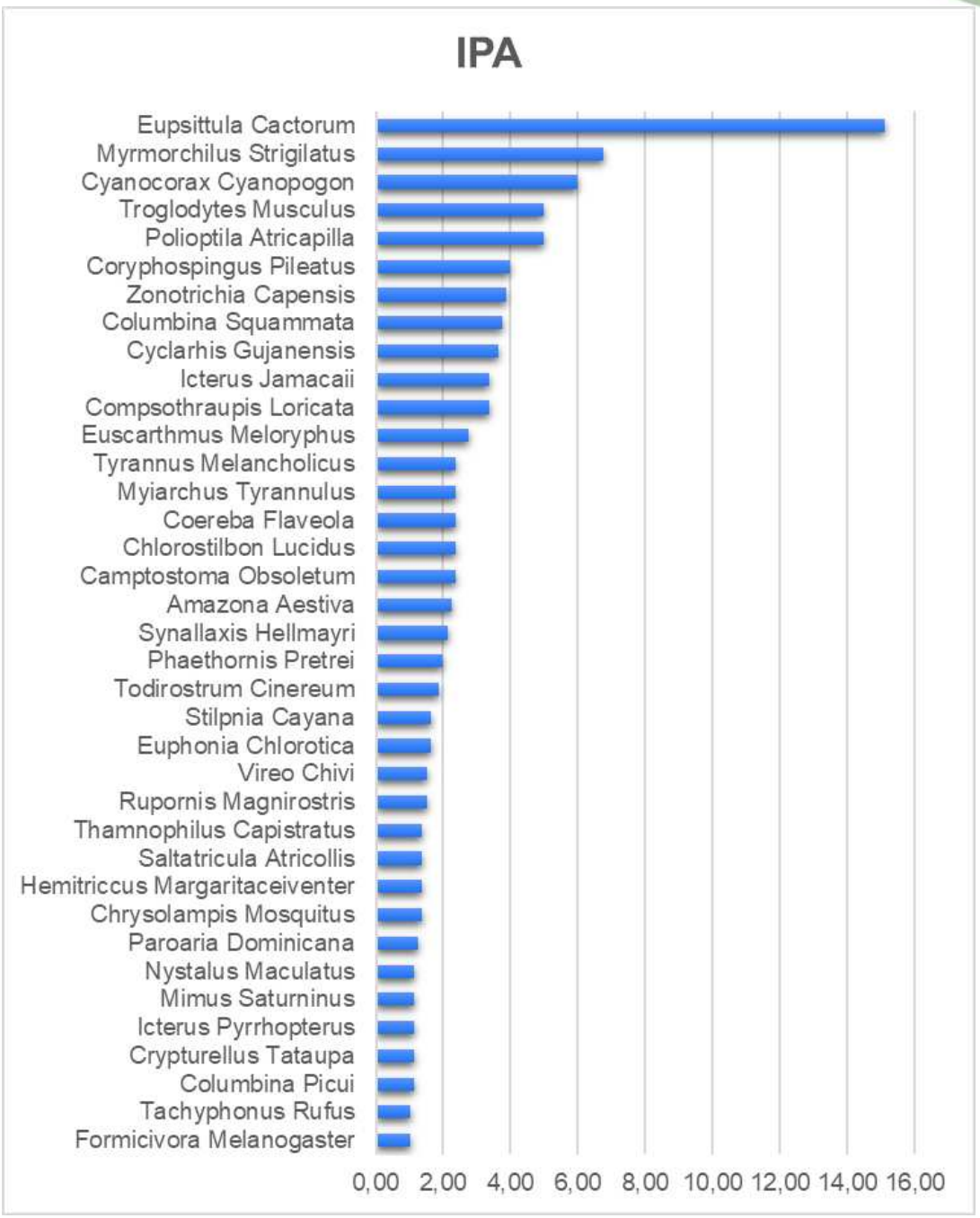


Figura 113. Índice Pontual de Abundância (IPA), registrados durante as campanhas de monitoramento.

Algumas espécies mais sensíveis à redução e fragmentação do habitat, como *Anopetia gounellei* (rabo-branco-de-cauda-larga), *Amazona aestiva* (papagaio Verdadeiro) e *Megaxenops parnaguae* (bico-virado-da-caatinga) apresentam alta vulnerabilidade e são diretamente afetadas pela supressão ou substituição da vegetação nativa. Essas espécies, que dependem de habitats específicos e estruturas vegetacionais complexas, têm sua sobrevivência ameaçada pela degradação do seu ambiente natural,

o que pode resultar em declínios populacionais significativos ou até mesmo em extinção local (Lees & Peres, 2008).

Por outro lado, espécies como *Paroaria dominicana* (cardeal-do-nordeste), *Tyrannus melancholicus* (suiriri), *Mimus sartuninus* (sabiá-do-campo), *Chlorostilbon lucidus* (besourinho-de-bico-vermelho) e *Coryphospingus pileatus* (tico-tico-rei-cinza) são encontradas predominantemente em áreas mais abertas e parecem ser mais abundantes nas regiões onde foram registradas. Essas espécies tendem a se adaptar melhor a ambientes alterados ou menos densamente vegetados, o que pode explicar sua maior abundância em tais áreas (Antongiovanni & Metzger, 2005).

Diferenças na composição da comunidade de aves entre diferentes fitofisionomias já foram relatadas no Brasil, onde áreas de vegetação mais densa apresentaram um número maior de espécies exclusivas em comparação com áreas mais abertas (Silva, 1995). Esses dados sugerem que a heterogeneidade estrutural das paisagens é um fator determinante na riqueza e na composição das assembleias de aves, com ambientes mais complexos e diversificados sustentando uma maior diversidade de espécies (Ribeiro *et al*., 2011).

No município de Umburanas, ainda são escassos os estudos sobre a avifauna local, o que representa uma lacuna significativa no conhecimento ecológico da região. Em um estudo realizado no estado de Pernambuco, em áreas de caatinga, Leal *et al*. (2003) relataram que áreas densas de caatinga contribuíram com uma maior diversidade de espécies de aves, muitas das quais são dependentes de florestas. Em contraste, áreas de campo aberto e trechos de vegetação mais esparsa contribuíram com uma riqueza menor, refletindo a importância da vegetação densa na manutenção da biodiversidade (Tabarelli & Santos, 2004).

As espécies mais abundantes foram a E*upsittula cactorum* (FR=12,23%), *Myrmorchilus strigilatus* (FR=5,46%), *Cyanocorax cyanopogon* (FR=4,85%), *Troglodytes musculus e Polioptila atricapilla* (FR=4,04%) (Figura 114).

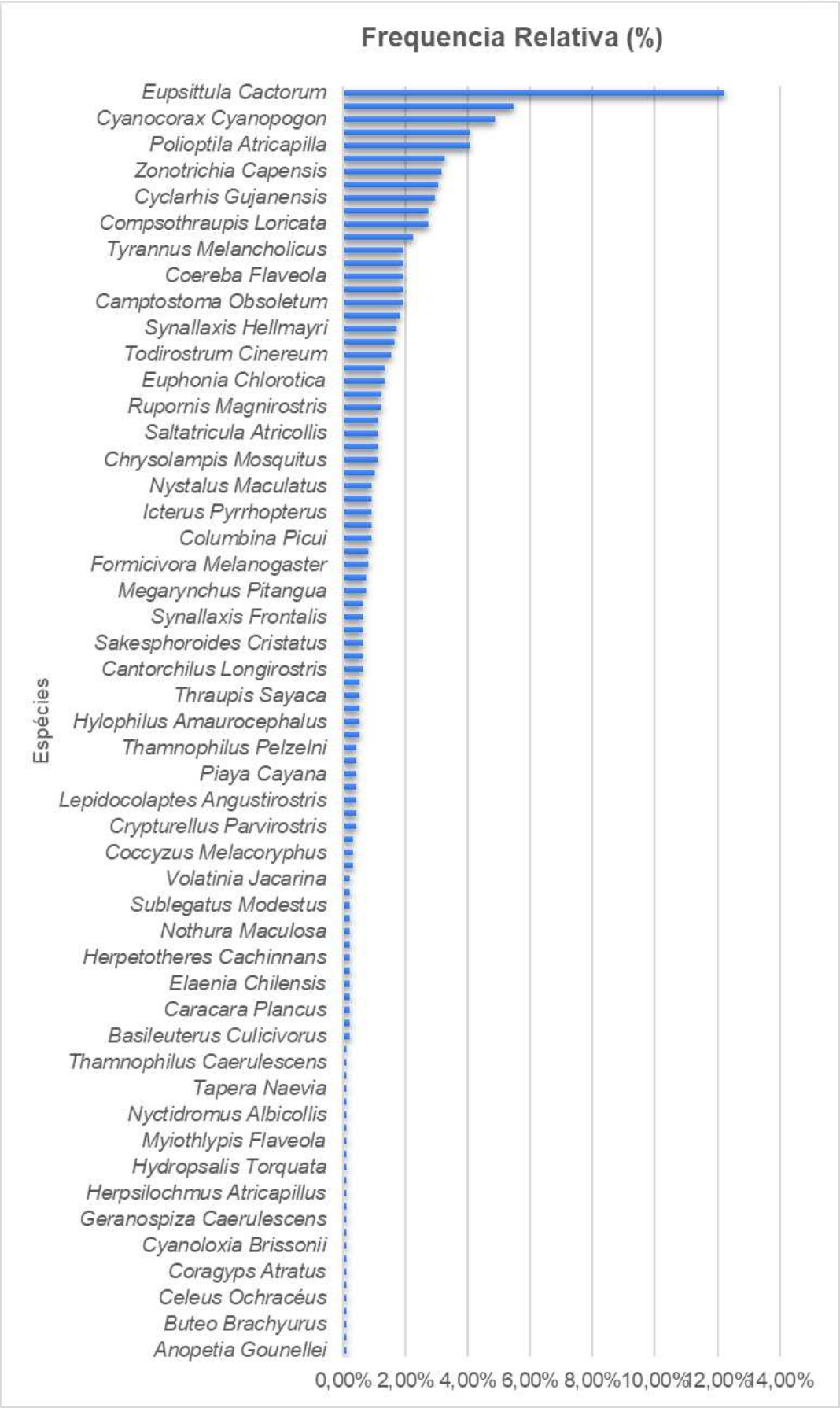


Figura 114. Frequência relativa da ornitofauna encontrada da 13ª a 16ª campanha de monitoramento no Conjunto Umburanas.

A análise da riqueza por agrupamentos ecológicos, considerando a guilda alimentar, revela uma maior representatividade de aves insetívoras, com 48 espécies catalogadas, correspondendo a 49,5% do total.

Este grupo inclui não apenas os tiranídeos, mas também espécies das famílias Furnariidae, Thamnophilidae, Dendrocolaptidae e Picidae, que são frequentemente utilizadas como bioindicadores da qualidade ambiental devido à sua sensibilidade à fragmentação e baixo potencial de colonização (Stotz *et al*., 1996; Lees & Peres, 2009). Este resultado é consistente com a literatura que destaca a alta representatividade de aves insetívoras em ecossistemas como a Caatinga, onde essas espécies desempenham um papel essencial no controle de populações de invertebrados, contribuindo para a regulação de pragas agrícolas e a manutenção do equilíbrio ecológico (Silva *et al*., 2018).

As aves insetívoras são fundamentais na ciclagem de nutrientes e na dinâmica trófica, ao reduzirem a pressão de herbivoria sobre a vegetação, promovendo a saúde e a produtividade dos ecossistemas (Almeida *et al*., 2017). A elevada representatividade deste grupo em áreas de Caatinga pode ser atribuída à complexidade estrutural e à disponibilidade de micro-habitats que favorecem a ocorrência de invertebrados (Freitas *et al*., 2020).

O grupo dos onívoros foi o segundo em representatividade na área de influência, com 13 espécies registradas, correspondendo a 13,4% da riqueza total. As aves onívoras, como *Cyanocorax cyanocephalus* e *Icterus jamacaii*, têm uma dieta variada que lhes permite se adaptar a diferentes tipos de habitat, incluindo áreas fragmentadas, onde sua capacidade de explorar múltiplos recursos alimentares pode ser uma vantagem (Skutch, 1985; Marzluff & Dial, 1991). No entanto, essa flexibilidade alimentar também significa que sua presença pode ser menos indicativa de alta qualidade ambiental comparada a espécies com dietas mais especializadas (Terborgh, 1986).

Os granívoros, com 11 espécies, também desempenham papéis críticos nos ecossistemas da Caatinga, especialmente em relação à dispersão de sementes e ao controle de plantas invasoras (Barbosa *et al*., 2017). A presença de aves granívoras está associada a ambientes com abundância de gramíneas e outras plantas que produzem sementes em grande quantidade, contribuindo para a manutenção da diversidade vegetal e a estruturação do habitat.

As aves frugívoras, com 06 espécies registradas (6,2%), desempenham um papel importante na estrutura das comunidades de aves Neotropicais, atuando como dispersores de sementes e contribuindo para a regeneração natural das florestas (Howe & Smallwood, 1982; Thiollay, 2006). Espécies frugívoras, como as dos gêneros *Amazona* e *Eupsittula*, são essenciais para a manutenção dos processos ecológicos, especialmente em áreas fragmentadas, onde a dispersão de sementes é vital para a regeneração da vegetação (Stiles, 1985). Além disso, estudos indicam que as aves frugívoras são particularmente vulneráveis a práticas de desmatamento e mudanças climáticas, o que pode reduzir significativamente suas populações em habitats fragmentados (Kattan *et al*., 1994; Pattinson & Smit, 2017).

O grupo dos carnívoros, também significativo, foi representado por oito espécies, correspondendo a 5,8% da riqueza total. Este grupo, que inclui rapinantes como falcões e corujas, também representam um importante papel ecológico ao controlar populações de pequenos vertebrados e invertebrados, mantendo o equilíbrio dos ecossistemas (Newton, 1979; Ferguson-Lees & Christie, 2001). A presença desses predadores de topo é indicativa da integridade dos habitats, já que necessitam de grandes áreas preservadas para caçar e nidificar (Thiollay, 2006).

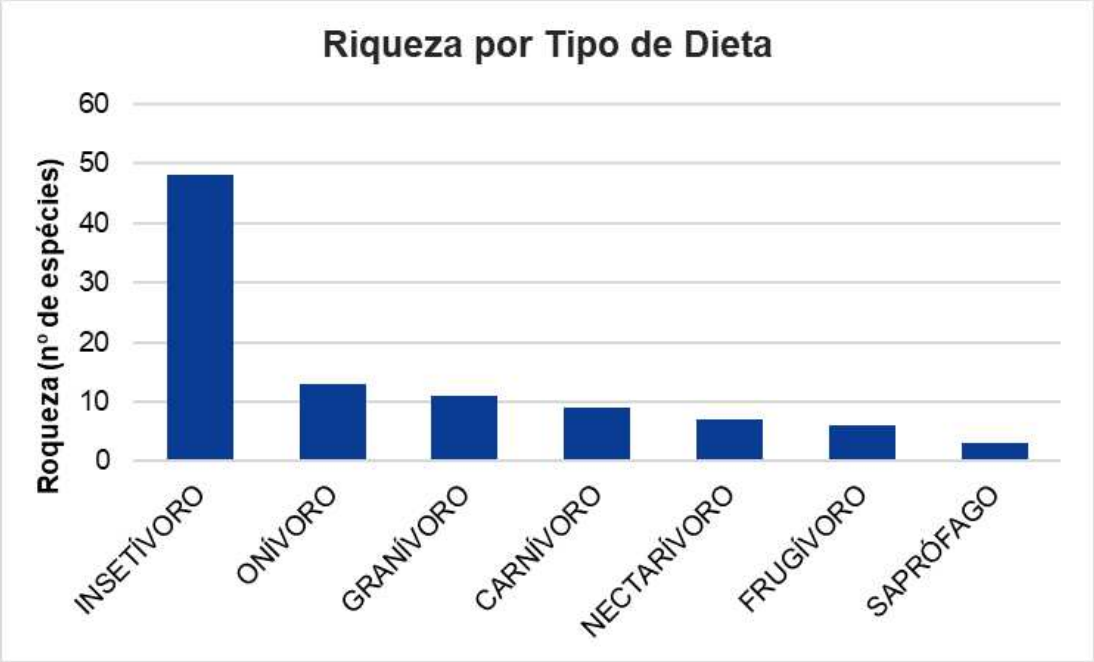
O grupo dos nectarívoros, com 7 espécies, exerce uma função vital na polinização de diversas plantas, especialmente aquelas adaptadas a climas semiáridos, como as da Caatinga. Estas aves são polinizadores eficientes de muitas espécies endêmicas, contribuindo para a reprodução de plantas e para a diversidade genética da flora local (Ferreira *et al*., 2019).

Outro grupo relevante, os frugívoros de médio e grande porte, como psitacídeos e cracídeos, são altamente suscetíveis à fragmentação ambiental. Estas espécies têm grande importância ecológica devido ao seu papel na dispersão de sementes de plantas de grande porte, fundamentais para a manutenção da estrutura da floresta (Stiles, 1985; Jordano *et al*., 2006). Em áreas fragmentadas, essas aves frequentemente sofrem declínios populacionais acentuados devido à falta de recursos alimentares e de locais adequados para nidificação ao longo do ano (Peres, 2001; Van Roosmalen, 1985).

No contexto da Caatinga, onde as chuvas são concentradas em três a cinco meses do ano e distribuídas de forma irregular no tempo e no espaço, a disponibilidade de

frutos e invertebrados flutua significativamente (Prado, 2003; Leal *et al*., 2005). Durante os períodos secos, a escassez de recursos alimentares pode limitar a presença de certas espécies, especialmente aquelas com dietas especializadas. No entanto, o monitoramento indicou que a riqueza de frugívoros na área estudada pouco variou, independentemente da sazonalidade, sugerindo uma possível adaptação dessas espécies às condições ambientais locais (Fergusn-Lees *et al*., 2001; Peters *et al*., 2016).

Comparando com outros estudos realizados na Caatinga, a predominância de espécies insetívoras é consistente com levantamentos realizados por Leal *et al*. (2019) e Almeida *et al*. (2017), que também reportam uma alta representatividade deste grupo, evidenciando a importância das aves insetívoras na manutenção do equilíbrio ecológico deste bioma. A distribuição proporcional das guildas tróficas observada neste estudo sugere uma comunidade de aves relativamente equilibrada, o que pode ser indicativo de um habitat com boa qualidade ambiental e complexidade estrutural (Pacheco *et al*., 2018).



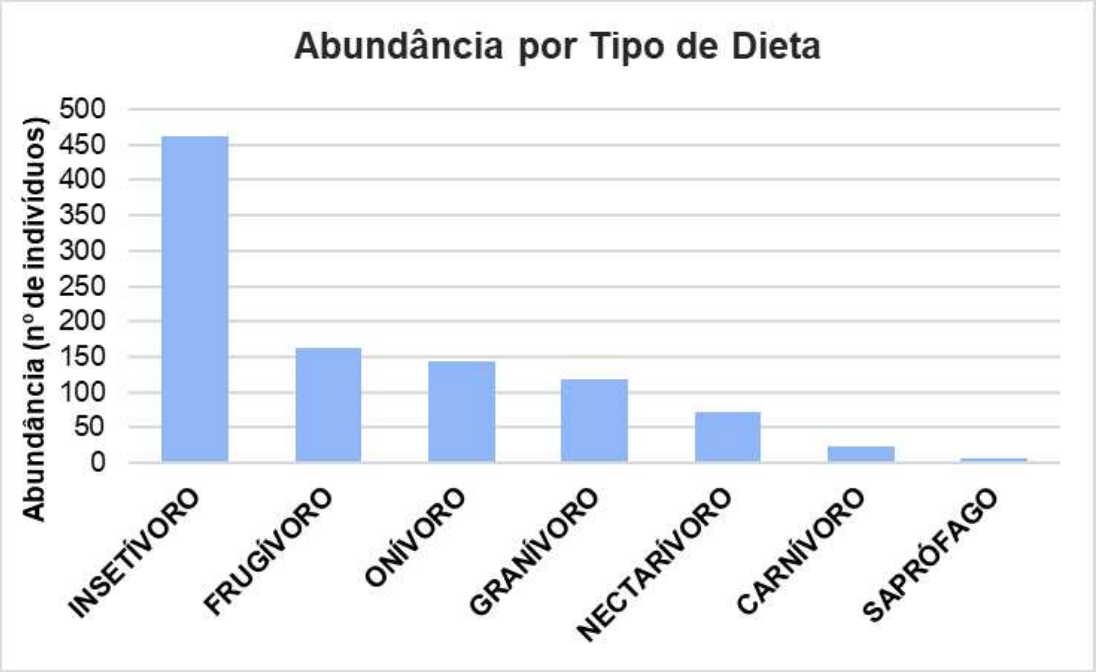


Figura 115. Abundância e riqueza das comunidades avifaunísticas por guilda trófica na área de influência do empreendimento, considerando dados de riqueza cumulativos das campanhas. Nota: Espécies que apresentavam mais de um hábito alimentar foram categorizadas como onívoras.

- **Avaliação por Unidade Amostral**

A Unidade Amostral 3 (UA 3) apresentou a maior riqueza e abundância de espécies de aves, com um total de 187 indivíduos pertencentes a 55 espécies. Esta unidade é caracterizada por um mosaico de formações vegetacionais que incluem formações savânicas e florestais típicas do Cerrado e da Caatinga, com vegetação mista entre caatinga arbustiva densa e aberta. Além disso, a presença de afloramentos rochosos de calcário cria microhabitats variados, proporcionando refúgio e locais de nidificação para a fauna avifaunística. A diversidade estrutural e a heterogeneidade de habitats presentes na UA 3 são fatores determinantes para a alta riqueza de aves observada, pois ambientes heterogêneos oferecem maior disponibilidade de recursos alimentares e locais de abrigo, o que promove o aumento da diversidade de espécies (Macarthur & Macarthur, 1961; Mares *et al*., 1981).

Estudos em áreas de transição entre biomas, como o ecótono entre Caatinga e Cerrado, indicam que tais áreas tendem a abrigar maior diversidade de espécies devido à sobreposição de faunas, o que aumenta a complexidade ecológica e os nichos disponíveis para a avifauna (Silva *et al*., 2002; Ribeiro *et al*., 2009). A presença de

afloramentos rochosos também desempenha um papel crucial, funcionando como refúgios naturais que protegem as aves de predadores e condições climáticas adversas, além de favorecerem a manutenção de populações de espécies residentes e migratórias (Pinto, 1978).

Por outro lado, a Unidade Amostral 4 (UA 4), que abrange uma área de Reserva Legal, apresentou a segunda maior riqueza, com 47 espécies e uma abundância de 167 indivíduos. Esta unidade se destaca por apresentar um ambiente mais bem preservado, com vegetação arbóreo-arbustiva e fitofisionomias de Savana Estépica Arborizada, típica de formações florestais do Cerrado e da Caatinga. A presença de uma estrutura vegetal complexa, com diferentes estratos de vegetação, é um fator relevante para a alta diversidade avifaunística, uma vez que oferece uma ampla gama de nichos ecológicos e recursos alimentares (Parron *et al*., 2008; Araújo & Rocha, 2010).

Ambientes preservados, como os encontrados na UA 4, são de extrema importância para a conservação de espécies de aves, especialmente em paisagens fragmentadas ou alteradas pela ação humana. A manutenção de tais áreas garante a sobrevivência de espécies sensíveis à alteração de habitats e promove a conectividade ecológica entre diferentes formações vegetacionais, essencial para o fluxo gênico e a manutenção da biodiversidade (Ferreira *et al*., 2005; Marini & Garcia, 2005). Portanto, a alta riqueza observada na UA 4 evidencia a importância da conservação de áreas naturais que apresentam um mosaico de vegetação, especialmente em regiões de transição entre diferentes biomas.

Em síntese, a elevada riqueza e abundância de espécies de aves observadas na UA 3 e UA 4 podem ser atribuídas à complexidade e heterogeneidade do habitat, características das formações da Caatinga, que oferece uma ampla gama de recursos e micro-habitats. A presença de afloramentos rochosos e o mosaico de vegetação potencializam a capacidade de suporte da área, favorecendo a coexistência de diversas espécies com diferentes necessidades ecológicas.

A análise da diversidade que pondera a abundância das espécies, reforça a observação de que a UA 3 possui uma distribuição relativamente equilibrada das abundâncias entre as espécies. Com um valor de Shannon (H') de 3,64, uma das mais altas entre as unidades amostrais, a UA 3 abriga não apenas uma grande variedade de

espécies, mas também uma distribuição das abundâncias que sugere um ecossistema saudável e estável. A estabilidade da comunidade local é corroborada por uma uniformidade alta, representada pelo índice de Pielou (J') de 0,91, indicando que não há dominância extrema de poucas espécies. Isso é consistente com ecossistemas equilibrados onde os recursos são diversificados o suficiente para suportar uma ampla gama de espécies sem que uma única espécie se torne dominante, conforme apontado por Legendre & Legendre (2012).

Ao avaliar dominância das espécies mais abundantes, observamos que a diversidade na UA 3 permanece elevada, o que sugere que, embora existam espécies mais abundantes, elas não dominam a comunidade de forma a reduzir significativamente a diversidade. Esse padrão é evidenciado pela baixa dominância (D) na UA 3, com um valor de 0,04, o que indica uma baixa probabilidade de que duas amostras aleatórias pertençam à mesma espécie. Isso reforça a ideia de que a comunidade na UA 3 é diversa e equilibrada, com uma estrutura onde várias espécies contribuem para a diversidade sem que uma única espécie prevaleça de forma excessiva, como observado na Tabela 14.

Além disso, a alta abundância observada em UA 3, com 187 indivíduos, pode refletir uma elevada densidade populacional de espécies-chave, indicando que os habitats oferecem recursos suficientes, como alimento e locais de nidificação, para suportar grandes populações. Essa abundância também sugere uma menor pressão de predação ou competição, permitindo que as populações se mantenham estáveis e numerosas (Newton, 1998).

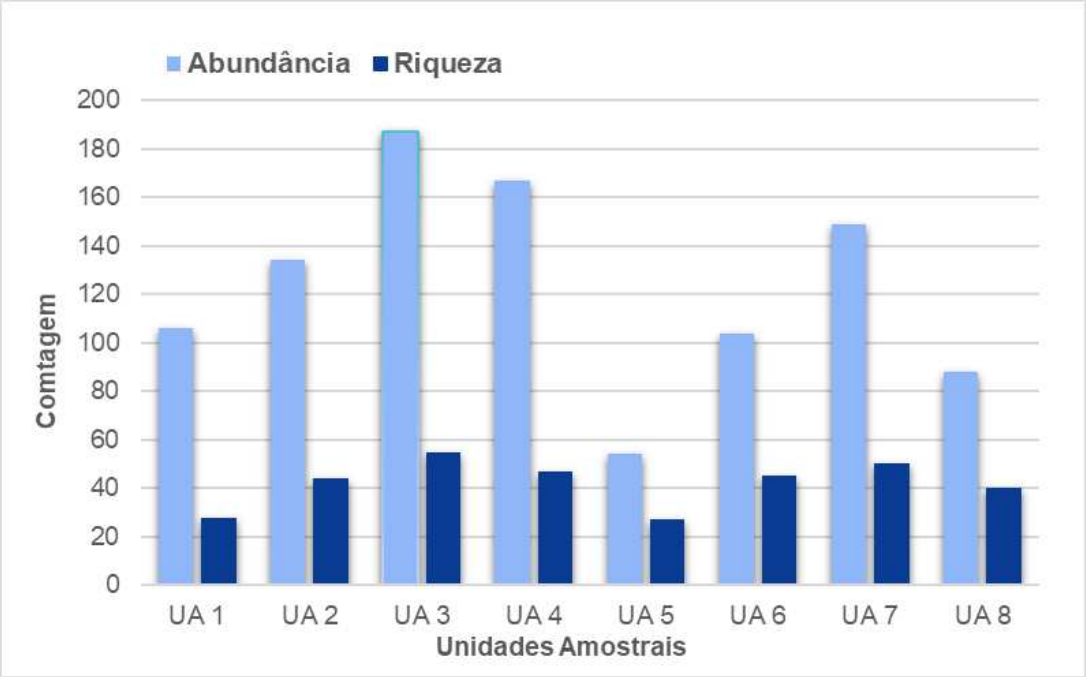


Figura 116. Riqueza e abundância de espécies por unidade amostral no Conjunto Eólico Umburanas, dados obtidos considerando o ciclo 2023-2024.

Tabela 14. Parâmetros ecológicos analisados para a Avifauna por unidade amostral.

ÍNDICES	UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8	TOTAL
Abundância Total	28	44	55	47	27	45	50	40	97
Riqueza Total (S)	106	134	187	167	54	104	149	88	989
Shannon (H')	2,75	3,32	3,64	3,48	3,01	3,54	3,59	3,30	3,87
Equitabilidade de Pielou (J')	0,82	0,88	0,91	0,90	0,91	0,93	0,92	0,89	0,85
Dominância de Simpson (1-D)	0,11	0,06	0,04	0,04	0,07	0,04	0,04	0,06	0,03

- **Sensibilidade das espécies a perda e fragmentação do habitat**

A sensibilidade ou fragilidade das espécies em relação aos distúrbios de origem antrópica é amplamente reconhecida como um fator determinante na composição e estrutura das comunidades biológicas, especialmente em regiões onde a atividade humana é intensa (Stotz *et al*., 1996).

A análise das espécies de aves encontradas na área de estudo na Caatinga revelou um total de 58 espécies com baixa sensibilidade, 33 com média sensibilidade e apenas 6 com alta sensibilidade aos distúrbios de origem antrópica (Figura 117), como a instalação de parques eólicos, e à fragmentação da vegetação. Estes resultados são consistentes com estudos anteriores realizados na Caatinga, que indicam que a maioria das espécies de aves apresenta certa tolerância a ambientes alterados, mas que há um

grupo menor de espécies com alta sensibilidade que requer atenção especial em termos de conservação (Silva *et al*., 2003; Machado *et al*., 2017).

As espécies com baixa sensibilidade são geralmente aves generalistas, que conseguem se adaptar a uma ampla gama de condições ambientais e de habitats. Essas espécies tendem a sobreviver e até prosperar em ambientes fragmentados ou perturbados, devido à sua capacidade de explorar recursos em diferentes níveis da vegetação e de utilizar múltiplos tipos de habitats (Martins *et al*., 2014). Exemplos dessas espécies incluem muitas das aves insetívoras e onívoras encontradas na Caatinga, que são capazes de modificar seu comportamento alimentar e suas estratégias de forrageamento em resposta a mudanças na disponibilidade de recursos (Morrison, 2002).

Por outro lado, as 33 espécies classificadas como de sensibilidade média são aquelas que, embora consigam se adaptar a certas alterações ambientais, apresentam uma dependência maior de habitats específicos ou de características estruturais da vegetação, como a presença de árvores de maior porte ou densidade de vegetação arbustiva, para nidificação e abrigo (Vale *et al*., 2018). Estes grupos intermediários são particularmente vulneráveis a modificações mais intensas, como a perda de cobertura arbórea ou a substituição de vegetação nativa por pastagens ou monoculturas, o que pode limitar o acesso a recursos vitais (Ferreira & Silva, 2009).

Esses achados estão em consonância com estudos anteriores, como o de Silva *et al*. (2003), que observaram que grande parte das espécies do Bioma Caatinga apresenta baixa ou média sensibilidade a mudanças no habitat. Segundo esses autores, a adaptação das espécies a ambientes áridos e sazonalmente imprevisíveis contribui para essa resiliência relativa, embora espécies especializadas, como *Campylorhamphus trochilirostris* e *Megaxenops parnaguae*, demonstrem maior vulnerabilidade às alterações ambientais.

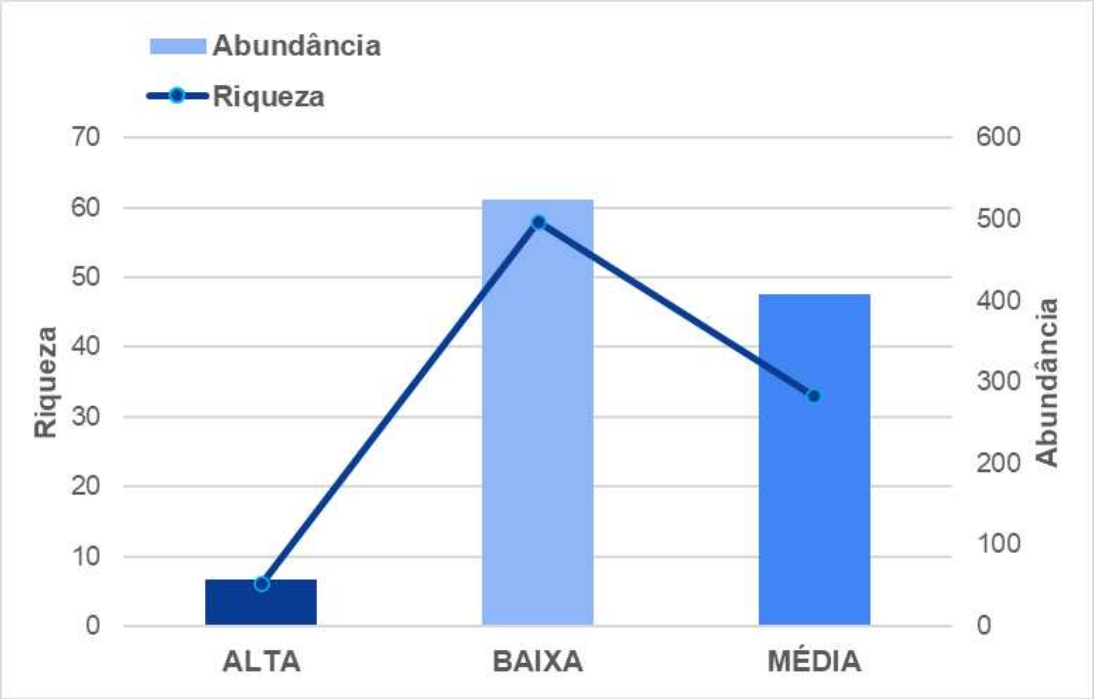


Figura 117. Representatividade da sensibilidade das espécies aos distúrbios de origem antrópica no conjunto de dados primários durante o monitoramento da ornitofauna, referente ao período 2023/2024.

- **Similaridade entre as unidades amostrais**

A avaliação da estrutura das comunidades de aves, ou seja, da composição de espécies, é fundamental para compreender se essas comunidades são moldadas por processos naturais, como a exclusão competitiva, ou por mecanismos de filtragem ambiental, tais como a fragmentação de habitat e a disponibilidade de recursos (MacArthur & Levins, 1967; Martin, 1998). Neste contexto, tanto os habitats que compõem a paisagem quanto o grau de impacto a que estão submetidos influenciam significativamente a distribuição e composição das espécies. Comunidades com baixa diversidade de espécies tendem a ser mais similares entre si, pois apenas as espécies com características adaptativas a ambientes perturbados, como áreas de pastagem, zonas urbanas e plantações, conseguem persistir (Morante-Filho *et al*., 2016; Jesus *et al*., 2017).

A análise de similaridade baseada na métrica de Bray-Curtis, representada no dendrograma, demonstrou padrões importantes sobre a composição de espécies nas diferentes unidades amostrais. O índice de similaridade de Bray-Curtis é amplamente

utilizado em estudos ecológicos para avaliar o grau de similaridade entre comunidades biológicas em diferentes unidades amostrais.

No presente estudo, o índice de Bray-Curtis revelou um compartilhamento de 55% entre as unidades amostrais UA1 e UA2 (Figura 118), sugerindo que essas áreas possuem características ambientais semelhantes ou níveis de distúrbio comparáveis, o que permite a coexistência de espécies de aves com requisitos ecológicos similares. Esses resultados estão em consonância com outros estudos realizados na Caatinga, que demonstram que áreas com tipos de vegetação e estruturas de habitat similares tendem a compartilhar uma maior proporção de espécies de aves (Leal *et al*., 2005; Machado *et al*., 2017).

A UA1 é caracterizada por uma vegetação aberta com predominância de formação Savânica e fragmentos de vegetação campestre, formando um mosaico de vegetação com a presença de espécies arbustivas e arbóreas intercaladas com gramíneas. Já a UA2, também caracterizada por formação Savânica e fragmentos de vegetação campestre, apresenta uma vegetação mais densa, com uma grande quantidade de arbustos ramificados variando entre 1 e 4 metros de altura, podendo ser classificada como caatinga arbustiva densa. A semelhança no índice de Bray-Curtis entre estas duas unidades amostrais sugerem que, apesar das diferenças na densidade e estrutura da vegetação, ambas compartilham um conjunto de espécies de aves que são adaptadas a ambientes savânicos e campestres (Ferreira *et al*., 2015).

Estudos anteriores na Caatinga apontam que habitats savânicos e campestres, especialmente aqueles com uma combinação de vegetação arbustiva-arbórea e gramíneas, são favoráveis para uma gama diversa de espécies de aves, incluindo tanto espécies generalistas quanto especialistas (Santos *et al*., 2017). A presença de arbustos e árvores oferece locais de nidificação e proteção contra predadores, enquanto as gramíneas fornecem recursos alimentares para espécies granívoras e insetívoras. Dessa forma, tanto UA1 quanto UA2 apresentam características que suportam comunidades de aves com alta diversidade funcional, o que explica o alto índice de similaridade entre elas (Vale *et al*., 2018).

A similaridade observada entre as comunidades indica que as unidades amostrais compartilham um conjunto significativo de espécies, sugerindo que as condições

ambientais e os impactos antrópicos nas áreas estudadas favorecem a persistência de um subconjunto de espécies adaptadas a essas condições (Legendre & Legendre, 2012).

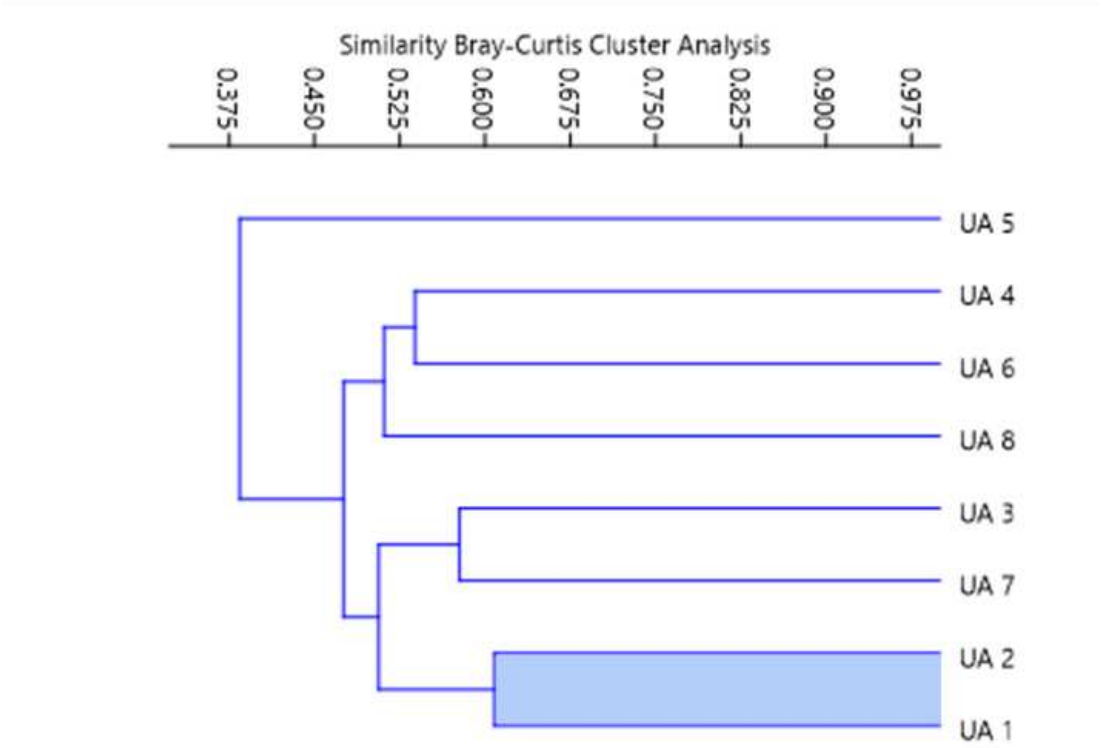


Figura 118. Análise de agrupamento para a ornitofauna amostrada nas campanhas de monitoramento. Em destaque o agrupamento mais representativo.

- **Curva do acúmulo de espécies**

Estimar a riqueza e diversidade de espécies é fundamental para compreender a ecologia das espécies que compõem um ecossistema. Esse conhecimento permite avaliar o estado de conservação das espécies por meio de estimativas demográficas das suas populações locais (Magurran, 2004). A riqueza de espécies, que se refere ao número total de espécies em uma área, e a diversidade, que considera tanto o número de espécies quanto a abundância relativa de cada uma, são métricas complementares que juntas fornecem uma visão abrangente da estrutura e da saúde de uma comunidade biológica (Whittaker, 1972). Ecossistemas ricos e diversos são geralmente mais estáveis e capazes de resistir a invasões de espécies exóticas, mudanças climáticas e outros distúrbios, tornando esses indicadores essenciais para a formulação de estratégias de conservação eficazes (Tilman *et al*., 1997).

A observação do comportamento da curva calculada para os dados primários levantados ao longo do monitoramento sugere que, apesar do incremento recorrente de aves, a comunidade ornitológica local já é bem conhecida, indicando uma tendência à estabilização. Isso é consistente com a teoria de acumulação de espécies, onde, após um determinado ponto de amostragem, a descoberta de novas espécies tende a diminuir, refletindo um conhecimento abrangente da diversidade local (Gotelli & Colwell, 2001).

O uso de estimadores de riqueza, como o *Bootstrap* e o *Jackknife* 1, oferece uma ferramenta robusta para avaliar a completude do inventário e a eficácia dos esforços de amostragem. No caso específico, o estimador de riqueza *Bootstrap* indica que pelo menos 89,8% das espécies esperadas para a região foram detectadas em campo, com uma estimativa total de 108 espécies. Da mesma forma, o estimador *Jackknife* 1 sugere que 80,8% das espécies foram registradas, com uma estimativa de 120,2 espécies para a área de estudo. Esses valores indicam que a amostragem realizada foi representativa e eficaz, cobrindo a maioria das espécies presentes na região (Chao, 2005) (Figura 119).

A estabilização observada na curva de acumulação, aliada aos altos percentuais de detecção estimados, reforça a ideia de que os dados coletados são representativos da diversidade ornitológica local. Essa representatividade é crucial para a realização de avaliações precisas da saúde ecológica do ecossistema e para a implementação de estratégias de conservação direcionadas. Além disso, a proximidade dos valores estimados pelos diferentes métodos sugere que a metodologia de amostragem foi adequada e que os dados são confiáveis para inferências ecológicas sobre a área de estudo (Magurran, 2004).

Na Figura 119 pode-se observar a curva de acúmulo calculada para toda área de estudo considerando as campanhas do ciclo 2023/2024, bem como o estimador de riqueza representativo deste acúmulo de informação.

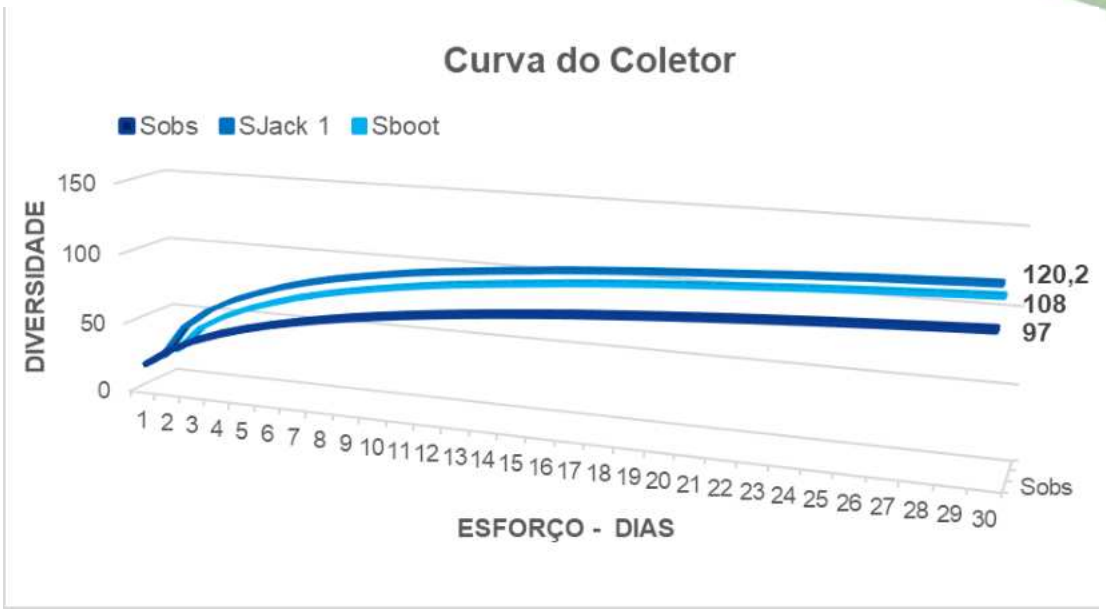


Figura 119. Curva de rarefação e estimador de riqueza para a avifauna amostrada durante o monitoramento da ornitofauna, referente ao período 2023/2024.

- **Monitoramento de Carcaças**

Durante o ciclo 2023/2024, período que compreendeu este relatório, foram realizadas buscas sistêmicas no entorno dos aerogeradores do Conjunto Eólico Umburanas, compreendendo um raio de 100 m, na busca por registros de acidentes com os aerogeradores. No entanto, nenhum registro de carcaça foi encontrado.

Diversas variáveis podem ser atribuídas a estes resultados, incluindo a dificuldade de localização das aves vitimadas, as quais podem ser facilmente escondidas, mesmo em vegetação baixa, especialmente em parques eólicos de grande porte e de difícil acesso. A remoção das carcaças em pouco tempo por outros animais necrófagos, predadores e decompositores também é um fator de grande influência que torna a contabilização das carcaças uma tarefa mais difícil (Erikson *et al*., 2005).

Tavares (2020) cita, por exemplo, maior risco de colisão de aves quando os aerogeradores são instalados próximos às áreas úmidas, devido a maior presença de aves aquáticas, pois algumas dessas também estão sujeitas a um alto risco de colisão, pois voam na altura das pás dos aerogeradores (Powlesland, 2009). No entanto, áreas como essas não foram encontradas próximas ao empreendimento.

Cabe salientar que a colisão com os aerogeradores são mais frequentes nas fases de teste e no início da operação dos parques, quando as espécies ainda estão em

adaptação a nova configuração da paisagem. A construção de parques eólicos implica em mudanças significativas no ambiente, incluindo a criação de novas estruturas, que podem alterar os padrões de voo das aves e morcegos locais. Após algum período, a fauna local tende a adaptar as mudanças ocorridas, e à medida, se familiarizam com a presença dos aerogeradores. A frequência de colisões tende a diminuir após os primeiros anos operação.

Os levantamentos realizados têm demonstrado a notável importância dessa prática ambiental no monitoramento e mitigação dos impactos sobre a fauna alada em empreendimentos. É fundamental destacar a relevância do levantamento de carcaças em empreendimentos eólicos para a avaliação dos efeitos dos aerogeradores sobre a avifauna e quiropterofauna, com o intuito de promover a conservação e adoção de medidas mitigadoras (Marini & Garcia, 2005).

Pesquisas científicas têm apontado que essa prática desempenha um papel crucial na identificação de riscos para as espécies aladas, permitindo o desenvolvimento de estratégias eficazes de mitigação. Adicionalmente, os dados coletados por meio desses levantamentos proporcionam informações valiosas para compreender os padrões de voo e as rotas migratórias das espécies afetadas (Sick, 1997).

- **Risco de Colisão**

Ao longo das campanhas de monitoramento já realizadas no empreendimento, foram adotados alguns critérios, a fim de estabelecer uma melhor classificação das espécies, quanto ao seu nível de risco de colisão nos aerogeradores. Dessa forma foram levantadas alguns grupos com potencial de riscos para colisão como as espécies planadores, as quais em sua maioria são rapinantes.

No estudo conduzido no empreendimento foram identificadas espécies, pertencente a 05 famílias que possuem espécies propensas a risco de colisão com aerogeradores: Accipitridae; Columbidae; Falconidae; Cathartidae e Strigidae. Para essa classificação quanto ao risco, também foram consultadas fontes literárias que identificaram incidentes envolvendo a avifauna e a construção e operação de estruturas similares a existentes na área do presente estudo, o que inclui estradas (*e.g.*: Novelli *et*

al., 1988; Erickson *et al.*, 2001; Loss *et al.*, 2020). Destaca-se também o registro de *Eupsittula cactorum*, os quais se deslocam por voo batido, com risco eminente de colisão em grande escala, pois se deslocam em bandos numerosos em altura compatível com estruturas dos aerogeradores.

Outras espécies que merecem destaque são *Cathartes aura, Cathartes burrovianus* e *Caracara plancus*. Essas aves possuem um voo que é compatível com a altura das pás dos aerogeradores, o que aumenta o risco de colisões e possíveis acidentes. A presença dessas espécies nas áreas do empreendimento demanda uma atenção especial para minimizar os riscos de colisão.

Também as aves migradoras, noturnas e diurnas, são suscetíveis à colisão com aerogeradores por utilizarem corredores migratórios que coincidem com locais onde as condições de vento são favoráveis à instalação de turbinas (Powlesland, 2009; Welch & Venkateswaran, 2009). No entanto, aves residentes podem ser ainda mais impactadas por atravessarem o local das turbinas mais vezes do que as aves migradoras durante o seu período de migração (Marques *et al.*, 2014).

Algumas aves aquáticas também poderão ter um risco de colisão elevado por voarem à altura das pás dos aerogeradores (Powlesland, 2009). Os passeriformes são outro grupo muito propenso à mortalidade por colisão (Drewitt & Langston, 2008), mas cuja taxa de deteção de cadáveres tende a ser inferior à taxa de deteção de aves de maior porte (AWWI, 2018).

Além do voo e comportamento das aves, a iluminação dos parques eólicos também pode representar um atrativo, aumentando ainda mais o risco de colisão e morte dos indivíduos. Estudos, como o de Drewitt & Langston (2008), demonstram que a iluminação noturna pode confundir as aves migratórias, alterando seus padrões de voo e aumentando a probabilidade de colisões com as estruturas dos aerogeradores.

É importante salientar, a construção de parques eólicos vem precedida de novas preocupações em torno da conservação ambiental, principalmente em relação a colisão de aves nas estruturas das turbinas (Tikkanen *et al.*, 2018; Drewitt & Langston, 2006).

Apesar de incidentes com a fauna local, o impacto gerado pelos parques eólicos é relativamente baixo (Drewitt & Langston, 2006). Os parques eólicos são

empreendimentos que conseguem estabelecer uma condição adequada entre o ambiente e o humano, de modo a respeitar todo o ciclo biológico existente, portanto, sendo considerados como instalações limpas, não poluentes, e que não constituem grave ameaça ao meio ambiente, já que não utiliza também de meios sujos para o seu funcionamento, o qual é feito por energia renovável (ventos) (Saidur *et al*., 2011).

- **Espécies Migratórias**

Durante as campanhas de monitoramento, nenhuma espécie classificada como Migratória Total foi registrada. No entanto, foram identificadas 06 espécies que realizam deslocamentos regionais de menor escala, classificadas como parcialmente migratórias (MPR – espécies cujas populações são parte migratórias e parte residentes). Essas espécies incluem: *Hydropsalis torquata, Pitangus sulphuratus, Sublegatus modestus, Tyrannus melancholicus, Vireo chivi* e *Zenaida auriculata.* Uma espécie considerada com Migração Não Definida (MND) também foi registrada durante as campanhas: *Phaeomyias murina* (Somenzari *et al*., 2018). Apesar de não serem migratórias de longa distância, essas espécies ainda podem ser impactadas pela presença dos aerogeradores, especialmente devido aos seus padrões de voo regional.

Essas espécies parcialmente migratórias podem estar particularmente vulneráveis em áreas onde os parques eólicos se sobrepõem a seus territórios de deslocamento sazonal. A fragmentação de habitat e as mudanças nas rotas de voo causadas pela presença das estruturas dos aerogeradores podem desorientar esses indivíduos, aumentando o risco de colisões (Drewitt & Langston, 2006). Além disso, a alteração dos comportamentos naturais, como a mudança nos horários de forrageio ou nos padrões de voo, pode ter consequências a longo prazo para a ecologia dessas espécies. A mortalidade adicional, mesmo que ocasional, pode representar um impacto significativo, principalmente para populações já reduzidas ou em declínio (Barrios & Rodríguez, 2004).

- **Avaliação Ecológica da Comunidade Faunística**

Status de Conservação

Nenhuma espécie ameaçada de extinção foi registrada durante as campanhas. No entanto a espécie *Amazona aestiva*, é considerada como "Quase Ameaçada – NT" conforme a lista global (IUCN, 2024) e Nacional (MMA, 2018). Apesar dessa categoria não ser considerada ameaçada, ainda assim indica uma necessidade de atenção especial, pois espécies classificadas como "Quase Ameaçadas" estão em um limiar crítico, podendo facilmente ser reclassificadas como ameaçadas se as pressões ambientais ou antropogênicas aumentarem (IUCN, 2024).

A presença constante de *Amazona aestiva*, registrada em quase todas as campanhas, sugere que seu habitat se sobrepõe com áreas de influência dos parques eólicos, o que pode aumentar os riscos de colisões e outros impactos negativos (Farfan *et al*., 2009). A mortalidade adicional, mesmo que esporádica, pode agravar o estado de conservação da espécie, especialmente se forem considerados fatores como a fragmentação de habitat e a alteração das rotas de deslocamento natural (Drewitt & Langston, 2006).

Além disso, é importante considerar que a degradação do habitat natural e a expansão de atividades humanas, como a instalação de parques eólicos, podem aumentar a vulnerabilidade de espécies como *Amazona aestiva* (Barrios & Rodríguez, 2004). Mesmo pequenas alterações no ambiente, como a introdução de barreiras físicas e mudanças na disponibilidade de recursos, podem ter efeitos cumulativos significativos sobre a sobrevivência a longo prazo dessas populações (Wang & Wang, 2015).

Apesar desses impactos, *Amazona aestiva* é bastante comum em diversas regiões do Brasil e em outras partes da América do Sul, o que pode, a princípio, sugerir uma resiliência populacional. A espécie é conhecida por sua adaptabilidade a diferentes habitats, incluindo áreas urbanas e rurais, o que facilita a sua observação frequente durante os monitoramentos (Galetti *et al*., 2017).

Durante as campanhas de monitoramento, foram registradas 13 espécies de aves endêmicas, todas pertencentes ao bioma Caatinga. As espécies identificadas foram: *Anopetia gounellei, Cantorchilus longirostris, Celeus ochraceus, Compsothraupis*

loricata, Eupsittula cactorum, Hylophilus amaurocephalus, Icterus jamaiicaii, Megaxenops parnaguae, Picumnus pygmaeus, Sakesphoroides cristatus, Synallaxis hellmayri, Thamnophilus capistratus e *Thamnophilus pelzelni*.

Cada uma dessas espécies, como *Anopetia gounellei*, *Celeus ochraceus*, e *Eupsittula cactorum*, desempenham papéis essenciais nas interações ecológicas complexas que sustentam a biodiversidade regional (Silva *et al*., 2013; Tabarelli *et al*., 2017). Por exemplo, *Celeus ochraceus* é um indicador de habitats florestais saudáveis, enquanto *Eupsittula cactorum* tem um papel importante na dispersão de sementes, influenciando a regeneração de plantas nativas (Silva *et al*., 2013).

De acordo com WWF-Brasil (2015), alvos de conservação são os elementos que devem ser conservados em uma determinada região. Como características necessárias, os alvos devem ser considerados bons indicadores da biodiversidade regional e devem ser mapeáveis em escala compatível com o estudo. Neste caso são utilizados como alvos de conservação espécies endêmicas, de distribuição restrita ou ameaçadas.

A identificação das espécies endêmicas na região, como as mencionadas anteriormente, reforça a importância de direcionar esforços de conservação especificamente para esses alvos, que são particularmente vulneráveis devido à sua distribuição limitada e dependência de habitats específicos (Myers *et al*., 2000). A inclusão dessas espécies como alvos prioritários em Programas de Monitoramento da Fauna Terrestre é fundamental para garantir que as medidas de conservação adotadas sejam eficazes em preservar a biodiversidade local.

Além disso, a implementação de tais programas devem ser orientados por abordagens ecossistêmicas, considerando não apenas as espécies individualmente, mas também as interações entre elas e o ambiente (Margules & Pressey, 2000). A restauração de áreas degradadas, o controle de espécies exóticas invasoras e a manutenção de corredores ecológicos são estratégias que podem contribuir para a conservação dessas espécies endêmicas, garantindo a resiliência dos ecossistemas da Caatinga e Cerrado frente às mudanças ambientais e pressões antropogênicas (Rodrigues *et al*., 2016).

Espécies indicadoras

As aves, devido ao seu elevado conhecimento taxonômico, fácil detecção e identificação em campo, alta diversidade e avançado conhecimento das suas exigências ecológicas, são amplamente reconhecidas como um dos melhores grupos indicadores dentre os vertebrados terrestres (Stotz *et al*., 1996). Espécies indicadoras são aquelas capazes de fornecer informações valiosas sobre os ambientes que ocupam, refletindo tanto o bom estado de conservação quanto possíveis desequilíbrios ambientais (Prestes *et al*., 2019).

Em termos de avifauna, dois grupos principais de indicadores ambientais podem ser definidos. O primeiro grupo é composto por espécies que são mais exigentes em termos de qualidade ambiental. Estas espécies geralmente possuem valores populacionais reduzidos quando confrontadas com alterações em seus habitats. Espécies endêmicas, migratórias, em situação conservacionista delicada, e aquelas com elevada sensibilidade a distúrbios antropogênicos, como poluição, desmatamento e urbanização, são frequentemente sugeridas como indicadoras de ambientes bem estruturados e, por consequência, de alta qualidade ambiental (Rapoport, 1982; Anderson, 1994; Grelle, 2000).

O segundo grupo de indicadores ambientais inclui espécies que, devido à sua ampla distribuição e maior tolerância a diferentes tipos de habitat, são menos sensíveis às mudanças ambientais. Essas espécies podem indicar ambientes que, embora não estejam em um estado de conservação ideal, ainda sustentam uma diversidade razoável de fauna e flora (Bibby, 2000). No entanto, sua presença em ambientes degradados pode sugerir um processo de adaptação a novas condições impostas pelo impacto humano, o que pode mascarar a verdadeira extensão dos distúrbios (Caro & O'Doherty, 1999).

A utilização de aves como bioindicadores é uma ferramenta poderosa na conservação, pois permite monitorar mudanças no ambiente de forma contínua e comparativa ao longo do tempo. Programas de monitoramento que utilizam aves como indicadores podem detectar precocemente os efeitos negativos de intervenções humanas, proporcionando dados essenciais para a implementação de medidas de mitigação e conservação (Noss, 1990; Carignan & Villard, 2002; Gregory *et al*., 2005).

Das 99 espécies de aves registradas ao longo das diferentes campanhas de monitoramento realizadas até o momento (13ª a 16ª), somente uma é alvo de conservação através dos Planos de Ação Nacional ICMBIO, sendo a espécie *Thamnophilus caerulescens,* considerada como VU pelo Plano de Ação Nacional para Conservação das Aves da Caatinga (ICMBIO, 2018). Seis espécies registradas são dependentes de formações florestais e com alta sensibilidade a alterações ambientais: *Anopetia gounellei*, *Campylorhamphus trochilirostris, Chlorostilbon lucidus, Compsothraupis loricata, Lepidocolaptes angustirostris* e *Megaxenops parnaguae.*

Essas espécies são indicadoras importantes de qualidade ambiental, refletindo a integridade das formações florestais nas áreas estudadas e a necessidade de esforços contínuos para preservar esses habitats sensíveis. Por exemplo, *Campylorhamphus trochilirostris* e *Lepidocolaptes angustirostris* são conhecidas por sua dependência de florestas bem estruturadas, onde a presença de troncos e galhos mortos são essenciais para sua alimentação e nidificação (Marini & Garcia, 2005; Metzger, 2009). A perda desses elementos estruturais devido à exploração florestal ou degradação do habitat pode comprometer seriamente a sobrevivência dessas espécies, já que elas dependem diretamente desses recursos para a captura de insetos e para a construção de seus ninhos (Willis, 1979).

Além disso, a fragmentação de habitat e a consequente redução da conectividade entre fragmentos florestais podem aumentar o isolamento populacional, dificultando o fluxo gênico e levando a uma maior vulnerabilidade a mudanças ambientais e pressões antrópicas (Laurance *et al*., 2000). A sensibilidade dessas espécies a alterações ambientais, como a perda de habitat ou a fragmentação florestal, as torna excelentes bioindicadores de mudanças na qualidade ambiental (Silva *et al*., 2015; Marini & Garcia, 2008).

Espécies cinegéticas ou xerimbabos

Das espécies cinegéticas, as quais a caça esportiva ou para o consumo de carne seja permitida, Portaria n.º 142/2015; Diário da República n.º 98/2015, Série I de 2015-05-21, nenhuma espécie foi registrada. No que tange às espécies cinegéticas, é sabido

que áreas sujeitas a influência antrópica costumam apresentar baixos números de aves incluídas nesta categoria, uma vez que a grande movimentação de transeuntes nas proximidades dos remanescentes florestais, associadas a facilidade de acesso provocada pela abertura de vias até então inexistentes, acaba por favorecer a caça de subsistência, gerando um decréscimo em suas populações locais.

No entanto, durante a execução do programa, nenhum valor fora dos padrões foi observado sugerindo que a caça e apanha de espécies para manutenção em cativeiro é uma atividade pouco praticada na área de estudo.

A CITES (2023) inclui em seus apêndices espécies ameaçadas de extinção cujo comércio é permitido somente em condições excepcionais (apêndice I) ou espécies não necessariamente ameaçadas, mas cujo comércio deve ser controlado (apêndice II). No total, foram encontradas em campo 15 espécies listadas no CITES ao longo das campanhas realizadas. A quase totalidade dessas espécies é formada por membros da família Accipitridae, Trochilidae, Falconidae e Psittacidae

As espécies listadas nos apêndices do CITES (2023), embora tenham seu comércio regulado por acordos e normas internacionais, não representam a totalidade das aves de valor comercial que circulam no Brasil. Devido aos hábitos culturais nacionais, outras aves não constantes nos Apêndices do CITES (2023) possuem interesse popular para fins domésticos (xerimbabos e uso econômico), como as espécies canoras e as espécies "decorativas", utilizadas recorrentemente como animais de companhia.

Tabela 15. Espécies de interesse econômico e cinegéticas pertencentes a lista da CITES/2023 (Convenção sobre Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção) registradas durante as campanhas de monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas.

FAMÍLIA	*ESPÉCIE*	NOME COMUM	CITES
Accipitridae	*Buteo brachyurus*	gavião de cauda curta	II
	Geranoaetus melanoleucus	águia serrana	II
	Geranospiza caerulescens	gavião pernilongo	II
	Rupornis magnirostris	gavião carijó	II
Falconidae	*Caracara plancus*	carcará	II
	Herpetotheres cachinnans	acauã	II
Psittacidae	*Amazona aestiva*	papagaio verdadeiro	II
	Eupsittula cactorum	periquito da caatinga	II

FAMÍLIA	*ESPÉCIE*	NOME COMUM	CITES
Strigidae	*Glaucidium brasilianum*	caburé	II
Trochilidae	*Anopetia gounellei*	rabo branco de cauda larga	II
	Chlorostilbon lucidus	besourinho de bico vermelho	II
	Chrysolampis mosquitus	beija flor vermelho	II
	Eupetomena macroura	beija flor tesoura	II
	Heliomaster squamosus	bico reto de banda branca	II
	Phaethornis pretrei	rabo branco acanelado	II

A presença dessas espécies sugere que, embora não tenha sido observada evidência de caça ou captura irregular durante as campanhas, estas aves ainda estão sob risco potencial, seja pela pressão do comércio internacional ou pelas atividades humanas que influenciam seus habitats. A CITES (2023) reconhece a necessidade de controle rigoroso sobre o comércio dessas espécies, e os dados coletados durante o monitoramento podem fornecer informações valiosas para a implementação de políticas de conservação e fiscalização mais eficazes. A identificação dessas espécies reforça a importância de programas contínuos de monitoramento para assegurar que as populações locais não sejam impactadas negativamente pelo comércio ou por outras práticas antropogênicas (Sick, 1997; Marini & Garcia, 2005).

Embora as espécies listadas nos apêndices da CITES tenham seu comércio regulado por acordos internacionais, elas não representam todas as aves de valor comercial que circulam no Brasil. A prática cultural do comércio de aves no país é amplamente difundida, e muitas espécies não listadas na CITES também possuem grande interesse popular, tanto para fins domésticos quanto econômicos, como as espécies cantoras e as chamadas "decorativas", frequentemente utilizadas como animais de companhia (Sick, 1997; Marini & Garcia, 2005).

- **Análise Integrada dos Monitoramentos Realizados**

O monitoramento da avifauna no Conjunto Eólico Umburanas, localizado no município de Umburanas, no bioma Caatinga, revela variações significativas na abundância e riqueza de espécies de aves ao longo de diferentes campanhas sazonais,

realizadas entre abril de 2021 a maio de 2024. Os dados de monitoramento abrangem um período de três anos, contemplando tanto os períodos de seca quanto de chuva, com o objetivo de compreender a dinâmica das aves em resposta às condições ambientais locais.

Durante todas as 12 campanhas de monitoramento realizadas na fase de operação, que compreendeu da 5ª a 16ª campanha de 2021 a 2024, foram registrados 3.974 indivíduos pertencentes a 155 espécies, distribuídas em 17 ordens e 37 famílias. Essa amostragem representa 26% das espécies conhecidas para o bioma Caatinga, que abriga 591 espécies (Silva *et al*., 2003).

Observa-se que a abundância de aves registrou picos durante os períodos de chuva (novembro de 2022, fevereiro e novembro de 2023) e apresentou valores mais baixos durante as campanhas realizadas nos períodos de seca (agosto de 2021, junho de 2022 e maio de 2024) (Figura 120). Este padrão sugere uma maior atividade e disponibilidade de recursos durante os períodos chuvosos, o que é consistente com a biologia das aves da Caatinga, que tendem a ser mais abundantes quando há maior disponibilidade de alimento e água, como relatado por Pereira *et al*. (2017) e Souza *et al*. (2020).

A riqueza de espécies também apresentou flutuações sazonais, com números mais altos durante as campanhas de seca em abril de 2021 (79 espécies) e em novembro de 2021 (72 espécies), seguidas por um declínio acentuado em junho de 2022 (38 espécies) durante a seca, e uma recuperação gradual nos períodos subsequentes de chuva (65 espécies em fevereiro de 2023 e 57 espécies em fevereiro de 2024). Este padrão pode indicar que, apesar da diminuição da abundância de aves durante os períodos de seca, há uma presença relativamente estável de espécies adaptadas às condições xerofíticas da Caatinga, que conseguem sobreviver e permanecer na área ao longo do ano (Moura *et al.,* 2013).

Quando comparamos esses resultados com outros estudos realizados na Caatinga, como no município de Canudos/ BA (Machado *et al*., 2016), observamos padrões semelhantes de sazonalidade. Em Canudos, a abundância e a riqueza de aves foram maiores nos períodos chuvosos, correspondendo a uma maior disponibilidade de insetos e frutos, principais fontes alimentares de muitas espécies de aves da Caatinga. A

pesquisa de Machado *et al*. (2016) sugere que as aves da Caatinga exibem uma forte dependência das chuvas para suas atividades de forrageamento e reprodução, corroborando os dados obtidos no monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas.

Por outro lado, é interessante notar que a variação na riqueza de espécies ao longo das campanhas sugere a presença de espécies que são residentes permanentes, bem como de migrantes parciais, que podem se mover em resposta a microclimas e à disponibilidade de recursos em diferentes áreas da Caatinga (Silva *et al*., 2021). A alta riqueza observada em determinadas campanhas de seca (Abril de 2021) pode ser atribuída à presença de refúgios microclimáticos na área de estudo, como áreas com vegetação arbórea mais densa ou próximas a corpos d'água sazonais (Ribeiro *et al*., 2015).

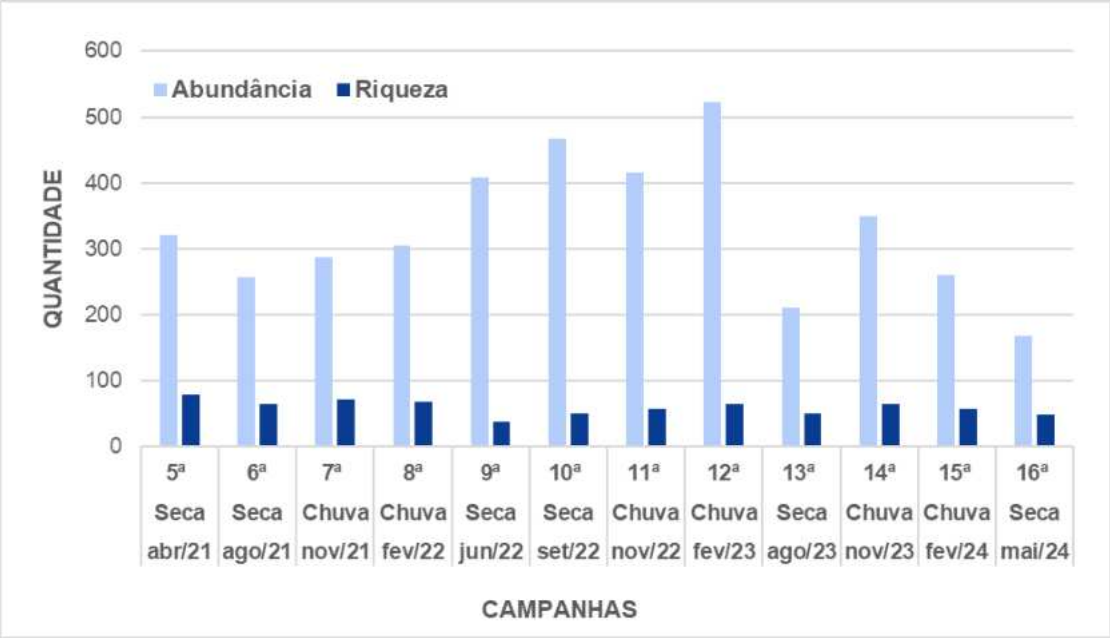


Figura 120. Comparativo entre as campanhas realizadas.

Tabela 16. Espécies registradas por campanha.

TÁXON	CAMPANHAS												TOTAL
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Accipiter bicolor					1								1
Buteo nitidus	1												1
Buteo brachyurus										1			1
Geranoaetus melanoleucus										1			1

TÁXON	CAMPANHAS												TOTAL
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Geranoaetus albicaudatus	1												1
Geranospiza caerulescens	1	1							1				3
Leptodon cayanensis	1												1
Parabuteo unicinctus		1											1
Rupornis magnirostris	5	4	2	3		3	1	6	2	4	3	3	36
Anopetia gounellei		1	2	1		4				1			9
Chionomesa fimbriata	2			1		6							9
Chlorostilbon lucidus	13	3	4	6		13	12	9	9	5	2	3	79
Chrysolampis mosquitus			3	2			1			7	4		17
Eupetomena macroura	1	2		2	2	1		1	3	2			14
Heliomaster squamosus	4	6	1					1	1		1		14
Phaethornis pretrei	2					3		6	5	6	2	3	27
Phaethornis ruber	1												1
Hydropsalis parvula							2						2
Hydropsalis torquata				1				1		1			3
Nyctidromus albicollis										1			1
Cariama cristata	1												1
Cathartes aura	3	1	4			1	3	5	1		2		20
Cathartes burrovianus	3	2	1							2			8
Coragyps atratus		3	1									1	5
Vanellus chilensis						2	2	1					5
Columbina picui		2	9	6	4	21	14	16			9		81
Columbina squammata	10	5	10	18	9	4	2	37	2	10	9	9	125
Columbina talpacoti							9						9
Leptotila rufaxilla			4	1									5
Leptotila verreauxi	1			3			6	2			5		17
Patagioenas picazuro			2				1						3
Zenaida auriculata			1	19							5		25
Coccyzus americanus								1			3		4
Crotophaga ani	4							2			1		7
Guira guira						2		1	1				4
Neomorphus geoffroyi			1										1
Piaya cayana	1			1		2			2	2			8
Tapera naevia										1			1
Caracara plancus				3	4		1	8		1	1		18
Falco sparverius	4	1	1	2			6	9					23

TÁXON	CAMPANHAS												TOTAL
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Herpetotheres cachinnans			4	1							1	1	7
Milvago chimachima	1		1	2	1								5
Nystalus maculatus	1	1	3	8	2	1				2	6	1	25
Penelope jacucaca			2	1	6								9
Penelope superciliaris	5					2		4					11
Nyctibius griseus							1						1
Stilpnia cayana					2								2
Cyanoloxia brissonii	1	1	2	1								1	6
Cyanocorax cyanopogon	16	22	15	21	47	36	19	42	13	16	3	16	266
Campylorhamphus trochilirostris	1	1		1		1					2		6
Lepidocolaptes angustirostris	4	1	1	5	2	3		2	2			2	22
Sittasomus griseicapillus	2		1										3
Euphonia chlorotica	6	5	2	4	1	8	5	4	4	6	3		48
Euphonia violacea	1												1
Megaxenops parnaguae	2	5	1	5							2	2	17
Phacellodomus ruber	1												1
Pseudoseisura cristata						2		3					5
Synallaxis frontalis							3	10	4	1		1	19
Synallaxis albescens						1							1
Synallaxis frontalis	2	1	2	1									6
Synallaxis hellmayri	3	1	2	2				3	3	2	6	6	28
Hylopezus ochroleucus		1						1				2	4
Gnorimopsar chopi					5								5
Icterus jamacaii	5	9	5	1		13	5	8	7	7	3	10	73
Icterus pyrrhopterus	5	5	4	2		31	3	2	2	3		4	61
Molothrus bonariensis			2							1			3
Mimus saturninus	3	7	3	3	18	17	15	29	1	3	3	2	104
Basileuterus culicivorus	1									1		1	3
Myiothlypis flaveola								2	1				3
Ammodramus humeralis					8								8
Zonotrichia capensis	5	6	4	7	21	13	32	10	9	10	12		129
Polioptila atricapilla	21	16	7	16	76		16	22	13	12	7	8	214
Polioptila plumbea						42							42
Hemitriccus margaritaceiventer	3	2	3	2	1	1	1	1	6	1	1	3	25
Todirostrum cinereum	12	3	3	3			4	1		10	3	2	41
Tolmomyias flaviventris				1					3	3			7

TÁXON	CAMPANHAS												TOTAL
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Coryphospingus pileatus	1												1
Dysithamnus mentalis	1												1
Formicivora melanogaster	6	5		4				2		1	1	6	25
Formicivora rufa					2	2							4
Herpsilochmus atricapillus										1			1
Herpsilochmus longirostris	1												1
Myrmorchilus strigilatus	20	9	6	20				5	12	15	12	15	114
Radinopsyche sellowi					21	1	4						26
Sakesphoroides cristatus	6	7	6	4	30	3		6	3		2	1	68
Taraba major	3		1	3	8	4	1	5			1		26
Thamnophilus caerulescens												1	1
Thamnophilus capistratus	14	3	4	8	1	26	17	24		9	2		108
Thamnophilus doliatus						10			1		1	2	14
Thamnophilus pelzelni	3	3	6	4	52		2	4	1	1		2	78
Thamnophilus torquatus						1	1	2					4
Coereba flaveola	5	3	4	2		5	8		4	7	7	1	46
Compsothraupis loricata		4	3	4			5		2	15	10		43
Coryphospingus pileatus	7	8	8	9	9	3	8	33	2	11	13	6	117
Emberizoides herbicola								1					1
Nemosia pileata	1	4	5	9				3		1			23
Neothraupis fasciata					7		3						10
Paroaria dominicana	4	2	2	1		13	3	3	3	2		5	38
Saltator similis	1	1							1			1	4
Saltatricula atricollis	4	5	3	5	4	7	4	25	3	4	1	3	68
Sicalis flaveola	1												1
Sicalis luteola								32					32
Sporophila angolensis					1								1
Stilpnia cayana	5	3	5				1		3	5	2	3	27
Tachyphonus rufus	4	4	5	2		3	1		4	1		3	27
Thraupis sayaca	4	8	2			3	3		1	2	2		25
Volatinia jacarina					3			1			2		6
Pachyramphus polychopterus							3						3
Cantorchilus longirostris			1					1	3	2		1	8
Pheugopedius genibarbis	7												7
Troglodytes musculus	11	2	10	5	5	19	19		6	18	8	8	111
Turdus leucomelas							7						7

TÁXON	CAMPANHAS												TOTAL
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Turdus rufiventris			3			3	2	4	1	1			14
Turdus subalaris		1											1
Camptostoma obsoletum	1	2	6	3	7			3	2	10	4	3	41
Capsiempis flaveola										1			1
Casiornis fuscus			1				1						2
Cnemotriccus fuscatus							2						2
Coryphospingus pileatus		1											1
Elaenia chilensis								1		2			3
Elaenia chiriquensis	1												1
Empidonomus varius			5	1				2		1	2		11
Euscarthmus meloryphus	8	6	3	11			8	10		9	9	4	68
Hirundinea ferruginea									1				1
Megarynchus pitangua	4	1	1	2	5		1		1	2	2	2	21
Myiarchus ferox	4						1	1					6
Myiarchus tyrannulus	4	2	3	4		2	5	6	2	10	4	3	45
Phaeomyias murina			5	2						6	1		14
Phyllomyias fasciatus							1						1
Pitangus sulphuratus					2			2	1				5
Stigmatura budytoides		2							1	1	2	2	8
Sublegatus modestus									2				2
Stigmatura napensis		1		3									4
Tyrannus melancholicus	1	2	2	10	12			19		11	7	1	65
Cyclarhis gujanensis	2	1	4	9	7		26	5	4	8	10	7	83
Hylophilus amaurocephalus	6						1			1	4		12
Vireo chivi			5				13	2		9	3		32
Campephilus melanoleucos	2	2		1				2					7
Celeus ochracéus			3	4					1				8
Colaptes campestris						1		1					2
Colaptes melanochloros							1				1		2
Piculus chrysochloros	1												1
Picumnus pygmaeus	4	1	1	1					1	2	3		13
Veniliornis passerinus	2		1			1		1				1	6
Amazona aestiva		6	2			14	3		14	2	2		43
Eupsittula cactorum	8	30	37	8	19	104	92	56	35	51	33	2	475
Forpus xanthopterygius	1	2	2	2		3							10
Athene cunicularia				2	2	3		3				1	11

TÁXON	CAMPANHAS												TOTAL
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Glaucidium brasilianum		3	2	1			2			3		1	12
Megascops choliba	3	1				3	1	6					14
Crypturellus parvirostris	1	3	6	2	1	1		1			4		19
Crypturellus tataupa		1	3	2						1	7	1	15
Crypturellus zabele			8										8
Nothura boraquira							1						1
Nothura maculosa				1								2	3
Abundância	**322**	**258**	**287**	**305**	**408**	**468**	**415**	**522**	**210**	**349**	**261**	**169**	**3974**
Riqueza	**79**	**65**	**72**	**68**	**38**	**50**	**58**	**65**	**51**	**65**	**57**	**49**	**155**

Durante as campanhas de monitoramento realizadas, as famílias Tyrannidae, Thraupidae e Thamnophilidaeforam as mais representativas, com 20 e 16 espécies registradas, respectivamente (Figura 121). As espécies da família Tyrannidae representaram aproximadamente 14% do total de espécies registradas, enquanto as das famílias Thraupidae e Thamnophilidae contribuíram com cerca de 8% cada do total de espécies. Esses resultados confirmam que essas famílias são frequentemente as mais representativas em inventários de avifauna, especialmente na Caatinga, onde são amplamente distribuídas e possuem uma diversidade significativa de representantes (da Silva *et al*., 2003; Araujo *et al*., 2011; Ruiz-Esparza *et al*., 2011; Bezerra *et al*., 2013; de Araujo *et al*., 2017).

A Tyrannidae compreende principalmente aves insetívoras que também demonstram grande adaptabilidade, sendo comuns em áreas abertas e fragmentadas, características que são frequentes na Caatinga devido à pressão antrópica (Fitzpatrick, 2004). Por outro lado, as famílias Thraupidae e Thamnophilidae são conhecidas por incluir uma grande variedade de passeriformes granívoros e frugívoros que se adaptam bem às diferentes condições ambientais do bioma Caatinga, explorando uma ampla gama de nichos ecológicos (Sick, 1997).

Essas famílias não apenas refletem a riqueza taxonômica da região, mas também a resiliência dessas aves frente às variações ambientais e às mudanças causadas por atividades humanas. A significativa presença dessas famílias pode indicar a saúde dos ecossistemas locais, visto que elas desempenham papéis ecológicos importantes, como

o controle de insetos pela Tyrannidae e a dispersão de sementes pela Thraupidae e Thamnophilidae (Silva *et al*., 2003) (Figura 121).

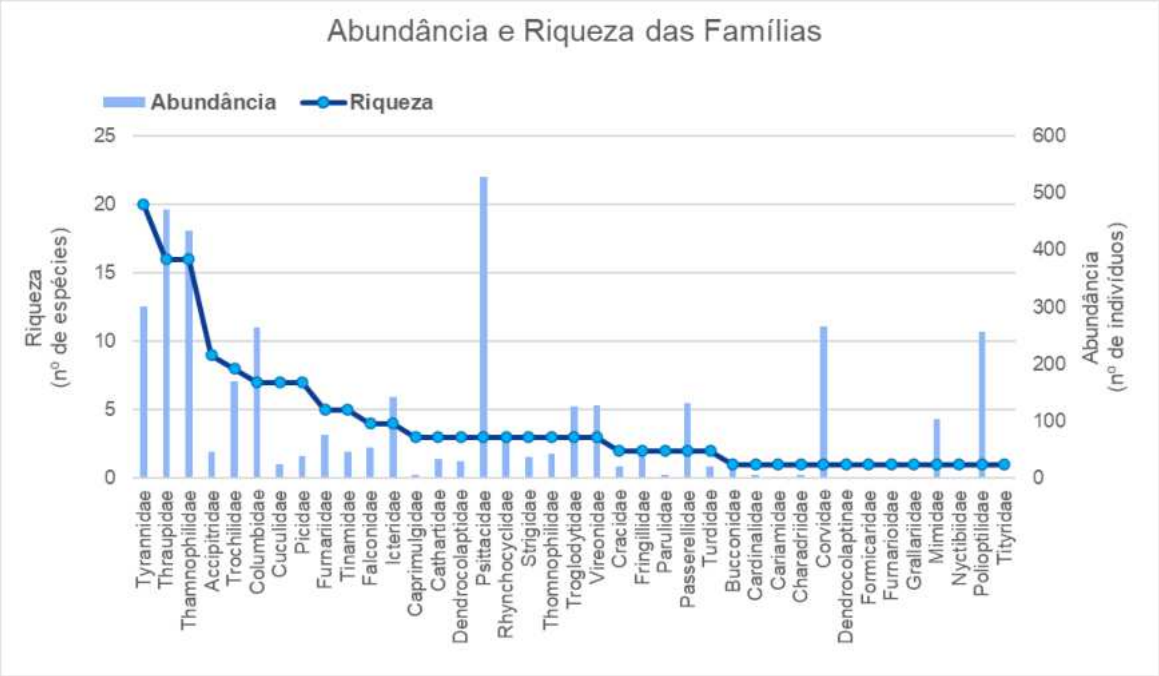


Figura 121. Representatividade das famílias, considerando todas as campanhas realizadas.

Durante a análise das unidades amostrais, observou-se que a riqueza de espécies variou significativamente entre as diferentes unidades, com um número de espécies registradas que variou de 28 na Unidade Amostral 1 a 103 na Unidade Amostral 6. A maior riqueza de espécies foi encontrada na Unidade Amostral 6 (103), seguido da UA 3 com 91 espécies. Além disso, a abundância total de indivíduos também variou consideravelmente entre as unidades, com a Unidade Amostral 6 registrando a maior abundância total (894 indivíduos), seguida pela Unidade Amostral 3 (727 indivíduos) (Figura 122). Essas variações indicam que a diversidade e a abundância de aves não são distribuídas uniformemente entre as unidades amostrais, sugerindo a presença de fatores ambientais ou ecológicos que influenciam a distribuição das espécies (Bibby *et al*., 2000; Sutherland *et al*., 2004).

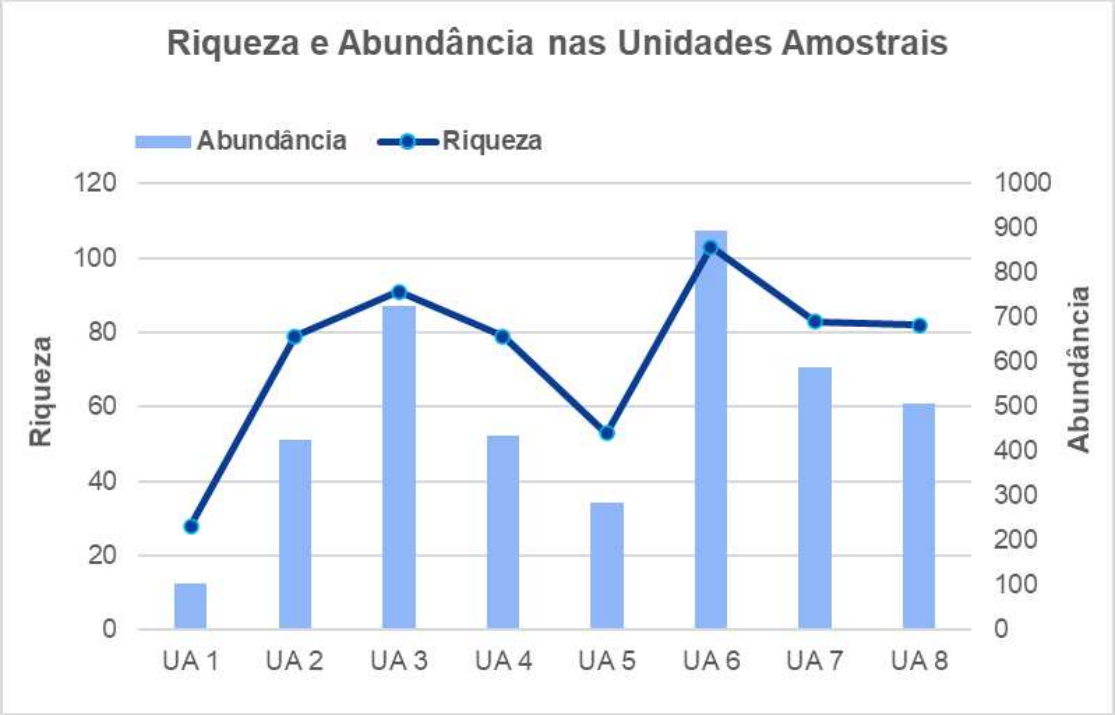


Figura 122. Registros obtidos nos diferentes pontos amostrais, considerando todas as campanhas realizadas até o momento.

Os resultados demonstram que a maior riqueza e abundância de espécies observadas na UA 6 estão diretamente relacionadas às características específicas da vegetação local. A UA 6 é caracterizada pela predominância de formação Savânica e fragmentos de vegetação campestre, com uma grande quantidade de arbustos ramificados, dentro de uma fitofisionomia de Savana Estépica Arbustiva. Esta formação vegetal, com sua vegetação mais aberta e esparsa, proporciona uma variedade de micro-habitats e recursos alimentares, o que favorece a coexistência de uma ampla gama de espécies de aves.

Estudos anteriores, como o de Santos *et al*. (2020), indicam que áreas com uma estrutura vegetal diversificada, especialmente aquelas que combinam vegetação arbustiva e campestre, tendem a ter uma maior diversidade de aves. A presença de arbustos ramificados e vegetação aberta pode proporcionar locais de nidificação, para caça, e uma ampla disponibilidade de recursos alimentares, como insetos, sementes e frutos, que são essenciais para a manutenção de diferentes espécies de aves.

A análise de similaridade utilizando a distância de Bray-Curtis entre as unidades amostrais mostrou agrupamentos distintos quanto a sua composição de espécies. As

unidades que apresentaram maior similaridade foram agrupadas em nós com distâncias menores no dendrograma, enquanto unidades mais distintas foram unidas em nós com distâncias maiores.

A maior similaridade foi encontrada entre as unidades 3 e 7, com aproximadamente 70% de similaridade, indicando que essas unidades amostrais compartilham uma composição de espécies muito semelhante (Figura 123).

A unidade amostral 6 também chegou perto com 65% de similaridade, sugerindo que essa unidade também possui uma composição de espécies relativamente similar, embora com menor similaridade do que o agrupamento das unidades 3 e 7.

Esses resultados sugerem que as unidades amostrais que se agrupam com similaridades maiores, podem estar localizadas em áreas com condições ambientais semelhantes, como tipo de habitat e disponibilidade de recursos, ou podem estar sujeitas a influências antrópicas comparáveis (Legendre & Legendre, 2012).

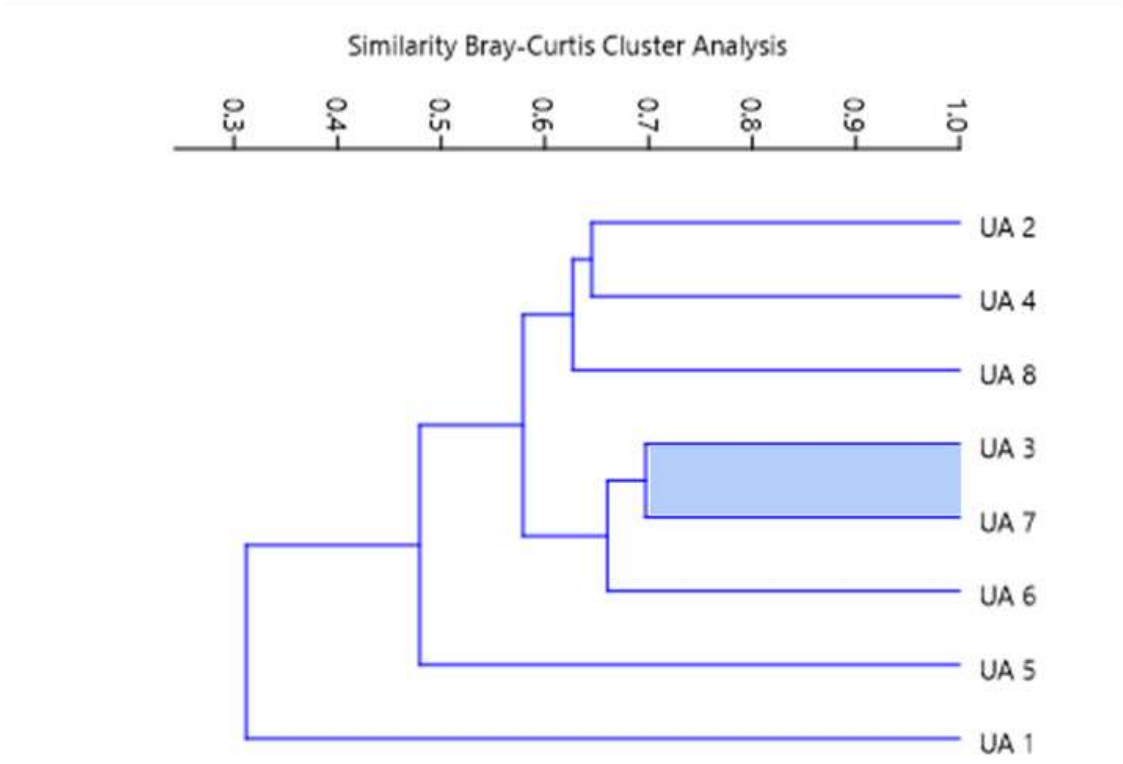


Figura 123. Dendrograma de similaridade, considerando todas as campanhas realizadas. Em azul, o agrupamento mais relevante.

A análise da curva do coletor baseada nos dados das 12 campanhas realizadas até agora reforça a observação de que a comunidade ornitológica local ainda não é completamente conhecida. A curva, que reflete o acúmulo de espécies ao longo do tempo, mostrou sinais claros de proximidade de estabilização, pois revelou que 90% das espécies esperadas pelo estimador *Bootstrap* foram contabilizadas (Sboot = 167 espécies), e 80% das espécies esperadas pelo estimador *Jackknife* de primeira ordem (Sjack1 = 188 espécies) foram observadas. No entanto, apesar de já ter sido registrada uma boa representatividade da riqueza ornitológica local, ainda há potencial para novas descobertas à medida que mais campanhas são realizadas.

A análise da curva do coletor ao longo das 12 campanhas realizadas até agora sugere que a comunidade de aves na área de estudo é rica e diversificada, mas ainda não completamente documentada. O fato de a curva não ter se estabilizado indica que há um contínuo acréscimo de novas espécies à lista, o que é esperado em regiões onde a amostragem inicial pode não ter capturado toda a diversidade local devido a fatores como a sazonalidade das espécies, a variação espacial dos habitats ou a própria raridade de certas aves (Gotelli & Coldwell, 2001).

A porcentagem de 90% de espécies observadas em relação ao estimado pelo *Bootstrap* e 80% pelo *Jackknife* de primeira ordem demonstra que foi catalogada uma diversidade substancial, mas a não estabilização da curva do coletor sugere que o levantamento ainda pode ser representativo. Esse padrão é comum em estudos de longo prazo, especialmente em biomas complexos e heterogêneos como o da área de estudo, onde a biodiversidade pode ser alta e a descoberta de novas espécies pode ocorrer mesmo após muitas campanhas de amostragem (Gotelli & Colwell, 2001). À medida que mais campanhas são realizadas, espera-se que a curva do coletor eventualmente se estabilize, refletindo um conhecimento mais completo da riqueza ornitológica da região (Figura 124).

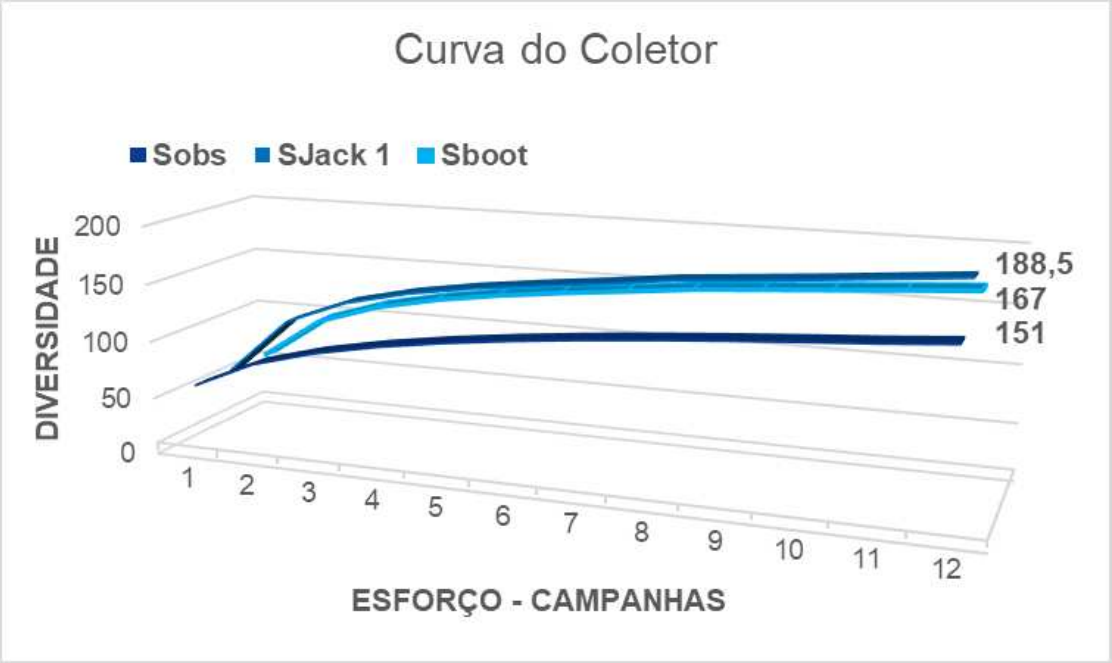


Figura 124. Curva de acumulação de espécies considerando todas as campanhas amostrais.

- **Riscos de Colisão**

Ao longo das campanhas de monitoramento já realizadas no empreendimento, foram adotados alguns critérios, a fim de estabelecer uma melhor classificação das espécies, quanto ao seu nível de risco de colisão nos aerogeradores. Dessa forma foram levantadas alguns grupos com potencial de riscos para colisão como as espécies planadores, as quais em sua maioria são rapinantes.

No estudo conduzido no empreendimento foram identificadas espécies, pertencente a 06 famílias que possuem espécies propensas a risco de colisão com aerogeradores: Accipitridae; Charadriidae; Columbidae; Falconidae; Cathartidae e Strigidae. Para essa classificação quanto ao risco, também foram consultadas fontes literárias que identificaram incidentes envolvendo a avifauna e a construção e operação de estruturas similares a existentes no local, o que inclui estradas (*e.g.*: Novelli *et al.*, 1988; Erickson *et al*., 2001; Loss *et al.*, 2020). Destaca-se também o registro de *Eupsittula cactorum*, os quais se deslocam por voo batido, com risco eminente de colisão em grande escala, pois se deslocam em bandos numerosos em altura compatível com estruturas dos aerogeradores.

É importante salientar, a construção de parques eólicos vem precedida de novas preocupações em torno da conservação ambiental, principalmente em relação a colisão de aves nas estruturas das turbinas (Tikkanen *et al*., 2018; Drewitt & Langston, 2006).

Apesar de incidentes com a fauna local, o impacto gerado pelos parques eólicos é relativamente baixo (Drewitt & Langston, 2006). Os parques eólicos são empreendimentos que conseguem estabelecer uma condição adequada entre o ambiente e o humano, de modo a respeitar todo o ciclo biológico existente, sendo assim, considerados como instalações limpas, não poluentes, e que não constituem grave ameaça ao meio ambiente (Saidur *et al*., 2011).

- **Avaliação Ecológica da Comunidade Faunística**

Status de Conservação

No total foram registradas duas espécies de aves em categoria de ameaça de extinção, sendo categorizada como "Vulnerável" (VU) pela Lista de espécies globais (IUCN 2024): *Neomorphus geoffroyi* e *Penelope jacucaca.* A espécie *Penelope jacucaca* está categorizada ainda com "Vulnerável" na lista Nacional (MMA/2022).

As espécies *Amazona aestiva, Neothraupis fasciata* e *Penelope superciliaris*; são consideradas como "Quase Ameaçada" (MMA, 2022; IUCN, 2024).

Durante as campanhas de monitoramento, foram registradas 13 espécies de aves endêmicas, todas pertencentes ao bioma Caatinga. As espécies identificadas foram: *Anopetia gounellei, Cantorchilus longirostris, Casiornis fuscus, Celeus ochraceus, Compsothraupis loricata, Eupsittula cactorum, Hylophilus amaurocephalus, Icterus jamaiicaii, Megaxenops parnaguae, Picumnus pygmaeus, Sakesphoroides cristatus, Synallaxis hellmayri, Thamnophilus capistratus* e *Thamnophilus pelzelni*.

Estes dados são de grande importância para direcionar ações que visam a conservação destas espécies, durante a execução de Programas de Monitoramento da Fauna Terrestre. De acordo com WWF-Brasil (2015), alvos de conservação são os elementos que devem ser conservados em uma determinada região. Como características necessárias, os alvos devem ser considerados bons indicadores da

biodiversidade regional e devem ser mapeáveis em escala compatível com o estudo. Neste caso são utilizados como alvos de conservação espécies endêmicas, de distribuição restrita ou ameaçadas.

Espécies indicadoras

Devido seu elevado conhecimento taxonômico, sua fácil detecção e identificação em campo, a elevada riqueza e o avançado conhecimento das suas exigências ecológicas, as aves são consideradas um dos melhores grupos indicadores dentre os vertebrados terrestres (Stotz *et al*., 1996). Em geral, espécies indicadoras são aquelas capazes de fornecer informações sobre os ambientes que ocupam, seja pelo seu bom estado de conservação ou pelo seu aparente desequilíbrio ambiental.

Dois diferentes grupos de indicadores ambientais podem ser definidos no que tange à avifauna. O primeiro é formado por espécies mais exigentes em termos de qualidade ambiental e que costumam ter seus valores reduzidos frente as alterações em seu habitat. Nesse contexto, grande parte das espécies endêmicas, migratórias, em delicada situação conservacionista e de elevada sensibilidade aos distúrbios de origem antrópica têm sido sugeridas como indicadoras de ambientes bem estruturadas, funcionando consequentemente como indicadoras de qualidade ambiental (Rapoport, 1982; Anderson, 1994; Grelle, 2000).

Das 151 espécies de aves registradas ao longo das diferentes campanhas de monitoramento realizadas até o momento, três são alvos de conservação através dos Planos de Ação Nacional ICMBIO, sendo as espécies: *Thamnophilus caerulescens, Crypturellus zabele* e *Penelope jacucaca,* consideradas como VU pelo Plano de Ação Nacional para Conservação das Aves da Caatinga (ICMBIO, 2023). Adicionalmente, entre as espécies catalogadas destacam-se ainda outra espécie considerada dependente de formações florestais, e com alta sensibilidade a alterações ambientais (*Anopetia gounellei*).

Espécies cinegéticas ou xerimbabos

Das espécies cinegéticas, as quais a caça esportiva ou para o consumo de carne seja permitida, Portaria n.º 142/2015; Diário da República n.º 98/2015, Série I de 2015-05-21, nenhuma espécie foi registrada. No que tange às espécies cinegéticas, é sabido que áreas sujeitas a influência antrópica costumam apresentar baixos números de aves incluídas nesta categoria, uma vez que a grande movimentação de transeuntes nas proximidades dos remanescentes florestais, associadas a facilidade de acesso provocada pela abertura de vias até então inexistentes, acaba por favorecer a caça de subsistência, gerando um decréscimo em suas populações locais.

No entanto, durante a execução do programa, nenhum valor fora dos padrões foi observado sugerindo que a caça e apanha de espécies para manutenção em cativeiro é uma atividade pouco praticada na área de estudo.

A CITES (2023) inclui em seus apêndices espécies ameaçadas de extinção cujo comércio é permitido somente em condições excepcionais (apêndice I) ou espécies não necessariamente ameaçadas, mas cujo comércio deve ser controlado (apêndice II). No total, foram encontradas em campo 08 espécies listadas no CITES ao longo das campanhas realizadas (Tabela 17). A quase totalidade dessas espécies é formada por membros da família Accipitridae, Trochilidae, Falconidae e Psittacidae

As espécies listadas nos apêndices do CITES (2023), embora tenham seu comércio regulado por acordos e normas internacionais, não representam a totalidade das aves de valor comercial que circulam no Brasil. Devido aos hábitos culturais nacionais, outras aves não constantes nos Apêndices do CITES (2023) possuem interesse popular para fins domésticos (xerimbabos e uso econômico), como as espécies canoras e as espécies "decorativas", utilizadas recorrentemente como animais de companhia.

Tabela 17. Espécies de interesse econômico e cinegéticas pertencentes a lista da CITES/2023 (Convenção sobre Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção) registradas durante os monitoramentos no Conjunto Eólico Umburanas.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME COMUM	CITES
Accipitridae	*Accipiter bicolor*	gavião-bombachinha-grande	II
	Buteo brachyurus	gavião de cauda curta	II
	Buteo nitidus	gavião-pedrês	II

FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME COMUM	CITES
	Geranoaetus albicaudatus	gavião-de-rabo-branco	II
	Geranoaetus melanoleucus	águia serrana	II
	Geranospiza caerulescens	gavião pernilongo	II
	Leptodon cayanensis	gavião-gato	II
	Parabuteo unicinctus	gavião-asa-de-telha	II
	Rupornis magnirostris	gavião carijó	II
Falconidae	*Caracara plancus*	carcará	II
	Falco sparverius	quiriquiri	II
	Herpetotheres cachinnans	acauã	II
	Milvago chimachima	carrapateiro	II
Psittacidae	*Amazona aestiva*	papagaio verdadeiro	II
	Eupsittula cactorum	periquito da caatinga	II
Strigidae	*Glaucidium brasilianum*	caburé	II
Trochilidae	*Anopetia gounellei*	rabo branco de cauda larga	II
	Chionomesa fimbriata	beija-flor-de-garganta-verde	II
	Chlorostilbon lucidus	besourinho de bico vermelho	II
	Chrysolampis mosquitus	beija flor vermelho	II
	Eupetomena macroura	beija flor tesoura	II
	Heliomaster squamosus	bico reto de banda branca	II
	Phaethornis pretrei	rabo branco acanelado	II
	Phaethornis ruber	rabo-branco-rubro	II

- **Registro de Espécies**

Alguns dos registros obtidos durante o monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas estão representados abaixo (Figura 125):



Chlorostilbon lucidus



Taraba major



Paroaria dominicana



Stigmatura budytoides



Vanellus chilensis



Cathartes aura



Saltator similis



Phaeomyias murina

Figura 125. Registros da ornitofauna na área de influência do Conjunto Eólico Umburanas.

- **Considerações Finais**

As campanhas de monitoramento realizadas durante o ciclo 2023/2024 (13ª a 16ª campanhas) proporcionaram uma visão abrangente da riqueza e diversidade da avifauna na área de estudo, resultando no registro de 989 indivíduos pertencentes a 97 espécies, distribuídas em 18 ordens e 39 famílias. Esse levantamento representa 16% do total de espécies conhecidas para o bioma Caatinga. A representatividade do levantamento é significativa, especialmente considerando que a área de estudo abrange

apenas 0,06% da área total da Caatinga, e os dados obtidos estão em concordância com outros estudos regionais que registraram números semelhantes de espécies.

Os resultados das campanhas mais recentes destacaram a predominância das famílias Tyrannidae e Thraupidae, ambas amplamente distribuídas no bioma Caatinga e conhecidas por sua adaptabilidade a diferentes condições ambientais. A dominância dessas famílias reflete a resiliência da avifauna local, especialmente em face de pressões antrópicas. Especificamente, a alta representatividade de espécies como *Eupsittula cactorum* sugere que algumas espécies têm se adaptado bem às condições criadas pela presença de aerogeradores, embora essa mesma adaptação possa aumentar o risco de colisões, como observado em espécies que compartilham alturas de voo com a zona operacional dos aerogeradores.

A análise das unidades amostrais revelou variações significativas tanto na riqueza quanto na abundância de espécies, com a Unidade Amostral 3 (UA 3) destacando-se como a mais rica e abundante, sugerindo uma maior heterogeneidade de habitats ou uma maior disponibilidade de recursos. A análise de similaridade utilizando a distância de Bray-Curtis revelou agrupamentos distintos na composição de espécies, com as unidades 1 e 2 mostrando maior similaridade.

A observação do comportamento da curva do coletor ao longo das 12 campanhas indicou que, apesar de um aumento contínuo no número de espécies registradas, a comunidade ornitológica local ainda não está completamente documentada. A não estabilização da curva sugere que novas espécies continuam a ser descobertas e que o levantamento atual, embora representativo, ainda não é conclusivo. Com 90% das espécies esperadas pelo estimador *Bootstrap* e 80% pelo *Jackknife* de primeira ordem já registradas, o monitoramento adicional é crucial para capturar a totalidade da diversidade de aves na área de estudo.

Comparando com todas as campanhas anteriores, que registraram 3.974 indivíduos pertencentes a 151 espécies, observa-se também uma continuidade na representatividade das famílias Thraupidae e Tyrannidae. Esses grupos mantiveram sua dominância nas amostragens, refletindo padrões de distribuição estáveis e sugerindo que as características ambientais e as pressões antrópicas têm sido consistentes ao longo do tempo.

O monitoramento da avifauna na área de influência do Conjunto Eólico Umburanas tem se mostrado eficaz na identificação e documentação da biodiversidade local. Desde o início das campanhas, os esforços realizados permitiram catalogar um número significativo de espécies. A eficácia do monitoramento é evidenciada pelo crescente número de espécies registradas, incluindo algumas de grande importância ecológica e de conservação, como as endêmicas da Caatinga e aquelas com alta sensibilidade a alterações ambientais.

A não estabilização da curva do coletor ao longo das 12 campanhas realizadas até agora sugere que o levantamento da avifauna ainda não atingiu sua completude, indicando que novas espécies continuam sendo descobertas à medida que o monitoramento avança. Esse padrão é comum em estudos de longo prazo e reforça a importância de manter os esforços de monitoramento, tanto para completar o inventário de espécies quanto para garantir que os impactos ambientais sejam detectados e mitigados de forma eficaz.

Em resumo, os dados coletados ao longo das campanhas indicam que, apesar do bom progresso no inventário da avifauna local, ainda há espaço para novas descobertas e para uma compreensão mais aprofundada da ecologia das espécies na área de estudo.

4.2 Mastofauna voadora (Quirópteros)

- **Riqueza e Abundância das Espécies**

Durante os monitoramentos das 04 últimas campanhas, que compreendeu o ciclo 2023/2024 no Conjunto Eólico Umburanas, foram obtidos 114 registros de quirópteros agrupados em 20 espécies e 04 famílias da ordem Chiroptera (Figura 126).

A espécie *Eptesicus furinalis* foi registrada como a mais abundante, com 46 indivíduos, seguida por *Myotis lavali*, com 18 indivíduos (Figura 126). Estes resultados evidenciam a dominância de espécies insetívoras na área, um padrão que é consistente com outros estudos realizados no bioma da Caatinga (Gregorin *et al*., 2017).

No bioma da Caatinga, diversas espécies de morcegos têm sido regularmente registradas em inventários, destacando-se principalmente as da família Vespertilionidae,

como *Eptesicus furinalis* e *Myotis lavali* (Zortéa, 2003; Silva *et al*., 2017). *Eptesicus furinalis* é uma espécie amplamente distribuída na América do Sul, encontrada em diferentes tipos de habitats, incluindo florestas secas e áreas urbanas, e é conhecida por sua flexibilidade ecológica e ampla dieta insetívora, o que lhe permite explorar eficientemente os recursos alimentares disponíveis na Caatinga (Simmons, 2005).

Da mesma forma, *Myotis lavali,* descrita relativamente recentemente, também tem sido uma espécie frequentemente registrada na Caatinga, particularmente em áreas de floresta seca e matas de galeria (Moratelli *et al*., 2011). Essa espécie é adaptada a ambientes de clima semiárido e, assim como *E. furinalis,* possui uma dieta predominantemente insetívora, alimentando-se de uma ampla variedade de insetos, o que lhe permite explorar nichos alimentares variados (Gregorin & Taddei, 2002).

Estudos anteriores realizados na Caatinga baiana também apontam a predominância dessas duas espécies. Por exemplo, Aguiar & Machado (2011) registraram *Eptesicus furinalis* como uma das espécies mais abundantes em inventários realizados em áreas de Caatinga arbórea e arbustiva no estado da Bahia. Da mesma forma, Bernard *et al*. (2011) e Gregorin & Taddei (2002) também registraram *Myotis lavali* como uma espécie comum na Caatinga, reforçando sua ampla distribuição e capacidade de adaptação a ambientes secos e heterogêneos.

O monitoramento realizado no Conjunto Eólico Umburanas corrobora esses achados, evidenciando que tanto *Eptesicus furinalis* quanto *Myotis lavali* continuam a ser as espécies mais capturadas na Caatinga baiana. Esses resultados sugerem que a abundância dessas espécies está fortemente associada a características ambientais locais, como a disponibilidade de abrigos naturais (*e.g.:* cavernas, fendas em rochas etc.), e de recursos alimentares, bem como à ausência de predadores naturais e competidores diretos em muitos desses ambientes (Silva *et al*., 2017).

A predominância de *Eptesicus furinalis* e *Myotis lavali* pode também estar relacionada a fatores como a disponibilidade de recursos alimentares e a heterogeneidade do habitat na Caatinga. Durante a estação seca, por exemplo, a densidade de insetos voadores pode ser menor, favorecendo morcegos que podem forragear eficientemente sobre uma ampla gama de presas (Fenton *et al*., 2001). Além disso, a arquitetura da vegetação de Caatinga, com suas árvores esparsas e áreas

abertas, pode oferecer um ambiente propício à caça de insetos aéreos por essas espécies (Gregorin & Taddei, 2002).

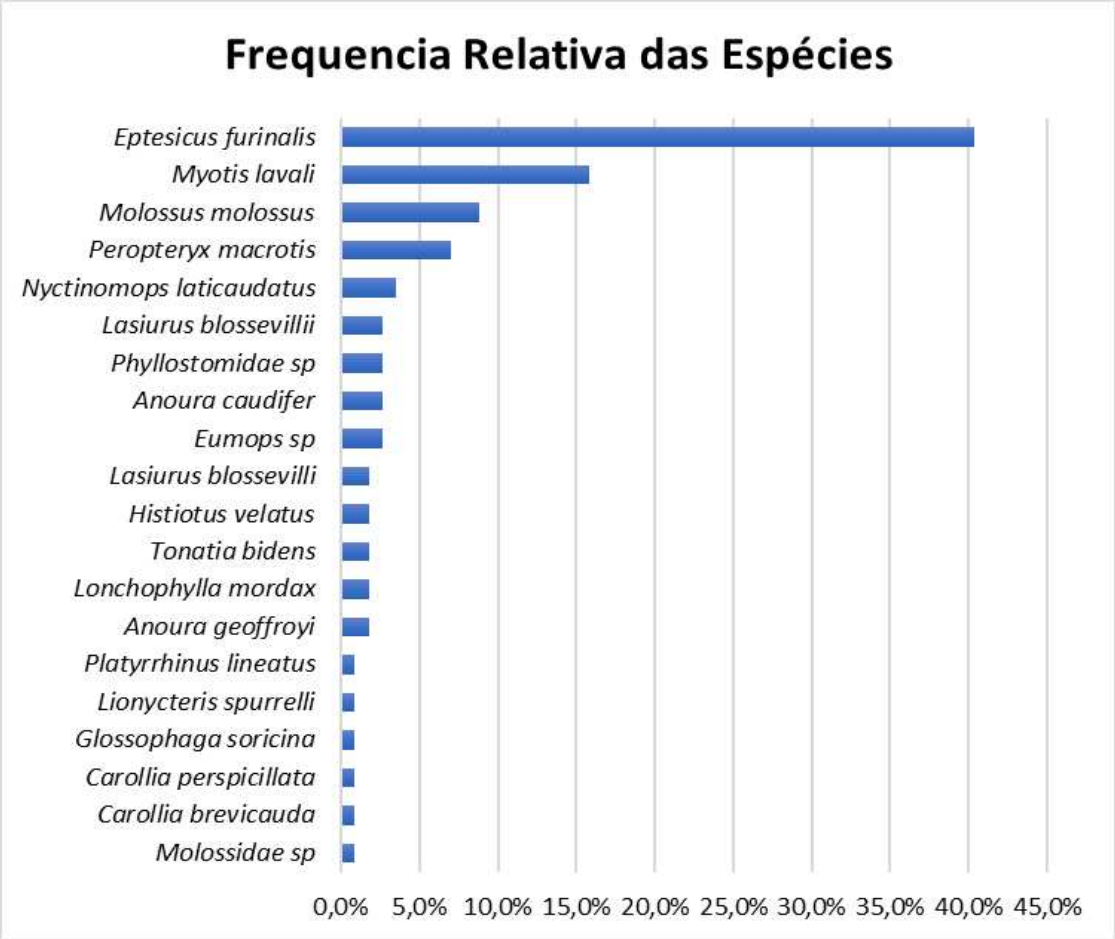


Figura 126. Frequência relativa das espécies de morcegos capturadas durante os monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Umburanas.

O monitoramento recente realizado no Conjunto Eólico Umburanas, no município de Umburanas, revelou que a família Vespertilionidae foi a mais abundante, com 71 indivíduos registrados, representando 62% da abundância amostral e abrangendo 5 espécies distintas. A seguir, a família Molossidae apresentou 18 indivíduos (15% dos indivíduos identificados), enquanto a maior riqueza foi observada na família Phyllostomidae, com 10 espécies distintas (Figura 127). Esses resultados refletem padrões observados em estudos anteriores realizados no bioma da Caatinga e podem ser discutidos com base em fatores ecológicos e ambientais que influenciam a distribuição e a abundância das diferentes famílias de morcegos na região.

Os morcegos da família Vespertilionidae são frequentemente dominantes em inventários realizados na Caatinga. Esta família é caracterizada por sua ampla distribuição geográfica e pela diversidade de habitats que ocupa, desde florestas úmidas até ambientes áridos como a Caatinga (Simmons, 2005). A predominância de Vespertilionidae no monitoramento, com 71 indivíduos registrados, pode ser atribuída à capacidade de suas espécies em explorar uma variedade de microhabitats e nichos alimentares, além de sua habilidade de adaptação a ambientes modificados pelo homem, como áreas de parques eólicos (Aguiar & Machado, 2011). Em estudos realizados na Caatinga baiana, como os de Silva *et al*. (2017) e Gregorin & Taddei (2002), Vespertilionidae também aparece como a família mais abundante, destacando-se espécies como *Eptesicus furinalis* e *Myotis lavali*.

A família Molossidae, representada por 18 indivíduos no monitoramento atual, é composta principalmente por espécies insetívoras que caçam em áreas abertas, utilizando a ecolocalização de alta frequência para capturar presas em voo (Fenton & Kunz, 2001). A presença significativa de Molossidae no inventário de Umburanas, representando 15% dos indivíduos identificados, corrobora com os padrões encontrados em outros estudos na Caatinga, que apontam esta família como bem adaptada a ambientes de clima seco e aberto, como o semiárido baiano (Bernard *et al.*, 2011). A alta frequência de capturas dessa família pode estar associada à adaptação ao forrageamento em áreas abertas e de borda, que são comuns em paisagens de Caatinga.

A família Phyllostomidae, por sua vez, destacou-se pela maior riqueza de espécies no estudo de Umburanas, com 10 espécies distintas registradas. Esta família é reconhecida por sua diversidade funcional e vasta guilda alimentar, abrangendo frugívoros, nectarívoros, carnívoros e onívoros (Fleming & Eby, 2003). Estudos na Caatinga frequentemente documentam Phyllostomidae como a família com maior diversidade de espécies, refletindo sua adaptação a diferentes recursos alimentares e microhabitats disponíveis no bioma (Silva *et al*., 2017; Zortéa, 2003). No monitoramento de Umburanas, a alta riqueza de Phyllostomidae pode estar relacionada à heterogeneidade do habitat e à presença de recursos alimentares variados, como frutas e néctar, que sustentam populações diversas.

A riqueza de Phyllostomidae, apesar de numericamente baixa, é ecologicamente significativa, pois essas espécies desempenham papéis importantes na manutenção das dinâmicas vegetais, através da polinização e dispersão de sementes, contribuindo para a regeneração dos habitats da Caatinga (Silva *et al*., 2018).

A família Emballonuridae foi representada por apenas um indivíduo de uma única espécie, o que é consistente com outros inventários na Caatinga onde essa família tende a ser raramente registrada. Os membros desta família geralmente ocupam nichos específicos e são sensíveis a mudanças ambientais, o que pode explicar sua baixa representatividade nos inventários (Gregorin *et al*., 2017).

Em estudos realizados em outras áreas da Caatinga, como os conduzidos por Moratelli & Dias (2015) no estado da Bahia, padrões semelhantes foram observados, com a predominância de Vespertilionidae e Molossidae em termos de abundância, enquanto Phyllostomidae destaca-se em termos de riqueza. No entanto, as proporções específicas podem variar dependendo da localização, das condições microambientais e da metodologia de amostragem empregada.

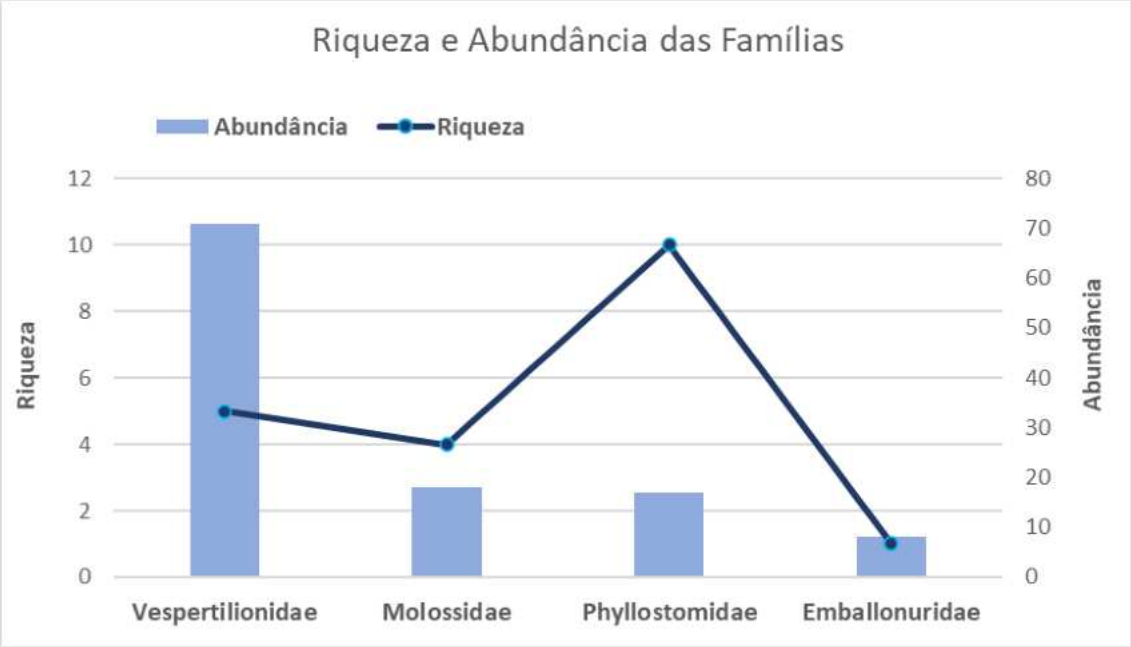


Figura 127. Distribuição das famílias de quiropterofauna encontradas no monitoramento realizado no Conjunto Eólico Umburanas considerando da campanha 13ª a 16ª.

Tabela 18. Lista das espécies da quiropterofauna registradas durante os monitoramentos no Conjunto Eólico Umburanas. Status de Conservação [IUCN (2024) / MMA (2022) / CITES (2023)]: LC = Pouco preocupante. NT=Quase Ameaçada DD=Dados Insuficientes.

ORDEM/ FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME COMUM	MÉTODO	DIETA	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA GERAL	FREQUÊNCIA RELATIVA	*STATUS* DE CONSERVAÇÃO		
						UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8			IUCN	IBAMA/ MMA	CITES
Chiroptera																		
Emballonuridae	*Peropteryx macrotis*	morcego	Sonar	Insetívoro		6				1		1		8	7,02%	LC	LC	*
Molossidae	*Eumops sp*	morcego	Sonar	Insetívoro			1			1		1		3	2,63%	LC	LC	*
	Molossidae sp	morcego	Sonar	Insetívoro		1								1	0,88%	LC	LC	*
	Molossus molossus	morcego-de-cauda-grossa	Sonar	Insetívoro			2	1				4	3	10	8,77%	LC	LC	*
	Nyctinomops laticaudatus	morcego	Sonar	Insetívoro			1						3	4	3,51%	LC	LC	*
Phyllostomidae	*Anoura caudifer*	morcego-focinhudo	Rede de neblina	Nectarívoro			1		2					3	2,63%	LC	LC	*
	Anoura geoffroyi	morcego	Rede de neblina	Nectarívoro					1	1				2	1,75%	LC	LC	*
	Carollia brevicauda	morcego	Rede de neblina	Insetívoro						1				1	0,88%	LC	LC	*
	Carollia perspicillata	morcego-de-cauda-curta	Rede de neblina	Frugívoro					1					1	0,88%	LC	LC	*
	Glossophaga soricina	morcego-beija-flor	Rede de neblina	Nectarívoro		1								1	0,88%	LC	LC	*
	Lionycteris spurrelli	morcego	Rede de neblina	Frugívoro					1					1	0,88%	LC	LC	*
	Lonchophylla mordax	morcego	Rede de neblina	Nectarívoro	Caatinga							1	1	2	1,75%	NT	DD	*
	Phyllostomidae sp	morcego	Sonar	Frugívoro								3		3	2,63%	LC	LC	*
	Platyrrhinus lineatus	morcego-de-linha-branca	Rede de neblina	Onívoro			1							1	0,88%	LC	LC	*
	Tonatia bidens	morcego	Rede de neblina	Onívoro			1		1					2	1,75%	DD	LC	*
Vespertilionidae	*Eptesicus furinalis*	morcego-marrom	Sonar	Insetívoro		8	9	8	3	2		10	6	46	40,35%	LC	LC	*
	Histiotus velatus	morcego-orelhudo	Rede de neblina	Insetívoro		1					1			2	1,75%	DD	LC	*
	Lasiurus blossevilli	morcego-vermelho	Sonar	Insetívoro			1					1		2	1,75%	LC	LC	*
	Lasiurus blossevillii	morcego-vermelho	Sonar	Insetívoro									3	3	2,63%	LC	LC	*
	Myotis lavali	morcego	Sonar	Insetívoro	Caatinga	3	5	4	2			3	1	18	15,79%	LC	LC	*
					ABUNDÂNCIA	**20**	**22**	**13**	**11**	**6**	**1**	**24**	**17**	**114**				
					RIQUEZA	**6**	**9**	**3**	**7**	**5**	**1**	**8**	**6**	**20**				

- **Análise das Metodologia**

O monitoramento das espécies revelou que a maior abundância e riqueza foram observadas através do monitoramento bioacústico, com 98 registros (85%) e 10 espécies (50%), respectivamente (Figura 128). A bioacústica, dedicada ao estudo dos sons emitidos por seres vivos, é uma ferramenta importante para a documentação da biodiversidade, especialmente em habitats densamente vegetados ou noturnos, onde métodos tradicionais de monitoramento são limitados (Blumstein *et al*., 2011; Sugai *et al*., 2019).

Animais produzem vocalizações para diversos fins, como demarcação de território, atração de parceiros para reprodução e orientação na busca por alimento (Fenton, 2013). Os morcegos utilizam a ecolocalização para navegar e caçar em ambientes escuros, enquanto pássaros e anfíbios emitem cantos específicos para estabelecer territórios e atrair companheiros (Jones *et al*., 2013). A bioacústica tem se mostrado eficaz não apenas na identificação e quantificação de espécies, mas também na compreensão de padrões de comportamento, respostas a mudanças ambientais e interações entre diferentes espécies (Riede, 2018; Gasc *et al*., 2013).

Na região neotropical, o uso da bioacústica para monitoramento de morcegos é relativamente recente, mas vem sendo cada vez mais aprimorado, especialmente para o monitoramento de morcegos insetívoros, que representam 42% das espécies de morcegos na Caatinga, tornando essa técnica uma ferramenta valiosa para ampliar o conhecimento sobre as espécies existentes na região (Meyer *et al*., 2004; MacSwiney *et al*., 2008; Silva & Bernard, 2017).

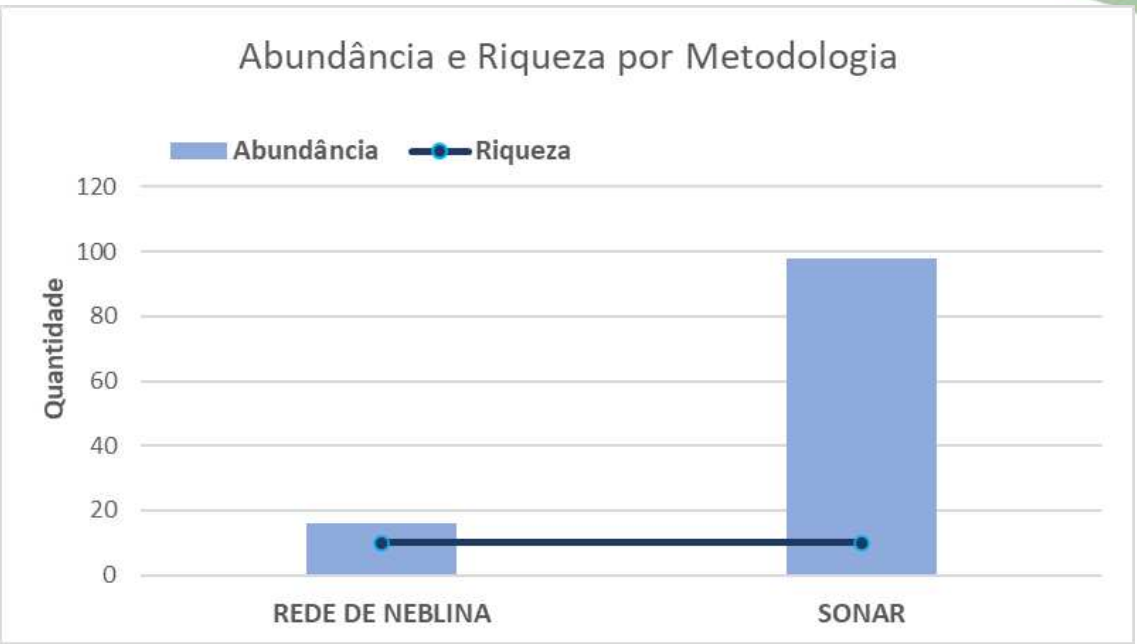
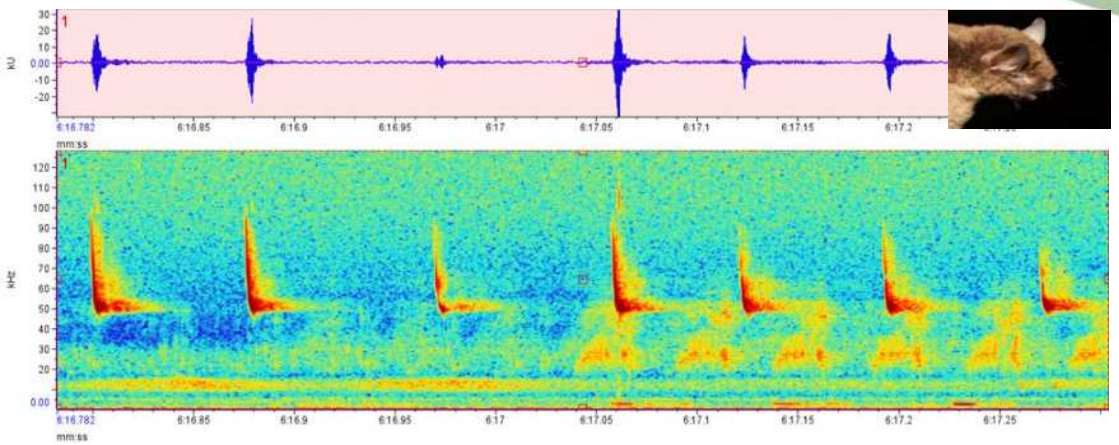
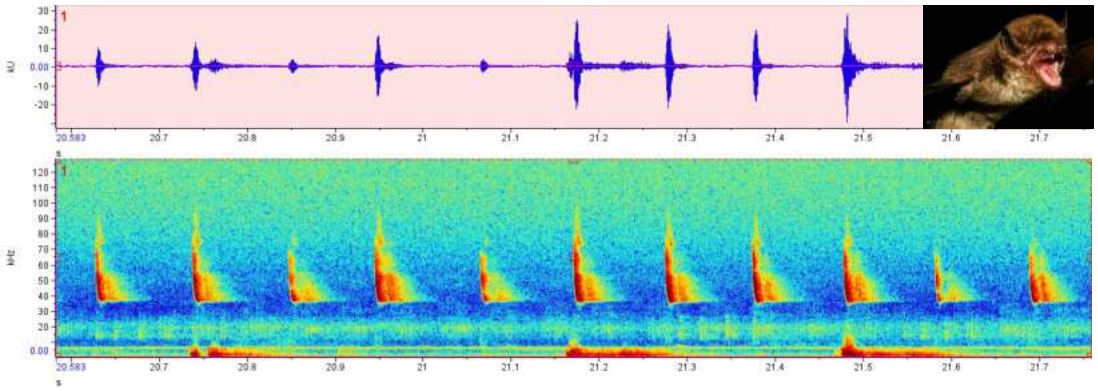


Figura 128. Riqueza e abundância por método amostral durante as campanhas do monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas.

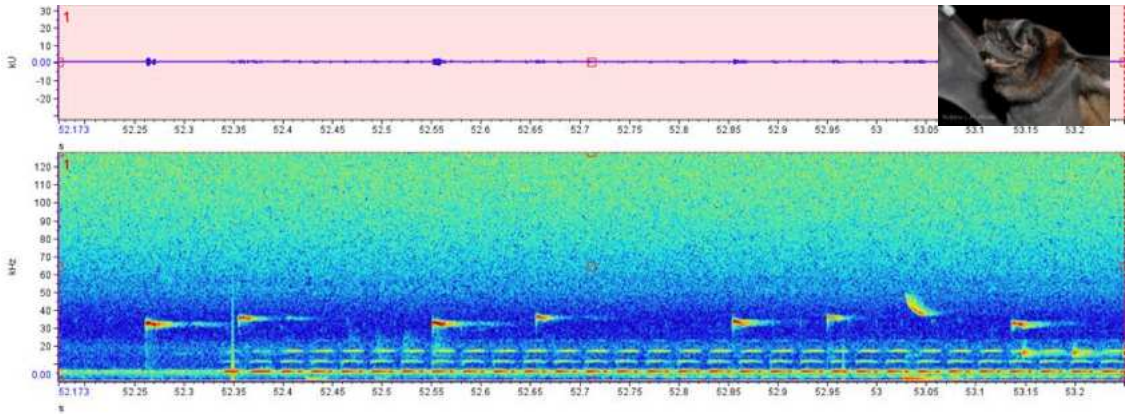
A seguir são evidenciados alguns sonogramas obtidos durante o monitoramento bioacústico (Figura 129).



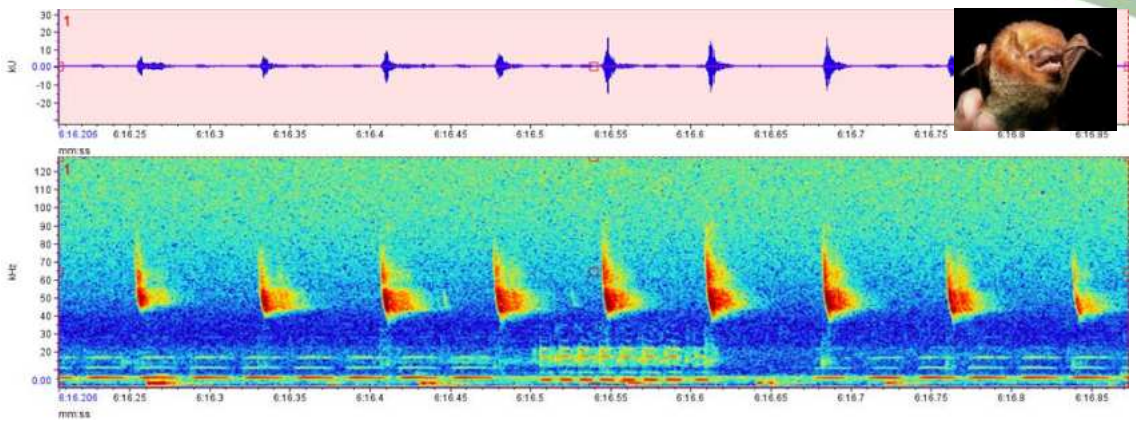
Espectrograma de *Myotis lavali*



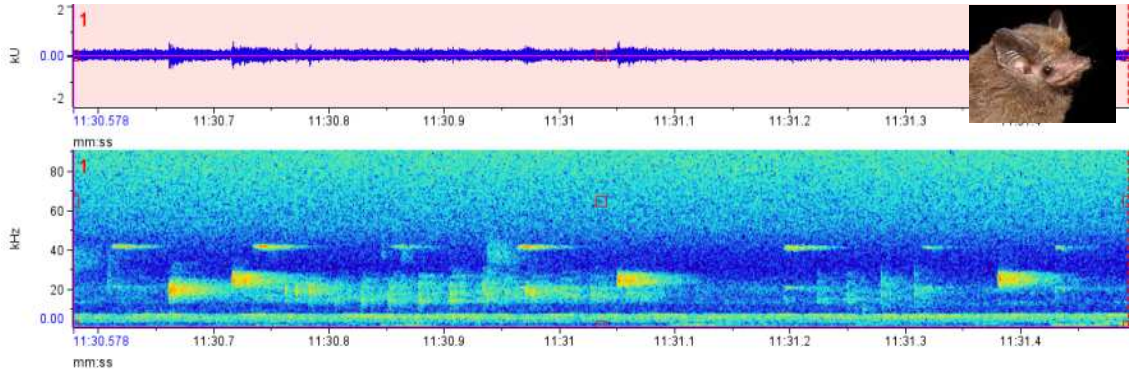
Espectrograma de *Eptesicus furinalis*



Espectrograma de *Molossus molossus*



Espectrograma de L*asiurus blossevilli*



Espectrograma de *Peropteryx macrotis*

Figura 129. Sonogramas de algumas espécies registradas durante as campanhas de monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas.

Os quirópteros capturados pertencem a quatro grupos alimentares principais, conforme descrito por Reis *et al*. (2007) e Gardner (2008):

I. **Frugívoros**: Este grupo é composto por morcegos que consomem frutos como principal recurso alimentar, além de outros itens vegetais como folhas, pólen e néctar. Esses morcegos desempenham um papel crucial na dispersão de sementes, contribuindo para a regeneração de florestas e a manutenção da diversidade vegetal (Muscarella & Fleming, 2007). Os frugívoros são particularmente importantes em ecossistemas tropicais, onde muitas espécies de plantas dependem desses morcegos para a dispersão de suas sementes, promovendo a conectividade ecológica e a recuperação de áreas degradadas (Fleming & Kress, 2011).

II. **Nectarívoros**: Morcegos nectarívoros, pertencentes à subfamília Glossophaginae, têm sua dieta baseada principalmente em itens florais, como

néctar e pólen. Essas espécies, como *Anoura caudifer, Anoura geoffroyi*, *Lonchophylla mordax* e *Glossophaga soricina*, são importantes polinizadores, especialmente em regiões tropicais, onde muitas plantas dependem de morcegos para a polinização (Fleming *et al*., 2009). A interação entre morcegos nectarívoros e plantas é um exemplo significativo de coevolução, onde tanto a morfologia das flores quanto a anatomia dos morcegos se adaptam mutuamente, permitindo uma alta eficiência na transferência de pólen (Muchhala & Thomson, 2009). Além de seu papel polinizador, esses morcegos também auxiliam na manutenção da biodiversidade vegetal ao permitir a reprodução de plantas que florescem à noite, complementando o papel dos polinizadores diurnos (Tschapka, 2004).

III. **Insetívoros**: Este grupo inclui a maioria das espécies registradas, cuja dieta é predominantemente composta por insetos. Na Caatinga, aproximadamente 42% das espécies de morcegos são insetívoras, refletindo a importância desse grupo na regulação de populações de insetos e no controle de pragas agrícolas (Kalka *et al*., 2008). Durante os monitoramentos realizados, os insetívoros foram a guilda com maior riqueza e abundância, evidenciando seu papel ecológico significativo na manutenção do equilíbrio dos ecossistemas locais (Meyer *et al*., 2015). Além de contribuírem para o controle de insetos que são potenciais vetores de doenças, como mosquitos, esses morcegos desempenham um papel vital na proteção de culturas agrícolas, reduzindo a necessidade de pesticidas e promovendo uma agricultura mais sustentável (Boyles *et al*., 2011).

IV. **Onívoros**: Morcegos onívoros, geralmente pertencentes à família Phyllostomidae, combinam hábitos alimentares variados, consumindo tanto itens de origem animal quanto vegetal. Essa flexibilidade permite que essas espécies explorem uma ampla gama de habitats, desde florestas densas até áreas mais abertas e perturbadas, como aquelas encontradas na Caatinga (Aguiar *et al*., 2014). A presença de morcegos onívoros em um ecossistema pode ser um indicativo de complexidade estrutural do habitat, visto que esses animais frequentemente necessitam de uma diversidade de microhabitats para forrageamento e abrigo (Silva *et al*., 2018).

Os morcegos são considerados um dos grupos de mamíferos mais diversos e abundantes, especialmente em regiões tropicais, como a Caatinga brasileira. A diversidade trófica dos morcegos desempenha um papel fundamental na manutenção dos processos ecológicos, incluindo a dispersão de sementes, a polinização e o controle de insetos. No monitoramento realizado no Conjunto Eólico Umburanas foram registradas diferentes guildas tróficas, com predomínio de espécies insetívoras (11 espécies, correspondendo a 55% da amostragem), seguidas pelas guildas de morcegos nectarívoros (4 espécies, 20%), frugívoros (3 espécies, 15%) e onívoros (2 espécies, 10%) (Figura 130).

A guilda dos morcegos insetívoros foi a mais representativa no monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas, com 11 espécies, correspondendo a 55% da amostragem. Esta alta representatividade reflete a importância dos morcegos insetívoros na Caatinga, onde eles desempenham um papel crucial no controle de populações de insetos, contribuindo para o equilíbrio ecológico e a saúde dos ecossistemas locais (Fenton & Kunz, 2001). Estudos anteriores no bioma da Caatinga, como os realizados por Silva *et al*. (2017) e Gregorin & Taddei (2002), também encontraram um predomínio de espécies insetívoras, com uma elevada abundância de indivíduos pertencentes às famílias Vespertilionidae e Molossidae, que são particularmente bem-adaptadas a ambientes abertos e secos, características típicas da Caatinga. Esses morcegos possuem adaptações morfológicas e fisiológicas que lhes permitem capturar presas em voo e forragear em áreas com vegetação rala e espaçada, como as encontradas em torno de instalações de parques eólicos.

A guilda nectarívora foi a segunda mais representativa no estudo de Umburanas, com 4 espécies registradas (20% da amostragem). Morcegos nectarívoros desempenham um papel ecológico significativo na polinização de diversas plantas, especialmente em regiões áridas e semiáridas, como a Caatinga, onde muitas espécies vegetais dependem desses polinizadores para a reprodução (Frick *et al.*, 2019). Estudos na Caatinga baiana, como o de Zortéa (2003), destacam que a diversidade de morcegos nectarívoros está frequentemente associada à disponibilidade de flores noturnas, que são uma fonte importante de néctar e pólen para essas espécies. A presença de uma quantidade significativa de morcegos nectarívoros no monitoramento em Umburanas

pode estar relacionada à presença de plantas adaptadas a climas secos, como cactos e bromélias, que florescem em diferentes épocas do ano e fornecem recursos constantes para essas espécies.

Os morcegos frugívoros, que compreendem 3 espécies (15% da amostragem) no estudo de Umburanas, desempenham um papel central na dispersão de sementes na Caatinga, especialmente de plantas pioneiras que colonizam áreas degradadas ou abertas (Fleming & Eby, 2003). A guilda frugívora, embora numericamente menos representativa em comparação com os insetívoros e nectarívoros, é crucial para a regeneração da vegetação em áreas impactadas, como as de parques eólicos, onde a alteração do habitat pode influenciar a disponibilidade de recursos alimentares. Em outros estudos realizados na Caatinga, como o de Bernard & Fenton (2002), a diversidade de morcegos frugívoros é frequentemente correlacionada com a disponibilidade de frutos de plantas típicas da Caatinga.

Os morcegos onívoros, com 2 espécies registradas (10% da amostragem), mostram uma flexibilidade dietética que lhes permite consumir uma variedade de recursos alimentares, como frutos, insetos e até pequenos vertebrados. Essa flexibilidade pode ser uma vantagem adaptativa em ambientes com recursos variáveis, como a Caatinga, onde a disponibilidade de alimentos pode flutuar significativamente ao longo do ano devido às variações climáticas (Simmons, 2005). Em estudos na Caatinga, a guilda onívora é menos abundante, mas presente, o que reflete sua capacidade de adaptação a diferentes condições de disponibilidade de recursos (Zortéa, 2003)

Os resultados obtidos no Conjunto Eólico Umburanas são consistentes com outros estudos realizados na Caatinga, que frequentemente destacam a predominância de morcegos insetívoros (Silva *et al*., 2017; Gregorin & Taddei, 2002). A alta representatividade de morcegos insetívoros pode ser atribuída à abundância de insetos disponíveis nas regiões semiáridas e à adaptação dessas espécies a caçar em ambientes abertos e com vegetação esparsa (Fenton & Kunz, 2001).

Além disso, a diversidade funcional entre as guildas, com frugívoros e nectarívoros desempenhando papéis ecológicos importantes como dispersores de

sementes e polinizadores, respectivamente, ressalta a necessidade de métodos complementares para uma amostragem abrangente da comunidade de morcegos.

Portanto, a adoção de métodos de monitoramento que combinem redes de neblina, bioacústica e outras técnicas inovadoras é crucial para uma avaliação mais completa da diversidade de morcegos em diferentes habitats, garantindo que tanto as espécies de estratos inferiores quanto superiores sejam adequadamente representadas (Kunz *et al*., 2009).

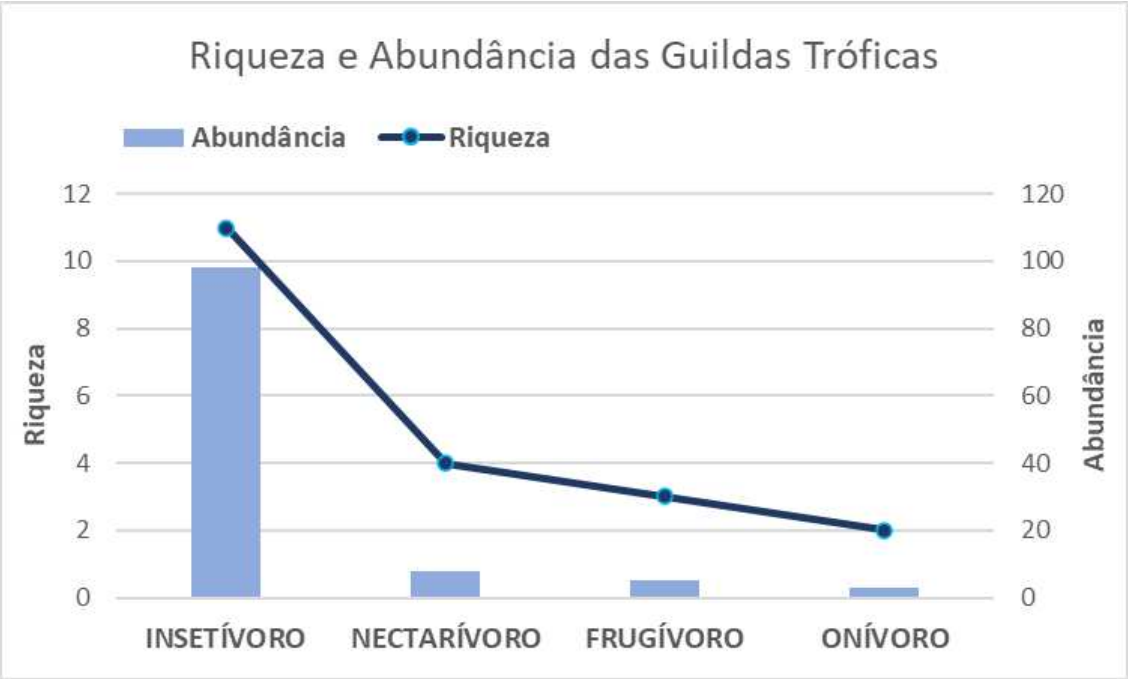


Figura 130. Variação da riqueza e abundância de morcegos por guildas tróficas registrados durante as campanhas no Conjunto Eólico Umburanas.

A dinâmica das comunidades de morcegos na Caatinga é fortemente influenciada pela sazonalidade climática, marcada por períodos secos e chuvosos bem definidos. Essa variação sazonal impacta diretamente a disponibilidade de recursos alimentares, abrigos e condições de habitat, resultando em flutuações na abundância e riqueza das espécies de morcegos ao longo do ano. O monitoramento realizado no Conjunto Eólico Umburanas, reflete essas dinâmicas, com variações claras nas comunidades de morcegos entre as campanhas realizadas em diferentes épocas do ano.

Na Campanha 13, realizada em agosto de 2023, durante o período seco, foram registrados 29 indivíduos pertencentes a 9 espécies. Este período se caracteriza por uma menor disponibilidade de recursos, como insetos e frutos, que afetam especialmente as guildas de morcegos insetívoros e frugívoros. A literatura sugere que a menor disponibilidade de alimentos durante a estação seca pode resultar em uma menor abundância de morcegos, devido à migração de algumas espécies em busca de melhores condições de alimentação e abrigo (Costa *et al*., 2012).

Na Campanha 14, realizada em novembro de 2023, que corresponde ao início do período chuvoso, a abundância de morcegos aumentou significativamente para 40 indivíduos, embora a riqueza tenha diminuído para 7 espécies. Esse aumento de indivíduos pode ser atribuído ao aumento da disponibilidade de insetos e outros recursos alimentares, que são diretamente correlacionados com o aumento das chuvas (Willig *et al*., 2007). Estudos como o de Bernard *et al*. (2011) indicam que a maior abundância de morcegos em períodos chuvosos está relacionada à maior disponibilidade de recursos e à maior oferta de locais para abrigo, como cavidades em árvores e estruturas naturais.

Na Campanha 15, realizada em fevereiro de 2024, ainda no período chuvoso, foram registrados 26 indivíduos de 10 espécies. A diminuição na abundância, apesar de um aumento na riqueza, pode estar relacionada à variação temporal na disponibilidade de recursos ou à saturação de recursos específicos para determinadas guildas (Evelyn *et al*., 2004). Essa variação pode ser influenciada por eventos climáticos mais extremos ou por alterações na fenologia das plantas, que afetam a disponibilidade de frutos e néctar para morcegos frugívoros e nectarívoros.

Por fim, na Campanha 16, realizada em maio de 2024, durante o período seco, foram registrados 19 indivíduos de 7 espécies. Esse decréscimo tanto na abundância quanto na riqueza é consistente com a literatura, que destaca a escassez de recursos no período seco como um fator limitante para a manutenção de grandes populações de morcegos (Zortéa, 2003). A redução de indivíduos pode estar associada à dispersão de morcegos em busca de ambientes mais favoráveis, como áreas próximas a cursos d'água ou fragmentos de vegetação com maior densidade.

Os resultados observados no Conjunto Eólico Umburanas estão de acordo com outros estudos realizados no bioma da Caatinga, que também relatam variações significativas na composição de comunidades de morcegos entre as estações seca e chuvosa. Bernard *et al*. (2011) verificaram que, em um estudo na Caatinga do estado da Bahia, as comunidades de morcegos apresentavam uma maior riqueza durante o período chuvoso, associado ao aumento da oferta de alimentos como insetos e frutos, enquanto o período seco apresentava uma redução, tanto na abundância quanto na riqueza.

Em estudo realizado por Zortéa (2003), na Caatinga do norte da Bahia, foi observada uma tendência de redução da atividade de captura de morcegos no período seco, refletindo as limitações ambientais impostas pela sazonalidade. Esse padrão é corroborado pelos dados de Umburanas, que mostram uma redução na abundância de indivíduos durante os períodos secos, tanto na Campanha 13 quanto na Campanha 16.

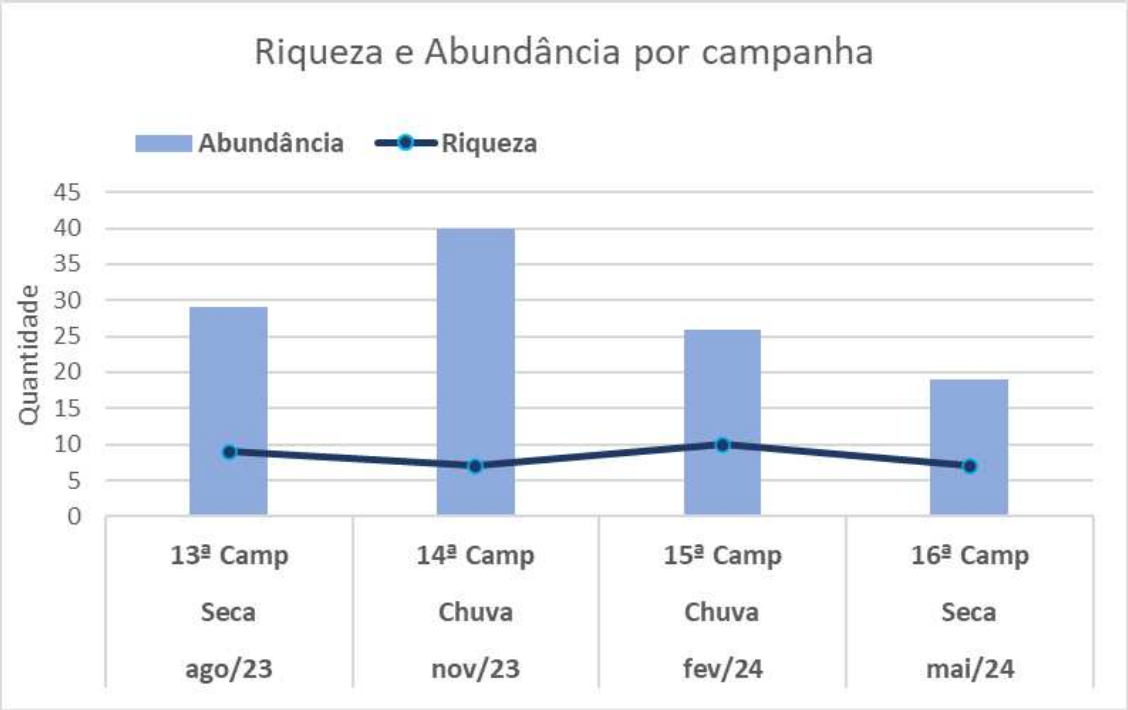


Figura 131. Abundância e Riqueza da quiropterofauna por campanha realizada no período de 2023/2024.

- **Riqueza e Abundância das Unidades Amostrais**

A análise dos dados de monitoramento de morcegos em diferentes Unidades Amostrais (UAs) revela variações significativas na abundância e riqueza de espécies de morcegos, refletindo a heterogeneidade dos habitats e a disponibilidade de recursos em áreas distintas. No estudo realizado, a UA7 apresentou a maior abundância de morcegos, com um total de 24 indivíduos registrados, seguida pela UA2, com 22 indivíduos, representando as maiores concentrações de morcegos entre as unidades amostrais estudadas. Em termos de riqueza de espécies, tanto a UA2 quanto a UA7 se destacaram, com o registro de 9 e 8 espécies diferentes, respectivamente. Essa variação na abundância e riqueza pode ser atribuída a características ambientais específicas de cada unidade, como a estrutura da vegetação, a disponibilidade de abrigos e a oferta de recursos alimentares.

A Unidade Amostral 2 é caracterizada pela predominância de formação savânica e fragmentos de vegetação campestre, com presença de uma grande quantidade de arbustos ramificados que variam entre 1 e 4 metros de comprimento, podendo ser classificada como Caatinga arbustiva densa. A presença de uma vegetação densa e estruturalmente complexa pode oferecer uma diversidade de recursos alimentares e abrigos que beneficiam diferentes guildas de morcegos. Morcegos frugívoros, como *Artibeus lituratus* e *Carollia perspicillata*, tendem a utilizar ambientes com alta densidade de vegetação devido à disponibilidade de frutos (Gardner *et al*., 2008). Além disso, áreas com arbustos densos também favorecem morcegos nectarívoros, que dependem de flores para sua alimentação (Gribel & Hay, 1993).

Por outro lado, a Unidade Amostral 7 é uma área com vegetação mista entre caatinga arbustiva densa e aberta e formações florestais do Cerrado e da Caatinga, com árvores que medem entre 6 e 10 metros de altura. Este mosaico de vegetação oferece um ambiente mais diversificado, o que pode explicar a alta abundância de morcegos registrados nessa unidade. A presença de formações florestais com maior altura permite a ocupação por espécies de morcegos que utilizam diferentes estratos para forrageamento, como os morcegos insetívoros aéreos, que capturam presas em voo, utilizando o dossel e o sub-bosque para suas atividades de caça (Bernard & Figueiredo, 2004).

Além disso, as habitações desocupadas nas proximidades da UA7 podem atuar como abrigos artificiais para morcegos, ampliando as oportunidades de refúgio. Estudos demonstram que estruturas construídas pelo homem, como casas abandonadas e outras construções, frequentemente abrigam colônias de morcegos, especialmente em áreas onde abrigos naturais são limitados (Kunz *et al*., 2003). Este fator pode contribuir para a alta abundância observada na UA7, uma vez que a disponibilidade de refúgios é um dos principais fatores que determinam a distribuição local e a abundância de populações de morcegos (Kunz & Lumsden, 2003).

Os resultados encontrados são coerentes com estudos anteriores realizados na Caatinga, que também indicam que áreas com vegetação mais densa e variada tendem a abrigar uma maior diversidade de espécies de morcegos. Bernard *et al.* (2011) observaram que ambientes de Caatinga com estratificação vertical e uma mistura de diferentes tipos de vegetação (por exemplo, Caatinga arbustiva e florestas sazonais) proporcionam um habitat adequado para uma maior diversidade de morcegos, devido à variedade de recursos alimentares e abrigos disponíveis.

Adicionalmente, estudos como o de Esbérard & Bergallo (2005) indicam que a abundância de morcegos é geralmente maior em áreas onde há uma combinação de diferentes tipos de vegetação, como áreas de transição entre florestas e formações savânicas. Esses habitats fornecem uma ampla gama de recursos que podem ser explorados por diferentes guildas tróficas de morcegos, desde insetívoros até frugívoros e nectarívoros.

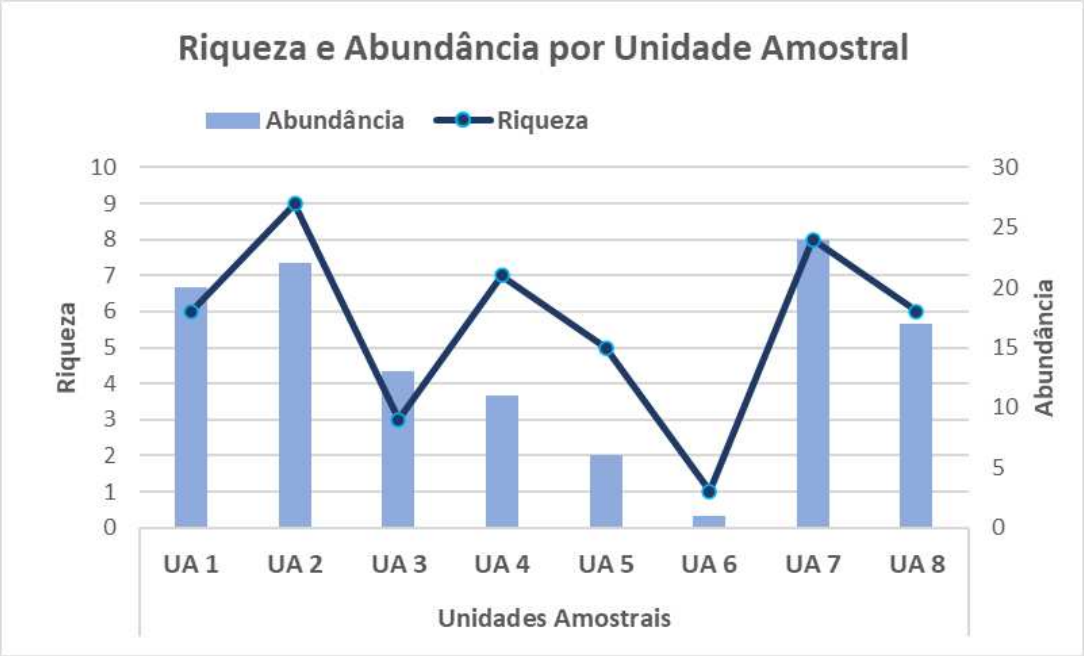


Figura 132. Variação da riqueza e abundância de morcegos por unidades amostrais, registrados durante as campanhas no Conjunto Eólico Umburanas.

- **Análise dos dados de Diversidade**

A diversidade de espécies em cada área de monitoramento foi avaliada utilizando uma combinação de métricas clássicas, como o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), a equitabilidade medida pelo índice de Pielou (J'), e a dominância das espécies, avaliada pelo índice de Simpson (D).

De forma geral, a UA 4 destacou-se com o maior valor de diversidade de Shannon (H' = 1,85), sugerindo uma heterogeneidade relativamente elevada na distribuição das espécies. A alta diversidade pode ser atribuída à disponibilidade de recursos variados e a diferentes microhabitats que suportam uma ampla gama de espécies. Este resultado é consistente com a literatura, que sugere que áreas com maior diversidade tendem a ter uma maior complexidade ecológica e uma menor dominância de uma única espécie (Magurran, 1988; Whittaker, 1972).

Diversidade ecológica elevada é frequentemente associada a ambientes que oferecem uma variedade de nichos, permitindo a coexistência de múltiplas espécies com diferentes necessidades ecológicas (Hutchinson, 1959). Em ecossistemas tropicais, a estratificação vertical da vegetação, associada à presença de diferentes tipos de solo, corpos d'água e áreas de sombra, cria condições que suportam espécies especializadas

(Connell, 1978; Ricklefs, 1977). Essas condições ajudam a minimizar a competição direta entre espécies, resultando em uma comunidade mais equilibrada (Pianka, 1966).

Além disso, ambientes com alta diversidade tendem a ser mais resilientes a distúrbios, como mudanças climáticas e perturbações antrópicas, devido à presença de várias espécies com diferentes funções ecológicas, o que pode manter a estabilidade do ecossistema (Tilman, 1999; Loreau *et al*., 2001).

Em contraste, a UA 3 apresentou os menores valores de diversidade (H' = 0,86) e equitabilidade (J' = 0,78), juntamente com a maior dominância (D = 0,48). Estes resultados já eram esperados, devido a dominância de *Eptesicus furinalis*, demonstrando que poucas espécies dominam a comunidade, enquanto outras são sub-representadas. Tal estrutura de comunidade é típica de ambientes perturbados ou onde os recursos são escassos, favorecendo espécies altamente adaptadas ou competitivas (Connell, 1980).

Em ecossistemas onde a dominância de uma única espécie é elevada, a simplificação da estrutura comunitária é uma consequência comum, resultando em uma menor capacidade de resposta do ecossistema a perturbações, como mudanças climáticas ou atividades antropogênicas (Tilman & Downing, 1994).

A UA 4, também se destacou com o maior valor de equitabilidade (J' = 0,95), sugerindo uma distribuição mais uniforme dos indivíduos entre as espécies presentes. Este alto índice de equitabilidade sugere que a competição por recursos pode ser equilibrada entre as espécies, permitindo uma coexistência estável.

Tabela 19. Índices de diversidade.

UNIDADES AMOSTRAIS	ABUNDÂNCIA TOTAL	RIQUEZA TOTAL	SHANNON H.	PIELOU J.	DOMINÂNCIA D.
1	20	6	1,46	0,82	0,28
2	22	9	1,76	0,80	0,24
3	13	3	0,86	0,78	0,48
4	11	7	1,85	0,95	0,17
5	6	5	1,56	0,97	0,22
6	1	1	0,00	0,00	1,00
7	24	8	1,71	0,82	0,24
8	17	6	1,62	0,90	0,22
Total Geral	**114**	**20**	**2,16**	**0,72**	**0,21**

A análise de similaridade utilizando a distância de Bray-Curtis indicou que as unidades amostrais 02 e 03 são as mais similares entre si, compartilhando aproximadamente 75% da composição de espécies (Figura 133). Essa alta similaridade é possivelmente explicada pelas condições ecológicas semelhantes encontradas nessas áreas, particularmente no que diz respeito à estrutura e preservação dos extratos arbóreos.

A literatura tem mostrado que a preservação de extratos arbóreos é um fator crítico para a manutenção da biodiversidade em fragmentos florestais, especialmente para espécies de quirópteros (Faria, 2006; Salomao *et al*., 2019). Por exemplo, a conectividade entre habitats e a qualidade estrutural dos fragmentos são fundamentais para a sobrevivência e dispersão de espécies florestais (Gorresen & Willig, 2004). Em ambientes altamente fragmentados, como ocorre frequentemente na Caatinga, a heterogeneidade dos habitats pode criar microambientes específicos que suportam diferentes assembleias de espécies (Silva *et al*., 2012).

A UA 7 também se aproximou da similaridade, compartilhando aproximadamente 65% da composição de espécies, entre as duas outras UAs. Esses resultados sugerem que as unidades amostrais que se agrupam com similaridades maiores, podem estar localizadas em áreas com condições ambientais semelhantes, como tipo de habitat e disponibilidade de recursos, ou podem estar sujeitas a influências antrópicas comparáveis (Legendre & Legendre, 2012).

Este cenário destaca a importância da preservação de pequenos fragmentos florestais para a conservação da diversidade biológica. Embora fragmentos menores possam ter uma riqueza de espécies menor, eles frequentemente abrigam espécies raras ou endêmicas que não estão presentes em fragmentos maiores (Andren, 1997; Klingbeil & Willig, 2009). Além disso, esses fragmentos podem funcionar como "*stepping stones*" ou pontos de conexão que facilitam o fluxo gênico entre populações isoladas (Pardini *et al*., 2010).

Em fragmentos florestais da Caatinga, a diversidade de morcegos é particularmente sensível a modificações na paisagem, como o desmatamento e a conversão de áreas para uso agrícola (Gorresen & Willig, 2004; Klingbeil & Willig, 2009). Essas mudanças podem reduzir significativamente a disponibilidade de recursos

essenciais, como abrigos e fontes alimentares, levando a uma diminuição na diversidade e na abundância de espécies (Reis *et al.,* 2007).

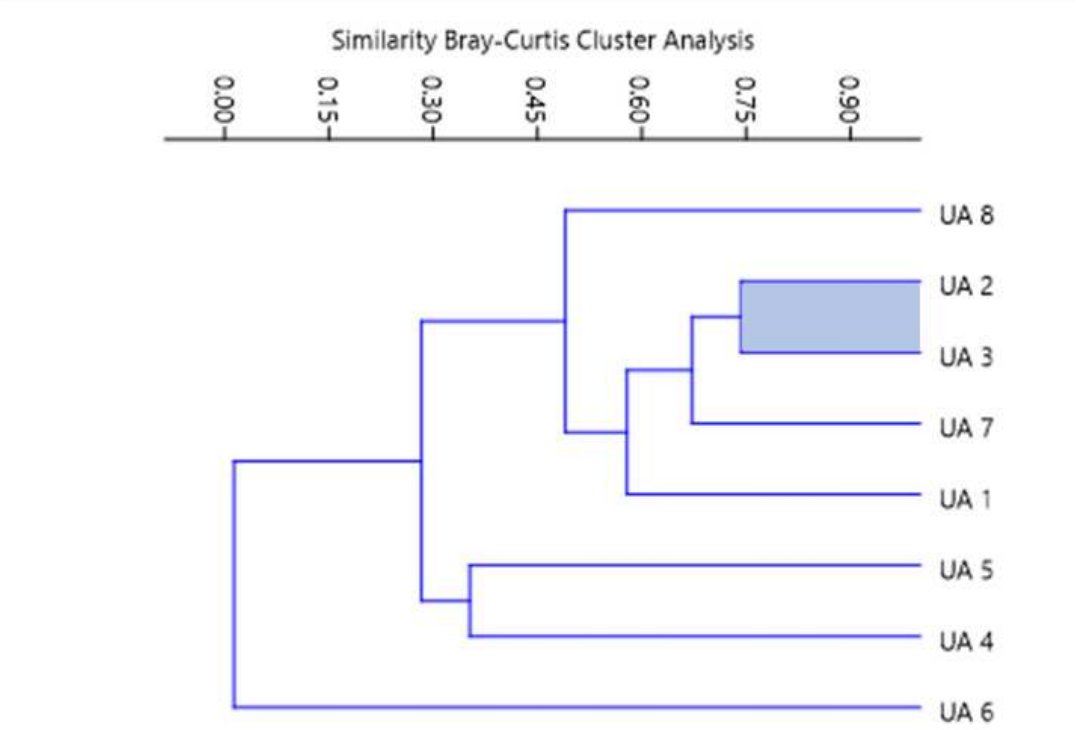


Figura 133. Dendrograma de similaridade de Bray-Curtis. Em azul, o agrupamento mais relevante.

- **Curva de acumulação de espécies**

Os resultados do monitoramento da comunidade de quirópteros indicam que, embora um número significativo de espécies tenha sido amostrado, as curvas de acumulação de espécies e as estimativas de riqueza sugerem que a comunidade local ainda não foi completamente registrada. A não estabilização dessas curvas reflete a complexidade e a diversidade do ecossistema estudado, apontando para a necessidade de continuidade do esforço amostral.

A eficiência do esforço amostral, avaliada por meio dos estimadores *Bootstrap* e *Jackknife* 1, atingiu aproximadamente 83% e 71% das espécies esperadas, respectivamente. Esses resultados corroboram com a literatura que aponta o estimador *Bootstrap* como uma ferramenta eficaz para estimar a riqueza de espécies, especialmente em ambientes com alta diversidade biológica (Smith & Van Belle, 1984;

Colwell & Coddington, 1994). Embora o estimador *Jackknife* 1 seja frequentemente considerado mais conservador, sua aplicação também revelou uma estimativa significativa, reforçando a robustez dos dados coletados durante o monitoramento.

A não estabilização das curvas de acumulação de espécies e das estimativas de riqueza indica que a área estudada provavelmente abriga mais espécies do que aquelas registradas até o momento. Tal fenômeno pode ser explicado por diversos fatores, incluindo a elevada heterogeneidade ambiental da região, que proporciona uma variedade de micro-habitats, capazes de sustentar diferentes comunidades de morcegos (Chao *et al*., 2005). Em ecossistemas tropicais, a diversidade beta, que se refere à variação na composição de espécies entre habitats, tende a ser consideravelmente alta. Essa característica exige um esforço amostral mais intensivo e prolongado para que seja possível captar a totalidade da diversidade presente.

Eptesicus furinalis, por exemplo, foi registrado com alta frequência, o que se alinha ao seu *status* como uma espécie generalista e altamente adaptável a diferentes condições ambientais (Meyer & Kalko, 2008). Por outro lado, espécies menos comuns ou com nichos mais específicos podem não ter sido capturadas em quantidade suficiente para que suas curvas de acumulação se estabilizem, um fenômeno comumente observado em inventários de biodiversidade em regiões tropicais (Tschapka, 2004).

A literatura científica reforça que a continuidade do monitoramento é fundamental para alcançar uma avaliação mais completa da composição de espécies em áreas de alta diversidade biológica, como a Caatinga. Estudos adicionais e amostragens prolongadas, cobrindo diferentes períodos sazonais e utilizando métodos variados de captura, são recomendados para melhor compreender a dinâmica das populações de morcegos e suas interações com o ambiente.

A importância de continuar o monitoramento é sublinhada pela não estabilização das curvas de acumulação e das estimativas de riqueza. Estudos sugerem que comunidades de morcegos em ecossistemas tropicais são altamente dinâmicas e podem variar significativamente com mudanças sazonais, disponibilidade de recursos e pressões antrópicas (Estrada *et al*., 1993; Kalko, 1998). Mudanças sazonais, como variações na precipitação, podem afetar diretamente a disponibilidade de alimentos e abrigos, resultando em flutuações na composição de espécies (Fleming *et al*., 1972).

Além disso, pressões antrópicas, como a fragmentação de habitats e a degradação ambiental, podem levar a uma redução da conectividade entre populações e à perda de espécies sensíveis (Meyer & Kalko, 2008; Fenton, 1997).

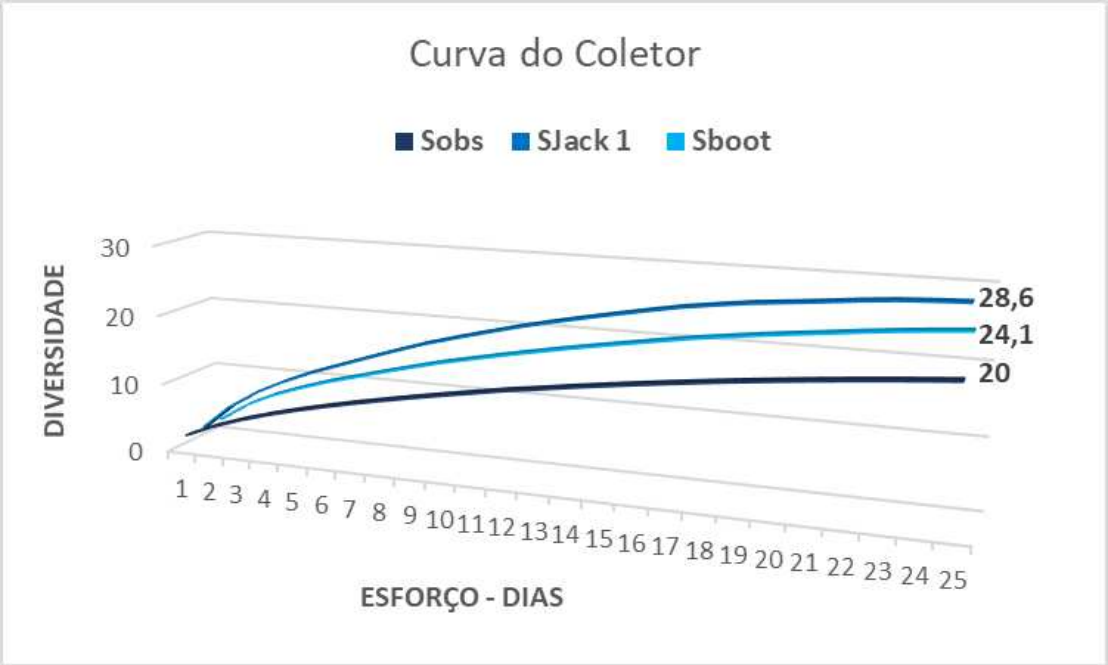


Figura 134. Curva de acumulação (Sobs) e estimativas de riqueza (Sboot e Sjack1) para as espécies de quirópteros amostras durante o monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas.

- **Avaliação Ecológica da Comunidade Faunística**

Status de conservação

O monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas, resultou no registro de espécies de ampla distribuição geográfica. Apenas *Lonchophylla mordax* é listado como "Quase Ameaçado" pela lista internacional da IUCN (2024). Nenhuma espécie registrada é considerada endêmica

Esse resultado é consistente com o fato de que áreas abertas e modificadas, como aquelas frequentemente encontradas em projetos de energia eólica, tendem a ser habitadas por espécies mais generalistas e com maior capacidade de dispersão, que são frequentemente encontradas em diferentes tipos de habitat ao longo de sua área de distribuição (Morrison *et al*., 2016). Essas espécies são geralmente mais resilientes a

distúrbios antropogênicos, o que pode explicar sua predominância em áreas modificadas por atividades humanas (Bennett & Saunders, 2010).

Espécies de Importância médico/sanitária

Os morcegos fazem parte de um grupo com alto grau de relevância médica. Das 182 espécies de morcegos que ocorrem em território nacional, 36 espécies foram confirmadas como vetores do vírus da raiva, sendo que 29 destas espécies, utilizam abrigos em casas ou próximas a elas, aumentando o risco de contato com humanos e animais domésticos (Sodré *et al.*, 2010). Nenhuma espécie de interesse médico-sanitário foi registrada. Esse comportamento torna as interações entre morcegos e seres humanos um ponto crítico de atenção para a saúde pública, particularmente em áreas urbanas e rurais onde essas espécies são mais comuns (Messenger *et al*., 2002; Streicker *et al*., 2012).

Na área de estudo, considerando da 13ª a 16ª campanhas, foram registradas as seguintes espécies de morcegos com importância médica: *Platyrrhinus lineatus, Glossophaga soricina* e *Carollia perspicillata*

Apesar de não ter sido registrado entre a 13ª e 16ª campanha, *Desmodus rotundus*, se destaca como a mais relevante em termos de saúde pública, devido ao seu papel como principal vetor da raiva em humanos e animais domésticos. Essa espécie, conhecida popularmente como "morcego-vampiro", se alimenta exclusivamente de sangue de mamíferos, o que a torna diretamente responsável pela maioria das contaminações relacionadas à encefalite viral aguda (raiva) em humanos, especialmente em áreas rurais onde o contato com animais de criação, como bovinos e equinos, é mais frequente (Almeida *et al*., 2011; Stoner-Duncan *et al*., 2014).

- **Análise Integrada dos Monitoramentos Realizados**

O monitoramento no conjunto eólico após a conclusão de todas as campanhas do monitoramento na etapa de operação mostra uma fauna de quirópteros que vem se

mantendo diversificada e com padrões comuns observados nos ambientes de Caatinga, conforme discutido ao longo dos resultados.

Os dados das campanhas de monitoramento realizadas no Conjunto Eólico Umburanas demonstram uma variação significativa na abundância e riqueza de quiropterofauna ao longo dos anos. Observa-se uma flutuação considerável nos números, com picos notáveis de abundância em determinadas campanhas (como a 5ª campanha em abril de 2021 com 122 indivíduos registrados) e quedas marcantes em outras (por exemplo, a 4ª campanha em julho de 2020 com apenas 14 indivíduos). Contudo, essa variação não deve ser interpretada automaticamente como um declínio populacional, mas sim como reflexo de diversos fatores ecológicos e metodológicos.

A variação na abundância e riqueza observadas pode estar relacionada a fatores ambientais sazonais, como precipitação e temperatura. Estudos indicam que a atividade e a detecção de morcegos são fortemente influenciadas pelas condições climáticas, uma vez que estas afetam tanto a disponibilidade de recursos alimentares quanto os padrões de forrageamento (Fleming & Eby, 2003). Durante períodos de alta pluviosidade, a disponibilidade de insetos e frutos, principais fontes de alimento de muitas espécies de morcegos, tende a aumentar atividade de forrageamento e, consequentemente, a probabilidade de captura.

Outro fator importante a ser considerado é a fase lunar durante as campanhas de monitoramento. A iluminação lunar influencia diretamente a atividade de algumas espécies de morcegos, especialmente aquelas que são predadores de insetos, que podem reduzir sua atividade em noites de lua cheia devido ao aumento do risco de predação (Lang *et al*., 2006). Assim, diferenças nos padrões de atividade ao longo do ciclo lunar podem contribuir para a variação nos registros de abundância.

Tabela 20. Comparativo das abundâncias e riquezas nos monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Umburanas.

CAMPANHAS 2019 (C1 E C2)	
Abundância (N)	137
Riqueza (S)	11
CAMPANHAS 2020 (C3 E C4)	
Abundância (N)	57

Riqueza (S)	18
CAMPANHAS 2021 (C5 A C7)	
Abundância (N)	227
Riqueza (S)	20
CAMPANHAS 2022 (C8 A C11)	
Abundância (N)	171
Riqueza (S)	21
Campanhas 2023 (C12 a C14)	
Abundância (N)	90
Riqueza (S)	17
Campanhas 2024 (C15 e C16)	
Abundância (N)	45
Riqueza (S)	13
TOTAL	
Abundância (N)	727
Riqueza (S)	42

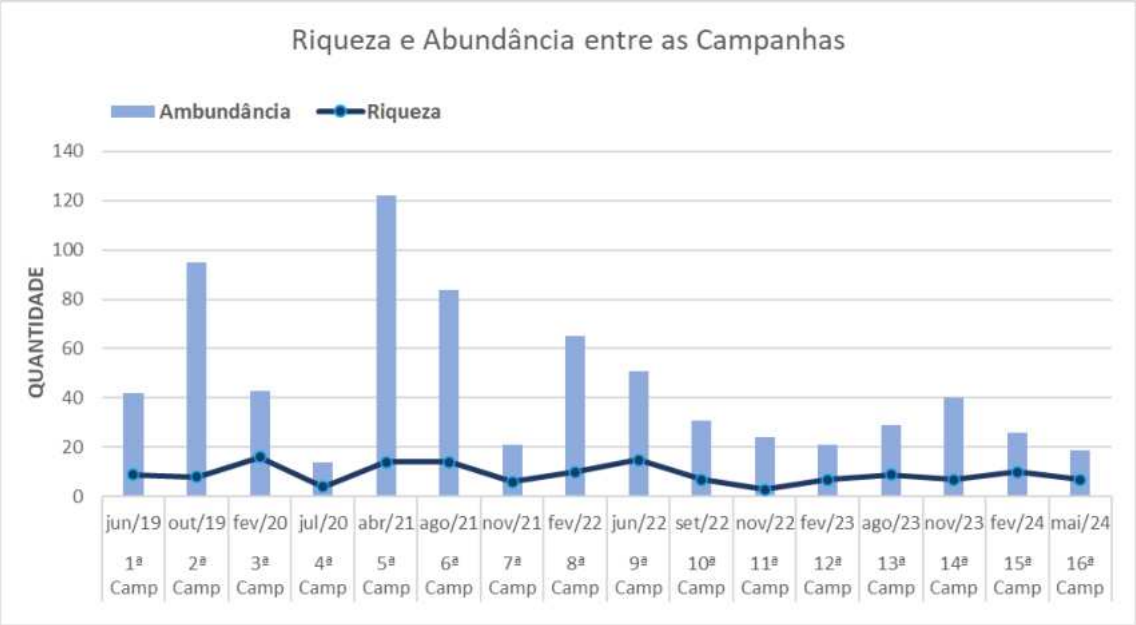


Figura 135. Evolução do número de registros ao longo dos anos.

A evidência de uma variação na composição das espécies de quirópteros ao longo dos monitoramentos realizados no empreendimento. Conforme discutido por Silveira *et al*. (2010), as mudanças na densidade populacional das espécies amostradas são, em grande parte, influenciadas pelo esforço amostral realizado ao longo do tempo.

Monitoramentos mais frequentes e distribuídos temporalmente permitem a detecção de flutuações populacionais sazonais e anuais, que são características comuns em comunidades de morcegos devido à sua alta mobilidade e sensibilidade às mudanças ambientais.

Além disso, as interações com populações de predadores e presas, bem como as influências antrópicas, como a alteração do habitat e a fragmentação florestal, desempenham um papel significativo na dinâmica populacional dessas espécies. As atividades humanas, especialmente aquelas relacionadas à construção e operação de empreendimentos, podem modificar a disponibilidade de recursos, como abrigos e fontes de alimento, afetando diretamente a composição e a abundância das espécies locais (Fenton, 1997; Estrada & Coates-Estrada, 2002).

Apesar disso, os dados coletados ao longo das campanhas de monitoramento indicam que, apesar das modificações no ambiente associadas à instalação e operação do empreendimento, não houve evidências significativas de declínios populacionais em espécies que são tipicamente mais sensíveis a mudanças ambientais. Da mesma forma, não se observou um aumento desproporcional na abundância de espécies generalistas, que geralmente seriam esperadas em ambientes alterados.

Tabela 21. Lista Geral de espécies de morcegos registradas durante todos os monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Umburanas (2019/2024). Valores das campanhas correspondem ao número de indivíduos.

TAXON	CAMPANHAS															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Mammalia																
Chiroptera																
Emballonuridae																
Centronycteris maximiliani	6	36														
Peropteryx macrotis				2									6		2	
Peropteryx trinitatis						1			1							
Molossidae																
Cynomops planirostris			5					12	4			4				
Eumops glaucinus								6	3							
Eumops sp			1											2	1	
Molossidae sp													1			
Molossops temminckii		2	3			4			4							
Molossus currentium	2	18														
Molossus molossus			2		1	3	4		3				3	3	2	2
Nyctinomops laticaudatus						1								4		
Promops nasutus						1										
Noctilionidae																
Noctilio leporinus										1						
Phyllostomidae																
Anoura caudifer	2	1	2		13	7		6	3			3		2	1	
Anoura geoffroyi													2			

TAXON	CAMPANHAS															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Artibeus planirostris	3		2		19	9		7	5							
Carollia brevicauda													1			
Carollia perspicillata				1	4	3	6	9								1
Desmodus rotundus					1											
Glossophaga soricina			2		5	4	5		2						1	
Lionycteris spurrelli					6											1
Lonchophylla mordax			6		6	6		5	8						1	1
Lophostoma brasiliense									1							
Phyllostomidae sp														3		
Platyrrhinus lineatus			1												1	
Sturnira lilium	1	1			3				2							
Tonatia bidens					3		1	2					2			
Tonatia saurophila			1													
Xeronycteris vieira							4									
Thyropteridae																
Thyroptera sp.			1													
Vespertilionidae																
Eptesicus brasiliensis		18	6		19	2		5	3							
Eptesicus furinalis	5	16	4	5	22	37	1	9	10	17	14	4	6	22	10	8
Histiotus diaphanopterus			1		3											
Histiotus sp										2		3				
Histiotus velatus													2			
Lasiurus blossevilli																2

TAXON	CAMPANHAS															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Lasiurus blossevillii															3	
Lasiurus ega	21				17	1		4	1	1		2				
Myotis lavali	1		4	6		5			1	7	9	4	6	4	4	4
Myotis nigricans										1	1	1				
Myotis sp										2						
Rhogessa hussoni	1	3	2													
ABUNDÂNCIA	**42**	**95**	**43**	**14**	**122**	**84**	**21**	**65**	**51**	**31**	**24**	**21**	**29**	**40**	**26**	**19**
RIQUEZA	**9**	**8**	**16**	**4**	**14**	**14**	**6**	**10**	**15**	**7**	**3**	**7**	**9**	**7**	**10**	**7**

A riqueza de quirópteros registrada nas áreas de influência do empreendimento, com um total de 42 espécies, pode ser considerada elevada, especialmente quando comparada a outros estudos realizados na Caatinga. Por exemplo, Falcão *et al*. (2005) relataram o registro de 20 espécies em amostragem no Planalto da Conquista, uma região com características ecológicas semelhantes. Além disso, o trabalho abrangente conduzido por Sá-Neto & Marinho-Filho (2013) resultou na captura de 31 espécies, um número inferior ao registrado no presente estudo, o que reforça a diversidade significativa encontrada nas áreas associadas ao empreendimento.

Essa alta riqueza pode ser atribuída a vários fatores, incluindo a diversidade de micro-habitats presentes na área de estudo, que pode oferecer condições favoráveis para diferentes espécies de quirópteros, além de práticas eficazes de manejo e conservação implementadas no entorno do empreendimento. A manutenção de áreas preservadas e a presença de corredores ecológicos podem ter contribuído para sustentar uma diversidade rica de morcegos, uma vez que esses fatores são críticos para a conectividade e a sobrevivência de espécies que dependem de recursos variados e distribuídos heterogeneamente (Meyer *et al*., 2016).

Os morcegos são componentes essenciais para a manutenção do equilíbrio ecológico dos ecossistemas na Caatinga, desempenhando papéis fundamentais como predadores de insetos, dispersores de sementes e polinizadores (Gregorin & Taddei, 2002; Zortéa, 2003). No contexto do monitoramento da quiropterofauna no Conjunto Eólico Umburanas, entre 2019 e 2024, destacam-se as espécies *Eptesicus furinalis* e *Myotis lavali* como as mais abundantes. Ao longo de todo o período de operação, foram registrados 190 de *Eptesicus furinalis* e 55 indivíduos de *Myotis lavali*, evidenciando a importância dessas espécies para a composição da fauna local.

A predominância de *Eptesicus furinalis* e *Myotis lavali* no monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas é consistente com os dados de outros inventários realizados na Caatinga. Estudos realizados por Esbérard *et al.* (2007) e Bernard *et al*. (2011) indicam que espécies das famílias Vespertilionidae, como *Eptesicus* spp e *Myotis* spp., são frequentemente encontradas em abundância em regiões semiáridas do Nordeste do Brasil. A alta abundância de *Myotis lavali* pode estar associada à sua capacidade de explorar uma ampla gama de habitats e sua adaptabilidade a condições ambientais

variadas, incluindo ambientes antropizados e fragmentados, como áreas de plantação e florestas secundárias (Simmons, 2005).

Além disso, *Eptesicus furinalis* é uma espécie amplamente distribuída na Caatinga, adaptando-se bem a diferentes tipos de habitat, desde áreas abertas até formações florestais, o que pode explicar sua elevada abundância (Bredt *et al*., 1999). A presença dessas espécies sugere uma relativa resiliência a modificações ambientais, incluindo a construção e operação de empreendimentos eólicos, como observado no Umburanas, que pode gerar alterações microclimáticas locais e na estrutura da vegetação.

Adicionalmente, a comparação entre métodos de captura e monitoramento bioacústico revela que, embora a riqueza de espécies observada seja similar entre os métodos, a composição específica difere significativamente (Flaquer *et al*., 2007). Portanto, esses métodos são complementares, sendo recomendável a sua utilização conjunta para obter uma estimativa mais fidedigna da comunidade de quirópteros.

O uso combinado de redes de neblina e monitoramento bioacústico pode maximizar a detecção de espécies, incluindo aquelas que são difíceis de capturar ou que possuem comportamentos mais discretos, como algumas espécies de morcegos insetívoros que utilizam alta frequência em seus chamados (Fenton, 1997; Kalko & Handley, 2001).

Estudos indicam que o sucesso no registro de espécies de quirópteros depende amplamente do esforço amostral e da diversidade de métodos empregados. Estudos que utilizam múltiplas abordagens, como captura com redes de neblina e gravações bioacústicas, tendem a revelar uma maior diversidade, refletindo as diferentes guildas e comportamentos ecológicos presentes em uma comunidade de morcegos (Kunz & Parsons, 2009).

Os resultados observados pelo monitoramento bioacústico demonstraram que a maior parte dos táxons detectados pertencem à guilda insetívora, o que é consistente com o comportamento conhecido de morcegos que utilizam chamadas de ecolocalização para caçar insetos em voo. Esse padrão reflete a composição da comunidade de morcegos na região, onde espécies insetívoras são predominantes

devido à abundância de recursos alimentares disponíveis, como insetos noturnos, que são altamente adaptados à caça noturna (Jones & Siemers, 2011). Além disso, a presença de apenas uma espécie piscívora, *Noctilio leporinus*, detectada pelo método bioacústico, indica que habitats aquáticos adequados para esta guilda são limitados na área de estudo ou que essa espécie pode ter sido sub-representada devido às limitações do método bioacústico, que pode não capturar todas as espécies de forma igualmente eficiente (O'Farrell & Gannon, 1999).

Mais de 60% das espécies registradas neste estudo também foram observadas em unidades de conservação no bioma Caatinga, como o Parque Nacional Boqueirão da Onça, Parque Nacional do Catimbau, Estação Ecológica do Seridó e Estação Ecológica do Raso da Catarina (Silva & Bernard, 2017). Este é o trabalho mais abrangente disponível que permite uma comparação direta com os resultados deste levantamento, destacando a representatividade da comunidade de quirópteros amostrada. A presença dessas espécies tanto em áreas de conservação quanto na área de influência do empreendimento sugere que os habitats ainda mantêm características ecológicas importantes para a manutenção da biodiversidade local.

Além disso, na Mata Atlântica, um estudo semelhante registrou 10 sonotipos (classificação dos registros acústicos em diferentes morfotipos acústicos) pertencentes a quatro famílias de quirópteros, que também foram representadas neste levantamento (Chaves, 2017). A similaridade entre os resultados obtidos na Caatinga e na Mata Atlântica, apesar das diferenças ambientais, reforça a importância do monitoramento bioacústico como uma ferramenta eficaz para detectar uma ampla gama de espécies e entender melhor a ecologia e o comportamento de quirópteros em diferentes biomas (Jones *et al*., 2009).

- **Riqueza e Abundância nas Unidades Amostrais**

Para cálculo de diversidade nas unidades amostrais, foi considerado a avaliação a partir da 5ª campanha de monitoramento, devido a nova distribuição e padronização das áreas de amostragem que ocorreu a partir desse período, nesse sentido, cabe ressaltar que a maior riqueza foi encontrada na Unidade Amostral 2 com 18 espécies

distintas e a maior abundância foi observada na Unidade Amostral 3 com 116 indivíduos, conforme ilustrado na Figura 136.

A maior riqueza de espécies registrada na UA 2 pode ser explicada pela heterogeneidade ambiental proporcionada por sua vegetação predominante de formação savânica e fragmentos de vegetação campestre, caracterizada como uma caatinga arbustiva densa com arbustos variando entre 1 e 4 metros de comprimento. A complexidade estrutural deste habitat é um fator crucial que suporta uma maior diversidade de morcegos, oferecendo uma ampla gama de recursos alimentares e refúgios. De acordo com Estrada *et al*. (2004), áreas com maior diversidade estrutural de vegetação tendem a hospedar uma maior diversidade de morcegos, pois oferecem nichos variados para diferentes guildas de espécies, incluindo frugívoros, nectarívoros, insetívoros, entre outros.

Por outro lado, a maior abundância de indivíduos registrada na UA 3 pode estar relacionada às características únicas dessa unidade amostral, que apresenta uma mistura de formações florestais do Cerrado e da Caatinga, além de uma vegetação mista composta por caatinga arbustiva densa e aberta, com numerosos afloramentos rochosos de calcário. Esses afloramentos oferecem refúgio para diversas espécies de morcegos, especialmente aquelas que dependem de cavernas ou fendas rochosas para abrigar-se e reproduzir-se (Kunz & Lumsden, 2003). Morcegos que utilizam esses locais como refúgio tendem a formar colônias, o que pode explicar a alta abundância registrada na UA 3.

Além disso, a presença de formações florestais pode atrair espécies de morcegos que utilizam o sub-bosque e o dossel para forragear. Espécies frugívoras, por exemplo, são frequentemente encontradas em áreas onde há uma alta disponibilidade de frutos, como em fragmentos florestais (Heithaus *et al*., 1975). A diversidade de micro-habitats proporcionados pela combinação de formações savânicas, florestais e afloramentos rochosos na UA 3 cria um ambiente favorável para a congregação de várias espécies, aumentando, assim, a abundância de indivíduos capturados.

Adicionalmente, as diferenças observadas entre as unidades amostrais podem ser influenciadas por variações locais nas condições climáticas, na disponibilidade de alimentos e nas características do solo, que afetam diretamente a distribuição e o

comportamento das espécies de morcegos (Fenton & Simmons, 2015). A presença de afloramentos rochosos na UA 3, por exemplo, proporciona um ambiente de microclima mais estável e protegido, o que pode favorecer a permanência de algumas espécies durante períodos de clima adverso.

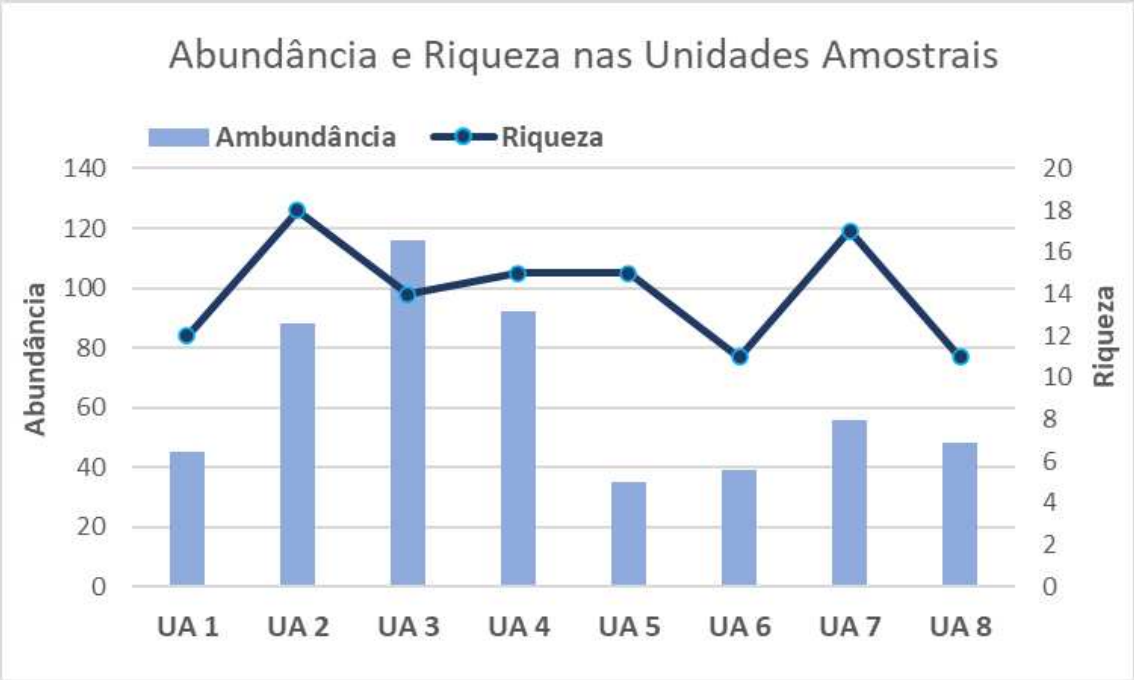


Figura 136. Riqueza e abundância da quiropterofauna por unidade amostral no Conjunto Eólico Umburanas considerando as 12 campanhas.

Em relação às variações sazonais, os maiores valores de riqueza e abundância foram verificados na época de seca com abundância de 392 indivíduos e riqueza de 35, enquanto na chuva houve abundância de 335 e riqueza de 30.

As diferenças observadas na riqueza e abundância de morcegos entre as estações seca e chuvosa podem estar associadas a vários fatores ambientais e ecológicos. Durante a estação seca, a menor quantidade de precipitação pode facilitar o forrageio de morcegos insetívoros, uma vez que há menos distúrbios ambientais, como chuvas intensas que afetam a atividade de voo dos morcegos e a disponibilidade de presas (Aguiar & Machado, 2011). A ausência de chuvas também pode aumentar a detectabilidade de morcegos em inventários, já que as condições meteorológicas mais estáveis favorecem o uso de técnicas de captura, como redes de neblina e gravações de ultrassom (Bernard *et al*., 2011).

Em contraste, durante a estação chuvosa, a abundância e a riqueza de morcegos podem ser afetadas negativamente pela maior disponibilidade de água, que influencia a dispersão das presas e reduz a concentração de morcegos em áreas específicas, dificultando o monitoramento (Gregorin & Taddei, 2002). Além disso, a presença de chuvas intensas pode limitar a capacidade de voo dos morcegos, reduzindo a atividade de forrageio e, consequentemente, as capturas (Silva *et al*., 2017).

A sazonalidade na variabilidade da oferta de recursos alimentares ocorre onde existe uma época seca tão pronunciada (Morellato *et al.,* 2000), como é o caso da Caatinga, e é um determinante fundamental na história de vida de mamíferos, influenciando na alimentação, nos períodos reprodutivos, padrões de uso do espaço e taxas de natalidade e mortalidade (Oliveira *et al*., 2007; Beisiegel & Mantovani, 2006).

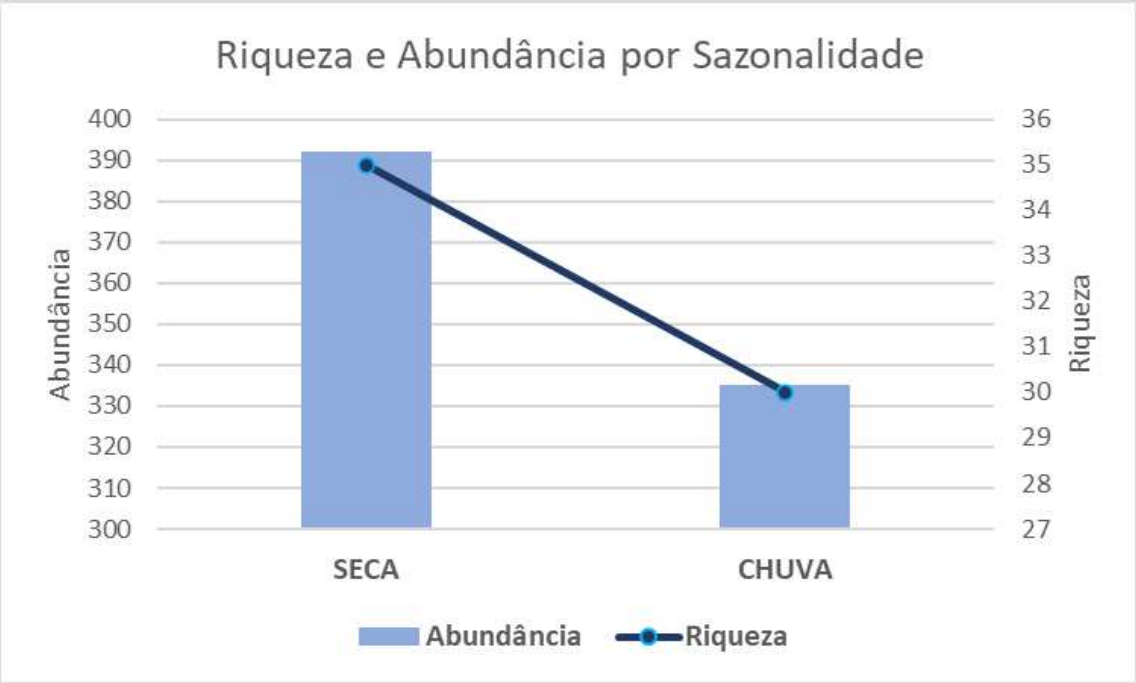


Figura 137. Variação sazonal da riqueza e abundância de morcegos registrados durante os monitoramentos no Conjunto Eólico Umburanas.

Os quirópteros capturados pertencem a seis grupos principais segundo Reis *et al*. (2007) e Gardner (2008):

I. **Frugívoros** – Boa parte dos indivíduos capturados consomem frutos como principal recurso alimentar ou itens vegetais como folhas, pólen e néctar. Esses

morcegos desempenham um papel crucial na dispersão de sementes, contribuindo para a regeneração florestal e a manutenção da biodiversidade vegetal.

II. **Nectarívoros** – Consomem principalmente itens florais como néctar e pólen. Os morcegos nectarívoros são importantes polinizadores, especialmente em ambientes tropicais, onde são responsáveis pela polinização de várias espécies de plantas que têm flores adaptadas para a visitação por morcegos.

III. **Insetívoros** – A maioria das espécies registradas possuem como itens alimentares os insetos. De fato, na Caatinga, 42% das espécies são insetívoras, e durante os monitoramentos realizados, essa foi a guilda com maior riqueza e abundância. Os morcegos insetívoros desempenham um papel essencial no controle de populações de insetos, incluindo pragas agrícolas e vetores de doenças.

IV. **Hematófagos** – Este grupo inclui morcegos que se alimentam exclusivamente de sangue. Embora representem uma pequena parte da diversidade de quirópteros, os morcegos hematófagos têm grande relevância epidemiológica, particularmente no contexto da transmissão do vírus da raiva.

V. **Onívoros** – Morcegos desta guilda têm uma dieta variada que pode incluir frutos, insetos, néctar e, ocasionalmente, pequenos vertebrados. Essa flexibilidade alimentar permite que os morcegos onívoros ocupem uma ampla gama de habitats e adaptem-se a diferentes condições ambientais.

VI. **Piscívoros** – São morcegos que se especializam em capturar peixes, utilizando suas habilidades de ecolocalização para detectar movimentos na água. Embora menos comuns, os morcegos piscívoros são um exemplo interessante sobre a diversidade de estratégias alimentares dentro da ordem Chiroptera.

A guilda dos insetívoros (S = 24) foi a mais representativa, correspondendo a 57% da amostragem total. Em seguida, destacam-se os frugívoros com 17% (S = 7) (Figura 138). Morcegos insetívoros têm sido frequentemente registrados como os mais abundantes em áreas de Caatinga, especialmente durante o período seco, quando a disponibilidade de insetos voadores aumenta significativamente (Rocha *et al*., 2017; Soares *et al*., 2018). A utilização da metodologia de bioacústica por sonar também

contribuiu para a elevada captura dessas espécies, já que muitas delas emitem vocalizações ultrassônicas que são facilmente detectáveis por essa técnica (Aguilar, 2017).

A predominância dos morcegos insetívoros reflete a importância dessa guilda para o equilíbrio ecológico, especialmente em biomas como a Caatinga, onde esses morcegos desempenham um papel crucial no controle de populações de insetos, que podem incluir pragas agrícolas e vetores de doenças (Kuns *et al*., 2011). Esses morcegos desempenham uma função vital ao regular as populações de insetos, reduzindo a necessidade de uso de pesticidas químicos e contribuindo para a saúde dos ecossistemas agrícolas (Kunz *et al*., 2011).

Em ambientes como a Caatinga, onde as variações sazonais são extremas, essas adaptações comportamentais são essenciais para a sobrevivência. Durante o período seco, por exemplo, a diminuição dos recursos hídricos e a escassez de presas em outros locais fazem com que os morcegos insetívoros concentrem suas atividades em áreas onde os insetos são mais abundantes, como em torno de corpos d'água remanescentes (Conena *et al*., 2024).

A eficiência dos morcegos insetívoros na captura de presas também é facilitada por suas habilidades de ecolocalização, que permitem a detecção precisa de insetos em voo, mesmo em completa escuridão. Estudos mostram que a ecolocalização é uma das adaptações mais sofisticadas dos morcegos, contribuindo significativamente para seu sucesso como predadores aéreos noturnos (Jones & Holderied, 2007). Essa habilidade não só garante a sobrevivência dos morcegos, mas também os posiciona como agentes de controle biológico naturais, particularmente em ecossistemas vulneráveis à infestação de insetos (Meyer *et al*., 2015).

Portanto, a manutenção de populações saudáveis de morcegos insetívoros é crucial para o equilíbrio ecológico da Caatinga e outros biomas, onde desempenham funções ecológicas insubstituíveis (Mickleburg & Holderied, 2007). A proteção de seus habitats e a promoção de práticas agrícolas sustentáveis são essenciais para garantir que esses importantes controladores de pragas continuem a contribuir para a estabilidade dos ecossistemas e a redução da dependência de químicos agrícolas (Kunz *et al*., 2011).

Os frugívoros, embora menos abundantes, desempenham um papel igualmente vital no ecossistema. Esses morcegos são importantes dispersores de sementes, contribuindo para a regeneração florestal e a manutenção da diversidade vegetal em áreas de Caatinga (Muscarella & Fleming, 2017). A dispersão de sementes por morcegos frugívoros ajuda a garantir a sobrevivência de várias espécies de plantas que dependem desses animais para sua propagação. Em ambientes fragmentados ou degradados, os morcegos frugívoros podem ser os principais agentes de dispersão, facilitando a recuperação do habitat (Lobova *et al*., 2009).

Os nectarívoros, representando 12% da amostragem, também são fundamentais para a polinização de diversas plantas, especialmente aquelas que florescem à noite (Fleming *et al*., 2009). Essa interação entre morcegos nectarívoros e plantas é um exemplo clássico de coevolução, onde as adaptações das flores e dos morcegos são mutuamente influenciadas (Herrera, 1985; Muchhala *et al*., 2009) por diversos fatores. Em áreas como a Caatinga, onde as condições são extremas, animais pertencentes a essa guilda são fundamentais, pois contribuem para a resiliência dos ecossistemas, promovendo a reprodução de plantas adaptadas ao ambiente semiárido (Domingos-Melo *et al*., 2023).

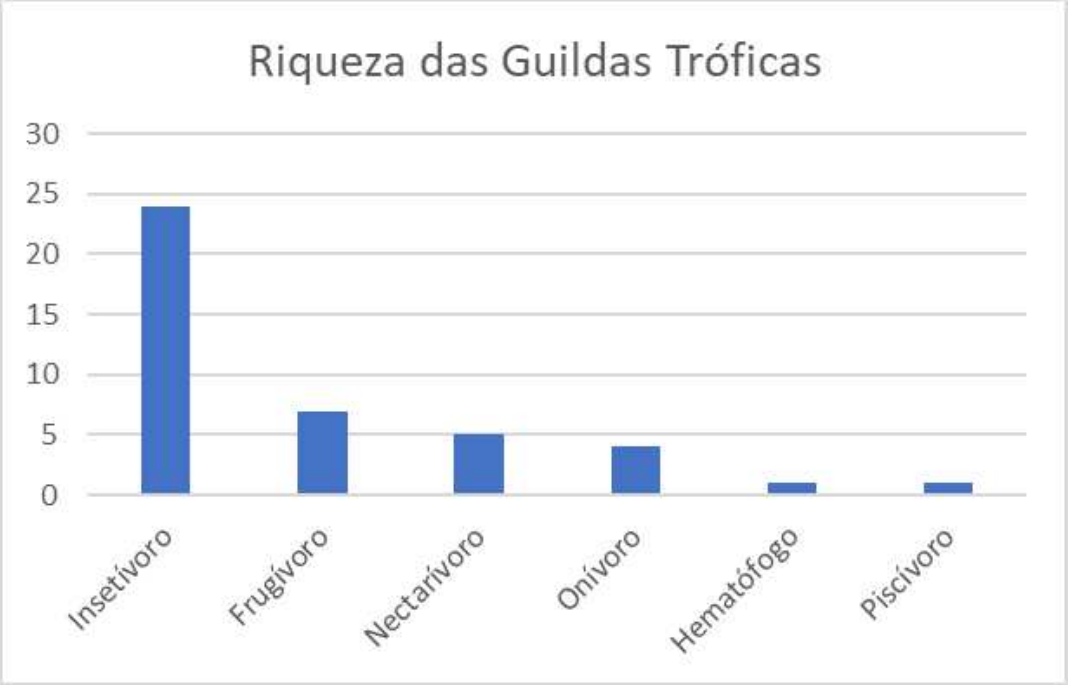


Figura 138. Riqueza registrada das guildas tróficas amostradas durante todas as campanhas de monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas.

- **Curva de acumulação de espécies**

Os resultados do monitoramento da comunidade de quirópteros durante as 16 campanhas indicam que, apesar de um número substancial de espécies ter sido registrado, as curvas de acumulação de espécies e as estimativas de riqueza apontam que a comunidade local ainda não foi completamente amostrada. A ausência de estabilização dessas curvas reflete a complexidade e diversidade do ecossistema nas áreas do Conjunto Eólico Umburanas, sugerindo a necessidade de continuidade no esforço amostral.

De maneira semelhante, as estimativas de riqueza, como os estimadores *Jackknife* 1 e *Bootstrap* alcançaram valores finais de 56,0 e 48,5, respectivamente. Esses resultados indicam que a eficiência do esforço amostral foi de aproximadamente 87% para o estimador *Bootstrap* e 75% para o estimador *Jackknife* 1. Esses valores estão alinhados com outros estudos que destacam a eficácia do estimador *Bootstrap* na estimativa da riqueza de espécies, especialmente em ambientes de alta diversidade biológica (Smith & Van Belle, 1984; Colwell & Coddington, 1994).

A não estabilização das curvas de acumulação e das estimativas de riqueza sugere a presença de espécies adicionais na área estudada que ainda não foram detectadas. Isso pode ser explicado pela elevada heterogeneidade ambiental do local, que abriga uma diversidade de micro-habitats capazes de sustentar diferentes conjuntos de espécies (Chao *et al*., 2005). Em ecossistemas tropicais, a diversidade beta, ou seja, a variação na composição de espécies entre habitats, é frequentemente alta, exigindo um esforço amostral intensivo e prolongado para capturar toda a gama de espécies presentes.

Além disso, a presença de espécies raras ou crípticas, que podem não ser detectadas nas amostragens iniciais, reforça a necessidade de continuar o monitoramento. Espécies como *Eptesicus furinalis*, que foram registradas com alta frequência, são consistentes com seu *status* de generalistas adaptáveis (Meyer & Kalko, 2008). No entanto, espécies menos comuns ou mais especializadas podem não ter sido capturadas em número suficiente para que suas curvas de acumulação se estabilizem, um fenômeno frequentemente observado em levantamentos de biodiversidade em regiões tropicais (Tschapka, 2004).

A continuidade do monitoramento é fundamental, dado que as comunidades de morcegos em ecossistemas tropicais são altamente dinâmicas e podem variar significativamente com mudanças sazonais, disponibilidade de recursos e pressões antrópicas (Estrada *et al*., 1993; Kalko, 1998). Variações sazonais, como as mudanças na precipitação, podem afetar diretamente a disponibilidade de alimentos e abrigos, resultando em flutuações na composição de espécies (Fleming *et al*., 1972). Além disso, pressões antrópicas, como fragmentação de habitats e degradação ambiental, podem reduzir a conectividade entre populações e levar à perda de espécies sensíveis (Meyer & Kalko, 2008; Fenton, 1997).

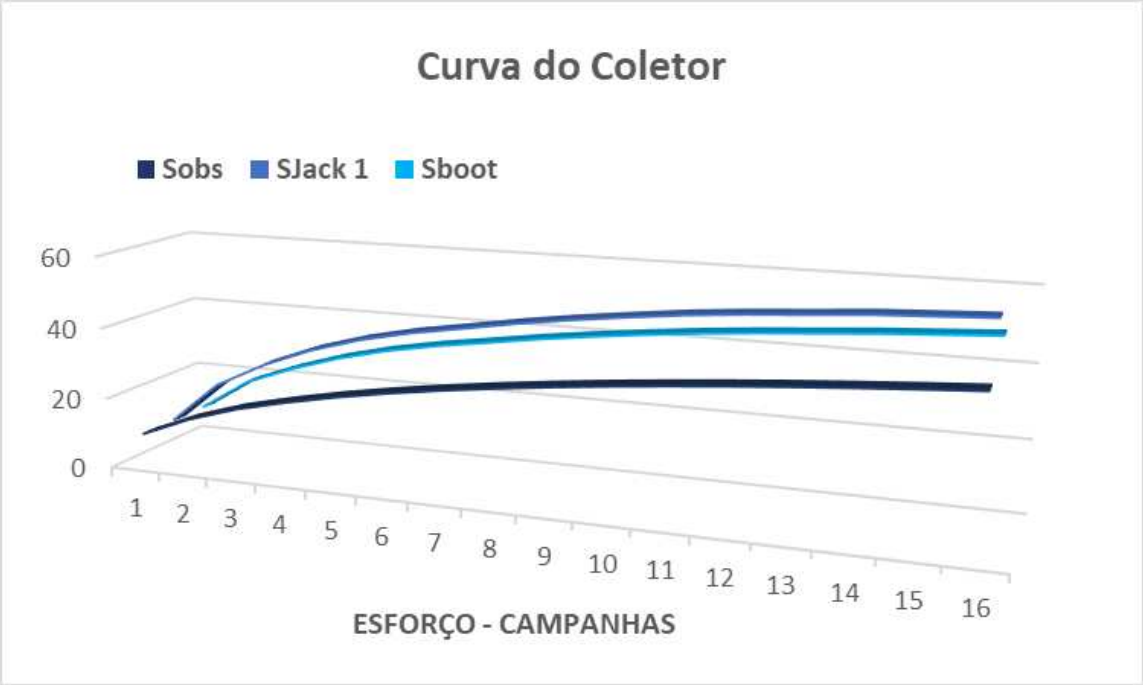


Figura 139. Curva de acumulação (Sobs) e estimativas de riqueza (Sboot e Sjack1) para as espécies de quirópteros amostras durante o monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas. As barras de erro significam o intervalo de confiança a 95% para 1.000 aleatorizações das amostragens.

- **Avaliação Ecológica da Comunidade Faunística**

Status de conservação

O monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas resultou no registro de diversas espécies de quirópteros, muitas das quais possuem ampla distribuição geográfica. Entre as espécies registradas, destaca-se *Lonchophylla mordax*, que é

classificada como Quase Ameaçada (NT) pela IUCN (IUCN, 2024). Essa classificação reflete a vulnerabilidade da espécie frente às ameaças ambientais, como a perda de habitat, que pode impactar negativamente suas populações. A fragmentação de habitats, provocada principalmente pela expansão agrícola e pelo desenvolvimento urbano, tem sido identificada como um dos principais fatores de risco para *Lonchophylla mordax* (Silva *et al*., 2018; Bernard *et al*., 2023). Além disso, a degradação ambiental, decorrente de atividades como a extração de madeira, mineração e a construção de infraestruturas, pode reduzir a disponibilidade de recursos essenciais, como locais de forrageamento e abrigos, necessários para a sobrevivência da espécie (Fenton, 1997; Meyer *et al*., 2008).

Adicionalmente, as mudanças climáticas representam uma ameaça emergente, que pode alterar significativamente os padrões de distribuição e disponibilidade de recursos. Estudos indicam que espécies de morcegos, especialmente aquelas com nichos ecológicos restritos, podem ser particularmente sensíveis às variações climáticas, o que reforça a necessidade de estratégias de conservação adaptativas (Jones *et al*., 2009; Sherwin *et al*., 2013). A conservação dessas espécies não depende apenas da proteção de áreas naturais, mas também da conscientização sobre a importância ecológica dos morcegos, que desempenham papéis cruciais nos ecossistemas, como polinizadores e controladores de populações de insetos (Kunz *et al*., 2011).

Além disso, a maioria das espécies identificadas durante o monitoramento é considerada como de “Menor Preocupação” (LC) na lista vermelha da IUCN. No entanto, a presença de *Tonatia bidens*, uma espécie cujo status é classificado como Deficiente de Dados (DD) pela IUCN (IUCN, 2024) e *Lonchophylla mordax,* classificada como deficiente de dados no Brasil (MMA, 2018), levanta preocupações sobre o conhecimento insuficiente de sua ecologia e distribuição. A classificação DD indica que há informações insuficientes para avaliar plenamente o risco de extinção da espécie, o que pode ter implicações para sua conservação e a necessidade de estudos adicionais para preencher essas lacunas de conhecimento (IUCN, 2024) (Tabela 22).

Considerando a lista estadual (SEMA, 2017) do estado da Bahia, nenhuma espécie esta categorizada sob algum critério de ameaça. Além disso, nenhuma espécie integra os Planos de ação Nacional – PAN.

Tabela 22. Posição em listas de conservação e endemismo das espécies registradas durante o monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas. Células vazias significam ausência da espécie em determinada lista. Posições: LC, pouco preocupante; DD, dados insuficientes.

TAXON	IUCN	IBAMA/ MMA	SEMA/ BA	PAN
Centronycteris maximiliani	LC	LC	LC	
Peropteryx macrotis	LC	LC	LC	
Peropteryx trinitatis	LC	LC	LC	
Cynomops planirostris	LC	LC	LC	
Eumops glaucinus	LC	LC	LC	
Eumops sp	LC	LC	LC	
Molossidae sp	LC	LC	LC	
Molossops temminckii	LC	LC	LC	
Molossus currentium	LC	LC	LC	
Molossus molossus	LC	LC	LC	
Nyctinomops laticaudatus	LC	LC	LC	
Promops nasutus	LC	LC	LC	
Noctilio leporinus	LC	LC	LC	
Anoura caudifer	LC	LC	LC	
Anoura geoffroyi	LC	LC	LC	
Artibeus planirostris	LC	LC	LC	
Carollia brevicauda	LC	LC	LC	
Carollia perspicillata	LC	LC	LC	
Desmodus rotundus	LC	LC	LC	
Glossophaga soricina	LC	LC	LC	
Lionycteris spurrelli	LC	LC	LC	
Lonchophylla mordax	NT	DD	LC	
Lophostoma brasiliense	LC	LC	LC	
Phyllostomidae sp	LC	LC	LC	
Platyrrhinus lineatus	LC	LC	LC	
Sturnira lilium	LC	LC	LC	
Tonatia bidens	DD	LC	LC	
Tonatia saurophila	LC	LC	LC	
Xeronycteris vieira	LC	LC	LC	
Thyroptera sp.	LC	LC	LC	
Eptesicus brasiliensis	LC	LC	LC	
Eptesicus furinalis	LC	LC	LC	
Histiotus diaphanopterus	LC	LC	LC	

TAXON	IUCN	IBAMA/ MMA	SEMA/ BA	PAN
Histiotus sp	LC	LC	LC	
Histiotus velatus	LC	LC	LC	
Lasiurus blossevilli	LC	LC	LC	
Lasiurus blossevillii	LC	LC	LC	
Lasiurus ega	LC	LC	LC	
Myotis lavali	LC	LC	LC	
Myotis nigricans	LC	LC	LC	
Myotis sp	LC	LC	LC	
Rhogessa hussoni	LC	LC	LC	

Espécies de Importância médico/sanitária

Os morcegos representam um grupo de grande relevância médica devido ao seu papel como vetores de doenças zoonóticas. No Brasil, das 182 espécies de morcegos registradas, 36 foram confirmadas como vetores do vírus da raiva. Dessas, 29 espécies utilizam abrigos em casas ou em áreas próximas, aumentando o risco de contato com humanos e animais domésticos (Almeida *et al*., 2022). Entre as espécies de importância médica que foram registradas na área do estudo, destacam-se: *Artibeus planirostris*, *Carollia perspicillata*, *Glossophaga soricina*, *Desmodus rotundus* e *Anoura caudifer*.

A espécie *Desmodus rotundus* é especialmente relevante, pois é responsável pela maioria dos casos de transmissão de raiva, uma encefalite viral aguda, em humanos. Essa espécie, que se alimenta exclusivamente de sangue de mamíferos, é frequentemente associada a ataques em animais domésticos, como bovinos e equinos, especialmente em áreas rurais (Orlowska *et al*., 2013).

Apesar disso, durante o monitoramento realizado na área do empreendimento, *Desmodus rotundus* apresentou baixa abundância, com apenas 01 indivíduo registrado. Esse dado sugere que não há um risco epidemiológico significativo relacionado a essa espécie na região, indicando que sua população está equilibrada em relação ao ambiente estudado.

A baixa ocorrência de *D. rotundus* pode ser atribuída a fatores como a disponibilidade limitada de abrigos adequados e a pressão de controle populacional,

frequentemente realizada em áreas rurais para mitigar o risco de transmissão de raiva (Almeida *et al*., 2005). Além disso, a ausência de surtos recentes de raiva na região corrobora a hipótese de que a população local de *D. rotundus* não representa uma ameaça imediata à saúde pública (DATASUS, 2024).

Entretanto, a presença de outras espécies como *Artibeus planirostris*, *Carollia perspicillata*, *Glossophaga soricina* e *Anoura caudifer*, que também são reconhecidas como vetores potenciais, reforça a importância da vigilância contínua. Além disso, é crucial manter a vacinação de animais domésticos nas áreas onde *D. rotundus* e outras espécies de morcegos são registradas, para mitigar os riscos de surtos de raiva e outras doenças associadas a morcegos.

- **Registro das espécies**

Os espécimes anotados via metodologia de rede de neblina, capturados nas unidades amostrais, da área de influência do Conjunto Eólico Umburanas, seguem representados abaixo (Figura 140).



Glossophaga_soricina



Carollia perspicillata



Lonchophylla mordax



Histiotus velatus



Lionycteris spurrelli *Lionycteris spurrelli*

Sturnira lilium *Sturnira lilium*

Tonatia saurophila *Tonatia saurophila*

Figura 140. Registros das espécies de quiropteros durante o monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas.

- **Considerações Finais**

A análise dos monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Umburanas durante o ciclo 2023/2024, em comparação com os ciclos anteriores (2019/2020, 2021/2022 e 2023/2024), revela uma comunidade de quirópteros diversa e resiliente, que continua a ocupar a área de influência do empreendimento. Durante o ciclo 2023/2024, foram registradas 20 espécies de morcegos, distribuídas em 04 famílias, totalizando 114 indivíduos. Já no acumulado de todas as campanhas realizadas na fase de operação (1ª a 16ª), foram obtidos um total de 727 registros de quirópteros, agrupados em 42 espécies e 06 famílias da ordem Chiroptera.

Estes números indicam que, apesar das atividades antrópicas associadas à operação do empreendimento, a comunidade de quirópteros mantém uma composição rica e diversificada.

O monitoramento da quiropterofauna no Conjunto Eólico Umburanas, demonstra que *Eptesicus furinalis* e *Myotis lavali* continuam a ser as espécies mais comuns registradas em inventários na Caatinga. Esses resultados são consistentes com outros estudos na Caatinga baiana, sugerindo que a predominância dessas espécies pode ser explicada por uma combinação de fatores ambientais, ecológicos e de interferências antrópicas que favorecem sua sobrevivência e abundância neste bioma. Entender essas dinâmicas é fundamental para a formulação de estratégias eficazes de conservação da quiropterofauna em ambientes de Caatinga, especialmente em áreas sujeitas a desenvolvimento humano.

A análise das famílias de morcegos no monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas mostra que Vespertilionidae e Molossidae se destacam em termos de abundância, enquanto Phyllostomidae apresenta a maior riqueza de espécies.

A análise das guildas tróficas de morcegos no monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas revela uma predominância de espécies insetívoras, seguida por nectarívoros, frugívoros e onívoros, refletindo padrões observados em outros estudos na Caatinga. A composição das guildas pode ser influenciada por fatores ambientais, como a disponibilidade de recursos alimentares e a heterogeneidade do habitat.

A análise sazonal da abundância e riqueza de morcegos no Conjunto Eólico Umburanas revela um padrão típico de flutuação em resposta às condições ambientais e à disponibilidade de recursos alimentares no bioma da Caatinga. A maior abundância de indivíduos durante os períodos chuvosos e a redução nos períodos secos são consistentes com a dinâmica ecológica observada em outros estudos na Caatinga

A análise dos dados de abundância e riqueza de morcegos nas Unidades Amostrais UA2 e UA7 no bioma da Caatinga destaca a importância da diversidade estrutural da vegetação e da disponibilidade de abrigos para a manutenção das comunidades de morcegos.

A predominância de registros obtidos por meio do monitoramento bioacústico durante a realização de transectos sublinha a eficácia dessa técnica, especialmente para a detecção de morcegos insetívoros. A bioacústica se mostrou uma ferramenta essencial para documentar a biodiversidade em habitats de difícil acesso e para estudar espécies noturnas e crípticas, que são difíceis de capturar por métodos tradicionais, como redes de neblina. A combinação de bioacústica com outros métodos de captura melhora significativamente a eficiência dos inventários de biodiversidade, permitindo uma detecção mais abrangente das espécies presentes.

Por fim, os resultados indicam uma comunidade de quirópteros que continua a se mostrar resiliente, apesar das mudanças ambientais impostas pelo empreendimento. Além disso, a análise integrada dos monitoramentos realizados entre 2019 e 2024 mostra uma fauna de quirópteros que vem se mantendo estável e diversificada, com padrões comuns observados nos ambientes de Caatinga.

4.3 Mastofauna não-voadora

- **Riqueza e Abundância das espécies**

O monitoramento da mastofauna terrestre foi estruturado em dois grupos principais: pequenos mamíferos, e de médio e grande porte. Durante o ciclo anual de 2023/2024, foram registradas 04 espécies de pequenos mamíferos, distribuídas em 02 ordens e 03 famílias, totalizando uma abundância de 32 indivíduos (Figura 141). Seguindo a categorização estabelecida por Fonseca & Robinson (1990), mamíferos com peso inferior a 1 kg foram classificados como pequenos, enquanto aqueles com peso superior a 1 kg foram classificados como médios e grandes mamíferos.

No grupo dos mamíferos de médio e grande porte, foram identificados registros e vestígios de 10 espécies, distribuídas em 04 ordens e 08 famílias, destacando-se a ordem Carnívora, que abrangeu 06 espécies. No total, foram registrada uma abundância de 66 indivíduos durante todo o período de monitoramento, conforme observado na Figura 141.

A categorização dos mamíferos em pequenos, médios e grandes é uma prática comum em estudos ecológicos, pois permite a análise das dinâmicas populacionais e

comportamentais de diferentes grupos dentro de um ecossistema (Fonseca & Robinson, 1990). Além disso, essa classificação é relevante para a implementação de estratégias de conservação específicas para cada grupo, considerando as diferentes necessidades ecológicas e vulnerabilidades (Eisenberg & Redford, 1999).

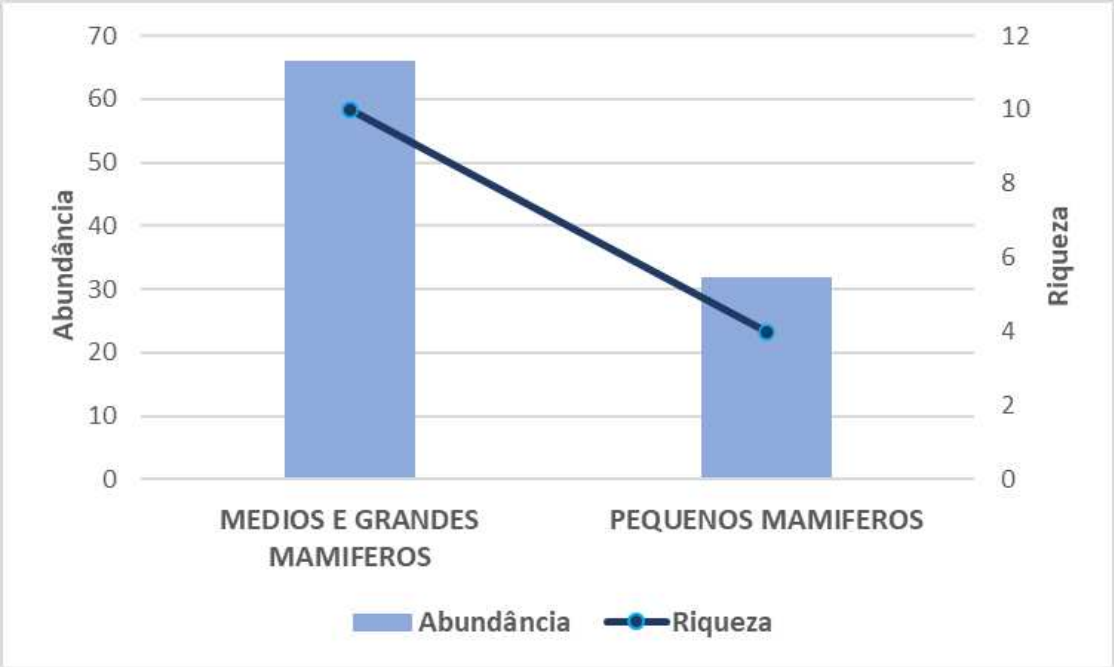


Figura 141. Abundância e riqueza por grupo taxonômico registrados durante o ciclo 2023/2024.

Uma das referências mais importantes para a mastofauna da caatinga é o levantamento de médios e grandes mamíferos realizado nas unidades de conservação do Parque Nacional Boqueirão da Onça. Este parque está localizado no norte do Estado da Bahia, sendo o maior bloco de áreas contínuas do bioma e apontado como uma área prioritária para a conservação de mamíferos na Caatinga (Campos *et al.*, 2019; Dias *et al*., 2019), onde foram inventariadas 32 espécies de mamíferos terrestres.

O Parque Nacional Boqueirão da Onça é reconhecido como uma área prioritária para a conservação da fauna de mamíferos da Caatinga devido à alta riqueza de espécies e à ocorrência de endemismos. A área abrange ecossistemas variados, incluindo caatingas arbustivas e arbóreas, além de refúgios ecológicos que permitem a sobrevivência de espécies ameaçadas, como o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e o tatu-canastra (*Priodontes maximus*) (Campos et al., 2019).

Outro estudo de referência para a mastofauna da Caatinga foi realizado por Cruz *et al*. (2005), no Parque Nacional Serra da Capivara, no estado do Piauí, também registrado como área prioritária para a conservação da mastofauna terrestre. Esse levantamento identificou 32 espécies de mamíferos terrestres, reforçando a importância da área para a conservação de espécies chave, como o gato-mourisco (*Puma yagouaroundi*) e o mocó (*Kerodon rupestris*). A presença de ecossistemas únicos e bem conservados, como as formações de mata seca e os afloramentos rochosos, oferece condições favoráveis para a manutenção de espécies com habitats específicos (Silva *et al*., 2004).

A diversidade de mamíferos na Caatinga está intimamente relacionada a fatores ambientais, como a heterogeneidade dos habitats, a disponibilidade de recursos hídricos e alimentares e as variações sazonais. Estudos apontam que a presença de ecossistemas em mosaico, como matas secas, caatingas arbóreas e áreas de afloramento rochoso, contribui para a alta riqueza de espécies (Rocha *et al*., 2017). Além disso, unidades de conservação com menor grau de impacto antrópico apresentam maior diversidade de mamíferos, como observado nos Parques Nacionais do Boqueirão da Onça e Serra da Capivara.

Cabe salientar, que a riqueza geral obtida no CE Umburanas corresponde a 43% das espécies de mamíferos terrestres já encontrados em ambos os estudos referenciados acima. Outros estudos realizados em áreas do bioma da caatinga indicaram a ocorrência entre 07 e 29 espécies de mamíferos de médio e grande porte, o que demonstra um padrão de distribuição bastante similar e de acordo com o registrado na campanha. Essa variação pode ser consequência do tipo e esforço de amostragem realizado, bem como as diferenças de fitofisionomias das áreas e as metodologias empregadas (Rocha *et al.,* 2014; Dias & Bocchiglieri, 2016; Deiciellos, 2016; Dias *et al.,* 2017; Freitas *et al.,* 2017; Pereira & Peixoto, 2017; Marinho *et al.,* 2018).

Tabela 23. Lista de espécies mamíferos catalogadas durante as campanhas de monitoramento realizadas na área de influência do Conjunto Eólico Umburanas. *Status* de Conservação [IUCN (2024) /MMA (2014) / CITES (2023)]: LC = Pouco preocupante; VU=Vulnerável; EN=Em perigo; DD = Dados deficientes; I = espécies ameaçadas de extinção, cujo comércio somente será permitido em circunstâncias excepcionais; II = espécies não necessariamente ameaçadas de extinção, mas cujo comércio deve ser controlado a fim de evitar usos incompatíveis com sua sobrevivência; III = espécies que são protegidas em pelo menos um país e que tenha solicitado assistência às demais partes da Convenção para controlar seu comércio.

ORDEM/FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME COMUM	MÉTODO	DIETA	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA GERAL	FREQUÊNCIA RELATIVA	STATUS DE CONSERVAÇÃO			
						UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8			IUCN	IBAMA/ MMA	CITES	SEMA/BA
Carnívora																			
Canidae	*Cerdocyon thous*	cachorro do mato	Busca ativa	Carnívoro			6	1	2	3		1		13	13,27%	LC	LC	II	LC
Felidae	*Leopardus pardalis*	jaguatirica	Busca ativa	Carnívoro		1	2		1					4	4,08%	LC	VU	I	VU
	Puma concolor	onça parda	Busca ativa	Carnívoro				1	2					3	3,06%	LC	VU	I	VU
	Herpailurus yagouaroundi	gato mourisco	Busca ativa	Carnívoro			1					1		2	2,04%	LC	VU	I	VU
Mephitidae	*Conepatus semistriatus*	jaritataca	Câmera trap	Onívoro		2	1	1				1		5	5,10%	LC	LC		LC
Mustelidae	*Eira barbara*	irara	Busca ativa	Carnívoro						1				1	1,02%	LC	LC		LC
Cetartiodactyla																			
Cervidae	*Subulo gouazoubira*	veado catingueiro	Busca ativa	Herbívoro		4	2		1	1	5		2	15	15,31%	LC	LC		LC
Tayassuidae	*Pecari tajacu*	catitu	Câmera trap	Onívoro			9		6					15	15,31%	LC	LC		LC
Cingulata																			
Dasypodidae	*Tolypeutes tricinctus*	tatu bola	Busca ativa / câmera trap	Onívoro	Caatinga		1	1				1	2	5	5,10%	VU	EN		EN
Didelphimorphia																			
Didelphidae	*Monodelphis domestica*	catita de rabo gordo	Sherman	Onívoro						1		1		2	2,04%	LC	LC		LC
Pilosa																			
Myrmecophagidae	*Tamandua tetradactyla*	tamanduá mirim	Busca ativa	Insetívoro		3								3	3,06%	LC	LC		LC
Rodentia																			
Caviidae	*Galea spixii*	preá da caatinga	Busca ativa	Herbívoro									1	1	1,02%	LC	LC		LC
	Kerodon rupestris	mocó	Busca ativa	Herbívoro	Caatinga	15	1			3		5		24	24,49%	LC	VU		LC
Echimyidae	*Thrichomys inermis*	punaré	Tomahawk	Herbívoro		3			1	1				5	5,10%	LC	LC		LC
					Abundância	**28**	**23**	**4**	**13**	**10**	**5**	**10**	**5**	**98**					
					Riqueza	**6**	**8**	**4**	**6**	**6**	**1**	**6**	**3**	**14**					

Tendo em vista o total dos mamíferos registrados, as ordens mais representativas nas áreas de influência do empreendimento foi a dos Carnívoros com 06 espécie, seguido da Rodentia com 03 espécies registradas (Figura 142). Sendo este um padrão comumente encontrado para a Caatinga e região Neotropical, como um todo (Emmons & Feer, 1997; Eisenberg & Redford, 1999).

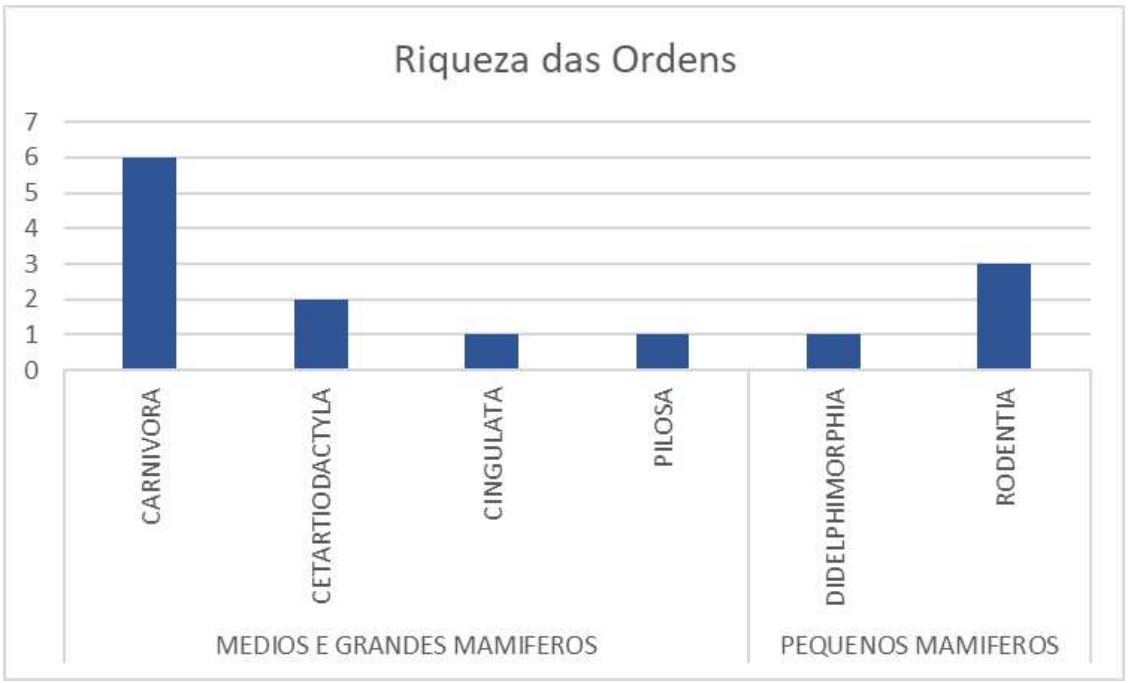


Figura 142. Representatividade das ordens e famílias de mamíferos registradas nas áreas de influência do Conjunto Eólico Umburanas.

A dominância das ordens Carnívora e Rodentia é um padrão comumente observado em levantamentos de mamíferos na Caatinga e em outras regiões Neotropicais (Carmignotto, 2005; Moura *et al*., 2020). Os carnívoros, representados por famílias como Canidae, Felidae e Mephitidae, são altamente adaptáveis e ocupam uma variedade de nichos ecológicos, beneficiando-se de dietas generalistas e da capacidade de explorar diferentes tipos de habitat (Olifiers *et al*., 2005). Já os roedores, especialmente aqueles das famílias Caviidae e Echimyidae, são amplamente distribuídos na Caatinga e desempenham papel crucial na dinâmica dos ecossistemas, atuando como dispersores de sementes e como presas para predadores de topo (Becker & Dalponte, 2013).

Estudos realizados na Caatinga baiana confirmam esta tendência. Cruz *et al*. (2019), ao investigarem Mastofauna na Reserva Biológica de Serra Negra, também na Bahia, encontraram a predominância de espécies das ordens Carnívora e Rodentia. Essa mesma composição foi observada em pesquisas conduzidas por Campos *et al*. (2019), que identificaram a presença dominante de carnívoros e roedores em inventários de fauna em áreas de influência de empreendimentos eólicos no bioma.

Predadores desempenham um papel crucial na regulação das populações de presas, controlando sua abundância e influenciando diretamente a estrutura das comunidades ecológicas, além de afetar a diversidade do ecossistema de forma ampla (Terborgh & Estes, 2010). A presença de várias espécies da ordem Carnivora na área de influência do empreendimento sugere que o ecossistema se mantém relativamente saudável e equilibrado, onde as interações tróficas, fundamentais para a estabilidade do ambiente, permanecem ativas.

Além de controlarem as populações de presas, os carnívoros também exercem um impacto indireto no comportamento dessas espécies, induzindo mudanças no uso do habitat e nos padrões de atividade. Esse fenômeno, conhecido como "paisagem do medo" (Laundré *et al*., 2010), reflete como a ameaça de predação pode modificar as escolhas comportamentais das presas, promovendo uma maior heterogeneidade ambiental. Isso resulta na diversificação de habitats, o que, por sua vez, contribui para a manutenção e aumento da biodiversidade, uma vez que ambientes heterogêneos oferecem nichos variados para diferentes espécies (Schmitz *et al*., 2004).

A diversidade de carnívoros na área monitorada reflete a grande variação de nichos ecológicos ocupados por esses animais, desde espécies adaptadas a amplas áreas abertas até aquelas que utilizam habitats densos e florestais (Gittleman & Harvey, 1982; Carbone *et al*., 1999). A presença de predadores de topo, como *Puma concolor* (onça-parda) e *Herpailurus yagouaroundi* (gato-mourisco), registradas durante o monitoramento, são especialmente indicativas da integridade do ecossistema. Esses carnívoros exigem extensas áreas de habitat contínuo com boa oferta de presas, e sua presença sugere que as condições locais ainda suportam complexas interações ecológicas e uma cadeia alimentar bem estruturada (Sunquist & Sunquist, 2002).

A literatura científica evidencia que a manutenção de carnívoros de topo é vital para a saúde dos ecossistemas. Esses predadores exercem controle sobre as populações de herbívoros e pequenos predadores, o que pode evitar fenômenos como a "liberação de mesopredadores", onde a ausência de predadores de topo permite que predadores menores cresçam descontroladamente, levando a uma pressão negativa sobre a biodiversidade local (Soulé *et al*., 1988). A ausência ou declínio desses predadores pode desestabilizar os ecossistemas, demonstrando a importância de sua conservação em áreas naturais.

Entre os médios e grandes mamíferos, a espécie mais representativa foi o *Subulo gouazoubira* (veado) e o *Pecari tajacu* (caititu), ambos com 15,31% (N=15) dos registros, seguido de *Cerdocyon thous* (N = 13; 13,27%). A fauna de médios e grandes mamíferos apresenta uma composição significativa que reflete a diversidade e as particularidades ecológicas do bioma em questão (Figura 146).

O *Subulo gouazoubira* é amplamente distribuído no bioma Caatinga, sendo uma espécie adaptada a diferentes tipos de vegetação, desde áreas mais abertas até fragmentos de mata seca (Couto *et al*., 2017). Essa espécie desempenha um papel fundamental como herbívoro, contribuindo para o controle da vegetação e servindo de presa para carnívoros de topo, como *Puma concolor* (onça-parda). A presença de veados-catingueiros em ambientes antropizados, como no caso do Conjunto Eólico, sugere que essa espécie consegue se adaptar a níveis moderados de alteração ambiental, desde que haja áreas de refúgio e disponibilidade de alimento (Tarifa & Marinho-Filho, 2001).

Sua capacidade de ocupar diferentes ambientes, aliada à tolerância a áreas alteradas, explica sua alta frequência de ocorrência em inventários faunísticos na Caatinga (Olmos, 1993). Além disso, essa espécie desempenha um papel importante na dinâmica dos ecossistemas em que ocorre, contribuindo para a dispersão de sementes e como presa para predadores de grande porte (Duarte *et al*., 2023). De fato, estudos anteriores apontam o veado-catingueiro como um importante herbívoro, contribuindo para a dinâmica da vegetação ao atuar como dispersor de sementes e influenciar a regeneração de plantas em ambientes fragmentados (Silva-Júnior *et al*., 2018; Reis *et al*., 2011).



Figura 143. Registro de *Subulo gouazoubira* (veado catingueiro) durante monitoramento de mastofauna no Conjunto Eólico Umburanas.

O *Pecari tajacu*, conhecido como caititu, também desempenha um papel importante como frugívoro e dispersor de sementes, influenciando a dinâmica das plantas da Caatinga. O caititu é uma espécie gregária, geralmente observada em pequenos grupos, e é altamente adaptável a diferentes tipos de habitat, incluindo áreas com maior pressão humana (Keuroghlian *et al*., 2004). A elevada representatividade dessa espécie no monitoramento em Umburanas indica que o ambiente local ainda mantém características adequadas para sua sobrevivência, como fontes alimentares e locais para refúgio.



Figura 144. Registro de *Pecari tajacu* (caititu) durante monitoramento de mastofauna no Conjunto Eólico Umburanas.

O *Cerdocyon thous* é outro mamífero onívoro que se adapta bem a diversos habitats, incluindo áreas alteradas pelo homem, como regiões próximas a áreas agrícolas e zonas urbanas (Berta, 1982). Sua dieta flexível, que inclui frutos, pequenos vertebrados e invertebrados, contribui para sua alta plasticidade ecológica, o que justifica sua presença regular em levantamentos da Caatinga. Estudos realizados em áreas próximas, como o Parque Nacional Boqueirão da Onça, também relataram a ocorrência frequente desta espécie, reforçando sua capacidade de coexistir com atividades humanas moderadas (Campos *et al*., 2019).



Figura 145. Registro de *Cerdocyon thous* (cachorro do mato) durante monitoramento de mastofauna no Conjunto Eólico Umburanas.

A diversidade de médios e grandes mamíferos registrada no Conjunto Eólico Umburanas reflete a composição típica da mastofauna do bioma Caatinga. Em levantamentos realizados em áreas protegidas, como o Parque Nacional Boqueirão da Onça, foram registradas 32 espécies de mamíferos, com destaque também para a presença de *Subulo gouazoubira*, *Pecari tajacu* e *Cerdocyon thous* (Dias *et al*., 2019). A comparação desses dados com os obtidos em Umburanas revela uma composição semelhante, o que indica que, apesar das intervenções humanas para a instalação do empreendimento, a área ainda mantém características ecológicas propícias para sustentar uma fauna diversificada.

A presença dessa espécie em números consideráveis nas áreas monitoradas sugere que essas regiões ainda possuem as condições ambientais necessárias para suportar populações viáveis de espécies ameaçadas, sublinhando a importância da preservação desses habitats (Attias *et al*., 2016). Além disso, a presença dessa espécie é um indicador de que a área mantém características ecológicas que favorecem a biodiversidade regional, tornando-a crucial para os esforços de conservação (Attias, 2017; Sena, 2020).

Esses resultados indicam que as áreas estudadas continuam a suportar uma comunidade de mamíferos diversificada, onde espécies com diferentes funções ecológicas coexistem e contribuem para a resiliência do ecossistema mesmo após a instalação do empreendimento.

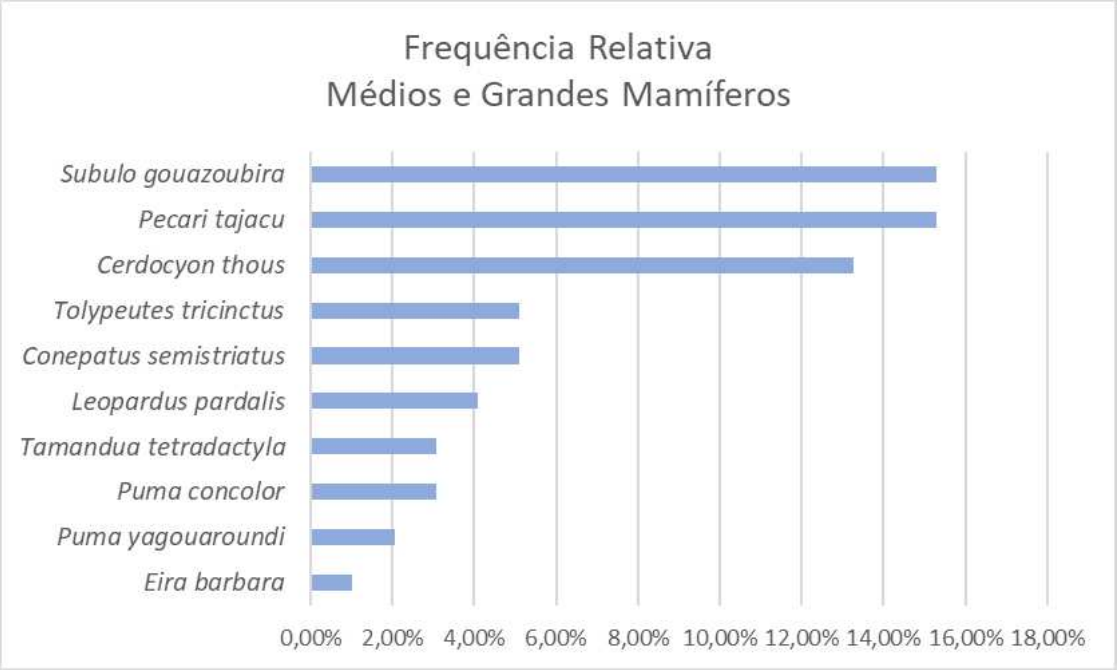


Figura 146. Abundância relativa das espécies observadas na campanha de monitoramento de médios e grandes mamíferos no Conjunto Eólico Umburanas.

Pequenos mamíferos não-voadores, fazem parte de um grupo ecológico mais diversificado de mamíferos das florestas Neotropicais. Estes influenciam a dinâmica florestal e são bons indicadores de alterações locais do *habitat* e da paisagem (Pardini & Umetsu, 2006). Muitas espécies destas duas ordens (Rodentia e Didelphimorphia) se encontram ameaçadas pela perda e fragmentação do *habitat*, que tem gerado um declínio pronunciado em sua riqueza e abundância (Pardini *et al.,* 2005).

De acordo com Paglia *et al*. (2012), são reconhecidas 55 espécies de marsupiais e 234 espécies de roedores na região Neotropical, totalizando 289 espécies. Essa diversidade reflete a ampla gama de nichos ecológicos ocupados por esses mamíferos, que desempenham papéis essenciais nos ecossistemas, como a dispersão de sementes, polinização e controle de invertebrados (Vieira & Monteiro-Filho, 2003; Fonseca *et al*., 2017). Esses animais, pertencentes principalmente às ordens Rodentia e Didelphimorphia, são fundamentais para a manutenção de processos ecológicos, como a dispersão de sementes e o controle de populações de invertebrados. Entretanto, muitas dessas espécies enfrentam sérias ameaças decorrentes da perda e fragmentação de habitat, o que tem levado a um declínio significativo em sua riqueza e abundância (Pardini *et al*., 2005).

Analisando a riqueza e abundância dos pequenos mamíferos, a espécie mais representativa foram os roedores da espécie *Kerodon rupestris* (mocó) apresentando 24% (N=24) das ocorrências, respectivamente. Essas espécies possuem características ecológicas que ajudam a explicar a grande quantidade de registro e ocorrência. Para os demais pequenos mamíferos, foi apresentada a seguinte abundância relativa*: Thrichomys inermis* com 5,10%, *Monodelphis domestica* com 2,04% e *Galea spixii* com 1,02% (Figura 148).

O mocó (*Kerodon rupestris*) (Figura 147), por exemplo, é uma espécie endêmica da Caatinga, e conhecida por sua associação com ambientes rupestres. Esse roedor é altamente adaptado a afloramentos rochosos, onde se beneficia da disponibilidade de microhabitats mésicos, alimentando-se principalmente de folhas e botões de árvores que se concentram nesses locais (Lacher, 1981; Calazans & Bocchiglieri, 2020; Conceição & Bocchglieri, 2021).

A ocorrência significativa de *Kerodon rupestris* na área de estudo, especialmente na Unidade Amostral 1 (UA 1), onde foram registrados 15 indivíduos, reflete a predominância de afloramentos rochosos nesse ambiente. Esses resultados são consistentes com estudos anteriores que indicam que *K. rupestris* é favorecido por habitats rochosos devido à proteção que oferecem contra predadores e à disponibilidade de alimento adequado (Lacher, 1981; Conceicação & Bocchglieri, 2021).



Figura 147. Registro de *Kerodon rupestris* (mocó) durante o monitoramento da mastofauna no Conjunto Eólico Umburanas.

Diversos estudos têm associado a diversidade de pequenos mamíferos com o gradiente de heterogeneidade e/ou complexidade do ambiente, sendo essa relação amplamente discutida e evidenciada em áreas florestais, como a Mata Atlântica, Amazônia e Cerrado. Contudo, no bioma Caatinga, investigações dessa natureza ainda são escassas (Varjão, 2013). Esse fato pode ser parcialmente explicado pela singularidade ecológica da Caatinga, que apresenta uma vegetação xerófita adaptada a condições semiáridas extremas, com um mosaico de habitats que variam em grau de heterogeneidade estrutural (Silva *et al*., 2017). Essa variação na estrutura dos habitats tem implicações diretas na fauna, particularmente nos pequenos mamíferos.

Embora a Caatinga seja menos estudada em comparação a outros biomas brasileiros, trabalhos recentes têm reforçado a relevância dos pequenos mamíferos para a manutenção da diversidade e o funcionamento ecológico da região. Esses animais desempenham papéis ecológicos fundamentais, como a dispersão de sementes, controle de insetos e reciclagem de nutrientes, contribuindo assim para a resiliência dos ecossistemas locais (Leal *et al*., 2005). A variabilidade de micro-habitats e a estrutura da vegetação emergem como fatores críticos na determinação da distribuição e abundância das espécies de pequenos mamíferos na Caatinga (Bezerra *et al*., 2009). Esses fatores influenciam diretamente a composição da fauna, uma vez que diferentes espécies têm preferências específicas quanto à densidade da vegetação e disponibilidade de recursos.

Além disso, as interações entre espécies e o ambiente são cruciais para a resiliência dos ecossistemas da Caatinga frente às mudanças climáticas e à pressão antrópica crescente. A fragmentação do habitat, resultante de atividades humanas como a agricultura e a pecuária, pode impactar significativamente as populações de pequenos mamíferos, levando à perda de diversidade e ao comprometimento das funções ecológicas que eles desempenham (Rodrigues *et al*., 2019). Esse cenário é particularmente preocupante em biomas como a Caatinga, onde a combinação de fatores naturais extremos e intervenções antrópicas pode acelerar processos de degradação ecológica.

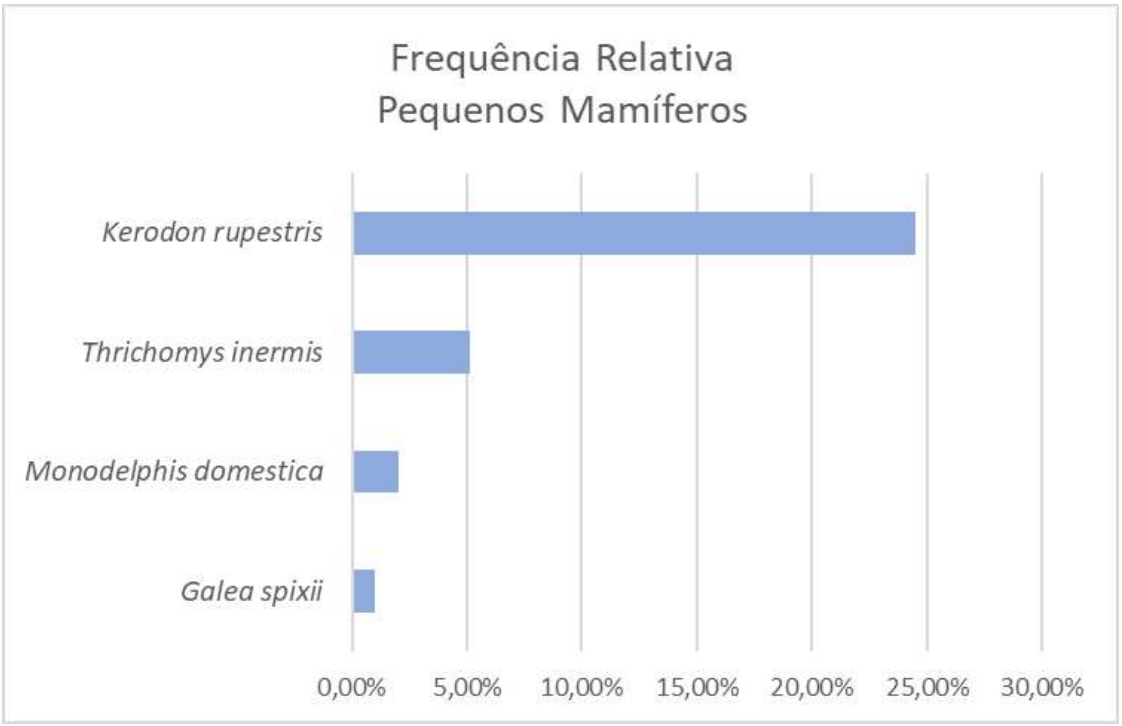


Figura 148. Abundância das espécies observadas na campanha de monitoramento de pequenos mamíferos no Conjunto Eólico Umburanas.

- **Eficiência das metodologias**

Analisando o monitoramento dos médios e grandes mamíferos, o método de Busca Ativa, que consiste na observação e identificação de registros indiretos (tocas, fezes, pegadas e vocalização) e diretos (visuais) por censo visual e transecto, excluindo os animais registrados por encontros ocasionais foi o mais eficiente, durante todo o levantamento da Mastofauna realizada no Conjunto Eólico Umburanas, sendo

responsável por 73% da riqueza de espécies registradas e 64% da abundância total de indivíduos capturados. O método de censos por observações diretas é considerado um método bem eficiente e é amplamente utilizado para estudos com Mastofauna (Silveira *et al*., 2003; Oliveira *et al*., 2009; Alves, 2010). Em seguida, o método de armadilhamento fotográfico que foi responsável por 21% da riqueza de espécies e 24% da abundância (Figura 149).

Com relação aos pequenos mamíferos, o método Busca Ativa também foi o método mais eficaz, capturando 50% da riqueza de espécies e sendo responsável por 78% da abundância total de indivíduos. As armadilhas do tipo *Sherman* e *Tomahawk* ficaram com 22% das amostragens.

A disparidade nos sucessos de captura observadas entre as diferentes metodologias de amostragem reforçam a importância de utilizar uma abordagem multi-método nos levantamentos da mastofauna. Sabe-se que cada método de captura é adaptado para registrar diferentes segmentos da fauna, considerando as distintas características comportamentais e morfológicas dos animais. Por exemplo, armadilhas fotográficas são eficazes na detecção de mamíferos de médio e grande porte que têm hábitos noturnos ou são mais elusivos, enquanto armadilhas do tipo *Pitfall's* são particularmente eficientes para capturar pequenos mamíferos terrestres e de hábitos fossoriais (Voss & Emmons, 1996; Lambert *et al*., 2005).

Essas disparidades entre os métodos de captura podem estar relacionadas a uma série de fatores, incluindo as diferenças ecológicas e fitofisionômicas entre as áreas de estudo, além das variações nos esforços de amostragem aplicados (André, 1994; Beltrão *et al*., 2023). Além disso, o uso de metodologias complementares, como censos de rastros e censos visuais, juntamente com as armadilhas fotográficas, pode aumentar significativamente a detecção de espécies, especialmente aquelas com características ecológicas muito específicas, como as espécies arborícolas que raramente descem ao solo e, portanto, podem não ser capturadas por armadilhas terrestres convencionais (Silveira *et al*., 2003).

Adicionalmente, estudos mostram que a combinação de diferentes técnicas de amostragem pode proporcionar uma visão mais detalhada da composição da comunidade de mamíferos em uma determinada área, facilitando a identificação de

espécies raras ou crípticas, que poderiam passar despercebidas se fosse utilizado apenas um único método (Jones & Barmuta, 1998; O`Brian, 2011).

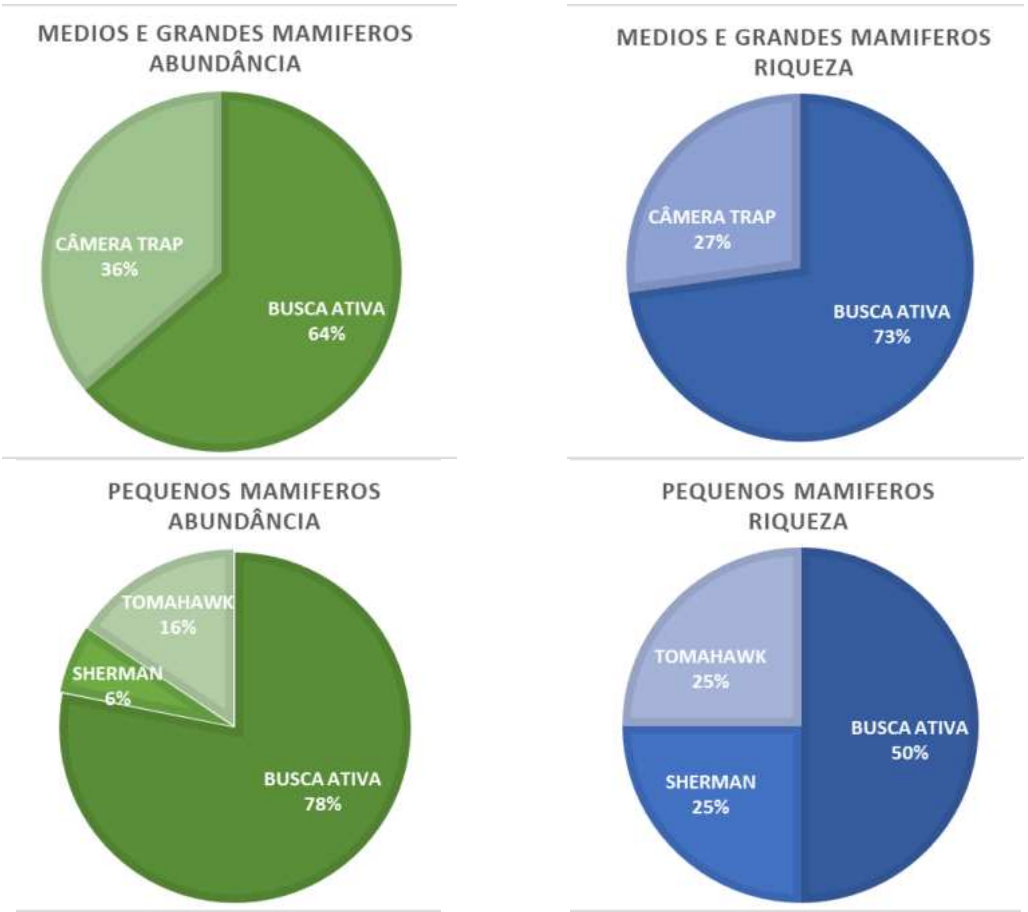


Figura 149. Eficiência dos Métodos amostrais para amostragem de mamíferos.

- **Riqueza e Abundância das Unidades Amostrais**

A Unidade Amostral 01 destacou-se em termos de abundância, registrando um total de 28 indivíduos, abrangendo pequenos, médios e grandes mamíferos. Especificamente, 18 desses indivíduos foram pequenos mamíferos, enquanto 10 foram médios e grandes mamíferos. A UA 2 foi a segunda em abundância com 23 indivíduos. Já com relação a Riqueza, a Unidade Amostral 2 (UA 2) deteve a maior diversidade com 8 espécies distintas.

Essa riqueza e abundância registrada nessas unidades amostrais sugere que as características ecológicas e ambientais locais favorecem tanto a diversidade quanto a densidade populacional dos mamíferos (Figura 150).

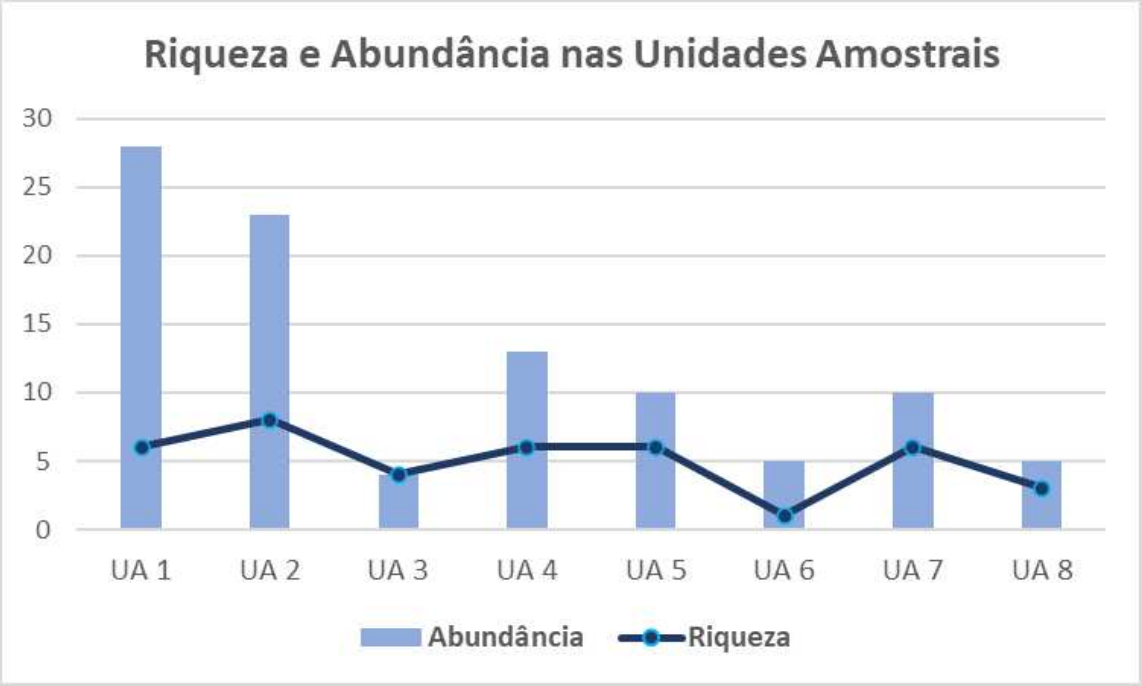


Figura 150. Riqueza e abundância de mamíferos registradas nas unidades amostrais localizadas na área de influência direta do Conjunto Eólico Umburanas.

A distribuição diferencial de abundância e riqueza entre as UAs pode ser explicada pela heterogeneidade ambiental das áreas, um fator frequentemente apontado como determinante na distribuição da fauna de mamíferos, especialmente em ambientes semiáridos como a Caatinga. Estudos anteriores destacam que a diversidade estrutural do habitat, especialmente a variação na densidade da vegetação e na presença de micro-habitats, influencia diretamente a distribuição das espécies de mamíferos (Rodrigues *et al*., 2019). A UA 1, caracterizada por uma vegetação mais aberta com predominância de formação Savânica e fragmentos de vegetação campestre, fornece condições favoráveis para a presença de pequenos mamíferos, que podem utilizar as gramíneas e arbustos para forrageamento e abrigo. Essa composição vegetal forma um mosaico de habitats que oferece diferentes recursos para os mamíferos de pequeno porte, o que pode explicar a maior abundância observada nesta unidade.

Por outro lado, a UA 2, embora também caracterizada pela predominância de formação Savânica e fragmentos de vegetação campestre, apresenta uma vegetação mais densa, com arbustos que variam entre 1 e 4 metros de altura, configurando uma formação de Caatinga arbustiva densa. Esse tipo de vegetação pode proporcionar uma maior diversidade de nichos ecológicos, o que pode favorecer a coexistência de um

número maior de espécies, resultando na maior riqueza registrada (Silva *et al*., 2017). A vegetação densa fornece uma maior disponibilidade de abrigos, além de recursos alimentares diversificados, o que pode atrair tanto pequenos quanto médios e grandes mamíferos.

Estudos realizados em outras áreas da Caatinga corroboram essa relação entre a estrutura da vegetação e a distribuição de mamíferos. Por exemplo, Cruz *et al*. (2005) identificaram que áreas com maior densidade de vegetação arbustiva tendem a abrigar uma maior diversidade de espécies, especialmente de mamíferos de médio e grande porte. Da mesma forma, Campos *et al*. (2019) destacam que a presença de formações vegetais mais densas está associada a uma maior riqueza de espécies em levantamentos realizados no Parque Nacional Boqueirão da Onça, reforçando a importância da heterogeneidade estrutural na manutenção da biodiversidade.

Os resultados do gráfico de riqueza e abundância por campanha mostram que houve variação na abundância e riqueza de espécies entre as campanhas realizadas, sendo a maior abundância no período seco, com o registro de 52 indivíduos enquanto no período chuvoso houve registro de 46 indivíduos. Já com relação a riqueza, observa-se valores maiores no período chuvoso, com registro de 14 espécies, já no período seco houve registro de 10 espécies (Figura 151).

Esse padrão de maior abundância no período seco e maior riqueza no período chuvoso reflete a ecologia particular da Caatinga, um bioma sazonalmente seco e que sofre intensas variações climáticas ao longo do ano. A maior abundância de indivíduos durante o período seco pode estar associada à concentração de recursos em áreas específicas, como fontes de água remanescentes e refúgios alimentares, o que leva a uma maior concentração de animais em áreas restritas (Rodrigues *et al*., 2019). Por outro lado, a riqueza de espécies tende a aumentar no período chuvoso devido à maior disponibilidade de recursos alimentares e de água, o que favorece a dispersão e o aumento da atividade de diferentes espécies, além da reprodução, que é muitas vezes sincronizada com a chegada das chuvas (Silva *et al*., 2017).

Estudos conduzidos em outras áreas da Caatinga reforçam a importância da sazonalidade na dinâmica populacional de mamíferos. Leal *et al*. (2005), ao estudarem a fauna de mamíferos em uma área de Caatinga no estado de Pernambuco, também

observaram maior abundância durante o período seco, atribuída à concentração de mamíferos em torno de fontes de água. Entretanto, a riqueza de espécies foi maior no período chuvoso, quando a disponibilidade de recursos vegetais e hídricos promove um ambiente mais favorável para a atividade e reprodução das espécies. Este padrão tem sido observado em diferentes regiões da Caatinga, como no estudo de Campos *et al*. (2019), que verificou maior riqueza de mamíferos no período chuvoso em áreas protegidas do bioma.

No caso específico do monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas, a maior abundância de indivíduos no período seco pode estar associada à redução de recursos dispersos e à concentração de animais em áreas que ainda mantêm certa disponibilidade de água e alimento. Mamíferos de médio e grande porte, como o *Pecari tajacu* (caititu) e o *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato), tendem a se agrupar em áreas mais favoráveis durante os períodos de escassez, o que resulta em maior abundância de registros nessas condições (Bezerra *et al*., 2009). Já a maior riqueza no período chuvoso pode ser explicada pela explosão de vida que ocorre com a chegada das chuvas, incluindo o aumento de recursos alimentares para pequenos mamíferos e a dispersão de espécies que podem explorar diferentes micro-habitats, o que resulta em maior diversidade de espécies registradas (Rocha *et al*., 2011).

Essas variações temporais também são indicativas da resiliência da fauna de mamíferos da Caatinga, que desenvolveu adaptações comportamentais e fisiológicas para lidar com as extremas condições sazonais desse bioma (Rodrigues *et al*., 2019). A capacidade de algumas espécies de ajustar seu comportamento de forrageio e migração de acordo com a disponibilidade de recursos é crucial para sua sobrevivência em um ambiente que alterna entre períodos de extrema seca e breves, porém intensas, estações chuvosas.

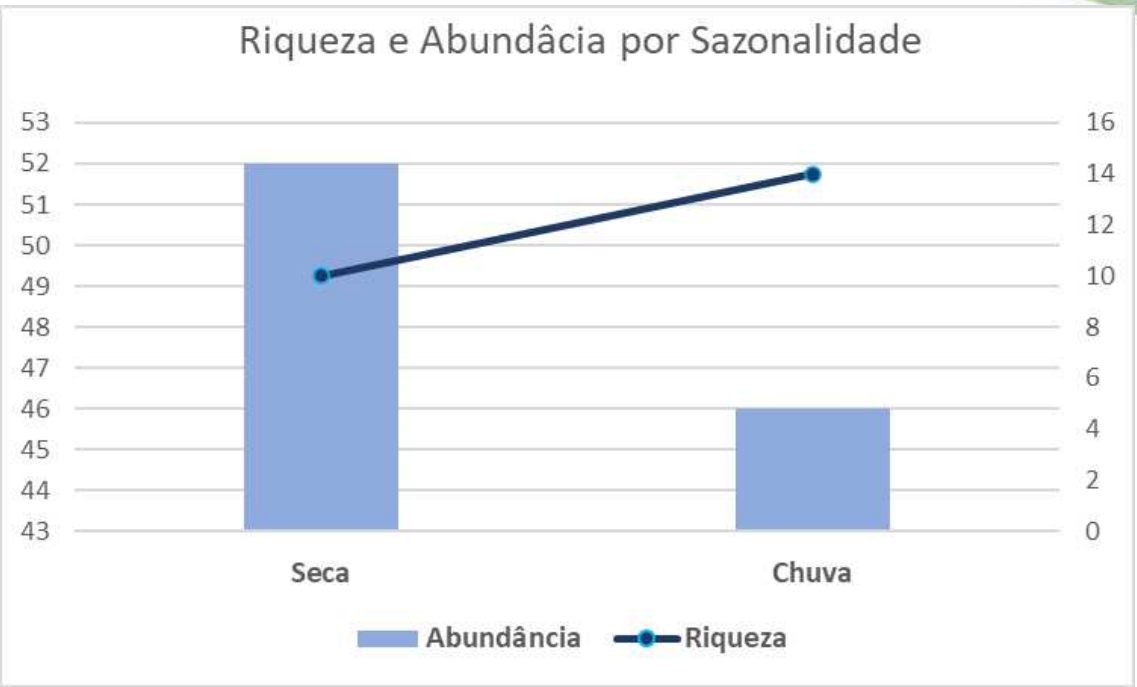


Figura 151. Abundância e riqueza das espécies registradas por campanha durante monitoramento de fauna do Conjunto Eólico Umburanas.

- **Análises dos Dados de Diversidade**

Considerando últimos monitoramentos realizados referente ao ciclo 2023/2024 foi encontrado um índice de diversidade total de 2,24 e equitabilidade de 0,85 (Tabela 24).

Segundo Magurran (1988), o índice de diversidade de *Shannon-Wiener* pode variar de 1,5 a 3,5, podendo raramente ultrapassar o valor de 4,5. O índice de Equabilidade de Pielou é derivado do índice de diversidade de Shannon, e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Varia de 0 a 1, sendo que o valor 1 representa a situação em que todas as espécies possuem a mesma abundância, ou seja, a mesma quantidade de indivíduos (Magurran, 1988; Felfili & Venturoli, 2000).

Na Unidade Amostral 6, observou-se uma diversidade de Shannon nula e uma dominância total, refletindo a presença de um único indivíduo.

A Unidade Amostral 2 destacou-se com a maior diversidade de Shannon (1,69) entre as unidades. Essa alta diversidade já era esperada, visto que foi a unidade detentora de maior riqueza se espécies. A equitabilidade de Pielou mediana (0,81),

mostra que não houve tanta dominância de espécies. Corroborado pelo índice de dominância baixo de 0,24.

Tabela 24. Índice de Diversidade de mamíferos por unidade amostral durante os monitoramentos realizados em 2021/2022 no Conjunto Eólico Umburanas.

UNIDADES AMOSTRAIS	RIQUEZA	ABUNDÂNCIA	SHANNON H.	EQUITABILIDADE DE PIELOU J.	DOMINÂNCIA DE SIMPSON 1 D.
UA 1	6	28	1,40	0,78	0,34
UA 2	8	23	1,69	0,81	0,24
UA 3	4	4	1,39	1,00	0,25
UA 4	6	13	1,53	0,85	0,28
UA 5	6	10	1,64	0,92	0,22
UA 6	1	5	0,00	0,00	1,00
UA 7	6	10	1,50	0,84	0,30
UA 8	3	5	1,06	0,96	0,36
Total	**14**	**98**	**2,24**	**0,85**	**0,14**

Na análise de agrupamento associada ao índice de similaridade de Bray-Curtis realizada entre as unidades amostrais da campanha de monitoramento, foi observada uma flutuação significativa na composição de espécies entre os locais amostrados. O resultado da análise, representado pelo dendrograma (Figura 152), revela que as maiores similaridades ocorrem entre as unidades amostrais UA 02 e UA 04, com uma similaridade de 50%.

A UA 02, caracterizada por uma formação savânica e fragmentos de vegetação campestre, apresenta um ambiente de Caatinga arbustiva densa, com uma grande quantidade de arbustos ramificados que variam de 1 a 4 metros de altura. Este tipo de vegetação favorece a presença de pequenos e médios mamíferos, que utilizam a vegetação densa tanto para refúgio quanto para forrageamento (Silva *et al*., 2017). A UA 04, por outro lado, representa uma área de Reserva Legal, evidenciando um ambiente mais bem preservado, com uma composição vegetacional mais complexa, abrangendo tanto formações savânicas quanto formações florestais típicas do Cerrado e da Caatinga, como a Savana Estépica Arborizada. A presença de vegetação arbóreo-arbustiva nessa área proporciona uma maior heterogeneidade de habitats, o que, por sua vez, pode suportar uma diversidade de espécies maior (Leal *et al*., 2005).

A similaridade de 50% observada entre essas duas unidades amostrais indica que, apesar das diferenças estruturais entre a vegetação e o nível de preservação, ambas as áreas compartilham características ambientais comuns que permitem a coexistência de espécies similares. Estudos realizados em outras áreas da Caatinga corroboram essa tendência, apontando que a presença de formações savânicas e arbustivas tende a favorecer a ocorrência de certas espécies de mamíferos, como *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato) e *Subulu gouazoubira* (veado-catingueiro), que são generalistas quanto ao habitat e conseguem se adaptar a diferentes graus de perturbação (Rocha *et al*., 2011). Além disso, áreas com maior complexidade estrutural, como a UA 04, tendem a sustentar uma maior diversidade de espécies, pois oferecem uma gama mais ampla de recursos e micro-habitats (Bezerra *et al*., 2009).

A diferença na composição de espécies entre as UAs 02 e 04 pode estar relacionada a fatores como a disponibilidade de recursos, o grau de perturbação antrópica e a heterogeneidade ambiental. A UA 02, com uma vegetação mais densa e arbustiva, pode ser mais suscetível a perturbações antrópicas, como pastoreio e desmatamento, o que pode influenciar a composição de espécies (Rodrigues *et al*., 2019). Já a UA 04, por ser uma área de Reserva Legal, apresenta um ambiente mais conservado, com menor interferência humana, o que pode favorecer a presença de espécies mais sensíveis à perturbação, como grandes herbívoros e predadores de topo (Campos *et al*., 2019).

De acordo com Bocchiglieri (2010), os padrões de similaridade observados entre a maioria das áreas podem ser explicados pela ocorrência de espécies frequentemente registradas na Caatinga. Localidades próximas apresentam determinadas espécies características dos biomas adjacentes, que acabam influenciando a composição de espécies dessas áreas, reforçando os padrões de similaridade detectados pela análise de Bray-Curtis.

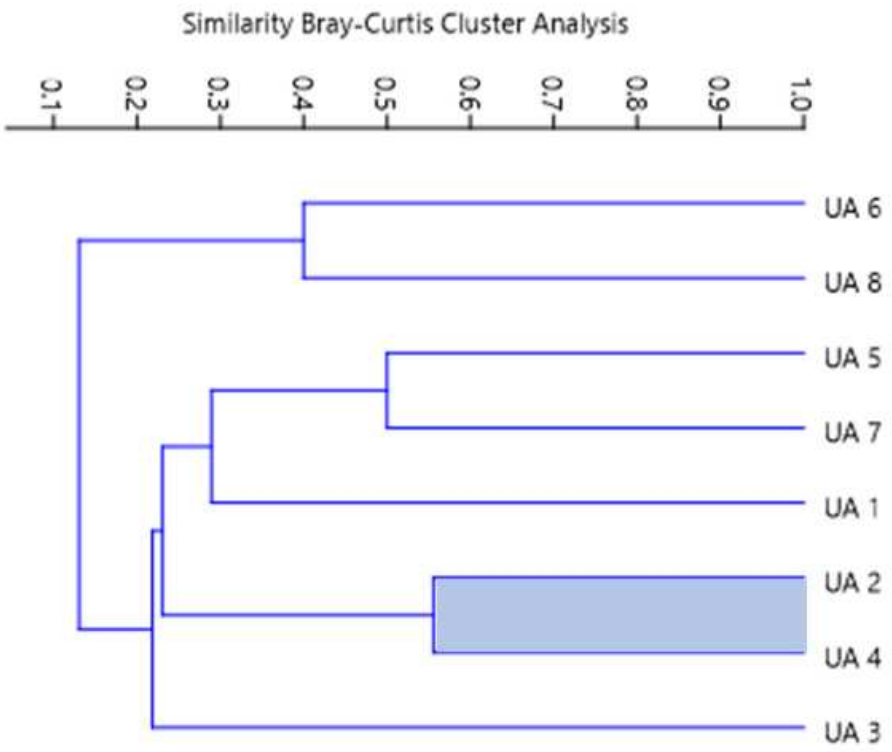


Figura 152. Dendrograma de similaridade de Bray-Curtis. Em azul, o agrupamento mais relevante.

- **Curva do acúmulo de espécies**

A observação do comportamento da curva calculada para os dados primários, baseada em dois estimadores (*Jackknife* e *Bootstrap*), indica que, embora esteja próxima, a assíntota não foi totalmente atingida. Isso corrobora a hipótese de que mais espécies podem ser adicionadas à área com o aumento do esforço amostral (Figura 77). A curva de acumulação mostra que, conforme o número de unidades amostrais aumenta, a riqueza observada (Sobs) se aproxima das estimativas fornecidas tanto pelo *Jackknife* quanto pelo *Bootstrap*. No entanto, nenhum dos estimadores atingiu um platô claro, sugerindo que o esforço adicional de amostragem ainda pode revelar novas espécies.

O estimador *Bootstrap* indica que pelo menos 92% das espécies esperadas para a região foram detectadas em campo, com uma estimativa de 15,2 espécies. Por outro lado, o estimador *Jackknife* 1 sugere que cerca de 88% das espécies esperadas foram registradas, com uma estimativa de 15,9 espécies (Figura 153). Esses valores indicam que, apesar de uma boa cobertura amostral, a diversidade completa da área ainda não

foi totalmente capturada, e a inclusão de novas espécies é esperada com um maior esforço de captura. A adição de novas espécies com maior esforço amostral é coerente com as listas de espécies publicadas na literatura, que sugerem que a região abriga uma diversidade ainda maior de espécies (Fonseca *et al*., 1996; Marinho-Filho *et al*., 2002; Oliveira *et al*., 2009). Assim, os resultados indicam que, enquanto a maioria das espécies presentes foi detectada, há potencial para a descoberta de espécies adicionais, especialmente aquelas que podem ser menos abundantes ou mais difíceis de capturar com os métodos de amostragem utilizados até o momento.

Estudos similares em outras regiões da Caatinga, como os conduzidos por Aximoff *et al*. (2021) e Beltrão-Mendes *et al*. (2023), também encontraram padrões onde a curva de acumulação de espécies não atinge um platô claro, sugerindo a presença de uma diversidade latente que pode ser revelada com um esforço amostral prolongado.

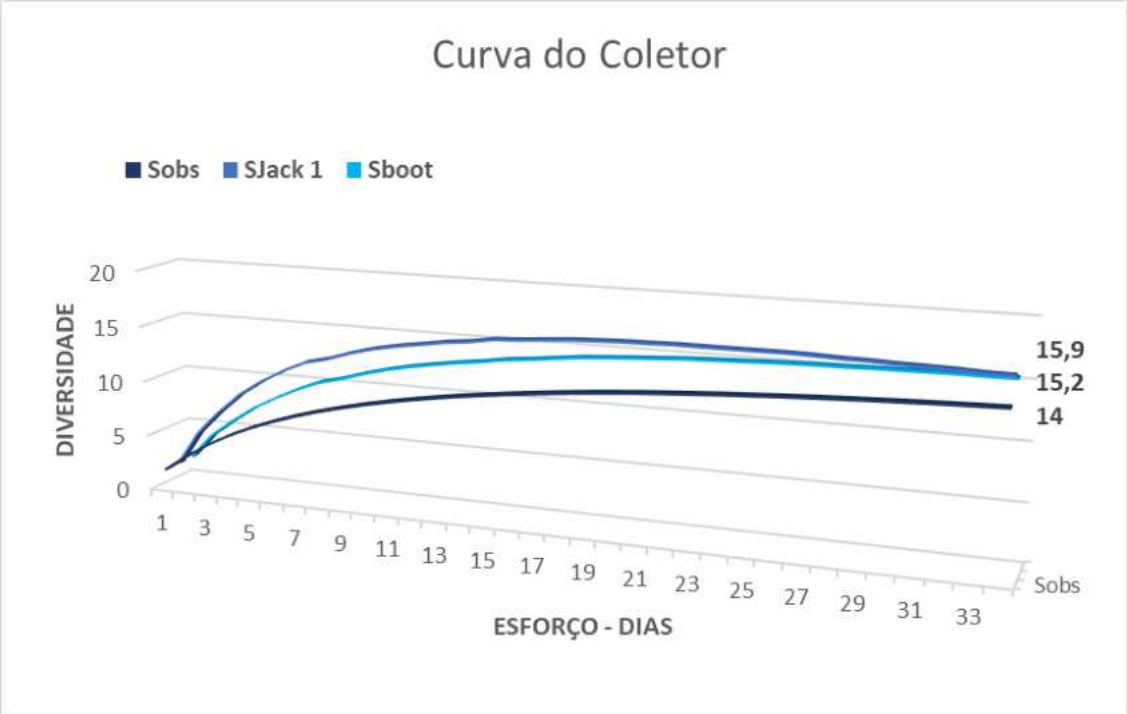


Figura 153. Curva de rarefação da mastofauna terrestre por campanha realizada no Conjunto Eólico Umburanas, considerando 1.000 randomizações.

- **Avaliação Ecológica da Comunidade Faunística**

Das espécies de mamíferos terrestres registradas no presente estudo, algumas são consideradas "Vulnerável" ou possuem *status* de conservação mais crítico segundo

as listas de espécies ameaçadas de extinção (IUCN, 2022.1; MMA, 2022). Entre elas, destaca-se o *Tolypeutes tricinctus* (tatu-bola), classificado como "Vulnerável" pela IUCN e como "Em Perigo" nas listas nacionais (MMA, 2022), sendo também incluído no Plano de Ação Nacional (PAN) Tatu-Bola, o que reforça a necessidade de ações de conservação específicas para essa espécie endêmica da Caatinga e do Cerrado.

Outra espécie de relevância é o *Kerodon rupestris* (mocó), classificado como "Vulnerável" na lista nacional de espécies ameaçadas (MMA, 2022). O declínio populacional desta espécie foi estimado em pelo menos 30% nos últimos dez anos, e esse declínio ainda não cessou, evidenciando a urgência de medidas de conservação para a sua proteção.

Além dessas, o *Puma concolor* (onça parda), *Herpailurus yagouaroundi* (gato mourisco) e *Leopardus pardalis* (jaguatirica). que, apesar de ser classificado como "Pouco Preocupante" pela IUCN, é listado como "Vulnerável" no contexto brasileiro (MMA, 2022) e é considerados "Vulnerável" pela SEMA (2017). Ambos os felinos são prioritários em termos de conservação devido à pressão da caça e perda de habitat e integram as espécies-alvo do Plano de Ação dos Pequenos Felinos.

Este *status* reflete as pressões específicas que essa espécie enfrenta no estado, como a fragmentação do habitat, a perda de conectividade entre fragmentos florestais e o aumento dos conflitos com atividades humanas, incluindo a caça e a perseguição por supostos ataques a animais domésticos (de Taca, 2007; Peters *et al*., 2016).

O *Tolypeutes tricinctus* (tatu-bola), listado como "Em Perigo" pela SEMA (2017), enfrenta diversas ameaças, especialmente relacionadas à caça intensiva e à destruição do seu habitat. A inclusão dessa espécie na lista de "Em Perigo" tanto no contexto estadual quanto nacional, e sua proteção através do PAN Tatu-Bola, evidencia a urgência de medidas de conservação direcionadas para a sua sobrevivência a longo prazo, particularmente em ecossistemas altamente ameaçados como a Caatinga (Feijó *et al*., 2023) (Tabela 25).

Com relação a lista CITES, *Cerdocyon thous* (raposa-do-campo) e *Herpailurus yagouaroundi* (gato mourisco) estão listadas no Apêndice II. Já *Puma concolor* (onça parda) e *Leopardus pardalis* (jaguatirica) estão listadas no Apêndice I, o que indica que

são espécies com maior risco de extinção e que o comércio internacional é permitido apenas em circunstâncias excepcionais.

Tabela 25. Espécies avaliadas através das listas de espécies ameaçadas oficiais.

ESPÉCIE	NOME COMUM	IUCN	MMA	CITES	SEMA	PAN
Leopardus pardalis	jaguatirica	LC	VU	I	VU	Pan de Pequenos Felinos
Puma concolor	onça parda	LC	VU	I	VU	Pan de Felinos
Herpailurus yagouaroundi	gato-mourisco	LC	VU	II	VU	Pan de Pequenos Felinos
Tolypeutes tricinctus	tatu-bola	VU	EN		EN	PAN Tatu-Bola
Kerodon rupestris	mocó	LC	VU		LC	

Das 183 espécies de mamíferos que ocorrem na Caatinga, pelo menos 11 são consideradas endêmicas do bioma (Carmignotto & Astúa, 2017). Na área de influência direta do empreendimento, o tatu-bola (*Tolypeutes tricinctus*) e o mocó (*Kerodon rupestris*), são consideradas endêmicas do bioma. Essas espécies são particularmente importantes para a manutenção da biodiversidade da Caatinga, pois sua distribuição é restrita a esse bioma, o que as torna altamente vulneráveis a mudanças ambientais e à degradação de seu habitat (Leal *et al*., 2005). Além dessas, o *Thrichomys inermis*, endêmico do estado da Bahia, também foi registrado durante a amostragem.

Para os mamíferos, particularmente, a principal fonte de ameaça está relacionada à perda e fragmentação de habitat, um processo que tem sido constante na Caatinga e persiste há séculos desde a colonização (Leal, 2005). Essa situação é agravada pela perda de habitats associados aos afloramentos rochosos, que são essenciais para a sobrevivência de determinadas espécies, como mencionado por Bonvicino *et al*. (2018), uma vez que alguns animais vivem em estrita associação com esses ambientes. A fragmentação de habitats não apenas isola populações, mas também limita o fluxo gênico, o que pode reduzir a variabilidade genética e aumentar o risco de extinção local (Haddad *et al*., 2015).

Apesar de a Caatinga ter perdido grande parte de suas áreas originais ao longo do tempo, as iniciativas de conservação instituídas para as áreas do Conjunto Eólico Umburanas, tais como ações de recuperação de áreas degradadas e monitoramento dos resgates de flora, principalmente na fase de operação do empreendimento, têm

auxiliado na preservação de grandes blocos de vegetação com alto grau de conectividade. Essas ações são fundamentais, pois a conectividade entre fragmentos de habitat permite a movimentação de espécies, o que é vital para a manutenção de populações viáveis a longo prazo (Tischendorf & Fahrig, 2000).

Os grandes carnívoros são espécies que necessitam de um grande arcabouço alimentar para se manterem presentes no ambiente. No monitoramento realizado nas campanhas 13 e 15 no empreendimento, destaca-se o registro das espécies *Puma concolor* (onça parda), *Herpailurus yagouaroundi* (gato mourisco) e *Leopardus pardalis* (jaguatirica). Considerados predadores de topo de cadeia, e requerem grandes extensões territoriais para manter uma população viável (Swank & Teer, 1989). Além disso, a presença desses predadores de topo indica um ecossistema relativamente saudável, pois esses animais desempenham um papel crucial na regulação das populações de presas e na manutenção do equilíbrio ecológico (Estes *et al*., 2011).

Outro indicativo positivo é a presença de espécies com potencial para dispersar sementes, como os roedores (*Thrichomys inermis, Kerodon rupestris* e *Galea spixii*), que ingerem frutos e são capazes de transportar sementes viáveis a longas distâncias, depositando-as em locais propícios à sua germinação contribuindo para a manutenção da diversidade genética das plantas (Forget & Wenny, 2005).

As 06 espécies de carnívoros registradas através dos dados primários (*c. thous, Leopardus pardalis, Puma concolor, Herpailurus yagouaroundi, Conepatus semistriatus* e *Eira barbara*), que eventualmente podem entrar em conflito com humanos ao se alimentarem de aves, ovos e outros animais domésticos, causam impacto econômico para pequenos produtores (Mendonça *et al*., 2012; Beisiegel, 2013). Como retaliação, esses carnívoros são perseguidos e mortos, algumas vezes por envenenamento (Lemos *et al*., 2011). Essa prática de retaliação pode levar ao declínio local de populações de carnívoros, o que, por sua vez, pode ter efeitos em cascata sobre o ecossistema, como o aumento de populações de herbívoros e roedores, potencialmente levando a danos agrícolas ainda maiores (Ripple *et al*., 2014).

A caça e a perseguição aplicada à fauna silvestre são atividades ilegais, porém frequentemente praticadas em áreas protegidas em todo o território brasileiro. Tradicionalmente, a caça é direcionada a espécies cinegéticas e realizada para

subsistência. No entanto, muitas vezes a carne de animais silvestres alimenta um comércio clandestino que pode envolver setores mais privilegiados da sociedade (Fontana *et al*., 2003; Peters *et al*., 2011). Algumas espécies registradas durante este monitoramento são muito apreciadas para alimentação, sendo, portanto, submetidas à pressão da caça (Cajaiba *et al*., 2015), como, por exemplo o veado-catingueiro (*Subulo gouazoubira*).

As interações ecológicas que se estabelecem entre as espécies de mamíferos são extremamente importantes para a conservação de várias outras espécies de animais e plantas, principalmente em ambientes fragmentados. As espécies frugívoras e herbívoras desempenham um papel vital na manutenção da diversidade da flora, através da dispersão e predação de sementes e plântulas (Wright *et al*., 2000; Pardini *et al*., 2003).

Simultaneamente, os carnívoros regulam as populações de herbívoros e frugívoros através da manutenção das populações ou modificação de comportamentos, conforme relatado por Pardini *et al*. (2003) e Schneider (2001). A baixa densidade, ou a extinção local de predadores de topo, aparentemente leva ao aumento de densidade de espécies de médio porte de hábitos generalistas, o que pode, por sua vez, causar alterações drásticas nas comunidades de pequenos vertebrados, como aves ou pequenos mamíferos (Crooks & Soulé, 1999). Essa dinâmica pode resultar em uma perda de biodiversidade local e na simplificação das redes tróficas, o que compromete a resiliência do ecossistema frente às mudanças ambientais (Terborgh *et al*., 2001). Felizmente, essa prática não foi visualizada nas áreas de influência do empreendimento.

- **Análise Integrada dos Monitoramentos Realizados**

Considerando todas as campanhas realizadas na fase de operação do empreendimento, foram registrados 1.235 indivíduos pertencentes a 32 espécies. Desses, 24 espécies são caracterizadas como médios e grandes mamíferos, e 08 espécies são categorizados como mamíferos de pequeno porte.

Os resultados das campanhas de monitoramento de mastofauna terrestre realizadas entre 2019 e 2024 revelam uma variação expressiva tanto na abundância

quanto na riqueza de espécies. Observou-se um aumento contínuo na quantidade de indivíduos e na diversidade específica de 2019 a 2021, com registros de 321 indivíduos em 2019, 159 em 2020 e um significativo aumento para 403 indivíduos em 2021. A riqueza de espécies se manteve similar nos três anos, no entanto, a partir de 2022, houve uma redução tanto na abundância quanto na riqueza de espécies, com 221 indivíduos em 2022, 91 em 2023 e 40 em 2024.

Contudo, é importante enfatizar que essa redução observada não necessariamente reflete um declínio populacional, mas pode estar associada a uma série de fatores ecológicos e metodológicos que influenciam a detecção de mamíferos terrestres.

O aumento da abundância e da riqueza de espécies até 2021 pode estar relacionado a fatores como maiores níveis de precipitação, aumento da disponibilidade de recursos alimentares e condições climáticas mais favoráveis, especialmente em um bioma altamente sazonal como a Caatinga (Leal *et al*., 2005). O aumento no esforço amostral em 2021 (com três campanhas) também pode ter contribuído para um número maior de indivíduos e espécies registrados, uma vez que maior esforço amostral tende a aumentar a probabilidade de detecção de espécies raras (Santos *et al*., 2019).

A partir de 2022, observa-se uma redução tanto na abundância quanto na riqueza de espécies. Esse padrão pode ser explicado por diversos fatores, incluindo:

Flutuações climáticas: A Caatinga é conhecida por ser um bioma altamente influenciado pela sazonalidade e variabilidade das precipitações. Reduções nas chuvas podem afetar diretamente a disponibilidade de recursos e a atividade das espécies, resultando em uma diminuição no número de indivíduos observados (Rocha *et al*., 2011).

Temperaturas e estresse térmico: Temperaturas elevadas em períodos secos podem influenciar negativamente a atividade de alguns mamíferos, reduzindo sua detecção durante as campanhas de monitoramento.

Fase lunar: A fase da lua pode afetar a atividade de mamíferos noturnos, sendo que em noites de lua cheia, espécies de pequeno e médio porte tendem a diminuir sua atividade devido ao maior risco de predação (Prado *et al*., 2020).

Diferenças no esforço amostral: A variação no número de campanhas entre os anos, como observado em 2021 (três campanhas) e 2024 (uma campanha), pode ter grande influência nos resultados. Campanhas mais curtas ou em menor número podem subestimar a diversidade.

Além disso, a estabilização da riqueza de espécies, observada pela manutenção de 23 espécies entre 2019 e 2021, seguida de uma redução para 18 espécies em 2022 e 2023, pode indicar que a comunidade de mamíferos na área de estudo está se aproximando de um ponto de equilíbrio, no qual as espécies mais comuns e resilientes já foram detectadas, enquanto espécies raras ou mais sensíveis podem estar menos representadas devido a variações ambientais ou pressão antrópica. Estudos anteriores em áreas de Caatinga demonstraram que, em áreas com maior pressão humana, a riqueza tende a estabilizar após um certo tempo de monitoramento, enquanto a abundância pode flutuar dependendo das condições ambientais (Albuquerque *et al*., 2012) (Tabela 26; Figura 154).

Tabela 26. Comparativo das abundâncias e riquezas nos monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Umburanas.

CAMPANHAS 2019	
Abundância (N)	321
Riqueza (S)	23
CAMPANHAS 2020	
Abundância (N)	159
Riqueza (S)	23
CAMPANHAS 2021	
Abundância (N)	403
Riqueza (S)	23
CAMPANHAS 2022	
Abundância (N)	221
Riqueza (S)	18
CAMPANHA 2023	
Abundância (N)	91
Riqueza (S)	18
CAMPANHA 2024	

Abundância (N)	40
Riqueza (S)	12
ACUMULADO	**TOTAL**
Abundância (N)	**1235**
Riqueza (S)	**32**

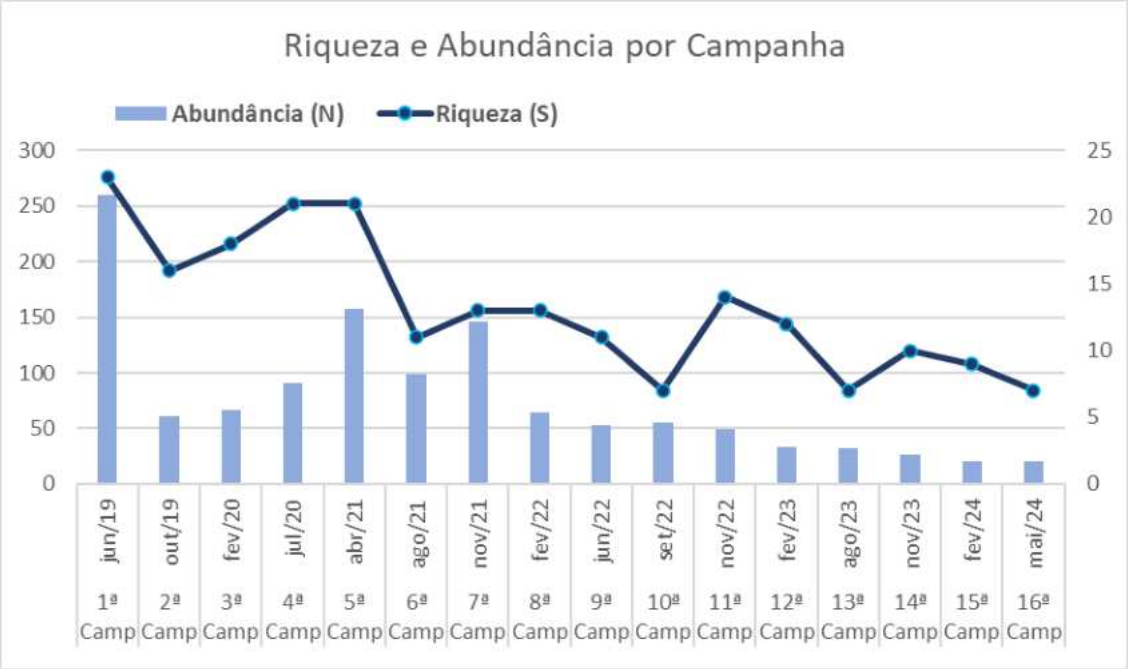


Figura 154. Riqueza e abundância de pequenos, médios e grandes mamíferos considerando todas as campanhas realizadas.

O monitoramento da mastofauna terrestre no Conjunto Eólico Umburanas, revela uma variação sazonal significativa na abundância e riqueza de espécies entre os períodos de seca e chuva. Entre 2019 e 2024, a maior abundância e riqueza de mamíferos terrestres foi registrada durante a época de seca, com um total de 460 indivíduos e 30 espécies. No período chuvoso, foram registrados 372 indivíduos e 28 espécies. Essa tendência sugere que, na Caatinga, a sazonalidade desempenha um papel crucial na determinação da atividade e detecção de mamíferos. (Tabela 27 e Figura 155).

A Caatinga é um bioma caracterizado por estações bem definidas, com uma longa estação seca e uma curta estação chuvosa (Silva *et al*., 2017). Durante a estação seca, as espécies de mamíferos podem concentrar-se em áreas com recursos hídricos remanescentes, como fontes de água e vegetação mais densa, o que pode aumentar a detectabilidade desses animais em campanhas de monitoramento (Rocha *et al*., 2011).

Além disso, durante a seca, a redução da cobertura vegetal pode facilitar a observação e captura de espécies, resultando em maior abundância registrada.

Por outro lado, durante o período chuvoso, há um aumento na disponibilidade de recursos alimentares e hídricos, o que pode levar à dispersão das espécies por áreas mais amplas, dificultando sua detecção (Albuquerque *et al*., 2012). Apesar disso, a riqueza registrada na época chuvosa foi próxima à da seca, com 28 espécies. Isso pode indicar que a comunidade de mamíferos está relativamente estável em termos de composição de espécies, sendo influenciada mais pela abundância de indivíduos do que pela entrada ou saída de novas espécies no sistema durante diferentes épocas do ano.

Estudos realizados em outras áreas do bioma da Caatinga, especialmente na Bahia, apresentam padrões semelhantes de variação sazonal na mastofauna. Por exemplo, Leal *et al*. (2005) demonstraram que, em áreas de Caatinga do interior da Bahia, a abundância de mamíferos tende a ser maior durante a seca, quando os animais se concentram em áreas onde os recursos são mais previsíveis. Essa concentração aumenta a probabilidade de detecção, especialmente de espécies de médio e grande porte, como *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato) e *Euphractus sexcinctus* (tatu-peba), que são mais facilmente observados em áreas abertas com menor densidade de vegetação.

Além disso, estudos como o de Gonçalves *et al*. (2015) em áreas de Caatinga do nordeste brasileiro também reportam maiores abundâncias durante a seca. Esses estudos indicam que, em biomas sazonalmente secos como a Caatinga, a variação na atividade de mamíferos é um reflexo da disponibilidade de recursos e da necessidade de otimização de suas atividades de forrageamento e deslocamento, especialmente em períodos de restrição hídrica.

O monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas reflete os padrões típicos de biomas como a Caatinga, onde as estratégias adaptativas dos mamíferos são moldadas pela seca prolongada e pela brevidade da estação chuvosa. A maior abundância de indivíduos durante a seca pode ser explicada pela maior concentração de recursos em pontos específicos, o que força as espécies a utilizarem as mesmas áreas, aumentando sua detectabilidade.

A leve diferença na riqueza entre as estações pode indicar que a comunidade de mamíferos na área de estudo é relativamente estável, com a maioria das espécies sendo resilientes às flutuações sazonais de recursos (Santos *et al*., 2019). No entanto, a diferença na abundância entre os períodos sugere que os mamíferos, especialmente de médio e grande porte, apresentam mudanças em seus padrões de uso do habitat e atividades durante as diferentes estações, como já observado em outras regiões da Caatinga (Prado *et al*., 2020).

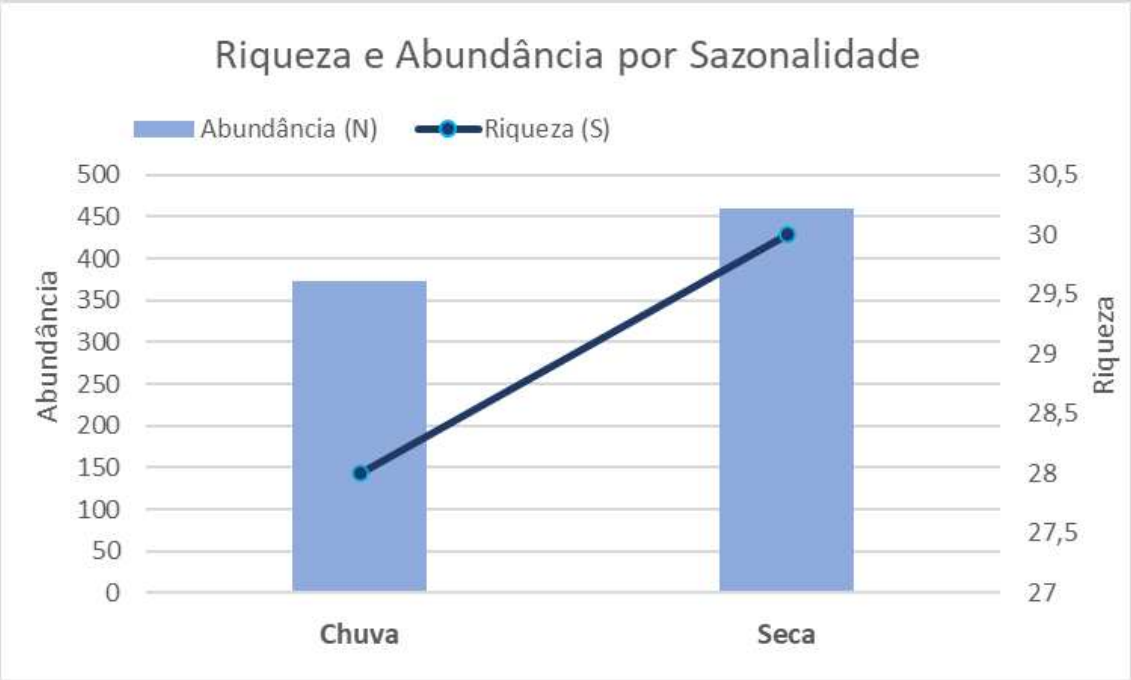


Figura 155. Variação sazonal da riqueza e abundância de mamíferos registrados durante os monitoramentos no Conjunto Eólico Umburanas.

Tabela 27. Lista Geral de espécies da mastofauna terrestre registradas durante todos os monitoramentos realizados.

ESPÉCIE	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	8ª	9ª	10ª	11ª	12ª	13ª	14ª	15ª	16ª
	SECA	CHUVA		SECA			CHUVA		SECA		CHUVA		SECA	CHUVA		SECA
Callithrix penicillata	X		X	X												
Subulo gouazoubira					X	X	X	X	X	X	X	X				
Pecari tajacu					X		X	X	X		X					
Cerdocyon thous	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Leopardus pardalis	X	X	X	X	X		X			X	X			X	X	X
Leopardus tigrinus	X	X	X	X	X	X		X	X			X				
Puma concolor	X		X		X	X		X	X		X	X	X		X	
Puma yagouaroundi	X	X		X	X									X		X
Conepatus semistriatus	X	X	X	X	X	X		X	X		X	X		X	X	
Eira barbara	X	X									X			X		
Nasua nasua											X					
Procyon cancrivorus						X										
Subulo gouazoubira	X	X	X	X									X	X	X	X
Pecari tajacu	X		X	X									X	X		X
Tayassu pecari			X													
Euphractus sexcinctus	X	X		X	X						X					
Tolypeutes tricinctus	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X
Dasypus novencinctus	X	X	X	X												
Cabassous unicinctus	X		X	X												
Didelphis albiventris	X		X	X	X											
Gracilinanus agilis	X	X					X	X	X			X				
Monodelphis domestica	X	X		X	X		X	X				X			X	
Tamandua tetradactyla	X		X	X	X		X						X	X		
Dasyprocta nigriclunis	X		X	X							X					
Galea spixii	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	
Kerodon rupestris	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Calomys expulsus					X											
Cerradomys sp					X											
Wiedomys pyrrhorhinos	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X				
Guerlinguetus ingrami					X											
Dasyprocta nigriclunis					X		X									
Thrichomys inermis	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X		X	

- **Curva de acumulação de espécies**

Os resultados das curvas de acumulação de espécies para mamíferos médios indicam uma progressiva estabilização no número de espécies observadas à medida que o esforço amostral aumentou. No início das campanhas, o número de espécies registradas cresceu rapidamente, mas essa taxa de incremento diminuiu com o tempo, sugerindo que a maioria das espécies presentes na área foi detectada. Com 16 campanhas realizadas, o número de espécies observadas (Sobs) chegou bem próximo a assíntota, indicando que o esforço amostral foi adequado para capturar a maior parte da diversidade de mamíferos na área de estudo.

No entanto, as estimativas obtidas pelos indicadores *Jackknife* (Sjack) e *Bootstrap* (Sboot) indicam que pode haver algumas espécies adicionais ainda não detectadas. O Sjack estima a presença de até 37,3 espécies e o Sboot sugere uma riqueza de cerca de 34,3 espécies. Ainda assim, as campanhas registraram 85% e 93% da diversidade esperada, respectivamente.

A leve diferença entre as espécies observadas e as estimadas pelos métodos *Jackknife* e *Bootstrap* pode ser explicada por vários fatores. Espécies de baixa densidade, com distribuição restrita, ou que apresentam comportamentos crípticos, podem não ter sido detectadas pelos métodos de amostragem utilizados. Estes fatores tornam essas espécies mais difíceis de registrar, especialmente quando os métodos de amostragem não são otimizados para detectar espécies elusivas (Gotelli & Colwell, 2001). Além disso, a sazonalidade e as mudanças no habitat podem afetar a presença e a atividade de certas espécies, resultando em uma menor probabilidade de detecção durante as campanhas de amostragem (O'Brien *et al*., 2003).

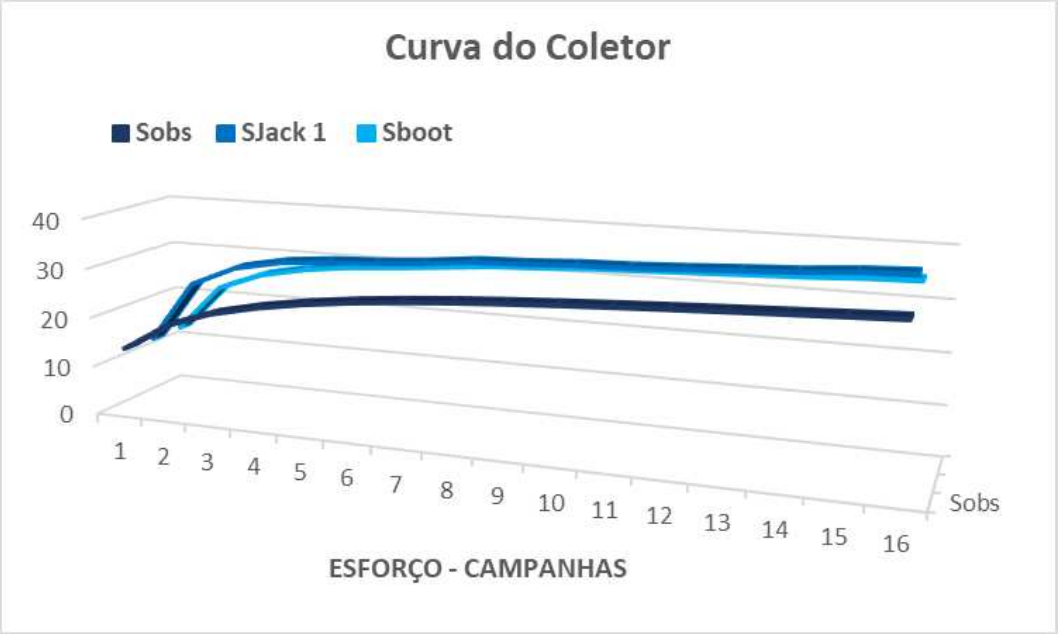


Figura 156. Curva de acumulação (Sobs) e estimativas de riqueza (Sboot e Sjack1) para os mamíferos amostras durante o monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas. As barras de erro significam o intervalo de confiança a 95% para 1.000 aleatorizações das amostragens.

Das espécies de mamíferos terrestres registradas no presente estudo, algumas são consideradas "Vulnerável" pela Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção (IUCN, 2024), são elas: *Tolypeutes tricinctus* (tatu bola), *Leopardus tigrinus* (gato do mato), *Herpailurus yagouaroundi* (gato mourisco), *Puma concolor* (onça parda) e *Tayassu pecari* (queixada).

O *Herpailurus yagouaroundi* (gato mourisco), o *Leopardus tigrinus* (gato do mato), o *Puma concolor* (onça parda) e a *Tayassu pecari* (queixada) também são considerados "Em Perigo" pela lista do MMA 2022,

O *Kerodon rupestris* (mocó), apesar de não estar contido nas listas citadas acima, se enquadra como "Vulnerável" pelo Livro Vermelho de Fauna Ameaçada de Extinção (ICMBIO, 2018). Suspeita-se que houve um declínio populacional de pelo menos 30% nos últimos dez anos. Este declínio não cessou. Por estas razões, *Kerodon rupestris* foi categorizada como "Vulnerável" (VU), pelo critério A2d, o qual se refere a redução da população observada, estimada, inferida ou suspeitada de ter ocorrido no passado, sendo que as causas da redução podem não ter cessado ou não ser compreendidas ou não ser reversíveis (ICMBIO,2018).

Das 183 espécies de mamíferos que ocorrem na Caatinga, pelo menos 11 são consideradas endêmicas do bioma (Carmignotto & Astúa, 2017). Na área de influência direta do empreendimento, apenas o mocó é endêmico (Carmignotto & Astúa, 2017).

Para os mamíferos, particularmente, a principal fonte de ameaça está relacionada a perda e fragmentação de *habitat*, que tem sido constante na Caatinga e perdura por séculos desde a colonização (Leal, 2005). Assim como a perda de *habitats* associados aos afloramentos rochosos (Bonvicino *et al*., 2018), pois alguns animais vivem em estrita associação a esses tipos de ambientes.

Apesar da Caatinga ter perdido muito de suas áreas originais ao longo do tempo, as iniciativas de conservação instituídas para as áreas do Conjunto Eólico Umburanas, como as ações de recuperação de áreas degradas e monitoramentos dos resgates de flora, principalmente na fase de operação do empreendimento, tem auxiliado na preservação de grandes blocos de vegetação com alto grau de conectividade.

Os grandes carnívoros são espécies que precisam de um grande arcabouço alimentar para se manterem presentes no ambiente. No monitoramento realizado durante os anos de 2019 a 2022 no empreendimento, merece destaque o registro da espécie *Puma concolor* (onça parda), observada em quase todas as campanhas de monitoramento, pois trata-se de um dos maiores felinos da região neotropical, considerado como predador topo de cadeia e requer grandes extensões territoriais para manter uma população viável (Swank & Teer, 1989).

Outro indicativo é a presença de espécies com potencial para dispersar sementes, como os roedores (*Thrichomys inermis, Kerodon rupestris, Dasyprocta nigriclunis* e *Galea spixii*), uma vez que ingerem frutos e são capazes de transportar sementes viáveis a longas distâncias, depositando-as em locais propícios à sua germinação, o que apresenta um papel fundamental na dinâmica e estrutura das populações de plantas neotropicais.

As nove espécies de carnívoros registrados através dos dados primários (*C. thous*, *P. cancrivorus, C. semistriatus, Eira barbara, Nasua nasua, H. yagouaroundi, Leopardus tigrinus, Leopardus pardalis* e *Puma Concolor*) que eventualmente podem entrar em conflito com humanos, ao se alimentarem de aves e/ou ovos e outros animais

domésticos, causando algum impacto econômico para os pequenos produtores (Mendonça *et al*., 2012; Beisiegel, 2013). Como retaliação, são perseguidos e mortos, algumas vezes por envenenamento (Lemos *et al*., 2011).

A caça e a perseguição aplicada a fauna silvestre são atividades ilegais frequentemente praticadas em áreas protegidas em todo território brasileiro. Tradicionalmente a caça é direcionada a espécies cinegéticas e efetuada para subsistência. No entanto, muitas vezes a carne de animais silvestres alimenta um comércio clandestino que pode envolver um setor mais privilegiado da sociedade (Fontana *et al.,* 2003; Peters *et al.*, 2011). Algumas espécies registradas durante este monitoramento são muito apreciadas para alimentação, sendo assim submetidas a pressão da caça (Cajaiba *et al.,* 2015), como por exemplo o tatu galinha (*Dasypus novemcinctus*), o tatu peba (*Euphractus sexcinctus*), o veado catingueiro (*Subulo gouazoubira)* e o caititu (*Pecari tajacu*).

As interações ecológicas que se estabelecem entre as espécies de mamíferos são muito importantes para a conservação de várias outras espécies de animais e plantas, principalmente em ambientes fragmentados. As espécies frugívoras e herbívoras, desempenham papel muito importante na manutenção da diversidade da flora, através da dispersão e predação de sementes e de plântulas (Wright *et al.,* 2000; Pardini *et al.,* 2003).

Ao mesmo tempo, os carnívoros regulam as populações de herbívoros e frugívoros através da manutenção das populações ou modificação de comportamentos, como relatam Pardini *et al.* (2003) e Schneider (2001). A baixa densidade, ou a extinção local de predadores de topo, aparentemente leva também ao aumento de densidade de espécies de médio porte de hábitos generalistas, o que pode, por sua vez, causar alterações drásticas nas comunidades de pequenos vertebrados, como aves ou pequenos mamíferos (Crooks & Soulé, 1999).

Além da fragmentação e da caça, a região constitui uma região de acesso livre aos bovinos pertencentes aos criadores vizinhos que foram observados em quase todas as UAs. A alta incidência destes animais tem sido reconhecida como grande fonte de degradação da vegetação de ambientes áridos (Leal *et al*., 2003). Mais especificamente, a herbivoria por bovinos está associada à redução do recrutamento, do crescimento e

da distribuição geográfica de várias espécies de plantas herbáceas, arbustivas e arbóreas (Perevolotsky & Haimov, 1992; OBA, 1998). Além disso, existem evidências que a herbivoria por estes animais pode afetar a estrutura, a capacidade de regeneração da vegetação (Perevolottsky & Haimov, 1992) e alterar drasticamente os padrões de ciclagem de nutrientes e de fluxo de energia nos ecossistemas (Severson & Debano, 1991) interferindo na distribuição da fauna associada.

No âmbito internacional, conforme a Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e Flora Selvagem Ameaçadas de Extinção (CITES), três espécies registradas neste estudo estão incluídas no Apêndice I, que abrange espécies ameaçadas de extinção e sujeitas às maiores restrições comerciais: *Puma concolo*, *Leopardus pardalis* e *Leopardus tigrinus*. Além disso, outras três espécies foram listadas no Apêndice II, que inclui espécies que, embora não necessariamente ameaçadas de extinção, podem se tornar ameaçadas se o comércio não for rigorosamente controlado: *Cerdocyon thous* e *Tayassu pecari* (CITES, 2022) (Tabela 28).

Tabela 28. Espécies avaliadas através das listas de espécies ameaçadas oficiais.

TÁXON	IUCN 2024	IBAMA/MMA 2014	SEMA/BA	CITES
Callithrix Penicillata	LC	LC	LC	
Cabassous Unicinctus	LC	LC	LC	
Calomys expulsus	LC	LC	LC	
Cerdocyon thous	LC	LC	LC	II
Cerradomys sp	LC	LC	LC	
Conepatus semistriatus	LC	LC	LC	
Dasyprocta nigriclunis	LC	DD	LC	
Dasypus novencinctus	LC	LC	LC	
Didelphis albiventris	LC	LC	LC	
Eira Barbara	LC	LC	LC	
Euphractus sexcinctus	LC	LC	LC	
Galea spixii	LC	LC	LC	
Gracilinanus agilis	LC	LC	LC	
Guerlinguetus Ingrami	LC	LC	LC	
Herpailurus yagouaroundi	LC	VU	VU	II
Kerodon rupestris	LC	VU	VU	
Leopardus pardalis	LC	VU	VU	I

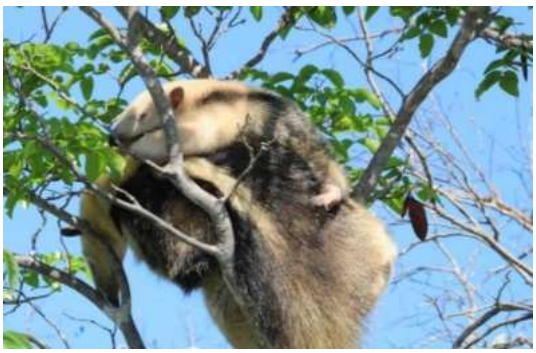
TÁXON	IUCN 2024	IBAMA/MMA 2014	SEMA/BA	CITES
Leopardus tigrinus	VU	EN	VU	I
Monodelphis domestica	LC	LC	LC	
Nasua Nasua	LC	LC	LC	
Pecari tajacu	LC	LC	LC	
Procyon Cancrivorus	LC	LC	LC	
Puma concolor	LC	NT	VU	I
Rhipidomys macrurus	LC	LC	LC	
Subulu gouazoubira	LC	LC		
Tamandua Tetradactyla	LC	LC	LC	
Tayassu pecari	VU	EN	VU	II
Thrichomys inermis	LC	LC	LC	
Tolypeutes tricinctus	VU	EN	EN	
Wiedomys pyrrhorhinos	LC	LC	LC	

- **Registro das espécies**

Os registros diretos e indiretos obtidos durante o monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas estão representados abaixo (Figura 157):



Pegada de *Puma concolor*



Tamandua tetradactyla



Thrichomys inermis



Kerodon rupestris



Subulo gouazoubira



Pecari tajacu



Puma concolor



Puma concolor



Leopardus pardalis



Tolypeutes tricinctus



Eira barbara



Galea spixii



Leopardus pardalis



Pecari tajacu



Subulo gouazoubira



Cerdocyon thous

Figura 157. Registros da Mastofauna terrestre durante o monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas.

- **Considerações Finais**

O monitoramento da mastofauna terrestre realizado no Conjunto Eólico Umburanas ao longo do ciclo anual de 2023/2024 apresentou uma diversidade de 04 espécies de pequenos mamíferos, distribuídas em duas ordens e 03 famílias, totalizando uma abundância de 32 indivíduos. No grupo dos mamíferos de médio e grande porte, foram identificados registros e vestígios de 10 espécies, distribuídas em 04 ordens e 09 famílias, no total, foram registrada uma abundância de 98 indivíduos destacando-se a ordem Carnívora, que abrangeu sete espécies.

O monitoramento da mastofauna terrestre no Conjunto Eólico de Umburanas revela uma composição faunística representativa do bioma Caatinga, destacando a presença de espécies com funções ecológicas cruciais, como o controle da vegetação e a dispersão de sementes.

A riqueza observada, aliada à alta taxa de detecção de espécies, sugere que o monitoramento está sendo eficaz em capturar a diversidade de mamíferos local, sem

indicar sinais de impactos negativos significativos decorrentes das atividades do empreendimento. Durante todo o monitoramento, o grupo dos pequenos mamíferos, que compreendeu 04 espécies, tiveram *Kerodon rupestris* (mocó) como o mais frequentemente capturado.

Em relação aos médios e grandes mamíferos, foram registradas 10 espécies, com destaque para a ordem Carnívora, que incluiu espécies, como *Puma concolor* (onça parda), *Herpailurus yagouaroundi* (gato mourisco) e *Leopardus pardalis* (jaguatirica). A presença desses predadores de topo, que possuem exigências em termos de extensão territorial e disponibilidade de presas, é um forte indicativo da integridade ecológica da área monitorada.

Esses carnívoros desempenham um papel importante na regulação das populações de presas e na manutenção do equilíbrio das comunidades biológicas, e sua detecção em números estáveis sugere que as interações tróficas na área de estudo permanecem inalteradas, sem evidências de perturbações significativas causadas pelo empreendimento eólico.

A análise comparativa entre as UAs sugere que a heterogeneidade ambiental desempenha um papel central na distribuição da fauna de mamíferos, sendo a vegetação arbustiva mais densa na UA 2, um fator promotor de maior riqueza de espécies, enquanto áreas mais abertas tendem a suportar maior abundância de indivíduos, como na UA1. Esses resultados reforçam a importância de considerar a estrutura da vegetação e a heterogeneidade ambiental em estratégias de conservação, especialmente em ecossistemas vulneráveis como a Caatinga.

A análise de similaridade realizada com base no índice de Bray-Curtis evidencia a importância de preservar áreas com diferentes graus de heterogeneidade ambiental, como forma de manter a diversidade de mamíferos terrestres na Caatinga. A manutenção de áreas de Reserva Legal, como a UA 04, é fundamental para a conservação de espécies mais sensíveis à perturbação, enquanto áreas como a UA 02, com menor grau de conservação, podem desempenhar um papel importante na manutenção de espécies mais generalistas e resilientes.

A análise temporal do monitoramento de mamíferos terrestres no Conjunto Eólico Umburanas, mostra uma clara influência da sazonalidade nos padrões de abundância e, em menor escala, na riqueza de espécies. A maior abundância registrada durante a seca está de acordo com estudos prévios realizados no bioma da Caatinga, que apontam para a concentração de espécies em áreas com recursos previsíveis durante esse período. A estabilidade na riqueza de espécies sugere que a comunidade de mamíferos na área de estudo é resiliente, mas que sua abundância pode variar substancialmente em resposta às condições ambientais sazonais.

As curvas de acumulação de espécies, tanto para pequenos quanto para médios e grandes mamíferos, indicaram uma estabilização progressiva no número de espécies observadas à medida que o esforço amostral aumentou. Essa estabilização é um sinal positivo, pois demonstra que o esforço de amostragem foi suficiente para capturar a maior parte da diversidade de mamíferos na área. No entanto, os estimadores *Jackknife* e *Bootstrap* sugerem que algumas espécies adicionais ainda podem estar presentes e não foram detectadas, especialmente aquelas de baixa densidade ou comportamentos crípticos.

Em termos comparativos, a riqueza geral de mamíferos registrada no Conjunto Eólico Umburanas corresponde a aproximadamente 43% das espécies encontradas no Parque Nacional Boqueirão da Onça, uma área de alta prioridade para a conservação da mastofauna na Caatinga. Embora a riqueza seja menor em comparação com o Parque Nacional, a representatividade é relevante e indica que a área de influência do empreendimento ainda suporta uma diversidade significativa de mamíferos, mesmo com a presença de infraestrutura eólica.

Por fim, o monitoramento contínuo ao longo dos anos tem mostrado que, apesar das flutuações na abundância e na riqueza de espécies, não há indícios claros de que o empreendimento eólico esteja causando impactos negativos significativos sobre a mastofauna local. As variações observadas parecem estar mais associadas a fatores ecológicos naturais, como a sazonalidade e a variabilidade climática, do que a pressões antrópicas diretamente relacionadas ao funcionamento do conjunto eólico.

4.4 Herpetofauna

- **Riqueza e Abundância das Espécies**

Durante a realização da 13ª a 16ª campanhas de monitoramento da Herpetofauna, as quais corresponderam ao ciclo 2023/2024, foram registrados 89 espécimes e 18 espécies, pertencente a uma única ordem Squamata da classe reptilia e distribuídas em 11 famílias. Notavelmente, não houve registros de anfíbios, possivelmente em função da escassez de corpos d'água temporários, essenciais para o ciclo de vida desses animais (Santos *et al*., 2014).

Anfíbios são organismos altamente dependentes de corpos d'água temporários e de uma umidade relativa elevada para a reprodução e manutenção de suas populações. No bioma da Caatinga, os anuros são geralmente encontrados em maior abundância durante a estação chuvosa, quando poças temporárias se formam e fornecem os recursos necessários para o desenvolvimento larval (Carvalho *et al*., 2015).

A ausência de anfíbios no inventário pode estar relacionada a fatores como escassez hídrica local, pois a área do Conjunto Eólico Umburanas, como outras áreas de Caatinga, pode não oferecer recursos hídricos suficientes durante a maior parte do ano. Anfíbios são extremamente sensíveis à desidratação e à perda de umidade do ambiente, sendo encontrados em maior número em áreas onde há uma disponibilidade constante ou sazonal de água, como riachos temporários ou charcos (Santos *et al*., 2020). Em regiões de alta aridez, a ausência de corpos d'água temporários limita a presença dessas espécies. A estiagem prolongada da Caatinga dificulta a sobrevivência de anfíbios fora da estação chuvosa, o que explica a ausência de espécies durante esse período.

Dentre os répteis, 09 são espécies de lagartos distribuídos em 07 família: Gekkonidae (N=3, S=1), Gymnophtalmidae (N = 1, S = 1), Leiosauridae (N = 2, S = 1), Phyllodactylidae (N=2, S=1), Polychrotidae (N=1, S=1), Teiidae (N = 40, S = 3) e Tropiduridae (N = 27, S = 1). Teiidae e Tropiduridae possuíram as maiores abundâncias dentre os répteis, representando juntas 84% (N =53) dos espécimes de répteis catalogados. Já as serpentes foram representadas por 09 espécies distribuídas em 04 famílias: Boidae (N=1, S=1), Colubridae (N = 10, S = 6), Elapidae (N = 1, S = 1) e Viperidae (N=1, S=1).

Estes dados refletem uma maior abundância de répteis na área de estudo, corroborando com resultados similares de outros inventários realizados na Caatinga, que também apontam para uma predominância de répteis em ambientes semiáridos (Costa *et al*., 2013; Vieira *et al*., 2015). Em inventários anteriores na Bahia, como em áreas adjacentes ao Parque Nacional da Serra da Capivara (Santos *et al*., 2020), foram observadas riquezas similares de répteis, com registros variando entre 16 e 22 espécies. A abundância de indivíduos em estudos da Caatinga é geralmente influenciada pela disponibilidade de micro-habitats, como afloramentos rochosos e vegetação aberta, fatores amplamente presentes na área de Umburanas. A maior abundância de répteis pode ser atribuída às suas adaptações fisiológicas e comportamentais que permitem uma maior tolerância à aridez e às altas temperaturas típicas deste bioma, como resistência à desidratação e capacidade de regular a temperatura corporal de forma eficiente (Colli *et al*., 2002).

No Conjunto Eólico Umburanas, a família Teiidae destacou-se como a mais abundante, com 40 indivíduos distribuídos em 03 espécies. A segunda família mais abundante foi Tropiduridae, com uma única espécie, *Tropidurus cocorobensis*, que totalizou 33 indivíduos (Figura 158).

A família Teiidae, comumente representada por lagartos terrestres, é amplamente distribuída na Caatinga e frequentemente documentada em inventários de herpetofauna devido à sua habilidade de se adaptar a uma variedade de micro-habitats (Vitt *et al*., 1998). No Conjunto Eólico Umburanas, Teiidae foi a família mais abundante, com destaque para *Ameivula nigrigula*, que apresentou 33 indivíduos, o que corresponde a 37% de todos os répteis registrados. Esta espécie é altamente associada a áreas abertas e ensolaradas, características predominantes na Caatinga, o que explica sua alta densidade populacional na área de estudo (Rodrigues, 2003; Nogueira *et al*., 2005). *Ameivula ocellifera* foi registrada com 5 indivíduos, e *Salvator merianae*, espécie de maior porte, teve apenas 2 indivíduos.

As espécies *Ameivula ocellifera* e *Ameivula nigrigula* apresentam elevada plasticidade no que se refere a ocupação de diferentes micro-habitat, bem como ao hábito alimentar oportunístico e generalista, que contribui para o sucesso das espécies na ocupação, adaptação, relação com outras espécies e a utilização dos

recursos disponíveis dentro do espectro ambiental (Teixeira & Giovanelli, 1999). Aspectos morfofisiológicos também podem ter contribuído para o maior número de registros dessas espécies durante a amostragem, visto que se trata de espécie de lagarto heliófilas, com comportamento territorialista e poligínico (Vitt & Colli, 1994; Vieira *et al.*, 2001; Wiederhecker *et al.,* 2002; Wiederhecker *et al*., 2003; Pinto *et al*., 2005).

A dominância de Teiidae em monitoramentos da Caatinga não é incomum. Estudos como o de Santos *et al*. (2014) em áreas de Caatinga no estado da Bahia, por exemplo, também relataram alta abundância de espécies de *Ameivula*. Essas espécies possuem comportamento generalista e alta capacidade de dispersão, fatores que contribuem para sua abundância em habitats alterados, como áreas de instalação de empreendimentos eólicos. Além disso, as espécies de *Ameivula* são conhecidas por sua dieta insetívora e frugívora, o que lhes permite explorar uma ampla gama de recursos alimentares disponíveis, independentemente das variações sazonais do ambiente.

A segunda família mais abundante registrada no Conjunto Eólico Umburanas foi Tropiduridae (Figura 158), representada exclusivamente pela espécie *Tropidurus cocorobensis*, com 36 indivíduos, ou 37% dos répteis totais. A alta abundância de *Tropidurus cocorobensis* pode estar associada à sua preferência por habitats abertos e rochosos, condições que caracterizam grande parte da área de estudo. Essa espécie de lagarto é altamente territorial e frequentemente avistada em superfícies expostas ao sol, como rochas e troncos caídos, o que a torna uma espécie comum em áreas alteradas (Vitt *et al*., 1998). A monoespecificidade da família Tropiduridae no local pode ser reflexo das condições ambientais específicas ou de uma limitação de nicho, o que restringiu a presença de outras espécies do grupo.

A riqueza de espécies, no entanto, foi maior na família Colubridae, com seis espécies representadas: *Erythrolamprus viridis* (1 indivíduo), *Oxybelis aeneus* (3 indivíduos), *Oxyrhopus trigeminus* (1 indivíduo), *Philodryas olfersii* (1 indivíduo), *Pseudoboa nigra* (3 indivíduos) e *Tantilla melanocephala* (1 indivíduo). A diversidade observada na Colubridae reflete o padrão generalizado de que essa família é uma das mais diversas em inventários de herpetofauna da Caatinga, sendo composta por espécies com ampla distribuição geográfica e que exploram diferentes nichos ecológicos, incluindo áreas de vegetação arbustiva e florestas secas (Argôlo, 2004).

A diversidade de Colubridae também é comparável a estudos anteriores na Caatinga. Silva Jr. *et al*. (2018) relataram que essa família é frequentemente registrada em áreas de transição entre formações florestais e savânicas, explorando uma variedade de habitats e apresentando diferentes dietas, o que contribui para sua alta riqueza em inventários. As espécies de *Oxybelis* e *Philodryas* são comumente associadas a ambientes arbóreos, enquanto *Erythrolamprus viridis* e *Pseudoboa nigra* são mais frequentes em áreas abertas e de vegetação rasteira, o que corrobora a diversidade de micro-habitats da Caatinga (Argôlo, 2004).

Comparando com outros estudos na Caatinga, a alta abundância de *Tropidurus* também foi observada em monitoramentos em outras regiões do bioma, como no Parque Nacional da Serra da Capivara, Piauí, onde *Tropidurus hispidus* foi uma das espécies mais representativas (Rodrigues *et al*., 2018). Contudo, a presença de *Tropidurus cocorobensis* em Umburanas reflete um padrão regional de distribuição, sendo esta, uma espécie endêmica da Caatinga, com preferência por áreas de baixa cobertura vegetal e alta exposição solar.

Os resultados do Conjunto Eólico Umburanas se assemelham a outros inventários realizados na Caatinga, especialmente no que tange à predominância de répteis sobre anfíbios e à elevada abundância de espécies das famílias Teiidae e Tropiduridae. Estudos conduzidos por Santos *et al*. (2020) em áreas de Caatinga antropizadas na Bahia mostraram um padrão semelhante, com *Ameivula* e *Tropidurus* entre as espécies mais abundantes. A ausência de anfíbios em Umburanas, embora comum em áreas com baixos níveis de precipitação e carência de corpos d'água temporários, difere de levantamentos realizados em períodos de maior disponibilidade hídrica, onde espécies de anuros do gênero *Leptodactylus* são frequentemente registradas (Santos *et al*., 2020).

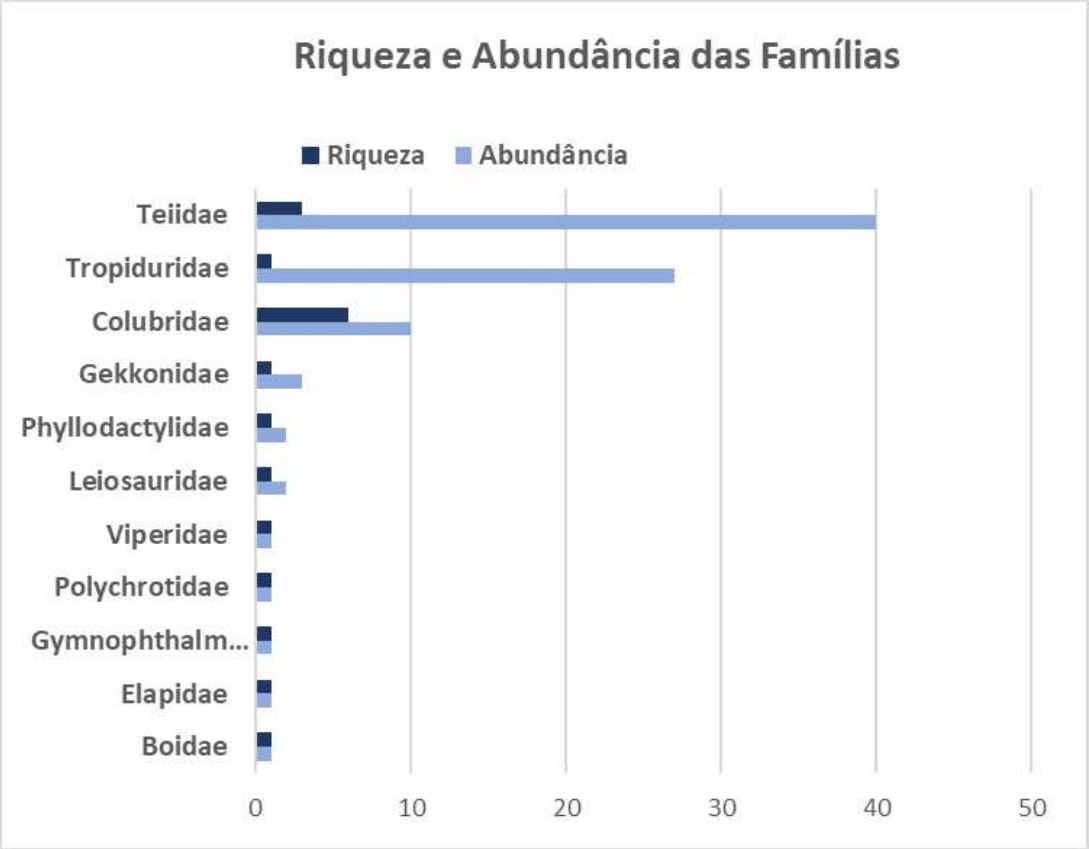


Figura 158. Riqueza e abundância das famílias registradas para Herpetofauna.

Tabela 29. Dados qualitativos e quantitativos da Herpetofauna obtidos durante a campanha de monitoramento realizada no ciclo 2023/2024 no Conjunto Eólico Umburanas.

CLASSE / ORDEM / FAMÍLIA	*ESPÉCIE*	NOME COMUM	MÉTODO	DIETA	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA GERAL	STATUS DE CONSERVAÇÃO			
						UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8		IUCN	IBAMA/ MMA	CITES	SEMA/BA
Reptilia																		
Squamata																		
Boidae	*Boa constrictor*	jiboia	Busca ativa	Carnívoro		1								1	LC	LC		LC
Colubridae	*Erythrolamprus viridis*	cobra verde	Busca ativa	Carnívoro	Caatinga	1								1	LC	LC		LC
	Oxybelis aeneus	cobra bicuda	Busca ativa	Carnívoro						1		1	1	3	LC	LC		VU
	Oxyrhopus trigeminus	falsa coral	Pitfall's	Carnívoro						1				1	LC	LC		LC
	Philodryas olfersii	cobra verde	Busca ativa	Carnívoro		1								1	LC	LC		LC
	Pseudoboa nigra	mussurana	Busca ativa	Carnívoro		1	1						1	3	LC	LC		LC
	Tantilla melanocephala	cobra de cabeça preta	Pitfall's	Carnívoro							1			1	LC	LC		LC
Elapidae	*Micrurus ibiboboca*	coral verdadeira	Busca ativa	Carnívoro						1				1	LC	DD		LC
Gekkonidae	*Hemidactylus brasilianus*	lagartixa	Pitfall's	Insetívoro				1			2			3	LC	LC		LC
Gymnophthalmidae	*Acratosaura mentalis*	teiu pigmeu	Pitfall's	Insetívoro	Caatinga			1						1	LC	LC		LC
Leiosauridae	*Enyalius bibronii*	lagarto papa vento	Pitfall's	Insetívoro		1	1							2	LC	LC		LC
Phyllodactylidae	*Gymnodactylus geckoides*	lagartixa	Pitfall's	Insetívoro		1	1							2	LC	LC		LC
Polychrotidae	*Polychrus acutirostris*	lagarto-preguiça	Busca ativa	Insetívoro		1								1	LC	LC		LC
Teiidae	*Ameivula nigrigula*	calanguinho	Pitfall's	Insetívoro	Caatinga	11	5	2	10		5			33	DD	LC		LC
	Ameivula ocellifera	calanguinho	Pitfall's	Insetívoro			2	2	1					5	LC	LC		LC
	Salvator merianae	teiu	Busca ativa	Onívoro								2		2	LC	LC	II	VU
Tropiduridae	*Tropidurus cocorobensis*	calango	Pitfall's/Tomahawk	Insetívoro	Caatinga	2	2	2	7	6	8			28	LC	LC		LC
Viperidae	*Bothrops erytrhomelas*	jararaca da seca	Pitfall's	Carnívoro	Caatinga		1							1	LC	LC		LC
					Abundância	**20**	**13**	**8**	**18**	**9**	**16**	**3**	**2**	**89**	*			
					Riqueza	**9**	**7**	**5**	**3**	**4**	**4**	**2**	**2**	**18**	*			

- **Análise das Metodologias**

Ao contabilizar todas as espécies registradas durante esta etapa do monitoramento, os resultados revelaram variações significativas na eficiência dos métodos de amostragem entre as espécies capturadas.

As armadilhas de queda, compostas por baldes instalados no solo, conectados por cercas-guia que direcionam os animais, demonstraram ser a metodologia mais eficiente para a captura de répteis no presente estudo. Foram capturados 75 indivíduos, representando 10 espécies, com destaque para *Ameivula nigrigula* (33 indivíduos) e *Tropidurus cocorobensis* (26 indivíduos) (Figura 159). Essa metodologia é amplamente utilizada em estudos de herpetofauna por sua capacidade de capturar espécies criptozoicas e de hábitos terrestres, que podem ser subamostradas por outras técnicas (Campos *et al*., 2015).

A alta eficiência das armadilhas de queda pode ser atribuída a fatores como a alta atividade terrestre das espécies capturadas, a predominância de áreas abertas no bioma Caatinga, e a adaptação das espécies às condições térmicas extremas. Espécies como *Ameivula nigrigula* e *Tropidurus cocorobensis*, que são amplamente distribuídas em áreas abertas e rochosas, aproveitam-se dessas condições e são mais propensas a serem capturadas por armadilhas de queda, devido ao seu comportamento ativo e exploração de micro-hábitats próximos ao solo (Rodrigues, 2003).

A eficácia do *pitfall trap* também está relacionada ao seu caráter passivo, ou seja, ele coleta espécies que estão em movimento pelo ambiente, independentemente da atividade humana, o que possibilita um registro contínuo ao longo do período de amostragem. Esse método se destaca em ambientes de Caatinga pela sua capacidade de registrar tanto espécies comuns quanto raras, como evidenciado pelo número expressivo de capturas em comparação com outras metodologias (Martins *et al*., 2019).

A eficiência da metodologia de *pitfall traps* observada neste estudo é consistente com outros trabalhos realizados na Caatinga. Em monitoramentos na Caatinga do Parque Nacional da Chapada Diamantina, por exemplo, as armadilhas de queda também foram responsáveis pela maior parte dos registros de herpetofauna, capturando uma ampla gama de lagartos e pequenos répteis terrestres (Silva Jr. *et al*., 2018). Em contraste, a

busca ativa, embora menos eficiente em termos de abundância, demonstrou-se essencial para o registro de espécies de difícil detecção, como observado por Loebmann & Haddad (2010) em áreas de transição entre Caatinga e Cerrado.

A busca ativa, que consiste em procurar ativamente por répteis em diferentes micro-habitats, resultou em 13 indivíduos de 8 espécies (Figura 159). Embora menos eficiente em termos de número de indivíduos, esse método apresentou uma boa diversidade de espécies, sendo eficaz para detectar espécies com comportamentos mais furtivos e hábitos específicos que, por vezes, não são capturados em armadilhas passivas como os *pitfalls* (Vasconcelos *et al*., 2021). A busca ativa é particularmente útil para a detecção de serpentes e lagartos arborícolas ou de comportamento sedentário, que dificilmente seriam capturados por outras metodologias (França *et al*., 2016).

A menor quantidade de registros pode ser explicada pela baixa detectabilidade de algumas espécies de répteis no período de amostragem, que pode ter ocorrido durante o período seco, quando muitas espécies reduzem sua atividade. Além disso, o comportamento críptico de algumas espécies, como colubrídeos e boídeos, faz com que esses animais sejam menos detectáveis durante buscas ativas, sendo necessário um esforço amostral maior para registrar uma quantidade expressiva de indivíduos (Rodrigues, 2003).

As armadilhas *Tomahawk*, comumente utilizadas para a captura de pequenos mamíferos, tiveram baixa eficiência no registro de répteis, resultando em apenas um indivíduo capturado. Essa ineficácia pode ser explicada pela especificidade do método, que é mais apropriado para animais de hábitos fossoriais ou semi-arborícolas que podem utilizar buracos ou abrigos semelhantes às armadilhas (Campos *et al*., 2015).

No caso de répteis, em especial lagartos e serpentes, sua morfologia e comportamento não favorecem a captura por este tipo de armadilha, que exige que os animais entrem ativamente na caixa para serem registrados. Além disso, o habitat aberto e a baixa disponibilidade de abrigo na Caatinga reduzem as chances de captura, uma vez que esses animais podem preferir refúgios naturais, como buracos ou fendas em rochas, do que explorar armadilhas artificiais (Argôlo, 2004).

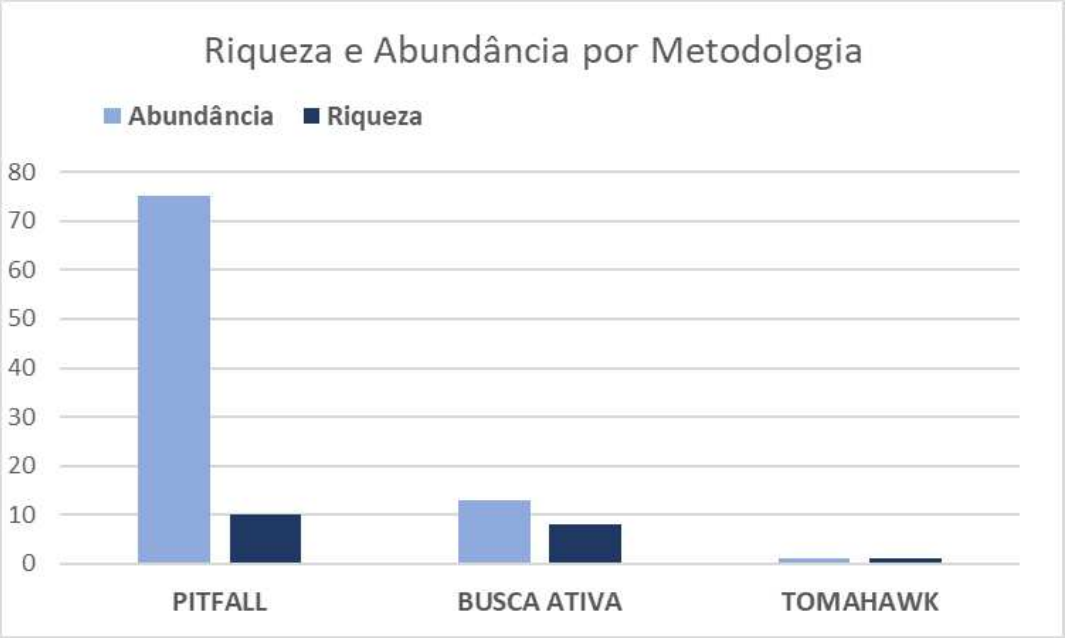


Figura 159. Eficiência das metodologias utilizadas para o monitoramento da Herpetofauna no Conjunto Eólico Umburanas

- **Riqueza e abundância das unidades amostrais**

A unidade amostral (UA) 01 destacou-se em termos de diversidade de répteis, com o registro de 20 indivíduos pertencentes a 9 espécies distintas (Figura 160). Essa área é caracterizada pela predominância de formações savânicas e fragmentos de vegetação campestre, compondo um mosaico de vegetação arbustiva-arbórea, intercalada com gramíneas. A altura média dos arbustos varia entre um e quatro metros, o que favorece a heterogeneidade estrutural do ambiente. Estudos indicam que áreas com essa diversidade de micro-habitats oferecem uma ampla variedade de refúgios e recursos para répteis, o que contribui para a alta riqueza e abundância observada (Silva *et al*., 2014).

A heterogeneidade estrutural proporcionada pela vegetação aberta, caracterizada por áreas intercaladas com gramíneas, é amplamente documentada como um fator positivo para a diversidade herpetofaunística. Segundo Pianka (2011), a presença de uma vegetação mais espaçada pode criar diferentes microambientes, como áreas mais expostas à radiação solar, importantes para a termorregulação de espécies ectotérmicas, e áreas sombreadas, que oferecem proteção e abrigo. Esse mosaico ambiental pode explicar a predominância da UA 01 em termos de riqueza e abundância de répteis.

A segunda unidade amostral mais abundante foi a UA 04, com o registro de 18 indivíduos (Figura 160). Essa unidade está situada dentro de uma área de Reserva Legal, sendo caracterizada por uma vegetação mais bem preservada, com predominância de formações savânicas e florestais do Cerrado e da Caatinga. A fitofisionomia dessa área pode ser descrita como Savana Estépica Arborizada, com vegetação arbóreo-arbustiva, o que proporciona um ambiente propício à herpetofauna, considerando a complexidade estrutural que oferece mais oportunidades de refúgio, forrageamento e reprodução para várias espécies (Dias *et al*., 2019). O estado de conservação superior dessa área também pode estar associado a uma menor pressão antrópica, o que favorece a manutenção da biodiversidade local.

Em termos de riqueza, a segunda maior diversidade de espécies foi registrada na UA 02, com 7 espécies catalogadas (Figura 160). Essa área apresenta características similares às da UA 01, com predominância de formações savânicas e fragmentos de vegetação campestre, destacando-se pela presença de uma vegetação arbustiva densa, composta por arbustos ramificados que variam de 1 a 4 metros de altura. Essa formação pode ser classificada como caatinga arbustiva densa, que, segundo Vanzolini *et al.* (1980), oferece uma ampla gama de nichos ecológicos para répteis, principalmente espécies que utilizam o estrato arbustivo para forrageio e refúgio. Essa estrutura ambiental também favorece a presença de répteis com hábitos mais especializados, que podem ocupar nichos específicos dentro dessa vegetação mais complexa (Rodrigues, 2003).

Esses resultados corroboram estudos realizados em outras regiões da Caatinga e Cerrado, onde áreas com maior diversidade de micro-habitats e estrutura de vegetação complexa tendem a apresentar maior riqueza de espécies herpetofaunísticas. A preservação dessas áreas é essencial para a conservação da biodiversidade, especialmente em regiões semiáridas, onde a pressão antrópica e as mudanças climáticas podem comprometer a integridade dos ecossistemas e, consequentemente, a fauna associada (Colli *et al*., 2002).

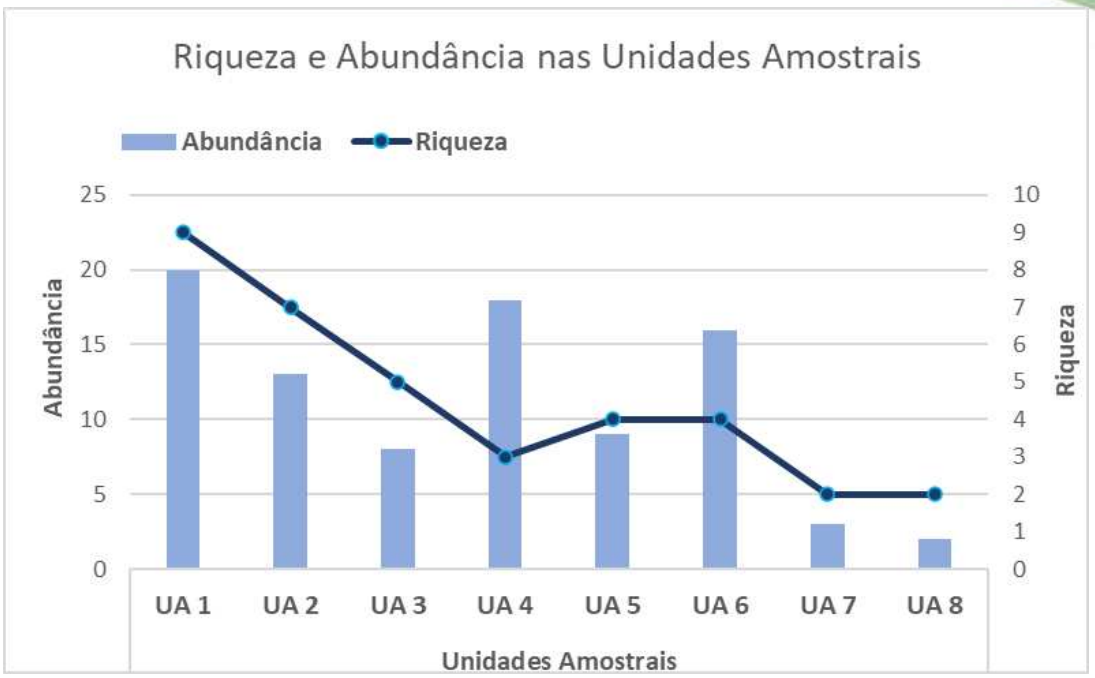


Figura 160. Riqueza e abundância de espécies por unidade amostral nos monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Umburanas.

As espécies encontradas durante o estudo são comuns na área do empreendimento, mas sua distribuição espacial não é uniforme. Espécies generalistas foram registradas em vários tipos de ambientes, enquanto táxons mais especializados, como aqueles associados a afloramentos rochosos, prevaleceram em ambientes específicos.

A Herpetofauna registrada nas áreas de influência do empreendimento é compatível com a fitofisionomia e características ecológicas da Caatinga. Todos os registros foram confirmados pelas referências bibliográficas disponíveis para esse bioma. As espécies encontradas desempenham papéis cruciais nas interações ecológicas locais, como controle de populações de invertebrados e dispersão de sementes (Vanzolini, 1980; Rodrigues, 2003; Guedes, 2012; Garda *et al*., 2013; Ribeiro *et al*., 2013; Garda *et al*., 2017; Mesquita *et al*., 2017).

A sazonalidade desempenha um papel crucial na dinâmica ecológica de comunidades herpetofaunísticas no bioma da Caatinga, influenciando diretamente a riqueza e abundância de répteis e anfíbios. A Caatinga, como bioma semiárido, está sujeita a variações climáticas marcadas, com períodos de seca e chuva que afetam a disponibilidade de recursos, como água, alimento e abrigos, e, consequentemente, a

atividade e distribuição de diversas espécies. Estudos realizados na região confirmam que esses fatores têm implicações diretas sobre a ecologia da herpetofauna, afetando padrões de abundância e diversidade ao longo do tempo.

No monitoramento da herpetofauna realizado no Conjunto Eólico Umburanas, foi observado um padrão sazonal claro, com variações significativas na riqueza e abundância de répteis entre os períodos chuvoso e seco. Durante o período de chuvas (2023-2024), registrou-se uma maior abundância de répteis, totalizando 56 indivíduos, distribuídos em 14 espécies. Já no período seco, a abundância caiu para 33 indivíduos, com uma riqueza de 10 espécies (Figura 161). Esses resultados indicam que a herpetofauna responde de maneira distinta às condições sazonais, com maior atividade e diversidade no período chuvoso, o que pode estar relacionado à maior disponibilidade de recursos, como alimentos e áreas adequadas para termorregulação e reprodução (Rodrigues, 2003).

Esses padrões observados corroboram com outros estudos realizados na Caatinga, que indicam que a sazonalidade influencia diretamente a ecologia de répteis e anfíbios. Dias & Rocha (2015) observaram que a atividade de répteis, especialmente de lagartos, tende a ser mais intensa no período chuvoso, quando há maior disponibilidade de presas, como artrópodes, e melhores condições para termorregulação. Da mesma forma, a reprodução de muitas espécies ocorre principalmente nessa época, o que pode justificar o aumento na abundância de indivíduos. Já no período seco, a escassez de água e a menor oferta de alimentos limitam a atividade das espécies, levando a uma redução nas capturas.

O aumento da riqueza de espécies no período chuvoso também pode ser atribuído à maior heterogeneidade ambiental gerada pela vegetação mais densa e pela presença de corpos d'água temporários, que criam uma diversidade de micro-habitats e oportunidades ecológicas para diferentes espécies. Nesse sentido, Vanzolini *et al*. (1980) destacam que o ambiente semiárido da Caatinga, embora aparentemente hostil durante a seca, apresenta uma explosão de vida com o retorno das chuvas, o que favorece a presença de espécies mais sensíveis às variações de umidade e temperatura, principalmente serpentes e lagartos, como observado no monitoramento.

Além disso, é interessante notar que, embora a abundância total seja maior no período chuvoso, o período seco também desempenha um papel importante na dinâmica da herpetofauna. Algumas espécies de répteis da Caatinga são altamente adaptadas às condições áridas e possuem comportamentos e fisiologias que permitem a sobrevivência em condições extremas. A atividade reduzida durante a seca pode representar uma estratégia de conservação de energia, onde as espécies permanecem inativas ou restritas a micro-habitats mais favoráveis, como fendas de rochas ou áreas sombreadas, até que as condições melhorem (Silva *et al*., 2014).

Comparando os resultados do monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas com outros estudos realizados no bioma Caatinga, observa-se que o padrão de maior diversidade e abundância no período chuvoso é comum. Por exemplo, Sousa *et al*. (2019) observaram que em áreas de Caatinga no estado do Piauí, a riqueza de répteis foi significativamente maior durante a estação chuvosa, com destaque para famílias como Teiidae e Tropiduridae, cujos representantes são altamente ativos e dependentes de recursos alimentares abundantes, como os registrados em Umburanas, como *Ameivula nigrigula* e *Tropidurus cocorobensis*. Esses lagartos são conhecidos por sua intensa atividade em áreas abertas e sua capacidade de aproveitar a explosão de insetos e outros invertebrados durante as chuvas.

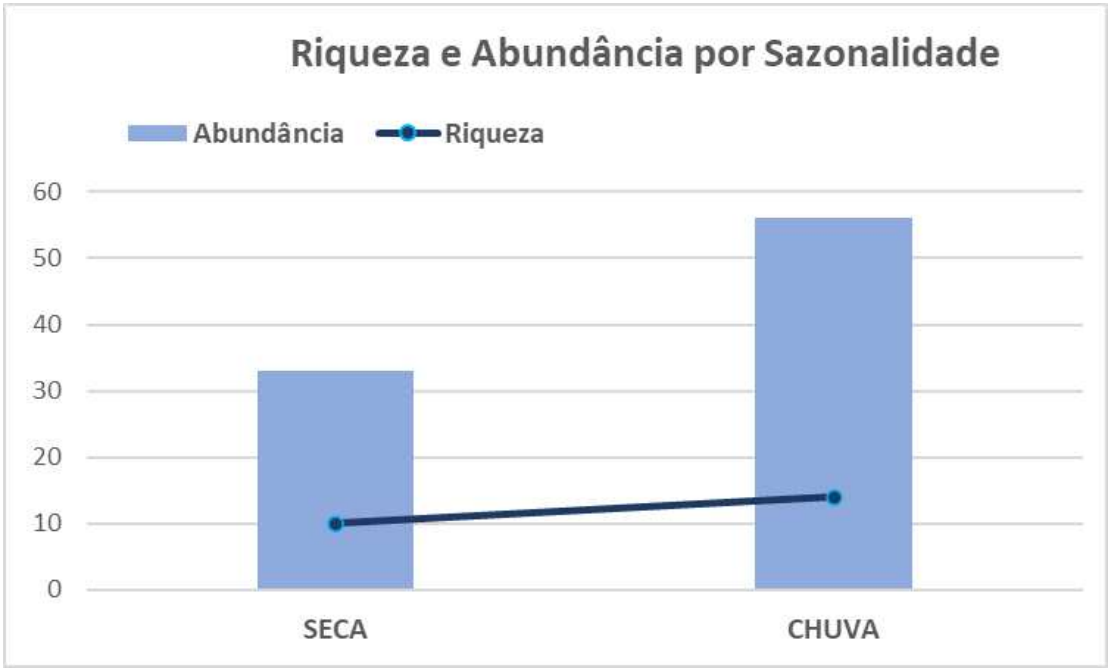


Figura 161. Riqueza e abundância por classes nas diferentes estações sazonais.

- **Análise dos dados de diversidade**

A análise da diversidade das unidades amostrais revela padrões importantes que são confirmados pelos cálculos de diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou, e dominância de Simpson. Esses resultados evidenciam a variação na composição de espécies e na estrutura das comunidades ao longo das diferentes unidades amostrais.

Na Unidade Amostral 2 (UA 2), foi a responsável pela maior diversidade de Shannon entre as unidades amostrais, com 1,73, refletindo uma alta equitabilidade (0,89) e uma baixa dominância de Simpson (0,22). Seguido da UA 1 que apresentou uma diversidade de 1,61 e equitabilidade de 0,73 (Tabela 30).

Essas áreas apresentam características semelhantes, predominando formações savânicas intercaladas com fragmentos de vegetação campestre. Destaca-se pela presença de uma vegetação arbustiva densa, composta por arbustos ramificados que variam de 1 a 4 metros de altura, conferindo à área uma estrutura típica de caatinga arbustiva densa. Segundo Vanzolini *et al*. (1980), essa formação vegetal oferece uma ampla diversidade de nichos ecológicos, favorecendo a ocupação por uma grande variedade de répteis, especialmente aqueles que utilizam o estrato arbustivo como local para forrageio e refúgio.

A complexidade estrutural da vegetação na UA 02 possibilita a coexistência de répteis com diferentes hábitos e adaptações. A vegetação densa e variada cria micro-habitats que são explorados por espécies com diferentes estratégias ecológicas, desde aquelas com hábitos mais terrestres até aquelas que dependem do ambiente arbustivo para alimentação ou abrigo. Como destacado por Rodrigues (2003), essas áreas oferecem oportunidades para a ocorrência de espécies especializadas, que aproveitam a diversidade de micro-habitats e recursos disponíveis para ocupar nichos específicos. Esse tipo de habitat, com sua diversidade estrutural, também pode contribuir para a manutenção de populações estáveis, permitindo maior diversidade funcional dentro da comunidade herpetofaunística (Silva *et al*., 2014).

Além disso, áreas de caatinga arbustiva densa, como a UA 01 e 02, são frequentemente associadas à presença de espécies endêmicas ou de distribuição restrita na Caatinga, o que realça a importância de sua preservação. Estudos anteriores apontam

que ambientes com maior densidade de vegetação arbustiva apresentam uma maior diversidade de répteis, uma vez que essa estrutura oferece refúgio contra predadores e condições favoráveis para a termorregulação, essenciais para a sobrevivência de muitas espécies (Dias & Rocha, 2015).

Tabela 30. Índices estatísticos da herpetofauna para cada unidade amostral durante o monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas.

UNIDADE AMOSTRAL	ABUNDÂNCIA	RIQUEZA	DIVERSIDADE DE SHANNON	EQUITABILIDADE DE PIELOU	DOMINÂNCIA DE SIMPSON
UA1	9	20	1,61	0,73	0,33
UA2	7	13	1,73	0,89	0,22
UA3	5	8	1,56	0,97	0,22
UA4	3	18	0,85	0,78	0,46
UA5	4	9	1,00	0,72	0,48
UA6	4	16	1,14	0,82	0,37
UA7	2	3	0,64	0,92	0,56
UA8	2	2	0,69	1,00	0,50
TOTAL	18	89	1,94	0,67	0,24

A análise de agrupamento associada ao índice de similaridade de Bray-Curtis realizada entre as unidades amostrais demonstrou uma similaridade de aproximadamente 65% entre as unidades UA 4 e UA 6 quanto a composição de espécies (Figura 162).

Tal resultado pode ser um reflexo da composição das comunidades locais, visto que em sua maioria, são espécies de *habitat* generalistas, capazes de colonizar diferentes tipos de ambientes e possuem maior tolerância às alterações ambientais. Em um estudo desenvolvido em áreas em recuperação (Nomura *et al*., 2012), os autores também encontraram riqueza de espécies de anfíbios anuros equivalentes independente do ambiente amostrado, e ressaltaram que a disponibilidade de ambientes adequados à reprodução parece ser o principal fator limitante da riqueza de anuros em áreas da caatinga.

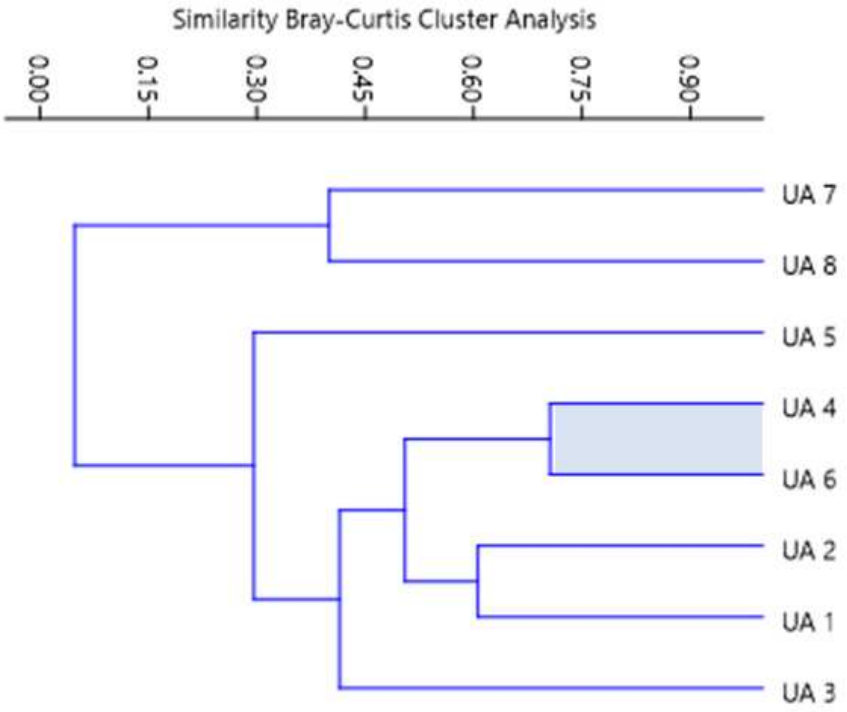


Figura 162. Índice de Similaridade de Bray-Curtis entre as unidades amostrais e a composição de espécies, na amostragem de herpetofauna. Em azul, o agrupamento mais relevante.

- **Curva do acúmulo de espécies**

A eficiência e o esforço amostral foram avaliados através da aplicação do método da curva do coletor, que tem como finalidade comparar o número de espécies acumuladas com as capturas realizadas de maneira progressiva. A curva acumulativa, representada na Figura 163, revela um padrão ascendente, sugerindo que a verdadeira riqueza proximal da região não foi completamente capturada pelos estimadores utilizados, como o *Jackknife* 1 *Mean* e o *Bootstrap* Mean. Especificamente, os valores esperados para *Jackknife* 1 está em torno de 26,7 e 21,8 para o estimador *Bootstrap Mean* (Figura 163). Estes dados indicam uma tendência de aumento na diversidade de espécies, sugerindo que a riqueza herpetofaunística na área de estudo ainda é maior do que a detectada no presente levantamento.

A curva do coletor não se estabilizou ao final do estudo, o que indica que novas espécies poderiam ser descobertas com um aumento do esforço amostral. No entanto, a riqueza observada corresponde a 85% para o estimador *Bootstrap Mean* e 69% para o estimador *Jackknife* 1.

Estudos semelhantes em áreas tropicais têm mostrado que a estabilização da curva do coletor, representando a maioria das espécies, pode requerer um esforço amostral significativo, dada a alta diversidade biológica em tais ambientes (Gotelli & Colwell, 2011).

Nesse contexto, as campanhas de monitoramento planejadas para as fases subsequentes da operação do empreendimento serão fundamentais para capturar a sazonalidade local em sua totalidade e para ampliar a área de abrangência dos estudos, possivelmente levando a uma melhor compreensão da diversidade de anfíbios e répteis na região.

Os resultados obtidos até o momento sugerem que o esforço amostral foi apropriado e que a metodologia empregada foi robusta para a detecção das espécies presentes. No entanto, a não estabilização da curva reforça a necessidade de continuidade dos estudos, conforme recomendado por diversas diretrizes para monitoramento ambiental, que apontam para a importância de campanhas de longa duração e coberturas sazonais para a captação completa da diversidade biológica em regiões de alta biodiversidade (Southwood & Henderson, 2000).

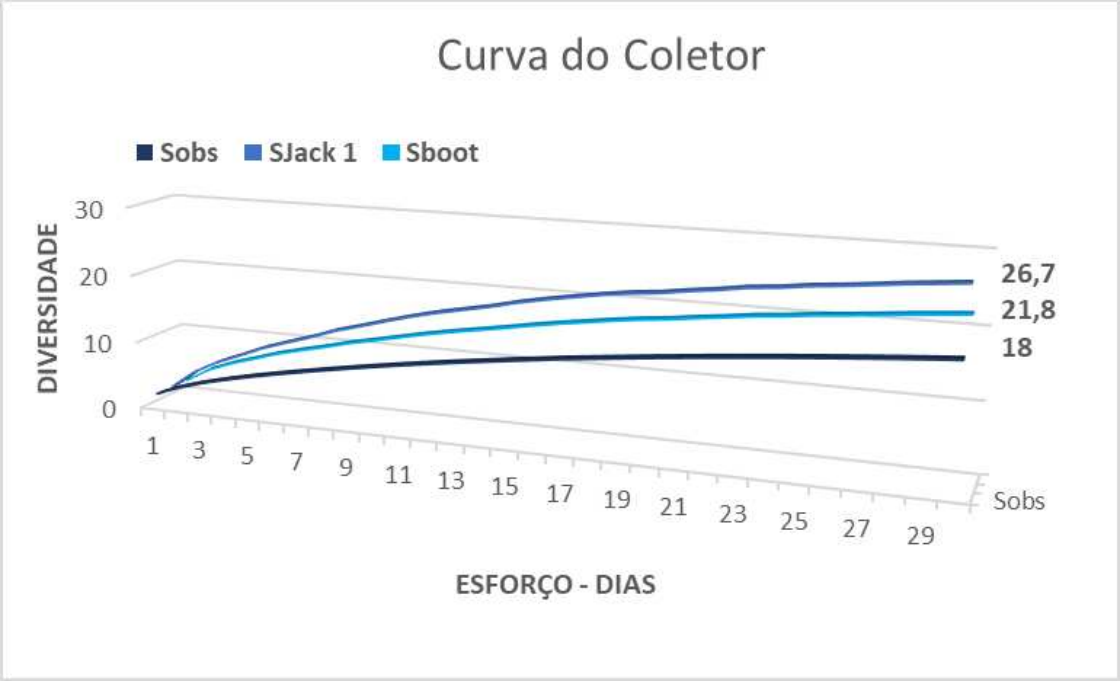


Figura 163. Curva de acúmulo de espécies aleatorizada (1.000 randomizações) e curva de estimador de riqueza *Jackknife* e *Bootstrap* de primeira ordem construídas a partir de todos os métodos amostrais.

- **Avaliação Ecológica da Comunidade Faunística**

Espécies Ameaçadas

Nenhuma espécie considerada ameaçada de extinção de acordo com as listas oficiais foi registrado. No âmbito da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e Flora Selvagens Ameaçadas de Extinção (CITES), apenas *Salvator merianae* (teiú) está listada no Apêndice II. Embora esse táxon não esteja atualmente categorizado em nenhum grau de ameaça de extinção, a inclusão no Apêndice II da CITES indica que, embora as espécies não estejam necessariamente em perigo de extinção, o comércio deve ser regulado para evitar o uso incompatível com a sua sobrevivência (CITES, 2022). Além disso, é importante considerar que o comércio ilegal continua a ser uma séria ameaça, impactando negativamente as populações dessas espécies e contribuindo para o seu declínio em áreas naturais (Alves *et al*., 2013).

Portanto, apesar de *Salvator merianae* não estar oficialmente ameaçada, a necessidade de ações rigorosas de conservação e de regulamentação do comércio é evidente, especialmente diante dos efeitos adversos da exploração ilegal sobre a fauna. Estas ações são cruciais para garantir a sustentabilidade das populações destas espécies e para mitigar os impactos causados pelo comércio não regulamentado.

A pressão de caça e comércio que essas espécies vêm sofrendo desde 1977, época em que foram registradas as maiores taxas de comércio, exportação e consumo da carne e do couro destes animais, fez com que essas espécies fossem incluídas no Apêndice II do CITES (Porini, 2006).

Tabela 31. Avaliação do *status* de conservação das espécies registradas durante o de monitoramento (IUCN, 2024; MMA/ ICMBio, 2022; CITES, 2023).

ESPÉCIE	NOME COMUM	IUCN 2024	IBAMA/ MMA 2022	CITES 2023	SEMA/BA 2017	ABUNDÂNCIA
Acratosaura mentalis	teiú pigmeu	LC	LC		LC	1
Ameivula nigrigula	calanguinho	DD	LC		LC	33
Ameivula ocellifera	calanguinho	LC	LC		LC	5
Boa constrictor	jiboia	LC	LC		LC	1
Bothrops erytrhomelas	jararaca da seca	LC	LC		LC	1
Enyalius bibronii	lagarto papa vento	LC	LC		LC	2

ESPÉCIE	NOME COMUM	IUCN 2024	IBAMA/ MMA 2022	CITES 2023	SEMA/BA 2017	ABUNDÂNCIA
Erythrolamprus viridis	cobra verde	LC	LC		LC	1
Gymnodactylus geckoides	lagartixa	LC	LC		LC	2
Hemidactylus brasilianus	lagartixa	LC	LC		LC	3
Micrurus ibiboboca	coral verdadeira	LC	DD		LC	1
Oxybelis aeneus	cobra bicuda	LC	LC		LC	3
Oxyrhopus trigeminus	falsa coral	LC	LC		LC	1
Philodryas olfersii	cobra verde	LC	LC		LC	1
Polychrus acutirostris	lagarto-preguiça	LC	LC		LC	1
Pseudoboa nigra	mussurana	LC	LC		LC	3
Salvator merianae	teiú	LC	LC	II	LC	2
Tantilla melanocephala	cobra de cabeça preta	LC	LC		LC	1
Tropidurus cocorobensis	calango	LC	LC		LC	27

Espécies Endêmicas

Durante as campanhas de monitoramento realizadas na área de estudo, foram identificadas duas espécies com algum grau de endemismo, evidenciando a singularidade da fauna local e a importância da conservação desses habitats específicos.

A primeira espécie, *Tropidurus cocorobensis*, é uma espécie psamófila, ou seja, adaptada a ambientes arenosos, e apresenta uma distribuição geográfica restrita a algumas localidades nos estados da Bahia, Pernambuco e Alagoas (Ribeiro *et al*., 2012).

A distribuição limitada de *T. cocorobensis* ressalta a vulnerabilidade da espécie a mudanças ambientais, especialmente em regiões onde a desertificação e a degradação do solo são crescentes.

Outra espécie identificada, *Ameivula nigrigula*, é endêmica do bioma Caatinga e habita ambientes arenosos. A espécie possui uma distribuição relictual, ocorrendo exclusivamente no estado da Bahia. A presença restrita de *A. nigrigula* sublinha a necessidade de proteger as áreas remanescentes de Caatinga, que estão sob constante ameaça de desmatamento e mudanças climáticas. Estudos sobre a ecologia e a distribuição de espécies relictual são essenciais para entender como essas espécies podem responder às mudanças ambientais (Silva & Tabarelli, 2000).

Espécies Indicadoras e Alvo para a Conservação

As etnociências constituem um campo de estudo que abrange o conhecimento das populações humanas sobre o ambiente natural, incluindo disciplinas como a etnobiologia, etnoecologia, etnobotânica e etnozoologia. Esses estudos são fundamentais para compreender como diferentes culturas interagem com os processos naturais e utilizam recursos biológicos. Dentro deste contexto, a etnozoologia se destaca por examinar a relação entre os seres humanos e a fauna local, explorando aspectos como crenças, comportamentos, mitos e a afetividade em relação às espécies animais (Marques, 2002).

A etnozoologia, ao investigar o uso da fauna pelas comunidades locais, fornece dados valiosos que associam o conhecimento popular ao científico. Essa integração é crucial para o desenvolvimento de estratégias de manejo sustentável que promovam a conservação da biodiversidade, mantendo o equilíbrio ecológico (Alves & Albuquerque, 2017). Nesse sentido, destaca-se a etnoherpetologia, um ramo da etnozoologia que foca na relação entre o homem e os animais pertencentes à herpetofauna (anfíbios e répteis). Este campo é especialmente relevante, pois muitos desses animais são alvos de perseguição devido ao medo ou à falta de conhecimento, o que frequentemente resulta na morte indiscriminada desses organismos. Essa aversão é, muitas vezes, alimentada por crenças populares e mitos que cercam essas espécies (Alves & Rosa, 2007; Pazinato, 2013).

A conservação das espécies de anfíbios e répteis é essencial, não apenas pela importância intrínseca dessas espécies na manutenção da biodiversidade, mas também por seu papel crucial nas cadeias alimentares. Anfíbios e répteis atuam como controladores de populações de artrópodes, outros anuros, répteis, aves e pequenos mamíferos, além de servirem de alimento para uma diversidade de predadores (Pough, 2008; Haddad *et al*., 2013). Essa função ecológica destaca a importância de incluir em estratégias de conservação tanto as espécies endêmicas, conforme mencionado anteriormente, quanto aquelas classificadas em graus variados de ameaça.

O processo de antropização, caracterizado pela modificação do ambiente natural pelo homem, contribui significativamente para a perda de biodiversidade, cujos efeitos variam de acordo com a intensidade dessa intervenção. Algumas espécies mostram

maior tolerância às mudanças ambientais, como é o caso de animais sinantrópicos, que se adaptam bem a ambientes urbanizados. Exemplos incluem a *Ameivula ocellifera*, registrada nas últimas campanhas. Essa espécie, embora seja mais resistente às perturbações causadas pela urbanização, representam apenas uma fração da biodiversidade que é afetada pela expansão das atividades humanas.

Espécies Cinegéticas e Xerimbabo

A etnozoologia, como destacado anteriormente, é uma disciplina que se concentra na investigação da relação entre o homem e a fauna local, explorando como o conhecimento tradicional das comunidades pode contribuir para a conservação e manejo sustentável da biodiversidade (Marques, 2002). Esses dados são cruciais, pois a integração do conhecimento popular com a ciência formal oferece alternativas para o planejamento de estratégias de manejo mais eficazes, especialmente em regiões onde espécies de animais silvestres constituem uma importante fonte de alimento para as comunidades locais (Alves & Albuquerque, 2017).

No contexto da etnoherpetologia, que se dedica ao estudo da relação entre o homem e a herpetofauna, observa-se que o conhecimento tradicional pode desempenhar um papel fundamental na redução da caça indiscriminada e na preservação desses animais. Compreender as percepções humanas sobre anfíbios e répteis pode ajudar a mitigar práticas prejudiciais, como a captura para criação em cativeiro ou para uso na medicina popular, onde espécies muitas vezes são exploradas de forma insustentável (Alves *et al*., 2010; Pazinato, 2013). A etnoherpetologia, portanto, contribui não apenas para a conservação das espécies, mas também para a manutenção do equilíbrio ecológico, ao reduzir a pressão sobre populações naturais desses animais.

Um exemplo prático disso é a espécie *Salvator merianae* (popularmente conhecido como teiú), a única espécie de interesse econômico registrada durante as pesquisas na área de influência. *S. merianae* é um lagarto de grande porte, podendo atingir até 1,5 metros de comprimento total, e é conhecido por seu comportamento generalista, habitando uma ampla variedade de ambientes no Nordeste do Brasil. Este lagarto é terrestre e altamente forrageador, alimentando-se de uma dieta diversificada

que inclui ovos, carniça, insetos, frutos e pequenos vertebrados, como serpentes, roedores, aves e lagartos menores (Freitas, 2011; Ribeiro *et al*., 2013).

Espécies de interesse médico

No monitoramento herpetofaunístico realizado no bioma da Caatinga, duas espécies de importância médica foram registradas: *Bothrops erythromelas* e *Micrurus ibiboboca*. Ambas são serpentes venenosas amplamente distribuídas na Caatinga e estão associadas a acidentes ofídicos, sendo consideradas de alta relevância para a saúde pública na região. Além disso, a serpente *Philodryas olfersii*, apesar de não ser considerada peçonhenta, também foi registrada. Há relatos de acidentes envolvendo essa espécie, o que a torna relevante no contexto de saúde pública, especialmente devido à presença de uma toxina que pode causar efeitos locais em humanos.

A espécie *Bothrops erythromelas*, popularmente conhecida como jararaca-da-seca, é um dos principais representantes do gênero *Bothrops* na Caatinga e responsável por grande parte dos acidentes ofídicos na região. Estudos indicam que a *B. erythromelas* apresenta um comportamento agressivo, além de ser bem adaptada aos ambientes semiáridos, como as áreas de caatinga arbustiva e savânica, predominantes no local de monitoramento. Seu veneno é hemotóxico, podendo causar complicações graves, como necrose, hemorragias e insuficiência renal aguda, conforme relatado por Ribeiro *et al*. (2012).

A segunda espécie de importância médica registrada, *Micrurus ibiboboca*, é conhecida como cobra-coral-verdadeira. Embora os acidentes envolvendo corais verdadeiras sejam menos frequentes em comparação com o gênero *Bothrops*, seu veneno é neurotóxico e pode levar a quadros graves de insuficiência respiratória e paralisia.

Embora *Philodryas olfersii* não seja considerada uma serpente peçonhenta, há relatos de acidentes causados por sua mordida, que, embora menos graves, podem causar dor e edema local. Segundo Sazima (1992), essa espécie possui um veneno com ação proteolítica e pode ser considerada uma "serpente opistóglifa", ou seja, com presas localizadas na parte posterior da boca. Isso reduz o risco de envenenamento em

humanos, mas acidentes leves podem ocorrer, principalmente em situações de manipulação ou defesa.

- **Análise Integrada dos Monitoramentos Realizados**

Durante todo o monitoramento no Conjunto Eólico Umburanas que compreende a Fase de Operação, foi registrado uma riqueza total de 59 espécies distintas da Herpetofauna, 10 sendo espécies de anfíbios e 49 espécies de répteis, sendo registrados 1.060 espécimes.

No monitoramento herpetofaunístico, as famílias Colubridae e Dipsadidae se destacaram como as mais representativas em termos de riqueza de espécies, correspondendo juntas a 30% do total de répteis registrados (S=59), com nove espécies distintas cada uma. A família Tropiduridae, com sete espécies (11%), também demonstrou uma representatividade significativa. Para os anfíbios, apesar de serem minoria nos registros, as famílias Leptodactylidae e Bufonidae foram as mais frequentes, com três espécies cada uma. Essa composição taxonômica está de acordo com os padrões observados em outros estudos realizados na Caatinga, especialmente no estado da Bahia, onde essas famílias também apresentam elevada representatividade (Rodrigues *et al*., 2018; Silva *et al*., 2019).

As famílias Colubridae e Dipsadidae são amplamente distribuídas nas regiões neotropicais e têm uma rica diversidade de espécies na Caatinga. De acordo com Marques *et al*. (2001), essas famílias ocupam uma grande variedade de nichos ecológicos, adaptando-se tanto a ambientes abertos, como savanas e áreas de caatinga arbustiva, quanto a ambientes mais fechados e úmidos, como áreas de matas de galeria. A diversidade de hábitos e dietas dessas serpentes, que incluem tanto espécies generalistas quanto aquelas especializadas em presas como anfíbios e pequenos mamíferos, favorece sua abundância nos registros de monitoramento.

Espécies comumente registradas incluem *Philodryas nattereri*, *Oxybelis aeneus* e *Oxyrhopus trigeminus*, que são frequentemente encontradas em ambientes secos e abertos, como áreas de caatinga arbustiva e formações savânicas (Rodrigues *et al*., 2018). Essa diversidade é um indicativo da complexidade estrutural e da

heterogeneidade ambiental da Caatinga, especialmente em áreas que apresentam mosaicos de vegetação arbustiva e campestre (Vanzolini *et al*., 1980).

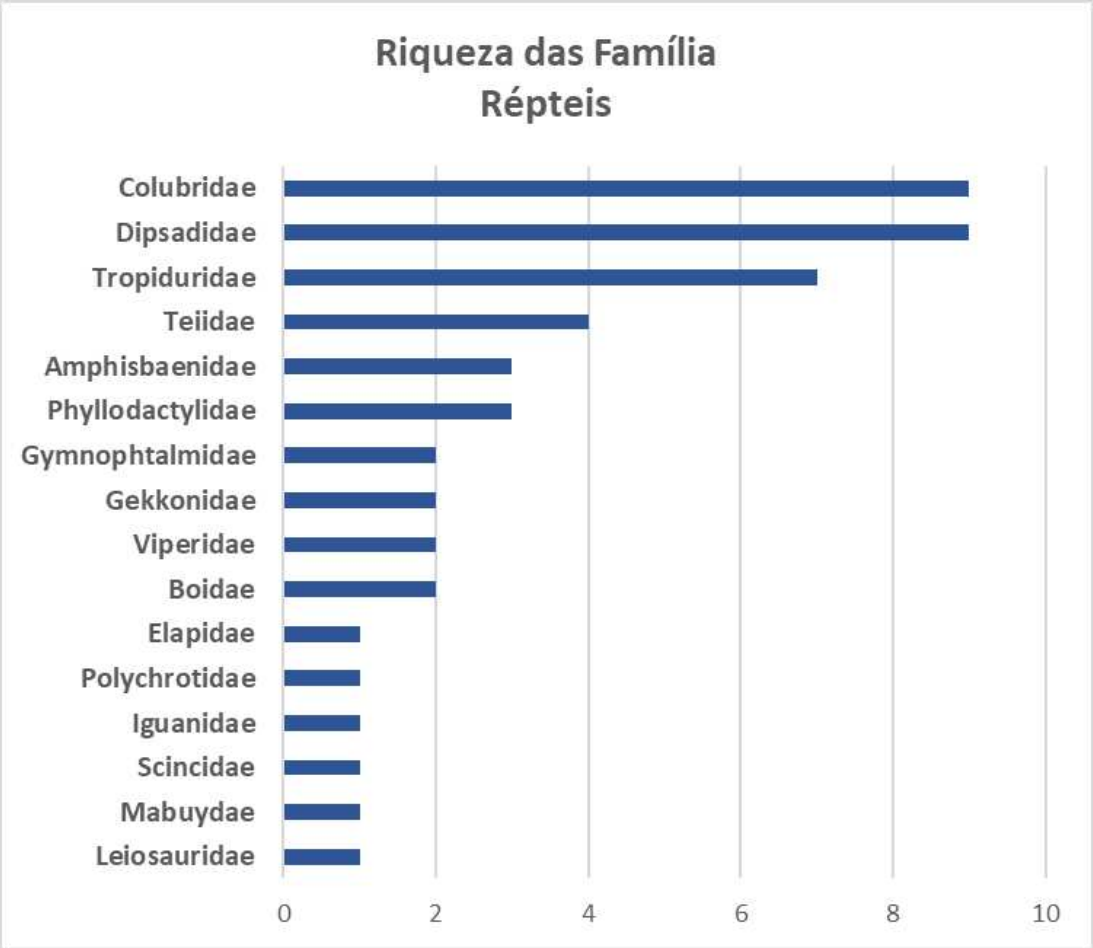
Estudos comparativos na Bahia, como o de Rodrigues *et al*. (2018), demonstram uma representatividade similar de Colubridae e Dipsadidae, corroborando a dominância dessa família em inventários de répteis da Caatinga. A alta riqueza de dessas famílias pode ser atribuída à sua plasticidade ecológica, permitindo que estas serpentes ocupem uma ampla gama de micro-habitats, desde áreas de vegetação densa até ambientes mais abertos. Além disso, as adaptações morfológicas e comportamentais, como camuflagem e dietas generalistas, contribuem para sua alta representatividade.

A família *Tropiduridae*, representada por 7 espécies no monitoramento de Umburanas, é outra que se destacou em termos de riqueza, com sete espécies registradas. Esses lagartos são bem adaptados a ambientes abertos e secos, como aqueles encontrados na Caatinga, e desempenham um papel ecológico importante, especialmente como predadores de artrópodes. Espécies como *Tropidurus torquatos* e *Tropidurus cocorobensis* são comumente encontradas em áreas de afloramentos rochosos e solos arenosos, que são características típicas da paisagem semiárida (Rodrigues, 2003). Segundo Colli *et al*. (2002), os tropidurídeos são altamente resilientes às variações sazonais da Caatinga, sendo frequentemente registrados tanto no período seco quanto no chuvoso, o que explica sua alta representatividade em estudos de longa duração como este.

Para os anfíbios, as famílias *Leptodactylidae* e *Bufonidae* foram as mais representativas, com três espécies cada uma. Esses grupos são conhecidos por sua alta adaptabilidade às condições áridas da Caatinga, especialmente durante o período chuvoso, quando ocorre maior atividade reprodutiva. Segundo Vieira *et al*. (2007), as espécies dessas famílias possuem adaptações fisiológicas, como a estivação e a capacidade de utilizar micro-habitats úmidos, que lhes permitem sobreviver em ambientes sazonalmente secos. A presença dessas famílias no monitoramento reflete o padrão sazonal observado em outros estudos da Caatinga, nos quais a abundância de anfíbios aumenta significativamente durante a estação chuvosa (Silva *et al*., 2019).

Comparando com outros estudos no bioma, como os de Santos *et al*. (2020), a presença significativa de Tropiduridae é uma constante em levantamentos

herpetológicos, sendo frequentemente associados a micro-habitats rochosos e de solos arenosos. Sua predominância em Umburanas reforça a importância desse grupo como indicador de habitats abertos e semiáridos na Caatinga.



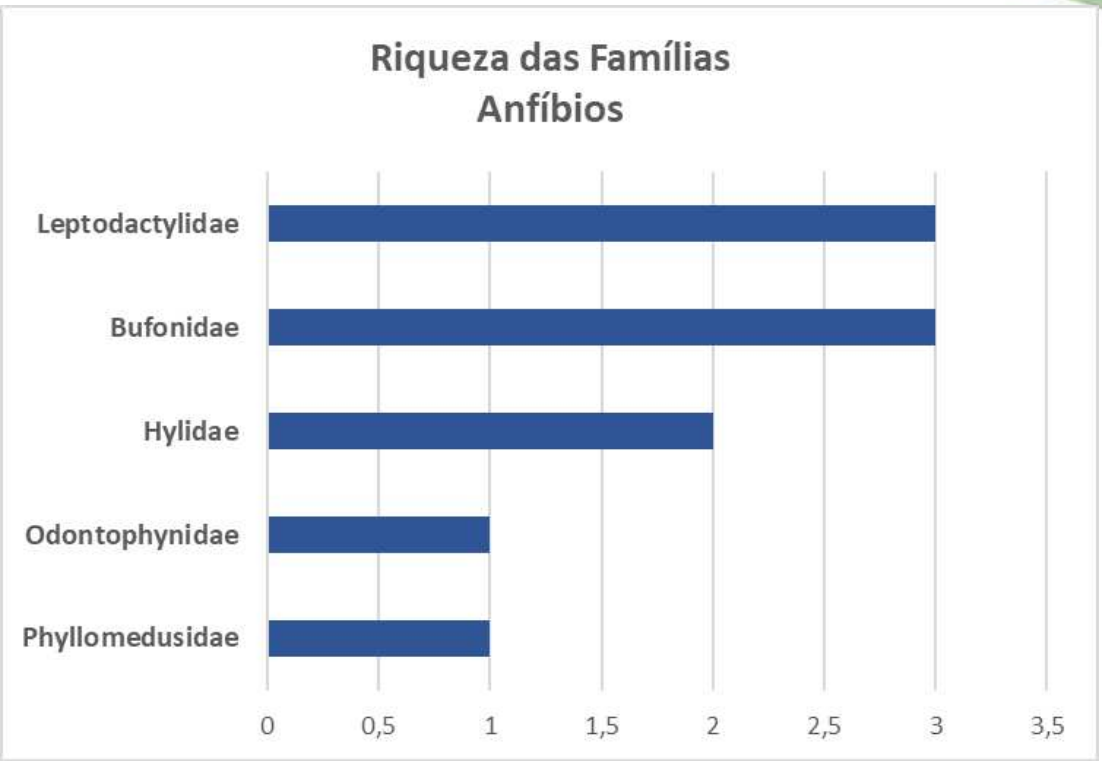


Figura 164. Representatividade das famílias, considerando todas as campanhas realizadas.

A análise das campanhas de monitoramento realizadas evidencia variações significativas tanto na riqueza quanto na abundância das espécies registradas, fortemente influenciadas pela sazonalidade.

Ao longo das 16 campanhas, observou-se um número muito reduzido de registros de anfíbios, com apenas um total de 23 indivíduos. Isso indica uma baixa riqueza e abundância, especialmente em campanhas realizadas no período seco, em que foram detectados poucos ou nenhum registro. É notável que as maiores concentrações de anfíbios ocorreram durante as campanhas de fevereiro de 2020 (3ª campanha) e fevereiro de 2022 (8ª campanha), ambas em plena estação chuvosa. Esses resultados estão em consonância com padrões conhecidos de ecologia dos anfíbios, que tendem a estar mais ativos durante a estação chuvosa, devido à maior disponibilidade de corpos d'água para reprodução e maior umidade para locomoção e sobrevivência (Vieira *et al*., 2018).

A ausência de registros em várias campanhas durante o período seco pode ser atribuída a fatores ambientais. A Caatinga é um bioma com variações climáticas extremas, e anfíbios são particularmente sensíveis a mudanças nas condições hídricas

(Rodrigues *et al*., 2018). A seca prolongada pode levar à inatividade, estivação ou mesmo à migração para áreas com melhores condições microclimáticas. Esses resultados são similares aos encontrados no monitoramento realizado no Conjunto Eólico Umburanas, onde, durante a estação seca, os registros de anfíbios também foram praticamente inexistentes (Silva *et al*., 2019)

A riqueza de répteis foi consideravelmente maior, com um total de 200 registros ao longo do período de monitoramento, sendo a riqueza distribuída de forma mais consistente entre as campanhas, tanto na estação seca quanto na chuvosa. No entanto, há uma diminuição acentuada nos registros durante campanhas secas específicas, como a 9ª campanha (junho de 2022), com apenas cinco indivíduos registrados.

Esses resultados refletem a capacidade dos répteis de se adaptarem melhor às condições climáticas extremas da Caatinga, em comparação com os anfíbios. Espécies de répteis, particularmente as das famílias Colubridae e Tropiduridae, são conhecidas por apresentarem adaptações comportamentais e fisiológicas que lhes permitem lidar com a escassez de água e as temperaturas elevadas (Dias *et al*., 2020). Ainda assim, a diminuição na atividade durante os meses mais secos pode ser explicada pela busca por abrigo em micro-habitats mais favoráveis e pela diminuição da atividade de presas, como insetos e pequenos vertebrados.

Na comparação com o monitoramento do Conjunto Eólico Umburanas, observou-se um padrão semelhante, com a maior riqueza de répteis ocorrendo em períodos de transição entre a estação seca e chuvosa (Silva *et al*., 2019). Esse comportamento sugere que, apesar de mais resistentes às variações sazonais, os répteis também são influenciados pela disponibilidade de recursos e condições climáticas.

A relação sazonal entre a herpetofauna e o clima da Caatinga é clara neste monitoramento. A baixa disponibilidade de água durante a estação seca afeta diretamente a atividade dos anfíbios, enquanto os répteis, embora mais adaptados, também apresentam reduções na atividade e riqueza durante os períodos mais severos. Esses dados reforçam a importância de campanhas de monitoramento contínuas e realizadas em diferentes estações do ano para uma avaliação mais abrangente da diversidade herpetofaunística em áreas de Caatinga.

Os padrões encontrados neste estudo são corroborados por outros levantamentos no bioma da Caatinga, como o realizado por Rodrigues *et al*. (2018) e Silva *et al*. (2019) na Bahia, que também registraram uma maior representatividade de répteis em relação aos anfíbios e uma forte dependência dos ciclos climáticos locais.

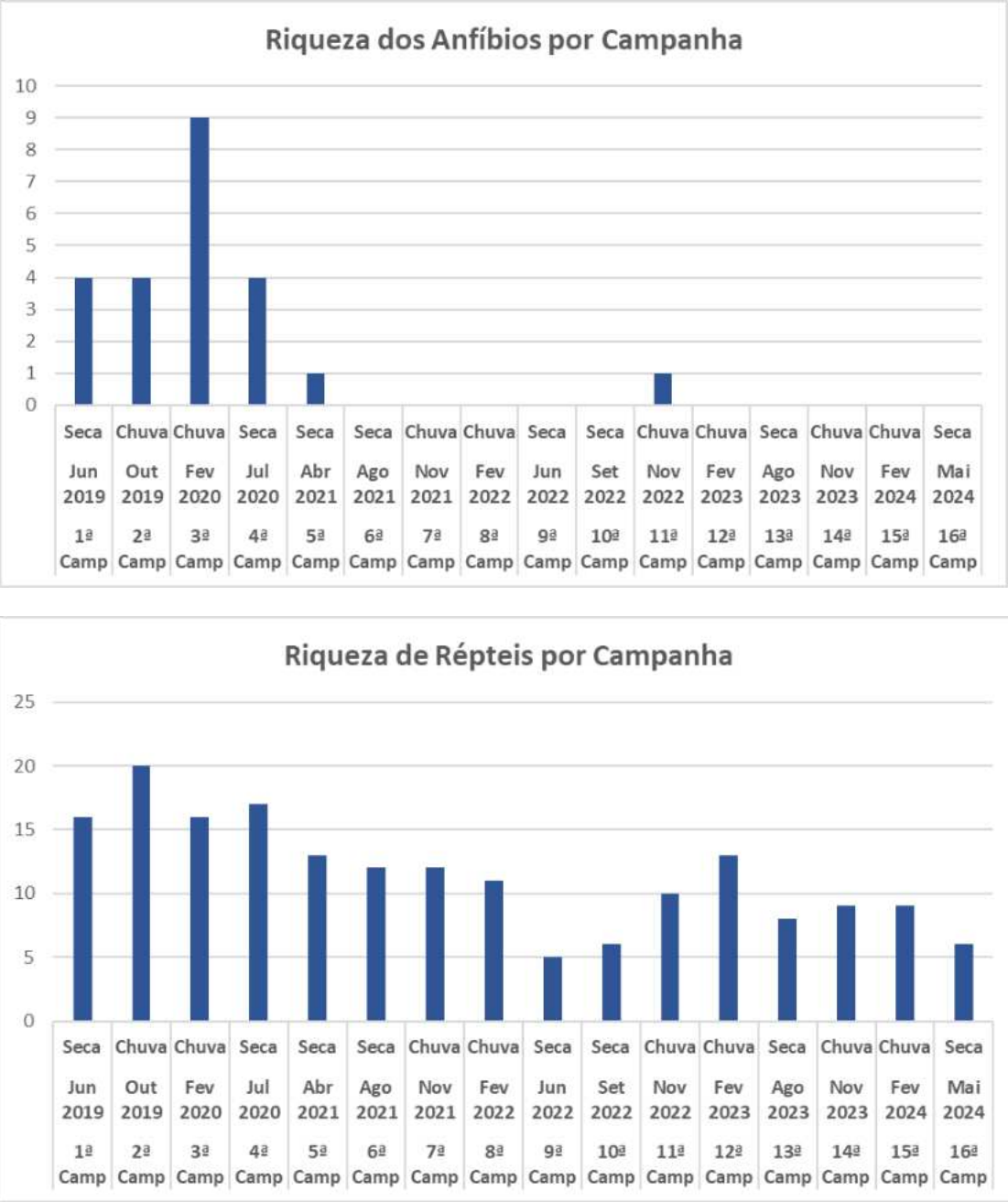


Figura 165. Comparativo das Riquezas da Herpetofauna entre as campanhas realizadas.

Tabela 32. Lista de espécies registradas em todas as campanhas.

ORDEM/FAMÍLIA	1ª CAMP	2ª CAMP	3ª CAMP	4ª CAMP	5ª CAMP	6ª CAMP	7ª CAMP	8ª CAMP	9ª CAMP	10ª CAMP	11ª CAMP	12ª CAMP	13ª CAMP	14ª CAMP	15ª CAMP	16ª CAMP
	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	SECA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA
Reptilia																
Amphisbaenidae																
Amphisbaena alba												X				
Amphisbaena vermicularis		X	X													
Amphisbaena petrei			X			X										
Boidae																
Epicrates assisi	X			X												
Boa constrictor				X			X		X				X			
Colubridae																
Dryophylax phoenix					X											
Erythrolamprus viridis														X		
Oxybelis aeneus		X	X		X	X						X	X		X	
Leptophis ahaetulla	X															
Oxyrhopus trigeminus															X	
Philodryas olfersii								X							X	
Pseudoboa nigra		X	X	X	X									X	X	
Spilotes pullatus				X								X				
Tantilla melanocephala																X
Dipsadidae																
Erythrolamprus poecilogyrus			X													
Erythrolamprus viridis	X															
Boiruna sertaneja							X					X				

ORDEM/FAMÍLIA	1ª CAMP	2ª CAMP	3ª CAMP	4ª CAMP	5ª CAMP	6ª CAMP	7ª CAMP	8ª CAMP	9ª CAMP	10ª CAMP	11ª CAMP	12ª CAMP	13ª CAMP	14ª CAMP	15ª CAMP	16ª CAMP
	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	SECA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA
Oxyrhopus petolarius						X										
Oxyrhopus trigeminus	X	X	X	X		X					X					
Thamnodynastes phoenix		X		X												
Philodryas nattereri	X	X					X	X			X					
Leptodeira annulata				X												
Philodryas olfersii						X						X				
Elapidae																
Micrurus ibiboboca														X		
Gekkonidae																
Hemidactylus brasilianus	X	X	X	X	X		X	X				X		X	X	X
Lygodactylus klugei		X			X											
Gymnophthalmidae																
Acratosaura mentalis	X	X	X	X			X	X			X	X		X		
Psilops paeminosus					X											
Iguanidae																
Iguana iguana	X															
Leiosauridae																
Enyalius bibronii	X	X					X	X				X	X			X
Mabuyidae																
Brasiliscincus heathi		X			X											
Phyllodactylidae																
Gymnodactylus darwinii						X										

ORDEM/FAMÍLIA	1ª CAMP	2ª CAMP	3ª CAMP	4ª CAMP	5ª CAMP	6ª CAMP	7ª CAMP	8ª CAMP	9ª CAMP	10ª CAMP	11ª CAMP	12ª CAMP	13ª CAMP	14ª CAMP	15ª CAMP	16ª CAMP
	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	SECA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA
Gymnodactylus geckoides	X	X	X	X	X0								X	X		
Phyllopezus pollicaris	X	X	X													
Polychrotidae																
Polychrus acutirostris	X			X									X			
Scincidae																
Brasiliscincus heathi					X						X	X				
Teiidae																
Ameiva ameiva							X	X	X		X					
Ameivula nigrigula		X		X		X							X	X	X	X
Ameivula ocellifera	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
Salvator merianae		X	X		X		X	X		X	X			X		
Tropiduridae																
Tropidurus torquatus										X						
Eurolophosaurus divaricatus							X	X	X	X	X	X				
Tropidurus cocorobensis	X	X	X	X	X				X	X			X	X	X	X
Tropidurus erythrocephalus						X	X									
Tropidurus hispidus	X	X	X	X	X	X										
Tropidurus torquatus						X	X	X		X	X	X				
Tropidurus semitaeniatus	X	X	X	X												
Viperidae																
Bothrops erythromelas		X	X			X					X				X	
Crotalus durissus				X	X			X				X				

ORDEM/FAMÍLIA	1ª CAMP	2ª CAMP	3ª CAMP	4ª CAMP	5ª CAMP	6ª CAMP	7ª CAMP	8ª CAMP	9ª CAMP	10ª CAMP	11ª CAMP	12ª CAMP	13ª CAMP	14ª CAMP	15ª CAMP	16ª CAMP
	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	SECA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA
Anura																
Phyllomedusidae																
Phyllomedusa bahiana	X		X													
Leptodactylidae																
Leptodactylus troglodytes		X	X													
Leptodactylus vastus	X	X	X	X												
Physalaemus cicada			X													
Odontophynidae																
Proceratophrys cristiceps	X		X													
Bufonidae																
Rhinella jimi		X	X													
Rhinella diptycha					X											
Rhinella granulosa	X	X	X	X							X					
Hylidae																
Corythomantis greeningi			X	X												
Scinax x-signatus			X	X												

A curva de acumulação de espécies da herpetofauna apresenta uma saturação gradual, com o número observado de espécies (Sobs) aumentando de forma constante até atingir 59 espécies no final das 16 campanhas realizadas de 2019 e 2024. As estimativas de riqueza, como Sboot e *Jackknife*, indicam uma possível flutuação das espécies, sugerindo que o esforço amostral pode ser maior para capturar toda a diversidade presente na área estudada. Mesmo assim, para a Herpetofauna em geral, a amostragem durante as 16 campanhas foi responsável pela detecção de 88% das espécies estimadas pelo *Bootstrap* (67,4 spp) e 79% das espécies estimadas pelo *Jackknife* 1 (75,8 spp).

Ao considerar os grupos juntos, é possível obter uma visão mais integrada da herpetofauna total, que reflete melhor a biodiversidade geral da área estudada e permite inferir sobre a eficácia das metodologias de amostragem empregadas (Walther & Morand, 1998; Chao, 1987) (Figura 166).

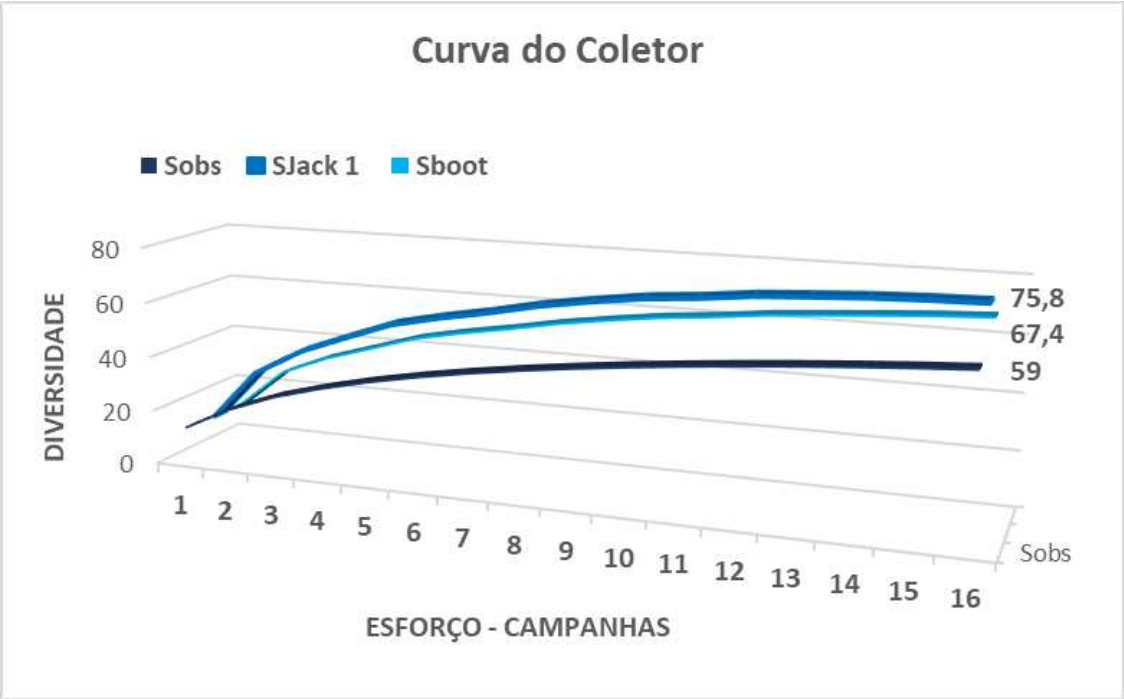


Figura 166. Curva de acumulação de espécies considerando todas as campanhas amostrais dividida por classe taxonômica e para herpetofauna em geral. De cima para baixo: Anfíbios, Répteis e Herpetofauna em geral.

- **Avaliação Ecológica da Comunidade Faunística**

Espécies Ameaçadas

Devido à sua relativa raridade e especificidade de *habitat* (Nogueira, 2011; Rodrigues *et al*., 2017), *P. paeminosus* e *T. erythrocephalus* foram avaliados como "Vulnerável" (VU) pela Lista Vermelha de espécies ameaçadas da IUCN (IUCN 2024). *T. erythrocephalus* ainda é avaliado como Vulnerável pela Lista Vermelha Brasileira de Espécies Ameaçadas (ICMBIO, MMA 2022) e "Ameaçada" (VU) pela Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção do Estado da Bahia (Bahia, 2017).

A espécie *Eurolophosaurus divaricatus* também foi classificada como "Ameaçada" (VU) pela Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção do Estado da Bahia (Bahia, 2017) (Tabela 33).

A CITES determina quatro espécies: *Epicrates assisi* (jibóia-arco-iris), *Iguana iguana* (iguana), *Salvator merianae* (teiú) e *Crotalus durissus* (cascavel) no Apêndice II e III. Embora esse táxon não esteja categorizado em algum grau de ameaça de extinção, existe a necessidade de ações rigorosas para sua conservação devido aos efeitos do comércio ilegal, onde esta atividade influência negativamente a fauna, e contribui com o declínio populacional dos animais nos ambientes.

A pressão de caça e comércio que essas espécies vêm sofrendo desde 1977, época em que foram registradas as maiores taxas de comércio, exportação e consumo da carne e do couro destes animais, fez com que essas espécies fossem incluídas no Apêndice II do CITES (Porini, 2006). Foram registradas sete espécies que figuram na lista de espécies ameaçadas da Bahia (Bahia, 2017), são elas: *E. assisi, O. guibei, B. erythromelas, T. phoenix, T. pallidus, S. merianae* e *O. aeneus.*

Tabela 33. Avaliação do *status* de conservação das espécies registradas durante o de monitoramento.

TAXON	IUCN	IBAMA/ MMA	CITES	SEMA/BA
REPTEIS				
Amphisbaenidae				
Amphisbaena alba	LC	LC		LC
Amphisbaena vermicularis	LC	LC		LC
Amphisbaena petrei	LC	LC		LC

TAXON	IUCN	IBAMA/ MMA	CITES	SEMA/BA
Boidae				
Epicrates assisi	LC	LC	II	LC
Boa constrictor	LC	LC		LC
Colubridae				
Dryophylax phoenix	LC	LC		LC
Erythrolamprus viridis	LC	LC		LC
Oxybelis aeneus	LC	LC		LC
Leptophis ahaetulla	LC	LC		LC
Oxyrhopus trigeminus	LC	LC		LC
Philodryas olfersii	LC	LC		LC
Pseudoboa nigra	LC	LC		LC
Spilotes pullatus	LC	LC		LC
Tantilla melanocephala	LC	LC		LC
Dipsadidae				
Erythrolamprus poecilogyrus	LC	LC		LC
Erythrolamprus viridis	LC	LC		LC
Boiruna sertaneja	LC	LC		LC
Oxyrhopus petolarius	LC	LC		LC
Oxyrhopus trigeminus	LC	LC		LC
Thamnodynastes phoenix	LC	LC		LC
Philodryas nattereri	LC	LC		LC
Leptodeira annulata	LC	LC		LC
Philodryas olfersii	LC	LC		LC
Elapidae				
Micrurus ibiboboca	LC	DD		LC
Gekkonidae				
Hemidactylus brasilianus	LC	LC		LC
Lygodactylus klugei	LC	LC		LC
Gymnophthalmidae				
Acratosaura mentalis	LC	LC		LC
Psilops paeminosus	NT	LC		
Iguanidae				
Iguana iguana	LC	LC	II	LC
Leiosauridae				
Enyalius bibronii	LC	LC		LC
Mabuyidae				
Brasiliscincus heathi	LC	LC		LC

TAXON	IUCN	IBAMA/ MMA	CITES	SEMA/BA
Phyllodactylidae				
Gymnodactylus darwinii	LC	LC		LC
Gymnodactylus geckoides	LC	LC		LC
Phyllopezus pollicaris	LC	LC		LC
Polychrotidae				
Polychrus acutirostris	LC	LC		LC
Scincidae				
Brasiliscincus heathi	LC	LC		LC
Teiidae				
Ameiva ameiva	LC	LC		LC
Ameivula nigrigula	DD	LC		LC
Ameivula ocellifera				
Salvator merianae	LC	LC	II	LC
Tropiduridae				
Tropidurus torquatus	LC	LC		LC
Eurolophosaurus divaricatus	LC	LC		VU
Tropidurus cocorobensis	LC	LC		LC
Tropidurus erythrocephalus	LC	VU		VU
Tropidurus hispidus	LC	LC		LC
Tropidurus torquatus	LC	LC		LC
Tropidurus semitaeniatus	LC	LC		LC
Viperidae				
Bothrops erythromelas	LC	LC		LC
Crotalus durissus	LC	LC	II	LC
ANFÍBIOS				
Phyllomedusidae				
Phyllomedusa bahiana	LC	LC		LC
Leptodactylidae				
Leptodactylus troglodytes	LC	LC		LC
Leptodactylus vastus	LC	LC		LC
Physalaemus cicada	LC	LC		LC
Odontophynidae				
Proceratophrys cristiceps	LC	LC		LC
Bufonidae				
Rhinella jimi	LC	LC		LC
Rhinella diptycha	LC	LC		LC
Rhinella granulosa	LC	LC		LC

TAXON	IUCN	IBAMA/ MMA	CITES	SEMA/BA
Hylidae				
Corythomantis greeningi	LC	LC		LC
Scinax x-signatus	LC	LC		LC

Espécies Endêmicas

Durante as campanhas de monitoramento foi identificado que 08 (oito) espécies registradas possuem algum grau de endemismo, como:

T. cocorobensis, espécie psamófila (que se desenvolve em ambientes arenosos) e que apresenta distribuição restrita a algumas localidades nos estados da Bahia, Pernambuco e Alagoas (Ribeiro *et al.,* 2012).

T. semitaeniatus, podendo ser encontrada em toda a caatinga nordestina, mesmo em regiões secas e de temperaturas elevadas. É considerada uma espécie especialista por viver somente em ambiente com afloramentos rochosos. Alimenta-se basicamente de formigas e cupins (Ribeiro *et al.,* 2013; Freitas, 2011).

T. erythrocephalus, ocorre no bioma Caatinga, em áreas conhecidas como campos rupestres, geralmente a mais de 900 metros de altitude, tem preferências por áreas rochosas e são onívoros, consumindo principalmente insetos e flores (Lima, 2010). A espécie é considerada "Vunerável" pela IUCN (2020) e ICMBio (2018).

Psilops paeminosus, espécie endêmica para Caatinga, que possui *habitat* arenoso, contendo uma distribuição relictual, ocorrendo nos estados da Bahia e Sergipe, restrita a *habitats* de dunas do lado direito do rio São Francisco (Rodrigues *et al.,* 2017).

A. nigrigula e *E. amathites*, espécies endêmicas para o bioma, que possuem *habitat* arenoso, contendo uma distribuição relictual, ocorrendo apenas no estado da Bahia.

Já para o grupo das serpentes, temos como endemismos para o bioma Caatinga, sendo amplamente distribuídas por todo nordeste, notadamente na região semiárida, as espécies: *E. assis* e *B. erythromelas*.

As etnociências são os estudos que envolvem o conhecimento das populações (etnobiologia, etnoecologia, etnobotanica e a etnozoologia), bem como os saberes das populações humanas em relação aos processos naturais. Não menos importante, a etnozoologia destaca-se por investigar a relação do homem com a fauna local, suas crenças, comportamentos, mitos, afetividade em relação às espécies animais (Marques, 2002).

Dados que relacionam o conhecimento popular e o uso da fauna local, associando o conhecimento popular e científico, proporcionam alternativas para planejar alternativas de manejo de forma mais efetiva, mantendo o equilíbrio da biodiversidade (Alves & Albuquerque, 2017). Nesse contexto, temos ainda a etnoherpetologia, que está inserida na etnozoologia, e busca compreender a relação do homem com os animais pertencentes à herpetofauna (anfíbios e répteis), já que estes são comumente perseguidos por representarem algum tipo de perigo ou por falta de conhecimento, resultando em morte indiscriminada desses animais, muitas vezes estando estas associadas às crenças em lendas e mitos que os cercam (Alves & Rosa, 2007; Pazinato, 2013).

De fato, todas as espécies de anfíbios e répteis devem ser alvo de conservação, de modo a garantir o protagonismo da biodiversidade, pelo fato de serem considerados conectores de cadeias alimentares, controlando a população de outras espécies como artrópodes, outros anuros, répteis, aves e mamíferos, auxiliando no controle, bem como por servirem de alimento para inúmeros outros organismos (Pough, 2008; Haddad *et al.,* 2013), podendo ser mencionadas e destacadas aquelas endêmicas conforme citado anteriormente, bem como espécies com graus relevantes de ameaçadas.

A antropização é um processo que resulta na perturbação do ambiente natural. A perda da biodiversidade dependerá do nível desse processo. Enquanto algumas espécies são mais tolerantes às degradações, especialmente animais sinatrópicos (que vivem em áreas urbanas), como a lagartixa de parede (*Hemidactylus mabouia*) e o calango de muro (*Tropidurus hispidus*), outras são mais sensíveis ao ponto de se tornarem bioindicadoras de qualidade, como a perereca-macaco (*Phyllomedusa*

bahiana), que possui como *habitats* naturais as lagoas permanentes no bioma da Caatinga, na presença de floresta sazonal e mata atlântica (Casal & Juncá, 2004).

Espécies Cinegéticas e Xerimbabo

Conforme destacado anteriormente, a etnozoologia destaca-se por investigar a relação do homem com a fauna local (Marques, 2002). Esses dados que relacionam o conhecimento popular e o uso da fauna local, associando o conhecimento popular e científico, proporcionam alternativas para planejar alternativas de manejo de forma mais efetiva, mantendo o equilíbrio da biodiversidade, especialmente pelo fato de algumas espécies de animais silvestres serem fonte de alimento (Alves & Albuquerque, 2017).

No caso da etnoherpetologia, que busca compreender a relação do homem com a herpetofauna (anfíbios e répteis), estes contribuem significativamente para a redução de morte indiscriminada ou mesmo a caça e comercialização, seja para criação em cativeiro ou mesmo para consumo e medicina popular (Alves *et al.,* 2010; Pazinato, 2013).

A espécie *Iguana iguana* (camaleão) é um lagarto de grande porte podendo ultrapassar 1,4 metros de comprimento total, possui hábitos terrestre e arborícola como corpo e membros robustos, e garras adaptadas para escaladas. Quando jovem, é basicamente carnívora e se alimenta de invertebrados e quando adulto passa a se alimentar de frutas, folhas e flores. Essa espécie é comumente alvo de caça para alimento e/ou comercialização (pets), sem um dos principais alvos de biopirataria (Ribeiro *et al*., 2013; Freitas, 2011).

Isso se aplica também à espécie *Salvator merianae* (teiú), sendo este um lagarto de grande porte podendo atingir 1,5 metros de comprimento total. Essa espécie é terrestre e extremamente forrageadora. Possui ampla distribuição no Nordeste e habita todos os ambientes (generalista). Vivem em locas e buracos, se alimentam de ovos, carniça, insetos, frutos e pequenos vertebrados como serpentes, roedores, aves e lagartos menores (Ribeiro *et al.,* 2013; Freitas, 2011).

Espécies de interesse médico

Durante o monitoramento da Herpetofauna, foram registradas três espécies peçonhentas, de interesse médico e que podem oferecer riscos de vida ao ser humano como a *C. durissus* (cascavel), *B. erythromelas* (jararaca da seca) e *M. ibiboboca* (coral verdadeira). A jararaca-da-seca (*B. erythromelas*) é responsável por cerca de 90,5% dos acidentes ofídicos no Brasil (Ribeiro & Jorge, 1997; Araújo *et al*., 2003; França & Málaque, 2003) e entre os grupos causadores de acidentes graves, é o gênero que apresenta menor letalidade com 0,3% (Araújo *et al.,* 2003).

A serpente *Philodryas olfersii*, embora não seja classificada como peçonhenta, foi registrada durante o monitoramento e possui relevância no contexto de saúde pública. Existem relatos de acidentes envolvendo essa espécie, e apesar de seus efeitos não serem tão graves quanto os causados por serpentes verdadeiramente peçonhentas, a mordida de *P. olfersii* pode provocar dor, edema e inflamação local. Segundo Sazima (1992), o veneno desta serpente tem ação proteolítica, o que contribui para os sintomas mencionados. A espécie é caracterizada como uma serpente opistóglifa, com presas localizadas na parte posterior da boca, o que diminui a gravidade do envenenamento em humanos. No entanto, acidentes leves podem ocorrer, especialmente durante tentativas de manipulação ou em situações de defesa.

Apesar de algumas das demais espécies de serpentes registradas durante o monitoramento possuírem dentição do tipo opistóglifa, onde é encontrado na maxila superior, um dente posterior com sulco, por onde escorre o veneno, não são consideradas de interesse médico por não apresentarem propriedades ativas, com potencial contra o ser humano.

- **Registro das Espécies**

Abaixo segue os registros fotográficos de algumas espécies registradas durante o monitoramento da herpetofauna na área de influência do empreendimento (Figura 167).



Acratosaura mentalis



Erythrolamprus_viridis



Tantilla melanocephala



Ameivula ocellifera



Pseudoboa_nigra



Bothrops erythromela



Micrurus_ibiboboca



Hemidactylus brasilianus



Boa constrictor



Tropidurus cocorobensis



Ameivula nigrigula



Enyalius bibronii



Gymnodactylus_geckoides



Oxybelis aeneus

Figura 167. Registro da herpetofauna durante os monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Umburanas.

- **Considerações Finais**

Durante a realização das campanhas de monitoramento da herpetofauna (répteis e anfíbios), entre a 13ª e a 15ª campanhas, foram registrados um total de 89 espécimes, distribuídos em 18 espécies pertencentes a 11 famílias e uma ordem.

O monitoramento da herpetofauna no Conjunto Eólico Umburanas revelou uma predominância de répteis, com destaque para as famílias Teiidae e Tropiduridae e uma diversidade considerável de Colubridae. A ausência de anfíbios pode ser atribuída à

escassez hídrica, refletindo as condições ambientais típicas da Caatinga. Comparações com outros estudos no bioma confirmam que a abundância de espécies generalistas, como *Ameivula nigrigula* e *Tropidurus cocorobensis*, é uma característica comum em áreas alteradas por atividades antrópicas. O monitoramento contínuo e a realização de inventários em diferentes períodos sazonais são fundamentais para uma compreensão mais profunda da dinâmica dessas populações e dos impactos das atividades humanas sobre a herpetofauna da Caatinga.

No presente monitoramento, as armadilhas de queda (*pitfall traps*) mostraram-se altamente eficientes para capturar répteis terrestres de hábito ativo, como *Ameivula nigrigula* e *Tropidurus cocorobensis*. A busca ativa complementou os registros, especialmente de espécies mais difíceis de capturar por armadilhas passivas, como serpentes.

A análise das unidades amostrais evidencia que a heterogeneidade ambiental, juntamente com o estado de conservação das áreas, desempenha um papel fundamental na composição da herpetofauna. Unidades com maior diversidade estrutural e preservação ambiental, como a UA 01 e UA 04, tendem a sustentar uma maior riqueza e abundância de espécies, ressaltando a importância da conservação dessas áreas para a manutenção da diversidade herpetofaunística.

A presença de espécies de importância médica, como *B. erythromelas* e *M. ibiboboca*, sugere que os monitoramentos contínuos dessas áreas são essenciais para compreender a distribuição dessas espécies e desenvolver estratégias eficazes de manejo e mitigação de acidentes ofídicos.

Devido à sua relativa raridade e especificidade de *habitat P. paeminosus* e *T. erythrocephalus* foram avaliados como “Vulnerável” (VU) pela Lista Vermelha de espécies ameaçadas da IUCN (IUCN 2024). *T. erythrocephalus* ainda é avaliado como Vulnerável pela Lista Vermelha Brasileira de Espécies Ameaçadas (ICMBIO, MMA 2022) e “Ameaçada” (VU) pela Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção do Estado da Bahia (BAHIA, 2017).

E. assisi, *I. iguana*, *S. merianae* (teiú) e *C. durissus* (cascavel) são citadas pela CITES no Apêndice II e III, por serem espécies comumente caçadas para alimentação

e/ou são vendidas como *pets*. Durante as campanhas de monitoramento foram registradas 08 (oito) espécies com algum grau de endemismo, como: *T. cocorobensis*, *T. semitaeniatus*, *Psilops paeminosus, A. nigrigula*, *E. assis*, *A. cearensis*, *B. sertaneja* e *B. erythromelas*.

Durante Todo o monitoramento da Herpetofauna, foram registradas 04 espécies peçonhentas e de interesse médico, e que pode oferecer riscos de vida ao ser humano (*C. durissus*, *M. ibiboboca* e *B. erythromelas*). A serpente *Philodryas olfersii*, embora não seja classificada como peçonhenta, foi registrada durante o monitoramento e possui relevância no contexto de saúde pública.

No geral maior quantidade de répteis do que de anfíbios observada para área do empreendimento pode estar relacionada ao *status* de conservação do ambiente local. Possivelmente, por se tratar de uma das regiões mais áridas do país, combinado com longos períodos de estiagem, podem contribuir para um número de registro mais expressivo para o grupo dos répteis. Também, a pouca disponibilidade de recursos hídricos e áreas de dessedentação pode ter sido fatores determinantes para o menor número de registo de anfíbios.

Através dos resultados obtidos para o monitoramento da Herpetofauna, fica evidente que o esforço amostral, bem como a combinação de técnicas aplicadas em campo vem sendo eficientes para amostragem dos répteis e anfíbios.

5 ANÁLISE INTEGRADA

O estudo de monitoramento da fauna permite indicar ações de conservação e preservação devido à contínua análise das assembleias dos grupos ecológicos monitorados, mas também na identificação de possíveis flutuações populacionais de algumas espécies que compõem tais assembleias, além de outros parâmetros ecológicos que direcionam e possibilitam identificar relações de causa e efeito resultantes das interferências antrópicas e possíveis eventos naturais.

A análise do estudo apresentado, permite uma leitura interpretativa, cuja origem se dá a partir da integração das características ambientais com os resultados sequenciais dos monitoramentos, e busca explicitar as relações de dependência e/ou sinergia entre

os componentes antrópicos, bióticos e físicos avaliados. O elo principal nesta modalidade de abordagem, traz como foco principal, supostas alterações no ambiente a partir do estudo sistematizado de organismos.

O monitoramento da fauna realizado tem possibilitado a cada campanha identificar espécies anteriormente não registradas nas diferentes unidades amostrais, devido ao esforço amostral aplicado. Sendo assim, buscou-se fazer uma conjunção dos dados de riqueza obtidos para cada unidade amostral, de modo que fosse possível identificar as áreas que apresentam maior concentração de espécies, conforme pode ser observado na Tabela 34.

Tabela 34. Riqueza obtida para cada unidade amostral no Conjunto Eólico Umburanas.

GRUPO ECOLÓGICO	RIQUEZA							
	UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8
Mastofauna Terrestre	16	18	19	15	15	9	15	12
Mastofauna Voadora	12	18	14	15	15	11	17	11
Herpetofauna	21	13	18	11	14	11	19	9
Ornitofauna	28	79	91	79	53	103	83	82
TOTAL	**77**	**128**	**142**	**120**	**97**	**134**	**134**	**114**

A distribuição da riqueza de fauna nas diferentes Unidades Amostrais (UAs) indicadas na tabela revela padrões interessantes e uma correlação com as características fitofisionômicas de cada área. A UA 3 se destaca por apresentar a maior riqueza de espécies (142), seguida de perto pela UA 6 e UA 7, ambas com 134 espécies. A comparação entre essas áreas destaca a influência das formações vegetais e das características do habitat na diversidade da fauna (Figura 168).

A UA 3, com 142 espécies, é notável pela presença de formações vegetais heterogêneas, combinando formações Savânicas com formações Florestais do Cerrado e da Caatinga. A mistura entre a Caatinga arbustiva densa e aberta, juntamente com a presença de afloramentos rochosos calcários, proporciona uma variedade de micro-habitats. Esses afloramentos são particularmente importantes, pois criam condições específicas para espécies endêmicas e especializadas, como cactos e bromélias, além de servir como refúgio para uma diversidade de herpetofauna e mastofauna terrestre.

Estudos realizados na Caatinga, como o de Leal *et al*. (2005), destacam a importância de ambientes com alta heterogeneidade estrutural para a biodiversidade, já que tais áreas oferecem diferentes nichos ecológicos e abrigam uma maior diversidade de espécies.

Os afloramentos rochosos atuam como refúgios naturais, fornecendo locais adequados para a nidificação e abrigo de aves, além de proteção contra predadores para espécies de répteis e mamíferos (Andrade *et al*., 2020). Além disso, a vegetação mista que inclui elementos florestais e savânicos favorece tanto a fauna adaptada a áreas mais abertas quanto aquelas que dependem de habitats mais densos. Esse mosaico de vegetação é conhecido por promover uma maior riqueza de espécies, conforme discutido por Silva *et al*. (2017), que observaram que áreas com vegetação em mosaico tendem a apresentar maior diversidade de espécies, especialmente em regiões de transição entre biomas, como a Caatinga e o Cerrado.

As UAs 6 e 7 apresentaram uma riqueza de espécies muito semelhante, ambas com 134 espécies registradas. Entretanto, essas áreas possuem características ecológicas distintas.

A UA 6 é uma área com predominância de formação Savânica e fragmentos de vegetação campestre, com vegetação mais arbustiva e esparsa. A fitofisionomia é dominada pela Savana Estépica Arbustiva, caracterizada por vegetação aberta e espaçada. Esse tipo de formação é típico de regiões semiáridas e, embora possa parecer menos rica em diversidade devido à baixa densidade de vegetação, ainda sustenta uma fauna significativa. A presença de fragmentos campestres pode ser especialmente importante para espécies de aves e mamíferos adaptadas a ambientes abertos (Costa *et al*., 2019). Além disso, áreas de vegetação mais aberta podem favorecer a presença de predadores voadores, como falcões e gaviões (Accipitridae e Falconidae), que encontram nessas formações boas condições para caça (Prado *et al*., 2018).

A UA 7, por outro lado, apresenta uma vegetação mista entre caatinga arbustiva densa e aberta, além de formações Florestais do Cerrado e da Caatinga, criando um ambiente semelhante à UA 3, com vegetação heterogênea. Essa variedade estrutural favorece a presença de uma rica avifauna, como evidenciado pelo registro de 83 espécies de aves na UA 7, incluindo tanto espécies insetívoras quanto frugívoras e onívoras, que aproveitam a diversidade de recursos alimentares disponíveis em

diferentes tipos de vegetação. A riqueza de herpetofauna e mastofauna nesta unidade também reflete a importância da heterogeneidade de habitats, conforme discutido por Dias et al. (2019), que destacam como áreas de transição entre Caatinga e Cerrado são fundamentais para a conservação de espécies que utilizam múltiplos ambientes.

Estudos realizados em áreas de transição e mosaico de vegetação, como os de Leal *et al*. (2005) e Silva *et al*. (2017), corroboram os resultados observados na UA 3 e UA 7, onde a combinação de diferentes formações vegetais promove uma alta diversidade de fauna. A presença de afloramentos rochosos, em particular, foi destacada por Andrade *et al*. (2020) como um fator crítico para a manutenção de espécies especializadas, especialmente em ambientes semiáridos. Por outro lado, áreas mais abertas, como a UA 6, apresentam menor riqueza de espécies, mas ainda assim abrigam uma fauna significativa, especialmente de espécies adaptadas a ambientes de vegetação esparsa e com menor cobertura vegetal (Costa *et al*., 2019).



UA 3



UA 6



UA 7

Figura 168. Registro fotográfico da UA 3, UA 6 e UA 7.

Em termos ecológicos, pode-se inferir que o tamanho e o tipo dos fragmentos podem ser considerados como um dos fatores que influenciam na riqueza e na composição da maioria das espécies aqui pontuadas. Em contrapartida, a fragmentação florestal e sua consequente interferência na perda de *habitat*, contribui significativamente como uma ameaça a biodiversidade e pode ocasionar notórios declínios e/ou isolamentos em algumas comunidades biológicas (Martinelli, 2014).

No entanto, avaliando os resultados dos monitoramentos realizados até o momento, juntamente com as ações de conservação e preservação que fazem parte da recuperação das áreas de preservação do conjunto eólico, aponta-se para uma tendencia a recolonização e trânsito de novos indivíduos da fauna nestas áreas.

Em uma análise temporal é possível observar, com os resultados obtidos no monitoramento da fauna terrestre, que desde o ano de 2019 até o ano vigente (2022), houve um aumento da riqueza da fauna. O que pode ser observado, ao se comparar a riqueza encontrada em julho de 2019, com a encontrada no acumulado total, sendo possível a identificação de novas espécies, tendo, contudo, algumas diferenciações entre as campanhas e os diferentes grupos taxonômicos estudados, conforme pode ser observado na Tabela 35.

Tabela 35. Resumo da riqueza da e espécies encontrada para cada grupo taxonômico estudado nos anos de 2019 a 2024.

GRUPO ECOLÓGICO	RIQUEZA																ACUMULADO TOTAL
	JUL/19	NOV/19	FEV/20	JUL/20	MAI/21	AGO/21	NOV/21	MAR/22	JUN/22	SET/22	NOV/22	FEV/23	AGO/23	NOV/23	FEV/24	MAI/24	
	1ª CAMP	2ª CAMP	3ª CAMP	4ª CAMP	5ª CAMP	6ª CAMP	7ª CAMP	8ª CAMP	9ª CAMP	10ª CAMP	11ª CAMP	12ª CAMP	13ª CAMP	14ª CAMP	15ª CAMP	16ª CAMP	
Mastofauna Terrestre	23	16	18	21	21	11	13	13	11	7	14	12	7	10	9	7	32
Mastofauna Voadora	9	8	16	4	14	14	6	10	15	7	3	7	9	7	10	7	42
Herpetofauna	20	24	26	22	14	12	12	11	5	6	11	13	8	9	9	6	59
Ornitofauna	68	61	70	58	79	65	72	68	38	50	58	65	51	65	57	49	151
TOTAL	**120**	**109**	**130**	**105**	**128**	**102**	**103**	**102**	**69**	**70**	**86**	**97**	**75**	**91**	**85**	**69**	**284**

Quando comparamos o ciclo de 2019 ao acumulado de 2024, observa-se um aumento total da riqueza de espécies, com os valores acumulados para os grupos ecológicos como mastofauna terrestre (32 espécies), mastofauna voadora (42 espécies), herpetofauna (59 espécies) e ornitofauna (151 espécies), resultando num total de 284 espécies. Essa variação deve ser interpretada considerando fatores ambientais e de esforço amostral que podem influenciar os resultados de uma campanha para outra.

A interferência das condições climáticas, como a precipitação e a temperatura, pode ter um impacto significativo nas campanhas de monitoramento, especialmente em regiões com variações sazonais acentuadas. A fauna responde diretamente às mudanças no ambiente, com maior atividade e deslocamento em períodos mais úmidos e temperaturas mais amenas, influenciando a detecção e registro de espécies durante os levantamentos. Estudos realizados na Caatinga e no Cerrado sugerem que anos mais chuvosos tendem a aumentar a atividade de alguns grupos faunísticos, como anfíbios e répteis, o que pode explicar os picos de riqueza de herpetofauna em determinadas campanhas, como em fevereiro de 2020 (26 espécies), em comparação a agosto de 2023 (8 espécies).

A fase lunar também é um fator ambiental que pode interferir na detecção de determinadas espécies, especialmente as de hábitos noturnos. Algumas espécies de mamíferos, por exemplo, podem evitar atividade em noites de lua cheia, devido à maior exposição a predadores (Belo *et al*., 2018). Campanhas realizadas em fases lunares mais escuras, portanto, podem favorecer a detecção de mastofauna terrestre e voadora, contribuindo para os picos de riqueza observados em campanhas como julho de 2019 e fevereiro de 2020.

Diferenças no esforço amostral entre as campanhas também desempenham um papel importante na variação da riqueza de espécies registrada ao longo do tempo. O número de dias de campo, a quantidade de armadilhas utilizadas e a área amostrada podem impactar diretamente a detecção e registro de espécies. Por exemplo, campanhas com menor esforço amostral, como as realizadas em novembro de 2022 (86 espécies totais) e agosto de 2023 (75 espécies), podem refletir uma menor riqueza em comparação a campanhas com maior esforço, como em julho de 2019 (120 espécies) ou fevereiro de 2020 (130 espécies).

Outro ponto importante a ser considerado é a possível estabilização da riqueza de espécies na região ao longo do tempo. A partir da análise dos dados, observamos que, embora haja variação nas diferentes campanhas, a tendência é que os números flutuem em torno de uma média. Isso pode sugerir que a fauna local está próxima de um ponto de equilíbrio, onde a detecção de novas espécies se torna cada vez menos frequente, conforme a maioria das espécies já foram registradas em campanhas anteriores. Essa tendência é observada principalmente na ornitofauna, que atinge um pico de 79 espécies em maio de 2021, seguido por uma estabilização ao redor de 50-65 espécies nas campanhas subsequentes.

De maneira semelhante, a mastofauna terrestre e voadora também apresentam oscilações em riqueza entre as campanhas, mas sem indicar uma queda drástica ou um aumento linear, sugerindo uma estabilização na composição dessas comunidades ao longo do tempo. A estabilização da riqueza pode ser interpretada como um reflexo da saturação de espécies amostradas, indicando que a área de estudo já foi suficientemente explorada, conforme descrito por Magurran (2013) em estudos sobre biodiversidade.

Em conclusão, embora o aumento acumulado na riqueza de espécies entre 2019 e 2024 indique uma variação na diversidade registrada ao longo do tempo, isso não deve ser interpretado necessariamente como um aumento ou declínio populacional das espécies monitoradas. As diferenças observadas nas campanhas são multifatoriais, resultantes de uma combinação de fatores ambientais, metodológicos e ecológicos que influenciam a detecção e o registro das espécies. Portanto, é essencial considerar essas variáveis ao interpretar os resultados de monitoramento de biodiversidade para evitar conclusões precipitadas sobre a dinâmica populacional das espécies.

6 CONCLUSÕES

Os resultados das campanhas de monitoramento realizadas durante o ciclo 2023/2024 para o empreendimento eólico Umburanas forneceram uma visão abrangente dos impactos do empreendimento sobre a fauna local, incluindo herpetofauna, avifauna, quirópteros e mamíferos terrestres. A análise revelou que, apesar das atividades antrópicas associadas à instalação e operação do parque eólico, a

biodiversidade na área de influência do empreendimento tem mostrado uma resiliência considerável.

Para a herpetofauna, os dados indicaram uma diversidade significativa de 18 espécies, com variações sazonais que influenciam a detecção e a atividade das espécies. A riqueza e a abundância de répteis permaneceram robustas, destacando a resiliência desses animais frente às mudanças ambientais causadas pelo empreendimento.

No que diz respeito à avifauna, o levantamento registrou uma representatividade notável, com 97 espécies identificadas, o que corresponde a uma fração significativa das espécies conhecidas para a Caatinga. As famílias Tyrannidae e Thraupidae, conhecidas por sua adaptabilidade a diferentes condições ambientais, foram as mais predominantes, destacando-se como resilientes frente às atividades do empreendimento. A presença de espécies como *Eupsittula cactorum* sugere uma capacidade de adaptação às condições alteradas pelo parque eólico, embora essa adaptação possa aumentar o risco de colisões, especialmente para aquelas que compartilham a altura de voo com a zona operacional dos aerogeradores. A análise das curvas de acumulação de espécies indicou que, apesar do progresso significativo no inventário, a comunidade ornitológica ainda não está completamente documentada, demonstrando a importância da continuidade do monitoramento para garantir uma captura completa da diversidade local.

Em relação aos quirópteros (morcegos), o monitoramento evidenciou uma comunidade diversificada e resiliente, com a continuidade de registros elevados de espécies pertencentes às famílias Vespertilionidae e Molossidae, que desempenham papéis ecológicos cruciais, como controle de populações de insetos e dispersão de sementes. As variações observadas na abundância e riqueza ao longo dos anos refletem uma fase de recolonização e adaptação das espécies às condições do empreendimento, sugerindo que o ambiente está se recuperando gradualmente das perturbações iniciais.

O grupo dos mamíferos terrestres, tanto pequenos quanto médios e grandes, mostram que a área de influência do empreendimento ainda suporta uma diversidade significativa. Espécies como *Kerodon rupestris* foram as mais frequentemente capturada entre os pequenos mamíferos, enquanto a presença de predadores de topo, como *Puma concolor, Leopardus pardalis* e *Herpailurus yagouaroundi* sugerem que as interações

tróficas na área de estudo parque eólico. As curvas de acumulação de espécies para mamíferos indicaram uma estabilização progressiva, sinalizando que o esforço de amostragem foi suficiente para capturar a maior parte da diversidade, embora estimadores como *Jackknife* e *Bootstrap* sugiram que algumas espécies de baixa densidade ou com comportamentos crípticos possam ainda não ter sido detectadas.

Os resultados obtidos até o momento indicam que o empreendimento eólico Umburanas não provocou impactos negativos sobre a biodiversidade local. A resiliência demonstrada pelos diferentes grupos de fauna, incluindo herpetofauna, avifauna, quirópteros e mamíferos terrestres, sugere que as operações do parque eólico têm sido compatíveis com a manutenção da integridade ecológica da área. No entanto, a observação de que as curvas de acumulação de espécies para alguns grupos não se estabilizaram completamente ressalta a importância da continuidade e ampliação dos esforços de monitoramento, de modo a capturar com maior precisão a diversidade presente e detectar possíveis alterações futuras na comunidade local.

Além disso, a conservação de espécies endêmicas e ameaçadas, a eficácia das metodologias de amostragem utilizadas, bem como a capacidade de adaptação das espécies às novas condições geradas pela presença dos aerogeradores, permanece como aspectos cruciais que demandam atenção contínua.

A análise da distribuição da riqueza de fauna nas UAs sugere que a heterogeneidade de habitats, especialmente a combinação de formações savânicas e florestais com a presença de afloramentos rochosos, desempenha um papel crucial na promoção da biodiversidade como na UA 3. Áreas com vegetação mais aberta, como a UA 6, também apresentam uma fauna significativa, mas com uma composição diferente, favorecendo espécies adaptadas a ambientes campestres e mais esparsos. Esses resultados estão em linha com a literatura, que aponta a importância de ambientes em mosaico e de transição para a conservação da biodiversidade em ecossistemas como a Caatinga e o Cerrado.

A variação observada na riqueza de espécies entre 2019 e 2024 não deve ser interpretada como um indicativo de declínio populacional, mas sim como o resultado de fatores ambientais, metodológicos e de esforço amostral. As flutuações registradas entre as campanhas refletem a influência de precipitações, temperatura, fases lunares e

mudanças no esforço amostral. Além disso, a tendência de estabilização da riqueza em algumas faunas, como a ornitofauna e mastofauna, sugere que a área de estudo já atingiu um ponto de equilíbrio, com a maioria das espécies locais já amostradas. Esses resultados enfatizam a importância de campanhas longas e repetidas para obter um quadro mais completo e preciso da biodiversidade local.

Portanto, manter um programa de monitoramento ambiental rigoroso e adaptável é essencial para garantir que os impactos do empreendimento sejam continuamente avaliados e minimizados, promovendo a preservação da biodiversidade local em longo prazo. Este enfoque permitirá que medidas mitigadoras sejam ajustadas conforme necessário, assegurando a integridade dos ecossistemas locais e a conservação de suas espécies

7 EQUIPE TÉCNICA

COORDENADOR GERAL	
THIAGO BARTOLOMEU BRASIL PACHECO	
Formação:	Bacharel e Licenciatura em Ciências Biológicas (UEG) e Mestre em Energia (UNIFACS)
Conselho:	CRBio 49.316/04-D
CTF:	1868309
EQUIPE TÉCNICA	
ORNITOFAUNA: ARSINOÊ CRISTINA PERTILE	
Formação:	Bacharel em Ciências Biológicas (FTC) e Mestre em Ecologia e Biomonitoramento (UFBA)
Conselho:	CRBio 105.868/08-D
CTF:	7592657
MAMÍFEROS VOADORES (QUIRÓPTEROS): LUCIANA DEL REY SILVEIRA	
Formação:	Bacharel em Ciências Biológicas (UNIJORGE-BA) e Pós-Graduanda em Estudos Ambientais aplicados a Fauna.
Conselho:	CRBio 105476-D
CTF:	7278998
MAMÍFEROS TERRESTRES: FLÁVIA CASADO DIAS DA SILVA	
Formação:	Bacharel em Ciências Biológicas (USU) e Mestre em Zoologia (MN-UFRJ)
Conselho:	CRBio 71.083/04 – D
CTF:	2434348
HERPETOFAUNA: MAURIVAN VAZ RIBEIRO	
Formação:	Bacharel em Ciências Biológicas (UFG), Mestre em Biodiversidade Animal (UFG), Doutorando em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (UESC)
Conselho:	CRBio 112.006/04-D
CTF:	5033892

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE-LIMA, D. de. The Caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 4, p. 149-153, 1981.

ANDRADE, L. P.; SOUZA, D. A.; PEREIRA, R. F. "Effort influence in biodiversity surveys: A case study from tropical regions." *Journal of Tropical Ecology*, v. 38, n. 2, p. 90-105, 2022.

ANDERSON, D. R. The need to get the basics right in wildlife field studies. *Wildlife Society Bulletin*, p. 1294-1297, 2001.

BERTI, S. A degradação da Caatinga e a perda de biodiversidade. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 75, n. 3, p. 123-134, 2015.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Artmed Editora, 2023.

COSTA, R. A.; DIAS, D. M.; SANTOS, C. F. "Influência da fase lunar na atividade de mamíferos terrestres na Caatinga." *Revista Brasileira de Ecologia*, v. 3, n. 1, p. 45-58, 2019.

COSTA, F. R.; RIBEIRO, S. M.; OLIVEIRA, C. E. "Seasonal variations in biodiversity and its implications for conservation in semi-arid regions." *Environmental Management*, v. 62, n. 3, p. 304-318, 2020

CARRASCO, L. R.; VELASCO, J. A.; VAN DER VELDE, M. "Environmental impact assessment of wind farms: Current practices and challenges." *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 81, p. 1476-1483, 2018.

FLORA DO BRASIL 2020. *Lista de Espécies da Flora do Brasil*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: http://floradobrasil.jbrj.gov.br. Acesso em: 8 set. 2024.

FREITAS, S. R.; RODRIGUES, F. H. G.; MARINHO-FILHO, J. "Long-term wildlife monitoring in renewable energy projects: Best practices and perspectives." *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 189, n. 6, p. 289-300, 2017.

FERNANDES, M. R.; LOPES, C. A.; MARTINS, L. C. "Biodiversidade em áreas de transição: o mosaico ecológico entre o Cerrado e a Caatinga." *Revista Brasileira de Biologia*, v. 79, n. 3, p. 450-463, 2019.

FERREIRA, J. L.; VASCONCELOS, T. S.; OLIVEIRA, R. E. "Fauna de anfíbios e répteis em áreas de afloramento rochoso na Caatinga." *Herpetology Notes*, v. 14, p. 83-90, 2021.

GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P.; WANDERLEY, M. G. L.; VAN DEN BERG, C. Plantas vasculares da Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. (Org.). *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. p. 103-115.

HARTMANN, P. A.; GIULIETTI, A. M.; SILVA, J. M. C. Políticas públicas para a conservação da biodiversidade da Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. (Org.). *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008. p. 329-346.

HERO, J. M.; RIDGWAY, K. R. The effects of habitat fragmentation on biodiversity in the Caatinga. *Journal of Conservation Biology*, v. 20, n. 1, p. 96-102, 2006.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Manual de orientação para elaboração de estudos ambientais*. Brasília: IBAMA, 2007.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. Ecologia e conservação da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Org.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2005. p. 3-14.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. "Ecology and Conservation of Seasonally Dry Forests in Northeast Brazil." *Environmental Management*, v. 61, p. 58-70, 2017.

LOPES, M. A.; FERRAZ, G.; MARTINS, M. P. "Effects of habitat disturbance on wildlife diversity in transitional zones." *Conservation Biology*, v. 33, n. 4, p. 720-734, 2019.

MURIE, O. J.; ELBROCH, M. *A field guide to animal tracks*. v. 3. Houghton Mifflin Harcourt, 2005.

OLIVEIRA, F. B.; SILVA, M. J.; GOMES, V. C. "Influência dos afloramentos rochosos na diversidade de répteis na Caatinga." *Revista Brasileira de Herpetologia*, v. 3, n. 2, p. 85-97, 2019.

PEREIRA, H. M.; NAVARRO, L. M.; MARTINS, I. S. "Global biodiversity change: The bad, the good, and the unknown." *Annual Review of Environment and Resources*, v. 44, p. 345-370, 2019.

PRADO, H. A.; CAVALCANTE, M. P.; LIMA, S. C. "Moon phase and nocturnal activity patterns in tropical bats." *Animal Behaviour*, v. 145, p. 87-96, 2018.

PRADO, A. L.; GIBBS, J. P. "Heterogeneidade ambiental e riqueza de espécies em ecossistemas de Caatinga." *Journal of Ecology and Conservation*, v. 12, n. 1, p. 22-31, 2021.

QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D. B.; FERNANDES, M. F.; MOURA, T. M. Diversity and distribution of Brazilian Caatinga flora. *Journal of Neotropical Botany*, v. 24, n. 1, p. 102-118, 2017.

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S. G.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation. *Edinburgh Journal of Botany*, v. 48, p. 79-95, 1991.

RIBEIRO, E. M.; ALBUQUERQUE, U. P.; PEREIRA, E. F. "Effect of water availability and habitat heterogeneity on the diversity of dry forest flora and fauna." *Journal of Tropical Ecology*, v. 35, n. 2, p. 95-107, 2019.

RODRIGUES, M. T.; RECORDER, A. M.; CALDWELL, J. P. "The impact of habitat structure on herpetofauna diversity in rocky outcrops in the Brazilian Caatinga." *Biotropica*, v. 50, n. 1, p. 105-112, 2018.

RODRIGUES, F. H. G.; MARINHO-FILHO, J.; SILVEIRA, L. "Ecologia e conservação dos vertebrados da Caatinga." *Biodiversity and Conservation*, v. 17, p. 2899-2916, 2018.

SANTOS, F. M.; ALVES, J. L.; MOURA, R. M. "Adaptive management in biodiversity conservation: A framework for monitoring ecological integrity." *Biodiversity and Conservation*, v. 30, p. 2205-2223, 2021.

SCHAUB, M.; ARNOLD, J. M.; FINK, D.; KNAUER, F.; MCLANAHAN, J.; PERENYI, B.; ... ZIMMERMANN, S. How to predict the occurrence of species in novel environments. *Journal of Animal Ecology*, v. 82, n. 2, p. 348-358, 2013.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

SILVA, J. P.; GUIMARÃES, A. A.; LEAL, I. R. "Influences of rainfall and temperature on the activity patterns of semi-arid fauna." *Brazilian Journal of Ecology*, v. 25, p. 45-57, 2017.

SILVA, R. J. F.; COSTA, C. M. R.; LIMA, J. R. "Paisagem de mosaico na Caatinga e suas implicações para a biodiversidade." *Ecological Research*, v. 25, n. 5, p. 1007-1019, 2020.

SILVA, C. A.; SOUZA, R. F.; BARROS, R. C. "Adaptive management in environmental impact assessment: A framework for biodiversity conservation in wind energy projects." *Journal of Environmental Management*, v. 283, p. 111-128, 2021.

SOARES, M. L.; PONTES, A. R. M.; FERREIRA, A. C. "Resilience and adaptability of fauna to wind energy developments: A case study in Northeastern Brazil." *Biodiversity and Conservation*, v. 29, p. 2037-2051, 2020.

VASCONCELOS, T. S.; OLIVEIRA, R. E.; FERREIRA, J. L. "Water dynamics and faunal diversity in temporary wetlands of the Caatinga." *Wetlands Ecology and Management*, v. 29, p. 219-232, 2021.

- **REFERÊNCIAS AVIFAUNA**

ANTUNES, A. Z.; ESTRELA, D. C. Avifauna em áreas de Cerrado e a influência de diferentes graus de antropização. Revista Brasileira de Ornitologia, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 159-170, 2012.

ANDERSON, S.H. *Habitat, management for birds of prey*. Wyoming: University of Wyoming Press, 1994.

ABLE, K. P. The concept of photoperiodic migration. *Journal of Avian Biology*, v. 30, p. 456-462, 1999.

ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. Biological Conservation, v. 122, p. 441-451, 2005.

ALMEIDA, F. R. et al. Seasonal movement patterns of Vireo chivi in the Caatinga biome. *Ornithological Science*, v. 19, p. 145-156, 2020.

ANDRADE, R. F. et al. Seasonal movements and habitat preferences of Sublegatus modestus in the Caatinga. *Journal of Tropical Ecology*, v. 34, p. 567-580, 2018.

ARNETT, E. B.; HAYES, J. P.; HESKE, E. J.; JOHNSON, G. D.; KERNS, J.; KROEGER, T.; KUNZ, T. H.; NICHOLS, J.; O'CONNELL, T.; PIORKOWSKI, M.; THOMAS, G. Wildlife monitoring and wind energy: an overview of the problems and solutions. *Journal of Wildlife Management*, v. 72, n. 1, p. 1353-1361, 2008.

BIBBY, C. J. *Bird census techniques*. Elsevier, 2000.

BROWN, J. L. Habitat structure and avian diversity in tropical rainforests: implications for conservation. Ecological Applications, v. 19, n. 1, p. 72-83, 2009.

CAVALCANTI, R. B.; PIRES, A. S.; FERNANDES, G. W. Avifauna em áreas de savana: diversidade e padrões ecológicos. *Ornitologia Neotropical*, v. 32, n. 2, p. 130-145, 2021.

CAVARZERE, V.; PICHORIM, M.; SILVA, A. R. A. Visual encounter surveys for birds: A technique to assess avian diversity in Neotropical forests. *Ornitologia Neotropical*, v. 24, n. 2, p. 213-221, 2013.

CBRO – Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Lista das aves do Brasil. 11. ed. 2016. Disponível em: http://www.cbro.org.br. Acesso em: 15 ago. 2024.

CORNELL UNIVERSITY. Bird Academy Handbook. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology, 2014

COSTA, H. S. et al. Distribution and seasonal movements of Pachyramphus polychopterus in the Brazilian Northeast. *Journal of Field Ornithology*, v. 90, p. 23-33, 2019.

DREWITT, A. L.; LANGSTON, R. H. W. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis*, v. 148, p. 29-42, 2006.

DUNN, E. H.; RALPH, C. J. Use of mist nets as a tool for bird population monitoring. *Studies in Avian Biology*, v. 29, p. 1-6, 2004.

ERICKSON, W. P.; JOHNSON, G. D.; YOUNG JR, D. P. A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions. *General Technical Report PSW-GTR-191*, v. 191, p. 1029-1042, 2005.

FARFÁN, M. A.; VILLAFUERTE, R.; MORENO, A. Relative effects of wind turbines on birds: the importance of the distance to habitat edges. *Journal of Applied Ecology*, v. 46, n. 6, p. 1385-1392, 2009.

FERREIRA, L. V.; OLIVEIRA, M. C. G. Aves de rapina: biologia e conservação. Acta Biológica Leopoldensia, São Leopoldo, v. 24, n. 1, p. 123-130, 2002.

FERNANDES, G. W.; RAIMUNDO, R. L. G.; VIEIRA, R. F. Sensibilidade de aves à fragmentação florestal: uma revisão. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 25, n. 2, p. 132-145, 2017.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PARRY, L. Avifaunal response to habitat disturbance in the Amazon basin: a review of the evidence. *Conservation Biology*, v. 23, n. 2, p. 416-424, 2009.

GARCIA, D. et al. Seasonal movements and habitat use of tropical forest birds in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 33, p. 345-357, 2017.

GARCIA, D. et al. Regional movements of Myiophobus fasciatus in the Brazilian Caatinga. *Ornithological Studies*, v. 20, p. 78-89, 2018.

GREGORY, R. D.; GIBBONS, D. W.; DONALD, P. F. Bird census and survey techniques. In: *Bird ecology and conservation*, p. 17-56, 2004.

GWEC - Global Wind Energy Council. Global Wind Report 2021. Brussels: GWEC, 2021.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. *A Primer of Ecological Statistics*. 2. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2013.

HÜPPOP, O. et al. Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis*, v. 158, p. 82-99, 2016.

HENRIQUES, L. M.; et al. Avifauna do Parque Nacional das Emas e entorno, estado de Goiás. Revista Brasileira de Ornitologia, São Paulo, v. 11, n. 2, p. 143-158, 2003.

ISLER, M. L.; ISLER, P. R. The Tanagers: Natural History, Distribution, and Identification. Washington: Smithsonian Institution Press, 1999.

KARR, J. R. Surveying birds with mist nets. *Studies in Avian Biology*, v. 6, p. 62-67, 1981.

KREBS, C. J. *Ecological Methodology*. 3. ed. New York: Harper & Row, 2014.

KRUSKAL, W. H.; WALLIS, W. A. Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, v. 47, n. 260, p. 583-621, 1952.

KUNZ, T. H.; ARNETT, E. B.; COOPER, B. M.; ERICKSON, W. P.; LARKIN, R. P.; STRICKLAND, M. D.; THRESHER, R. W.; TUTTLE, M. D. Assessing impacts of wind-energy development on nocturnally active birds and bats: a guidance document. *Journal of Wildlife Management*, v. 74, n. 2, p. 224-235, 2010.

LANGSTON, R. H. W.; PULLAN, J. D. Windfarms and Birds: An Analysis of the Effects of Windfarms on Birds, and Guidance on Environmental Assessment Criteria and Site Selection Issues. *BirdLife International*, 2003.

MASTRANGELI, M. et al. Wind farms' effects on bird populations: an approach for evaluating consequences in a demographic framework. *Journal of Avian Biology*, v. 51, n. 3, p. e02370, 2020.

MARTINS, E. G. et al. Avian migration patterns in the Caatinga biome: implications for conservation. *Ornithological Studies*, v. 20, p. 63-76, 2019.

MARTINS, E. G. et al. Avian distribution and migration in the Caatinga biome: insights from recent studies. *Bird Conservation International*, v. 30, p. 1-15, 2020.

MACHADO, R. B. Dispersão de sementes por aves e mamíferos em florestas tropicais. Natureza & Conservação, Curitiba, v. 7, n. 1, p. 45-52, 2009.

MACHADO, C. G.; LIMA, S. L.; ALMEIDA, M. E. Impactos de empreendimentos eólicos sobre a avifauna no semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 28, p. 85-98, 2020.

MARRA, P. P.; COHEN, E. B.; LOPEZ-DUARTE, P. C.; CLARK, J. S. Quantifying the consequences of the seasonal interactions between seasons. *Current Ornithology*, v. 18, p. 53-91, 2015.

MCCUNE, B.; GRACE, J. B. *Analysis of Ecological Communities*. Gleneden Beach: MjM Software Design, 2002.

MENDES, F. F.; SOUZA, R. F. Influência da estrutura da vegetação sobre a composição e abundância de aves na Caatinga. Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 14, n. 1, p. 45-58, 2016.

MENEZES, J. F. S.; SILVA, W. R. Fragmentação do habitat e conservação de aves: um estudo de caso em áreas de Cerrado. *Biota Neotropica*, v. 16, n. 3, p. 1-12, 2016.

MELO, F. P. L. Ecologia de comunidades de aves em mosaicos de vegetação: uma revisão das abordagens metodológicas. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 28, n. 3, p. 185-194, 2020.

MORANTE-FILHO, J. C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FERNANDES, G. W. Efeitos da fragmentação de habitat na avifauna: implicações para a conservação. *Ornitologia Neotropical*, v. 29, n. 4, p. 201-218, 2018.

NEWTON, I. The Migration Ecology of Birds. London: Academic Press, 2008.

PARIS, M. *Manual de observação de aves*. Aves Brasileiras, 2021.

PATON, P. W. Population estimates of birds based on mist-net and point-count data. *Studies in Avian Biology*, v. 29, p. 1-10, 2004.

PACHECO, J. F.; BAÍA JUNIOR, P. C. Aves da Chapada Diamantina: considerações sobre a avifauna do Parque Nacional e região. *Atualidades Ornitológicas*, v. 181, p. 1-19, 2014.

PINTO, T. H. A. Aves migratórias no Brasil: distribuição e conservação. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, v. 10, n. 1, p. 45-63, 2015.

PIZO, M. A. Aves e a regeneração de florestas. Natureza & Conservação, Curitiba, v. 2, n. 1, p. 32-46, 2004.

PINKAS, L.; OLIPHANT, M. S.; IVERSON, I. L. Prey selection by birds in a mixed pine-oak forest. *The Auk*, v. 103, n. 1, p. 191-204, 1986.

OLIVEIRA, R. A. et al. Habitat use and movements of Pitangus sulphuratus in the Caatinga: implications for conservation. *Journal of Tropical Ecology*, v. 32, p. 329-340, 2016.

RALPH, C. J. *Handbook of Field Methods for Monitoring Landbirds*. Albany: Pacific Southwest Research Station, 1993.

REMSEN, J. V.; GOOD, D. A. Misuse of data from mist-net captures to assess relative abundance in bird populations. *The Auk*, v. 113, n. 2, p. 381-398, 1996

RIBEIRO, M. C.; et al. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: Z. Gottsberger and M. Silberbauer-Gottsberger (Eds.), Tropical Rainforest Ecosystems. Berlin: Springer, 2011.

RODRIGUES, M.; et al. Levantamento da avifauna em uma área de Cerrado no oeste da Bahia. Revista Brasileira de Ornitologia, São Paulo, v. 13, n. 3, p. 212-224, 2005.

RODRIGUES, M. T.; MARINHO-FILHO, J.; GRELLE, C. E. V. Aves da Caatinga: padrões de distribuição e conservação. *Biota Neotropica*, v. 18, n. 4, p. 1-12, 2018.

SANTOS, F. M.; CADERMATORI, E. B. A importância de ambientes heterogêneos na conservação da avifauna em regiões de Cerrado. Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 5, n. 3, p. 195-203, 2007.

SANTOS, M. P.; ALMEIDA, A. C.; SILVA, T. M. Avifauna em áreas de influência de parques eólicos: impactos e estratégias de mitigação. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 27, n. 4, p. 210-221, 2019

SICK, H. Ornitologia Brasileira. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

SILVA, J. M. C. Birds of the Cerrado region, South America. Steenstrupia, v. 21, p. 69-92, 1995.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T. Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília: MMA, 2003.

SILVA, J. M. C. et al. The effects of seasonal migration on the avifauna of the Brazilian Caatinga. *Journal of Field Ornithology*, v. 81, n. 1, p. 45-58, 2010.

SILVA, J. M. C. et al. Regional movements and distribution of Tyrannus melancholicus in the Brazilian Northeast. *Ornithological Science*, v. 22, p. 98-108, 2021.

SMALLWOOD, K. S. Estimating wind turbine-caused bird mortality. *Journal of Wildlife Management*, v. 71, n. 8, p. 2781-2791, 2007.

SOUZA, M. A. et al. Effects of wind energy production on bird populations: a synthesis and directions for future research. *Ecological Applications*, v. 30, n. 4, p. e02002, 2020

SOMENZARI, M. et al. An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, v. 58, n. 21, p. 1-9, 2018.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 4. ed. New York: W. H. Freeman and Company, 2012.

SPARROW, H. A. Field observations of avian species: techniques and methodologies. *Avian Ecology Review*, v. 16, n. 1, p. 45-62, 2021.

SUTHERLAND, W. J.; NEWTON, I.; GREEN, R. E. (Eds.). *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford: Oxford University Press, 2004.

TREVELYAN, R.; CAIN, J. W. A review of bird electrocution on electric utility structures: Types of impacts and approaches to mitigation. *Biological Conservation*, v. 131, n. 2, p. 134-148, 2006.

VIEIRA, M. V.; FONSECA, C. R.; MENDONÇA-LIMA, A. Habitat fragmentation and species conservation: lessons from the Atlantic Forest of Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 27, n. 4, p. 547-567, 2018.

WATSON, J. W. et al. Effectiveness of visual deterrents in reducing avian mortality at wind farms. *Journal of Applied Ecology*, v. 55, p. 2047-2058, 2018.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remnant woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.

WILCOVE, D. S.; WIKELSKI, M. Going, going, gone: is animal migration disappearing? *PLoS Biology*, v. 6, n. 7, e188, 2008.

WHITMAN, A. A.; HAGAN, J. M.; BROOKS, R. P. A comparison of two bird survey techniques: mist nets versus point counts in the northeast. *Journal of Field Ornithology*, v. 68, n. 4, p. 520-532, 1997.

ZAR, J. H. *Biostatistical Analysis*. 5. ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2010.

- **REFERÊNCIAS QUIRÓPTEROS**

AGUIAR, L. M. S. et al. The importance of the Caatinga biome for the conservation of bats in Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 74, n. 3, p. 573-580, 2014.

AGUIAR, L. M. S.; MACHADO, R. B. *Distribuição, riqueza e conservação de morcegos no cerrado, Brasil central*. In: MACHADO, R. B. et al. (Org.). *Biodiversidade do Cerrado: conhecer para conservar*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011. p. 85-104.

ANDRADE, F. A.; SILVA, S. M.; SANTOS, F. R. Seasonal variation in the abundance and diversity of bats in the Caatinga of northeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, v. 100, n. 2, p. 542-551, 2019

ARROYO-CABRALES, J.; ÁLVAREZ, M. R. *Bats of Mexico: biogeography and conservation status*. Journal of Mammalogy, v. 96, n. 5, p. 1115-1134, 2015.

ARITA, H. T. Conservation biology of the cave bats of Mexico. *Journal of Mammalogy*, v. 74, n. 3, p. 693-702, 1993.

ARNETT, E. B.; BROWN, W. K.; ERICKSON, W. P.; FIEDLER, J. K.; HAMILTON, B. L.; HENRY, T. H.; ... TANKERSLEY Jr, R. D. Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. *The Journal of Wildlife Management*, v. 72, n. 1, p. 61-78, 2008.

BARROS, M. M. Monitoramento acústico de morcegos em ambientes urbanos: uma ferramenta para conservação. *Revista Brasileira de Ecologia*, v. 10, n. 1, p. 25-34, 2019.

BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; MACHADO, R. B. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Biota Neotropica*, v. 11, n. 1, p. 37-40, 2011.

BERNARD, E.; FENTON, M. B. *Bat diversity in forest and savannah in north-eastern Brazil*. Biotropica, v. 34, n. 4, p. 237-246, 2002.

BREDT, A.; UIEDA, W.; MAGALHÃES, E. D. *Roosting and feeding habitats of bats in the Cerrado region of central Brazil*. Brazilian Journal of Biology, v. 59, n. 1, p. 91-99, 1999.

CRYAN, P. M.; BARCLAY, R. M. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy*, v. 90, n. 6, p. 1330-1340, 2009.

DIAS, D. et al. Bat diversity in the Caatinga: Patterns of species distribution and activity. *Acta Chiropterologica*, v. 19, n. 1, p. 113-123, 2017.

ESBÉRARD, C. E. L. *Diversity of bat species in the Caatinga biome of northeastern Brazil*. Brazilian Journal of Biology, v. 67, n. 4, p. 641-649, 2007.

FARIA, D. et al. Impacts of wind farms on bats: A global perspective and review of conservation guidelines. *Environmental Conservation*, v. 47, n. 2, p. 79-88, 2020.

FERREIRA, J. R. et al. Bat diversity and conservation in wind farm landscapes in the Brazilian Caatinga. *Journal of Arid Environments*, v. 201, p. 104-115, 2023.

FENTON, M. B.; RAYNER, J. M. V. The energetics of echolocation in bats: how and why do bats make ultrasonic sounds? *Journal of Experimental Biology*, v. 168, p. 239-249, 1992.

FENTON, M. B. et al. *Bat monitoring: an introduction*. Acta Chiropterologica, v. 3, n. 1, p. 1-10, 2001.

FLEMING, T. H. et al. Frugivory and seed dispersal by bats. *Acta Chiropterologica*, v. 15, n. 1, p. 15-25, 2013.

GREGORIN, R.; TADDEI, V. A. Bats from the Caatinga: species composition, reproductive activity, and resource use. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 19, n. 3, p. 781-792, 2002.

GREGORIN, R. et al. Species diversity and biogeography of bats (Mammalia: Chiroptera) in the Caatinga, Brazil. *Journal of Arid Environments*, v. 142, p. 72-82, 2017.

KALKO, E. K. V. et al. The roles of fruits and insects in the ecology of Amazonian bats. *Biotropica*, v. 28, p. 254-265, 1996.

KUNZ, T. H. *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. 1988.

KUNZ, T. H.; LUMSDEN, L. F.; FENTON, M. B. Ecology of cavity and foliage roosting bats. In: *Bat ecology*, v. 1, p. 3-89, 2003.

KUNZ, T. H. et al. *Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses*. Frontiers in Ecology and the Environment, v. 5, n. 6, p. 315-324, 2007.

KUNZ, T. H.; BRAUN DE TORREZ, E.; BAUER, D.; LOBOVA, T.; FLEMING, T. H. Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 1223, n. 1, p. 1-38, 2011.

LOPES, S. F.; MENDONÇA, A. F.; BRITO, D. Demographic and spatial patterns of bat assemblages in a Caatinga fragment of northeastern Brazil. *Acta Chiropterologica*, v. 19, n. 1, p. 45-56, 2017.

MORATELLI, R.; WILSON, D. E. Distribution, ecology, and conservation status of Myotis lavali in Brazil. *Mammalia*, v. 75, n. 4, p. 489-497, 2011.

MORATELLI, R.; WILSON, D. E. Distribution, ecology, and conservation status of Vespertilionidae bats in Brazil. *Mammalia*, v. 79, n. 2, p. 183-192, 2015.

MORATELLI, R.; CALLEJAS, S. Ecological patterns of bat communities in the Brazilian Caatinga: a synthesis. *Journal of Mammalogy*, v. 101, n. 2, p. 490-502, 2020.

MUNIN, R. L. et al. *Guild structure and ecomorphological relationships in a neotropical bat community*. Brazilian Journal of Biology, v. 79, n. 4, p. 602-614, 2019.

NOVAES, R. L. M. et al. *Activity of insectivorous bats in forests and open areas of a forest-grassland mosaic in southern Brazil*. Journal of Mammalogy, v. 97, n. 4, p. 1191-1197, 2016.

O'FARRELL, M. J.; GANNON, W. L. A comparison of acoustic versus capture techniques for the inventory of bats. *Journal of Mammalogy*, v. 80, n. 1, p. 24-30, 1999.

OBRIST, M. K.; BOESCH, R.; FLÜCKIGER, P. Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. *Mammalia*, v. 68, n. 4, p. 307-322, 2004.

PERACCHI, A. L.; LIMA, A. C. S.; PEDRO, W. A.; OLIVEIRA, J. A. *Morcegos do Brasil*. Editora da UFES, 2011.

PASSOS, F. C.; GRACIOLLI, G. *Chiropteran communities in forest fragments: Implications for conservation in fragmented landscapes*. Journal of Tropical Ecology, v. 33, n. 2, p. 108-116, 2017.

RAMOS, P.; SILVEIRA, M.; MENEZES, J. *Ecologia de morcegos cavernícolas do Brasil*. Brasília: IBAMA, 2020.

RIBEIRO, M. C. et al. *Bat assemblages in a fragmented landscape in northeastern Brazil: Species richness and functional diversity*. Journal of Mammalogy, v. 96, n. 5, p. 1150-1160, 2015.

RODRIGUEZ-DURÁN, A.; FLICIANO-ROBLES, J. Bat assemblages in natural and human-modified areas of Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science*, v. 51, n. 1, p. 69-82, 2015.

RUSSO, D.; JONES, G. Use of acoustics in bat research: a new era. *Journal of Mammalogy*, v. 96, n. 3, p. 438-444, 2015.

RUSSO, D.; VOIGT, C. C. The use of automated acoustic detectors for monitoring bats: a protocol recommendation. *Journal of Mammalogy*, v. 97, n. 1, p. 238-247, 2016.

SANTOS, F. M.; ROSA, S. F. M.; CARVALHO, A. L. *Conservação de morcegos na Caatinga: desafios e perspectivas*. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 2018.

SILVA, S. S.; PERACCHI, A. L.; PINHEIRO, P. P. *Morcegos do Brasil: biodiversidade e conservação*. Editora UFSC, 2011.

SILVA, R. F. et al. Nectarivorous bats and their role in the pollination of night-blooming cacti in the Caatinga. *Journal of Arid Environments*, v. 142, p. 72-82, 2017.

SILVA, S. S. et al. Bat assemblages in Caatinga forest fragments of Brazil: Species diversity and conservation implications. *Biodiversity and Conservation*, v. 27, n. 3, p. 563-578, 2018.

SIMMONS, N. B. *Order Chiroptera*. In: WILSON, D. E.; REEDER, D. M. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. 3rd ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 2005. p. 312-529.

SOUZA, R. F. et al. Bat assemblages in Caatinga forest fragments of Brazil: Species diversity and conservation implications. *Biodiversity and Conservation*, v. 24, n. 10, p. 2431-2445, 2015.

SOUZA, A. L.; SANTOS, M. C.; GREGORIN, R. Habitat selection by insectivorous bats in Caatinga vegetation, Brazil. *Mammalia*, v. 83, n. 5, p. 458-466, 2019.

TORRES, R.; MARTINS, M. Pestanas: A conservation strategy for Brazilian cave bats. *Animal Conservation*, v. 6, n. 1, p. 1-5, 2003.

WILLIG, M. R.; KAUFMAN, D. M.; STEVENS, R. D. *Latitudinal gradients of biodiversity: patterns, process, scale, and synthesis*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 34, p. 273-309, 2007.

VAUGHAN, N.; JONES, G.; HARRIS, S. Habitat use by bats (Chiroptera) assessed by means of a broadband acoustic method. *Journal of Applied Ecology*, v. 34, n. 3, p. 716-730, 1997.

ZORTÉA, M. *Seasonal variation in the diet of frugivorous bats (Phyllostomidae) in a Brazilian Cerrado*. Mammalia, v. 67, n. 1, p. 113-121, 2003.

ZORTEA, M.; AZEVEDO, M. R. S. Ecological aspects of the bat fauna of the Parque Nacional de Brasília, central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 2, p. 301-309, 2008.

- **REFERÊNCIAS HERPERTOFAUNA**

BOKERMANN, W. C. A. *Notas sobre o gênero Leptodactylus Fitzinger no Brasil*. Papéis Avulsos de Zoologia, v. 19, p. 115-123, 1966.

BROWN, L. E.; SMITH, R. J.; THOMAS, G. Methods for using pitfall traps in ecological research. *Journal of Wildlife Research*, v. 35, n. 2, p. 121-133, 1981.

BRASIL, 2016. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). *Manual para resgate e monitoramento de fauna*. Brasília: IBAMA, 2016.

CARVALHO, V. T. et al. *Distribuição espacial e temporal de anfíbios na Caatinga: Implicações para conservação*. Brazilian Journal of Ecology, v. 10, n. 1, p. 45-60, 2019.

CECHIN, S. Z.; MARTINS, M. Efficacy of pitfall traps for sampling amphibians and reptiles in tropical forests. *Herpetological Review*, v. 31, n. 2, p. 72-74, 2000.

COLLI, G. R., BASTOS, R. P., & ARAÚJO, A. F. B. (2002). The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In: P.S. OLIVEIRA; R.J. MARQUIS (Org.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press.

COSTA, F. et al. *Herpetofauna da Caatinga: Padrões de Distribuição e Influência da Sazonalidade*. Ecologia Brasileira, v. 23, n. 2, 2020.

COSTA, G. C., NOGUEIRA, C., MACHADO, R. B., & COLLI, G. R. (2013). Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental-climatic associations. *Biota Neotropica*, 13(3), 93-104.

CORN, P. S. Straight-line drift fences and pitfall traps. In: HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; MCDIARMID, R. W.; HAYEK, L.-A. C.; FOSTER, M. S. (Eds.). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 109-117.

COCROFT, R. B.; HEISER, M. *Biologia Reprodutiva de Anfíbios da Caatinga: Influência da Sazonalidade Hídrica*. Herpetological Journal, v. 6, p. 93-100, 1995.

DODD, C. K. *Reptile ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford: Oxford University Press, 2016.

GIARETTA, A. A., SAZIMA, I., & FACURE, K. G. (2008). Ecology of a community of Atlantic Rainforest frogs from southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 24(2), 191-203.

GREENBERG, C. H.; NEARY, D. G.; HARRIS, L. D. Effect of high-intensity wildfire and silvicultural treatments on reptile communities in sand-pine scrub. *Conservation Biology*, v. 8, n. 4, p. 1047-1057, 1994.

HEYER, W. R. (1999). The adaptive ecology of the frog *Leptodactylus pentadactylus*. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 301, 1-57.

HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; MCDIARMID, R. W.; HAYEK, L.-A. C.; FOSTER, M. S. (Eds.). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1994.

MARTINS, M. et al. *Répteis da Caatinga: Diversidade e Adaptação ao Semiárido Brasileiro*. Journal of Herpetology, v. 55, n. 1, 2021.

MARQUES, O. A. V. et al. *Serpentes da Caatinga: Diversidade e Adaptações ao Ambiente Semiárido*. Boletim do Museu Nacional, Zoologia, v. 450, p. 1-10, 2001.

MOLL, D.; MOLL, E. O. *The ecology, exploitation, and conservation of river turtles*. Oxford: Oxford University Press, 2004.

NOGUEIRA, C. C. et al. *Ecology of Lizards in the Semi-arid Caatinga of Northeastern Brazil*. Amphibian and Reptile Conservation, v. 4, p. 20-30, 2005.

NAUWELAERTS, S.; AERTS, P.; D'AOUT, K. Locomotor performance in lizards: an analysis of the effects of substrate, speed, and size. *Journal of Experimental Biology*, v. 203, p. 1039-1049, 2000.

NOGUEIRA, C. et al. *Distribuição e Ecologia dos Répteis do Bioma Caatinga*. In: Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. ICMBio, 2019.

PIANKA, E. R.; VITT, L. J. *Lizards: windows to the evolution of diversity*. Berkeley: University of California Press, 2003.

RIBEIRO, J. A.; SILVA, A. R.; PEREIRA, C. C. Herpetofauna monitoring in tropical ecosystems: applications and conservation implications. *Journal of Tropical Ecology*, v. 35, p. 124-135, 2023.

RODRIGUES, M. T. (2003). Herpetofauna da Caatinga. In: LEAL, I. R., TABARELLI, M., & SILVA, J. M. C. (Orgs.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife: Ed. Universitária da UFPE.

RODRIGUES, M. T. et al. *Padrões de Riqueza e Abundância de Herpetofauna na Caatinga: Um Estudo de Longo Prazo*. Herpetological Conservation, v. 44, p. 32-45, 2018.

RODDA, G. H.; PERRY, G.; RINKER, L. S.; SAUMURE, R. A. *Herpetological survey design and data management*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 2001.

RYAN, T. J.; PHILLIPS, C. A.; PARRISH, J. D.; WILSON, L. A.; DOWLING, H. G. The pitfall of pitfall traps. *Journal of Herpetology*, v. 36, n. 1, p. 112-115, 2002.

SANTOS, E. M., VASCONCELOS, C. F., & SANTANA, G. G. (2019). Herpetofauna da Caatinga: Inventários e Revisões. *Neotropical Biology and Conservation*, 14(2), 45-58.

SANTOS, E. M. et al. *Herpetofauna da Caatinga: Padrões Regionais e Implicações para a Conservação*. Journal of Herpetology, v. 54, p. 19-29, 2020.

SEIGEL, R. A.; COLLINS, J. T. *Snakes: Ecology and evolutionary biology*. McGraw-Hill Education, 1993.

SILVA, F. R., FERRÃO, M., & BEZERRA, A. M. R. (2018). Herpetofauna de áreas de Caatinga e Cerrado no estado da Bahia, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 13(3), 393-412.

SILVA, J. R. et al. *Influência das Chuvas na Atividade de Anfíbios na Caatinga*. Ecological Research, v. 35, p. 80-95, 2019.

SOUZA, B. C. et al. *Impacto da Sazonalidade na Diversidade de Anfíbios e Répteis na Caatinga Baiana*. Brazilian Journal of Ecology, v. 67, p. 144-159, 2021.

VASCONCELOS, M. F., TAVARES, R. S., & ROCHA, P. L. B. (2010). Amphibian species richness and distribution in three Atlantic Forest remnants in southern Bahia, Brazil. *South American Journal of Herpetology*, 5(1), 39-46.

VIEIRA, G. H. C., SILVA, M. B. S., & ALMEIDA, P. F. A. (2015). Estrutura da Comunidade de Répteis em Remanescentes de Caatinga no Nordeste Brasileiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, 32(1), 32-40.

VITT, L. J., CALDWELL, J. P., & MAGNUSSON, W. E. *The herpetofauna of tropical savannas*. In: MCKAY, A. M. (Ed.). *Comparative Ecology of Amphibians and Reptiles*. New York: Oxford University Press. 1998.

VITT, L. J., ZANI, P. A., & ESPOSITO, M. C. (2007). Ecological relationships among sympatric lizards in a transitional forest in the northern Amazon of Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 23(5), 641-650.

VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles*. 4. ed. San Diego: Academic Press, 2013.

WATTERS, J. L.; CORMIER, R. L.; GOTTHARDT, T. A. Morphometric analysis of amphibians and reptiles in the wild: a comprehensive guide. *Herpetological Conservation and Biology*, v. 11, p. 25-36, 2016.

WEBB, G. J. W.; MANOLIS, S. C.; BUCKWORTH, R.; SACK, G. C. *Crocodile management and conservation in northern Australia*. Canberra: Australian National University Press, 1987.

- **REFERÊNCIAS MASTOFAUNA**

ALMEIDA, M. M.; VASCONCELOS, M. F.; FERRAZ, M. L. M. *Efeitos sazonais na riqueza e abundância de mamíferos da Caatinga*. Ecotropica, v. 22, p. 123-135, 2016.

ANDERSON, D. R. *The need to get the basics right in wildlife field studies*. Wildlife Society Bulletin, v. 29, n. 4, p. 1294-1297, 2001.

ANTHONY, N. M.; RIBIC, C. A.; BAUTZ, R.; GARLAND Jr, T. Comparative effectiveness of Longworth and Sherman live traps. *Wildlife Society Bulletin*, v. 33, n. 3, p. 1018-1026, 2005.

BERNARD, E.; FAGUNDES, R. Questões metodológicas na amostragem de morcegos. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Orgs.). *Moradores das sombras: morcegos do Brasil*. 2ª ed. Londrina: Ed. UEL, 2013. p. 43-64.

BERNARDO, C. S. S.; SIMÕES-LOPES, P. C. Efeito da variação de temperatura no comportamento de mamíferos terrestres. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 38, p. 121-130, 2021.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. 4. ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2006.

BECKER, M.; DALPONTE, J. C. Mamíferos do Brasil: guia de campo. Brasília: Editora Universitária, 2013.

BRESSIANI, V. B.; GRAIPEL, M. E. Comparison of methods for capture of water-opossum Chironectes minimus (Zimmerman, 1780) (Mammalia, Didelphidae) in southern Brazil. *Mastozoologia Neotropical*, v. 15, n. 1, p. 33-40, 2008.

CAMPOS, C. B.; LIMA, S. R.; MOURA, L. S. et al. Levantamento de mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Caatinga no norte da Bahia. *Revista Brasileira de Biologia Neotropical*, v. 15, n. 2, p. 99-112, 2019.

CARMIGNOTTO, A. P.; VIVO, M. Mammals of the Cerrado and Caatinga: Distribution patterns and species richness. *Biota Neotropica*, v. 5, n. 2, p. 147-158, 2005

CARMIGNOTTO, A. P.; AIRES, C. C. Patterns of mammal diversity and composition in the Cerrado and Caatinga: comparing small-mammal assemblages in savanna and dry forest. *Journal of Arid Environments*, v. 75, p. 1211-1217, 2011.

CAVALCANTI, L. M.; SANTOS, C. M.; VIEIRA, A. P. Sazonalidade e mastofauna em áreas semiáridas: implicações para a conservação. *Revista Brasileira de Ecologia*, v. 5, p. 45-59, 2021.

CÁCERES, N. C.; HANNIBAL, W. Metodologias de Amostragem de Mamíferos Terrestres: Eficiência e Implicações para Conservação. *Biota Neotropica*, v. 20, n. 1, p. 1-10, 2020.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. *Biological Conservation*, v. 93, n. 1, p. 33-43, 2000.

CRUZ, C. A. G.; OLIVEIRA, J. L. C.; SOUZA, F. L. Biodiversity and conservation of mammals in the Serra Negra Biological Reserve, Bahia, Brazil. *Journal of Wildlife Research*, v. 18, p. 45-57, 2019.

CECHIN, S. Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (Pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 17, n. 3, p. 729-740, 2000.

EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. *Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. Chicago: University of Chicago Press, 1999.

EMMONS, L. H.; FEER, F. *Neotropical rainforest mammals: A field guide*. Chicago: University of Chicago Press, 1997.

ELBROCH, M.; McFARLAND, C. *Mammal tracks and signs: A guide to North American species*. Stackpole Books. Mechanicsburg, PA, 2003.

FENTON, M.B. The foraging behaviour and ecology of animal-eating bats. *Canadian Journal of Zoology*, v. 68, p. 411-422, 1990.

FERREIRA, L. V.; MIRANDA, J. M.; SILVA, T. P. Efeito da sazonalidade na detecção de mamíferos em ambientes de Caatinga. *Boletim de Ecologia e Conservação*, v. 22, n. 2, p. 55-72, 2018.

FERREIRA, J. P.; ALVES, R. R. N.; ROCHA, R. E. Fauna de mamíferos da Caatinga: Padrões ecológicos e de conservação. *Ecologia Brasileira*, v. 24, p. 321-340, 2020.

FERNANDES, M. E. B.; ALVES, J. A.; LIMA, D. R. Mamíferos da Caatinga: riqueza, distribuição e padrões de atividade. *Biodiversidade Brasileira*, v. 10, p. 89-103, 2020.

FLOWERDEW, J. R.; SHORE, R. F.; POULTON, S. M.; SPARKS, T. H. Live trapping to monitor small mammals in Britain. *Mammal Review*, v. 34, n. 1-2, p. 31-50, 2004.

FREITAS, M. B.; SILVA, J. A.; NASCIMENTO, R. P. Seasonal variation in mammal assemblages in Caatinga areas of Northeastern Brazil. *Mammalian Biology*, v. 95, p. 45-53, 2020.

GARDNER, A. L. Mammals of South America, Volume 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. Chicago: University of Chicago Press, 2008.

GOMPPER, M. E.; RITCHIE, M. E.; SANDERSON, E. W. *The vertebrate fauna of Barro Colorado Island: ecological processes and biotic interactions*. *Ecology of Species Interactions: Patterns, Mechanisms, and Theories*. Cambridge University Press, 2006.

GRAIPEL, M. E.; de MORAES, D. A. Capturando pequenos mamíferos arborícolas. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, n. 39, p. 2, 2004.

GREENBERG, C. H.; CARR, J.; WALLER, A. *The use of pitfall traps to sample the herpetofauna of a forested habitat*. *Journal of Herpetology*, v. 28, n. 3, p. 322-326, 1994.

HALFPENNY, J. *Scats and tracks of North America: a field guide to the signs of nearly 150 wildlife species*. Rowman & Littlefield, 2019.

HOFFMANN, A.; DECHER, J.; ROVERO, F.; SCHAER, J.; VOIGT, C.; WIBBELT, G. Field methods and techniques for monitoring mammals. *Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories*, v. 8, part 2, p. 482-529, 2010.

KUNZ, T.H.; PARSONS, S. (Eds.). *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. 2nd ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 2009.

LANG, A.B.; SIEMERS, B.M.; SCHNITZLER, H.-U.; MUNTE, T.F. Nightly changes in the brainstem auditory evoked potentials of bats correlated with the lunar cycle. *Journal of Comparative Physiology A*, v. 192, p. 269-275, 2006.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife: Ed. Universitária UFPE, 2003.

LONG, R. A.; MACKAY, P.; RAY, J.; ZIELINSKI, W. (Eds.). *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press, 2012.

LORETTO, D.; VIEIRA, M. V. A literature review and field test on the role of bait type on capture success of arboreal small mammals. *Oecologia Australis*, v. 27, p. 208-223, 2023.

MARINHO-FILHO, J.; SAZIMA, I. A comunidade de morcegos da reserva ecológica do Panga, Brasil Central. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 49, n. 4, p. 621-639, 1989.

MEDEIROS, R.C.S.; CÁCERES, N.C.; ZORTÉA, M. Impacto da fragmentação florestal sobre as populações de morcegos. *Oecologia Australis*, v. 24, n. 2, p. 236-252, 2020.

MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*, v. 124, p. 383-396, 2005.

MIRANDA, J. D.; LOPES, F. S.; ALMEIDA, V. H. Aspectos ecológicos da mastofauna da Caatinga em um cenário de mudanças climáticas. *Acta Biologica*, v. 26, n. 3, p. 120-130, 2022.

MESQUITA, D. O.; COLLINS, S. L.; AGOSTINHO, A. A. *Pitfall traps: effectiveness and the need for a standardized protocol*. *Ecological Applications*, v. 25, n. 3, p. 643-653, 2015.

MURIE, O. J.; ELBROCH, M. *A field guide to animal tracks*. 3. ed. Boston: Houghton Mifflin Harcourt, 2005.

MOURA, R. T.; OLIVEIRA, G. S.; RIBEIRO, M. N. Adaptations of Mammals to Semi-Arid Environments in the Caatinga. *Journal of Arid Environments*, v. 45, p. 250-260, 2016.

MOURA, R. T.; QUEIROZ, C. M.; SILVA, M. N. F. Ecological aspects of small mammals in Brazilian Caatinga: A review. *Ecologia Neotropical*, v. 31, p. 89-110, 2020.

OLIFIERS, N.; GENTILE, R.; FERNANDEZ, F. A. S. Mammalian habitat use in an area of Caatinga, Brazil. *Journal of Mammalogy*, v. 86, n. 1, p. 31-36, 2005.

PAGLIA, A. P. et al. *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil*. 2. ed. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Arlington, VA: Conservation International, 2012.

PRADO, P. I.; GALETTI, M. Impact of hunting on the population dynamics of mammals in Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, v. 17, p. 654-661, 2003.

PRADA, M.; MARINHO-FILHO, J. Influence of seasonal flooding on the movements and activity of terrestrial mammals in a Neotropical swamp forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 20, n. 4, p. 529-533, 2004.

REDFORD, K. H.; EISENBERG, J. F. *Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics*. Chicago: University of Chicago Press, 1992.

RIBEIRO, R.; SILVA, J. A. F.; MENEZES, C. S. Impact of Wind Farms on Mammals in Brazilian Caatinga. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, p. 612-623, 2019.

ROCHA, P. A.; CARVALHO, J. M.; NASCIMENTO, C. A. Seasonal Activity Patterns of Mammals in a Caatinga Fragment in Northeastern Brazil. *Mammalia*, v. 83, p. 313-321, 2019.

RODRIGUES, F. H. G.; FONSECA, G. A. B.; RAMOS-NETO, M. B.; PACHECO, R. C. Geometric morphometrics and GIS analysis in studies of mammalian populations in the Cerrado of Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 6, n. 8, p. 1181-1198, 1997.

RUSSO, D.; ANCILLOTTO, L.; CILIENTO, E.; HERMSEN, E.; JONAS, N.; WELBERGEN, J.A. Emerging Threats to Bats: Consequences for Ecosystems and Human Health. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 16, p. 234-242, 2018.

SANTOS, A. M.; SOUZA, L. A.; BARBOSA, R. M. Monitoramento de fauna em empreendimentos eólicos na Caatinga: padrões e desafios. *Cadernos de Conservação*, v. 7, p. 99-114, 2020.

SANTOS-FILHO, M.; REIS, M. L.; RIBEIRO, S. A. *Avaliação de diferentes tipos de armadilhas para captura de mamíferos em diferentes ambientes do Pantanal*. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 23, n. 4, p. 1210-1216, 2006.

SANTOS-FILHO, M.; SILVEIRA, R. S.; OLIVEIRA, T. G. *Comparative performance of live traps in different habitat types for small mammal studies*. *Acta Theriologica*, v. 61, n. 3, p. 295-302, 2016.

SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A. T. A.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, v. 114, n. 3, p. 351-355, 2003.

SOULSBURY, C. D.; WHITE, P. C. L.; MCCARTHY, J. *Live trapping in wildlife research: ethics, welfare, and data quality considerations*. *Journal of Wildlife Management*, v. 84, n. 1, p. 1-9, 2020.

SOUSA, B. M.; SOARES, R. P.; MARTINS, T. F. Sazonalidade e variação na mastofauna em diferentes tipos de habitat da Caatinga. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, v. 86, p. 55-67, 2017.

SILVA, M. J.; TEIXEIRA, C. M.; ALBUQUERQUE, U. P. Habitat Use and Distribution of Terrestrial Mammals in the Brazilian Caatinga. *Biotropica*, v. 49, p. 32-40, 2011.

TABARELLI, M.; SANTOS, A. M. M. Impactos da fragmentação e a conservação da biodiversidade na Caatinga. *Natureza & Conservação*, v. 2, p. 37-45, 2004.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Consequences of Fragmentation for Tropical Plant Communities in Central Amazonia. *Ecological Applications*, v. 15, p. 1344-1352, 2005.

TEIXEIRA, D. M.; NOGUEIRA, D. M. Rastros e Pegadas: Um guia de identificação. Porto Alegre: Editora do Autor, 2017.

WHITAKER Jr, J. O.; NEEDELMAN, R. A.; HAMILTON Jr, W. J. *Mammals of the Eastern United States*. v. 2. Cornell University Press, 2022.

VIVEIROS DE CASTRO, E. B.; FERNANDEZ, F. A. S. Determinants of Differential Extinction Vulnerability of Small Mammals in Atlantic Forest Fragments in Brazil. *Biological Conservation*, v. 119, p. 73-80, 2004.

VIANA, A. G. *Comparative efficacy of small mammal trapping methods in Brazilian cerrado environments*. *Mammalian Biology*, v. 57, n. 1, p. 70-75, 1999.

VOSS, R. S.; EMMONS, L. H. *Mammalian diversity in Neotropical forests: use of live traps for inventory*. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, v. 230, p. 1-115, 1996.

WIENER, P.; SMITH, J. A. *Live capture methods in small mammal research: an overview of current practices and recommendations*. *Canadian Journal of Zoology*, v. 50, n. 3, p. 289-295, 1972.

WILSON, G. J.; DELAHAY, R. J. *A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation*. *Wildlife Research*, v. 28, n. 2, p. 151-164, 2001.

ZIELINSKI, W. J.; KUCERA, T. E. *American marten, fisher, lynx, and wolverine: survey methods for their detection*. *United States Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report PSW-GTR*, Albany, CA, p. 1-174, 1995.



EcoBrasil
consultoria ambiental

T 55 71 4113 4518
C 55 71 9 98780 2223

ecobrasil@ecobrasil.bio.br
www.ecobrasil.bio.br

UNIDADE BA – Escritório Lauro de Freitas/ BA
Rua João Chagas Ortins de Freitas 577
Edifício Mais Empresarial | salas 1310 e 1311
42.710-610 Buraquinho | Lauro de Freitas – Bahia