

EcoBrasil
consultoria ambiental

PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA FAUNA

CONJUNTO EÓLICO CAMPO LARGO – FASE 1

RELATÓRIO CONSOLIDADO

2023 | 2024

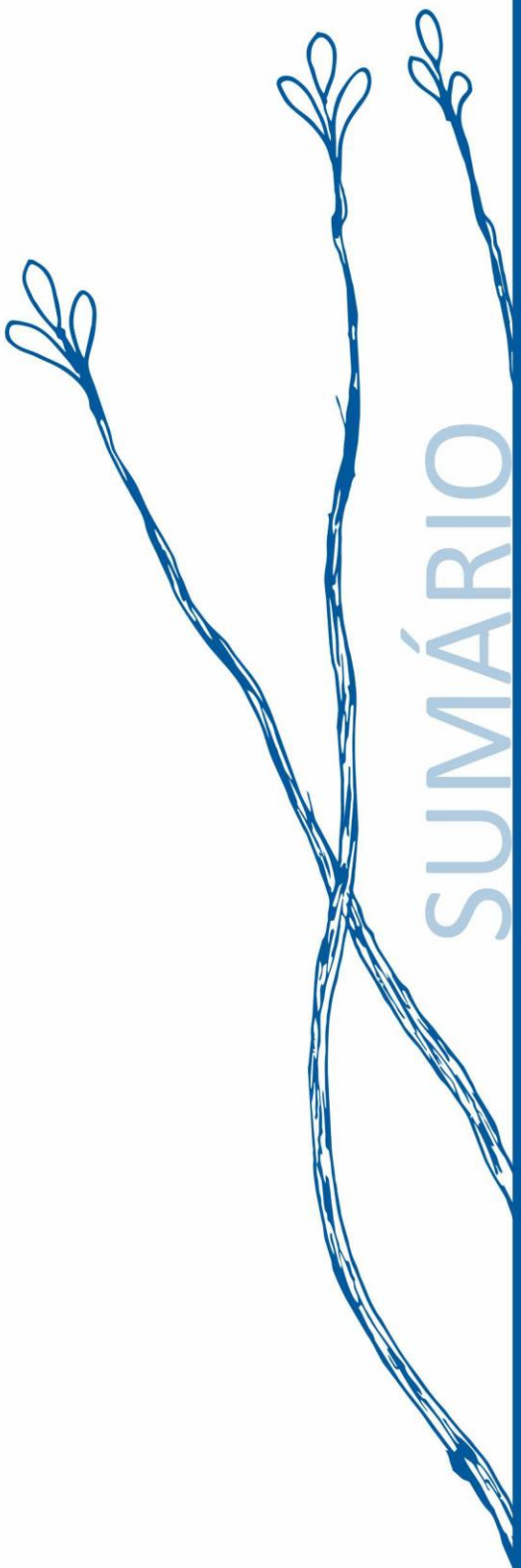
INFORMAÇÕES GERAIS

HISTÓRICO DE REVISÕES			
REVISÃO	**DATA**	**NATUREZA DA REVISÃO**	**RESPONSÁVEL**
0	26.08.2024	Elaboração	Luciana Del Rey [LD]
1	27.08.2024	Revisão	Luciana Del Rey [LD]
2	05.09.2024	Formatação	Flavia Casado [FC]
3	05.09.2024	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 Campo Largo – Fase 1			
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 Campo Largo – Fase 1**.



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 21
3.5.1 Avifauna 21
3.5.2 Quiropterofauna 29
3.5.3 Mastofauna terrestre 38
3.5.4 Herpetofauna 47
3.6 Esforço Amostral 53
3.7 Classificação de Espécies Ameaçadas 54
3.8 Análise dos Dados 54
4 RESULTADOS 58
4.1 Avifauna 58
4.2 Mastofauna voadora (Quirópteros) 110
4.3 Mastofauna não-voadora 159
4.4 Herpetofauna 200
5 ANÁLISE INTEGRADA 239
6 CONCLUSÕES 245
7 EQUIPE TÉCNICA 248
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 248

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 Campo Largo – Fase 1, 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	Julho/2019	Seca
2ª	Novembro/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 Campo Largo – Fase 1 é composto de 11 Parques Eólicos, uma Subestação Coletora e uma Linha de Transmissão (LT), e possui 11 licenças de operação emitidas pelo INEMA. O conjunto eólico está localizado nos municípios de Sento Sé e Umburanas/ BA, e a LT 230kV SE Campo Largo – SE Ourolândia II, com extensão de 51,34 Km, se localiza nos municípios de Sento Sé, Umburanas e Ourolândia/ BA (Figura 1).

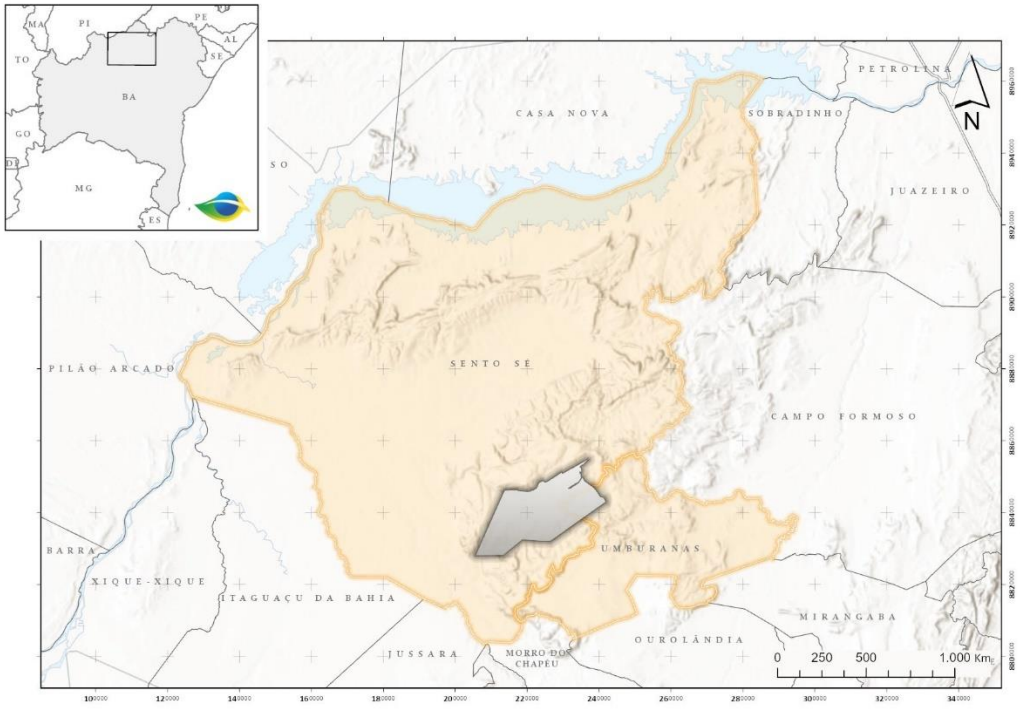


Figura 1. Mapa de localização do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 com destaque para os municípios envolvidos.

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 Campo Largo – Fase 1.

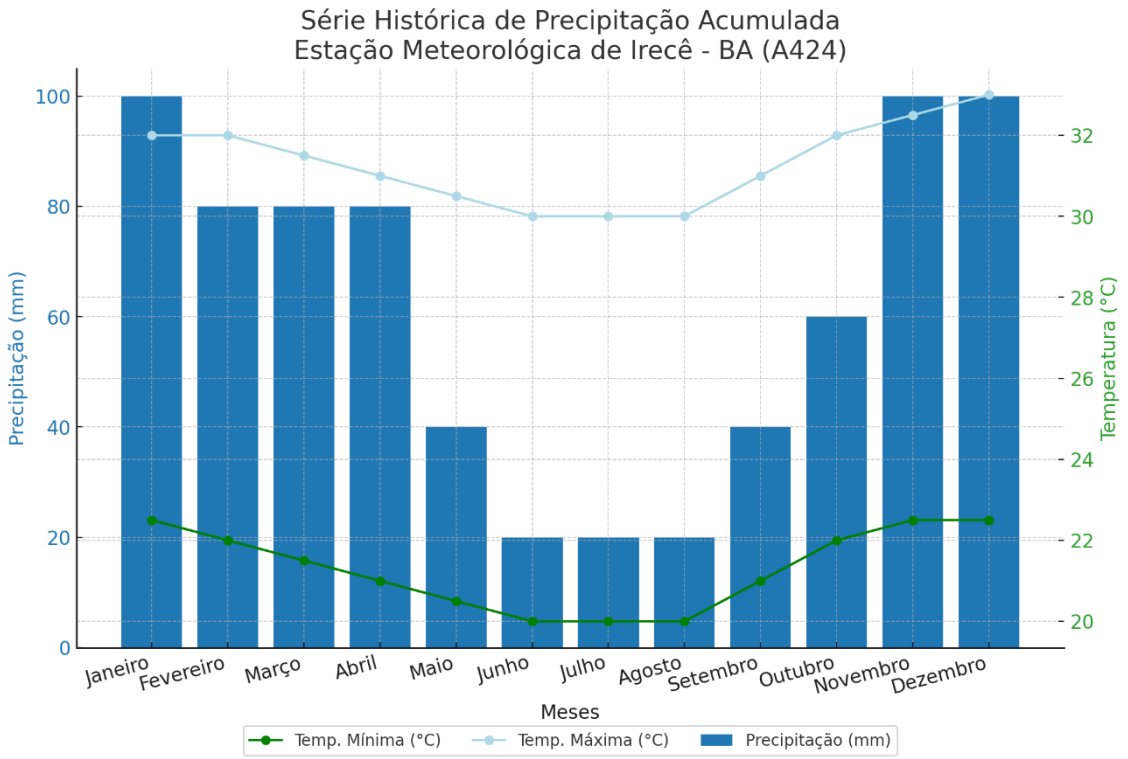


Figura 3. Caracterização da precipitação média, temperatura mínima e máxima da região do empreendimento, conforme análise de série histórica dos 21 últimos anos (2000 a 2021) da Estação Meteorológica de Irecê/BA. Fonte: INMET, 2024.

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 Campo Largo – Fase 1, 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 Campo Largo – Fase 1.

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 Campo Largo – Fase 1. 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 Campo Largo – Fase 1.

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)**. Trata-se da área da Reserva Legal. 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 de até 4 metros de altura e outro estrato superior com algumas árvores mais espaçadas de 10 a 14 metros de altura. O solo é mais argiloso e compacto com poucos afloramentos rochosos (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)**. Nessa região a vegetação é caracterizada pela presença de uma grande quantidade de arbustos ramificados que variam entre 1 a 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 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)**. A vegetação é aberta com arbustos medindo de um a quatro metros de altura, poucos 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, com plantas bem espaçadas entre si (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).** Caracterizada pela predominância de formação savânica e fragmentos de vegetação campestre com presença de afloramentos rochosos. A formação savânica da Caatinga caracteriza-se por uma paisagem de mosaico, onde se observam áreas de vegetação aberta intercaladas com formações florestais densas. Essa fitofisionomia é marcada pela presença de gramíneas, arbustos esparsos e árvores de pequeno a médio porte. Os fragmentos de vegetação campestre são frequentemente associados a afloramentos rochosos. Estes afloramentos criam micro-habitats únicos que abrigam espécies endêmicas e especializadas, como cactos e bromélias (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).** Nessa região a fitofisionomia predominante é a de caatinga arbustiva aberta com arbustos medindo entre 2 e 5 metros de altura e bem espaçados entre si. Cactáceas, gramíneas e euforbiáceas como avelós (*Euphorbia tirucalli*) 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).** Caracterizada pela predominância de formação Savânica e fragmentos de vegetação campestre com presença de afloramentos rochosos. A vegetação é do tipo arbóreo/arbustiva, e a fitofisionomia é Savana Estépica Arbustiva, formando um mosaico de vegetação. Nesses afloramentos criam micro-habitats únicos que abrigam espécies endêmicas e especializadas, como cactos e bromélias. A presença de um rio intermitente e algumas poças d'agua proveniente das chuvas orográficas permitem a dessendentação animal (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 e algumas cactáceas. A área é cortada por uma longa estrada, que apesar de dar acesso aos parques eólicos, é pouco utilizada (Figura 28 a Figura 31).



Figura 28. Ambiente da UA6 amostrada durante a 13ª Campanha, representando o período de Seca.



Figura 29. Ambiente da UA6 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 a 4 metros 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 muita 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 Campo Largo – Fase 1. Dado: UA = Unidades Amostrais. Coordenadas em UTM, *Datum* Sirgas 2000.

UNIDADES AMOSTRAIS	COORDENADAS (UTM)	
	E (m)	N (m)
UA1	218525.00	8832419.00
UA2	224925.00	8835067.00
UA3	221129.00	8839730.00
UA4	222923.00	8844115.00
UA5	231929.00	8842346.00
UA 6	229444.00	8847435.00
UA 7	229588.00	8839162.00
UA 8	229658.00	8834484.00

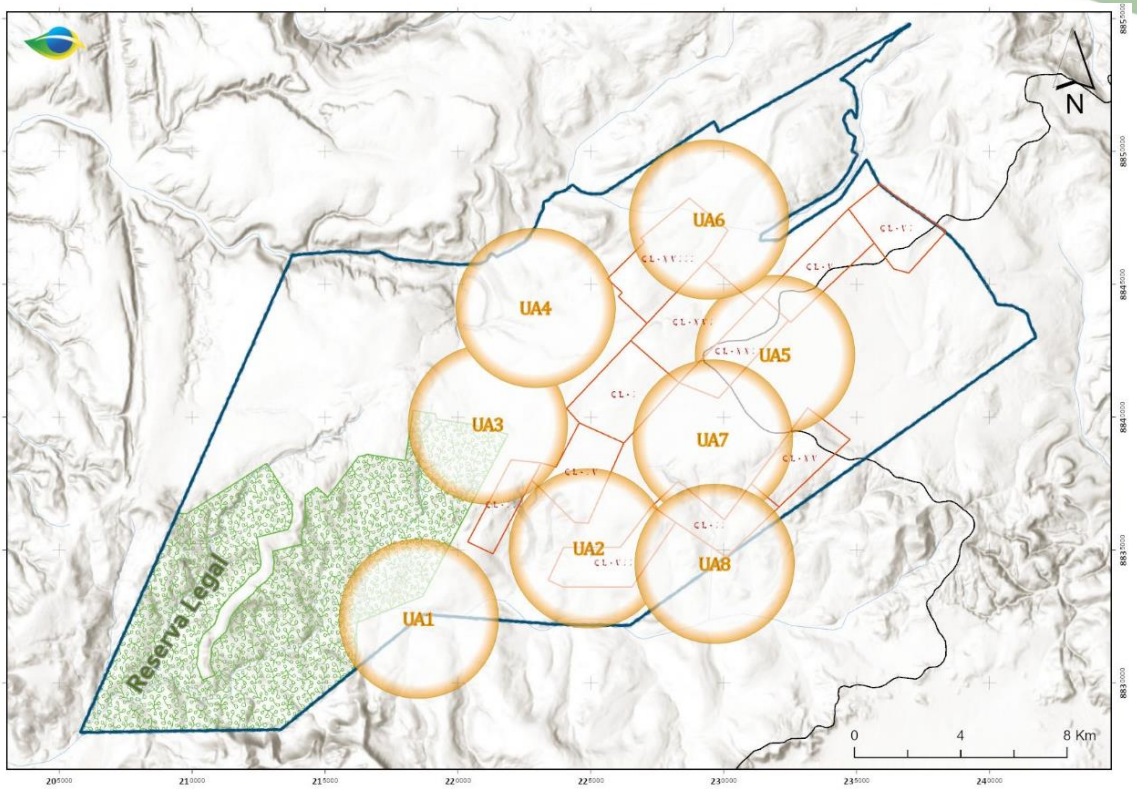


Figura 36. Mapa com a distribuição das unidades amostrais de monitoramento da fauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

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 Campo Largo – Fase 1.



Figura 38. Metodologia de Busca Visual Ativa e Pontos de Escuta com Bioacústica realizada na 14ª campanha executado para avifauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 39. Metodologia de Busca Visual Ativa e Pontos de Escuta com Bioacústica realizada na 15ª campanha para avifauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 40. Metodologia de Busca Visual Ativa e Pontos de Escuta com Bioacústica realizada na 16ª campanha para avifauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

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 Campo Largo – Fase 1. Legenda: UA – Unidades Amostrais; Coordenadas em UTM *Datum* Sirgas 2000.

UNIDADES AMOSTRAIS / TRANSECTOS	COORDENADAS	
	E (m)	N (m)
UA 01	217341.00	8832720.00
UA 02	225247.00	8836671.00
UA 03	221141.00	8839505.00
UA 04	223245.00	8843609.00
UA 05	231507.00	8842442.00
UA 06	230032.00	8847333.00
UA 07	229621.00	8839172.00
UA 08	229723.00	8835369.00

- **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 Campo Largo – Fase 1 durante a 13ª campanha.



Figura 42. Instalação de Rede de neblina no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 durante a 13ª campanha.



Figura 43. Instalação de rede de neblina no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 durante a 14ª campanha.



Figura 44. Rede de neblina instalada no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 durante a 14ª campanha.



Figura 45. Instalação de rede de neblina no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 durante a 15ª campanha.



Figura 46. Rede de neblina instalada no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 durante a 15ª campanha.



Figura 47. Instalação de rede de neblina no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 durante a 16ª campanha.



Figura 48. Instalação de rede de neblina no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 durante a 16ª campanha.

Tabela 5. Localização dos pontos de rede de neblina da avifauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1. Legenda: UA – Unidades Amostrais; Coordenadas em UTM *Datum* Sirgas 2000.

UNIDADES AMOSTRAIS	COORDENADAS	
	E (m)	N (m)
UA 01 – AID	218149.00	8833063.00
UA 02 – RL	221051.00	8839906.00

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 15ª 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.

- **Monitoramento de Rotas Migratórias**

Foi mantido para o Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1, o Subprograma de Monitoramento de Aves Migratórias para confirmação da inexistência de Rotas para as Áreas de Influência.

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 15ª campanha de monitoramento.



Figura 64. Biometria de morcego durante a 16ª campanha de monitoramento.



Figura 65. Marcação de indivíduo com anilha metálica durante a 13ª 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 Campo Largo – Fase 1. Dado: UA – Unidades Amostrais; Coordenada em UTM *Datum* Sirgas 2000.

UNIDADES AMOSTRAIS	COORDENADAS	
	E (m)	N (m)
UA 01	218151.00	8833055.00
UA 02	224951.00	8835062.00
UA 03	221045.00	8839906.00
UA 04	222502.00	8846592.00
UA 05	231117.00	8842836.00
UA 06	229367.00	8847468.00
UA 07	229394.00	8839430.00
UA 08	229637.00	8834705.00

- **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 Campo Largo – Fase 1.

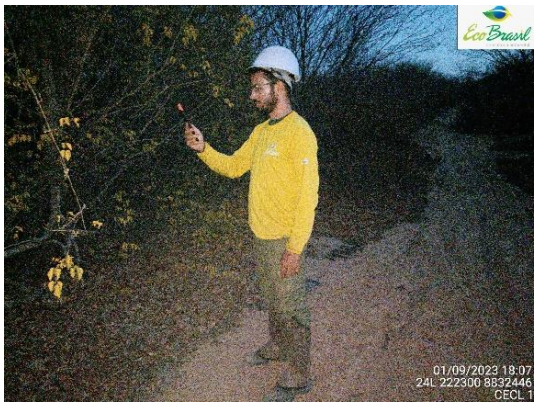


Figura 69. Utilização do gravador de ultrassom durante 13ª campanha de monitoramento de morcegos no Complexo Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 70. Utilização do gravador de ultrassom durante 14ª campanha de monitoramento de morcegos no Complexo Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 71. Utilização do gravador de ultrassom durante 15ª campanha de monitoramento de morcegos no Complexo Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 72. Utilização do gravador de ultrassom durante 16ª campanha de monitoramento de morcegos no Complexo Eólico Campo Largo – Fase 1.

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 Campo Largo – Fase 1. Dado: UA – Unidades Amostrais; Coordenada em UTM *Datum* Sirgas 2000.

UNIDADES AMOSTRAIS / TRANSECTOS	COORDENADAS	
	E (m)	N (m)
UA 01	218035.00	8832984.00
UA 02	224945.49	8835102.82
UA 03	220517.00	8840387.00
UA 04	222746.00	8846597.00
UA 05	232037.00	8842814.00
UA 06	229655.00	8847228.00

UNIDADES AMOSTRAIS / TRANSECTOS	COORDENADAS	
	E (m)	N (m)
UA 07	229282.00	8839085.00
UA 08	229511.00	8834476.00

- **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 Complexo Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 74. Método de busca ativa em abrigos realizado durante a 14ª campanha de monitoramento de morcegos no Complexo Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 75. Método de busca ativa em abrigos realizado durante a 15ª campanha de monitoramento de morcegos no Complexo Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 76. Método de busca ativa em abrigos realizado durante a 16ª campanha de monitoramento de morcegos no Complexo Eólico Campo Largo – Fase 1.

- **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 mamiferos de pequeno porte no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 80. Instalação de armadilha *Tomahawk* durante a 13ª campanha de monitramento de mamiferos de pequeno porte no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 81. Indivíduo capturado durante a 13ª campanha de monitramento de mamiferos de pequeno porte no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 82. Instalação de armadilha *Tomahawk* durante a 15ª campanha de monitramento de mamiferos de pequeno porte no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 83. Instalação de armadilha *Sherman* durante a 15ª campanha de monitramento de mamiferos de pequeno porte no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 84. Indivíduo capturado durante a 15ª campanha de monitramento de mamiferos de pequeno porte no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

Tabela 8. Pontos de armadilhamento por *Live Trap* da mastofauna no Conjunto Eólico Campo Largo– Fase 1. Dado: UA – Unidades Amostrais. Coordenadas em UTM, *Datum* Sirgas 2000.

UNIDADES AMOSTRAIS/ TRANSECTOS	COORDENADAS (UTM)	
	E (m)	N (m)
UA 01	218345.00	8832833.00
UA 02	225253.00	8836049.00
UA 03	221026.00	8840714.00
UA 04	223289.00	8844794.00
UA 05	232172.00	8842022.00
UA 06	230485.00	8847486.00
UA 07	227913.00	8839430.00
UA 08	229275.00	8835939.00

- **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 indivíduo representante da mastofauna de pequeno porte durante monitoramento no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 90. Pesagem de indivíduo representante da mastofauna de pequeno porte durante monitoramento no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

Tabela 9. Pontos de armadilhamento por *pitfall* da mastofauna no Conjunto Eólico Campo Largo– Fase 1. Dado: P – Pontos. Coordenadas em UTM, *Datum* Sirgas 2000.

PONTOS	COORDENADAS (UTM)	
	E (m)	N (m)
P 01	218942.00	8832498.00
P 02	225116.00	8834392.00
P 03	220597.00	8839783.00
P 04	223150.00	8843775.00
P 05	232061.00	8842222.00
P 06	231042.00	8846970.00
P 07	228709.00	8838979.00
P 08	229312.00	8834463.00

- **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 91 a Figura 94; 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 91. Instalação de armadilha fotográfica (câmera-trap) durante amostragem de mamífero de médio e grande porte no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 92. Instalação de armadilha fotográfica (câmera-trap) durante amostragem de mamífero de médio e grande porte no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 93. Armadilha fotográfica (câmera-trap) durante amostragem de mamífero de médio e



Figura 94. Instalação de armadilha fotográfica (câmera-trap) durante amostragem de mamífero

Tabela 10. Pontos das câmeras-trap no Conjunto Eólico Campo Largo– Fase 1. Dado: AF – Armadilha Fotográfica. Coordenadas em UTM, *Datum* Sirgas 2000.

ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS	COORDENADAS (UTM)	
	E (m)	N (m)
AF 01	218270.00	8832896.00
AF 02	218008.00	8833706.00
AF 03	220410.00	8833582.00
AF 04	224927.00	8835899.00
AF 05	225593.00	8835483.00
AF 06	220963.00	8841087.00
AF 07	220357.00	8841291.00
AF 08	221947.00	8841856.00
AF 09	222247.00	8846154.00
AF 10	223186.00	8845282.00
AF 11	232707.00	8842176.00
AF 12	232020.00	8843134.00
AV 13	228590.00	8847850.00
AF 14	231322.00	8847121.00
AF 15	228416.00	8840158.00
AF 16	227826.00	8838795.00

- **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 95 a Figura 98).



Figura 95. Metodologia de busca ativa durante o período diurno para amostragem de mamíferos de médio e grande porte no Complexo Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 96. Metodologia de busca ativa durante o período noturno para amostragem de mamíferos de médio e grande porte no Complexo Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 97. Metodologia de busca ativa durante o período diurno para amostragem de mamíferos



Figura 98. Metodologia de busca ativa durante o período noturno para amostragem de mamíferos

de médio e grande porte no Complexo Eólico Campo Largo – Fase 1.

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).

Tabela 11. Pontos de armadilhamento por *pitfall* da herpetofauna no Conjunto Eólico Campo Largo– Fase 1. Dado: P – Ponto. Coordenadas em UTM, *Datum* Sirgas 2000.

PONTOS	COORDENADAS (UTM)	
	E (m)	N (m)
P 01	218942.00	8832498.00
P 02	225116.00	8834392.00
P 03	220597.00	8839783.00
P 04	223150.00	8843775.00
P 05	232061.00	8842222.00
P 06	231042.00	8846970.00
P 07	228709.00	8838979.00
P 08	229312.00	8834463.00



Figura 99. Instalação de armadilha de interceptação e queda (*pitfalltrap*) durante a amostragem Herpetofauna.



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



Figura 101. Armadilha de interceptação e queda (*pitfalltrap*) instalada durante a amostragem Herpetofauna.

- **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 102 a Figura 105).



Figura 102. Busca ativa diurna para amostragem de herpetofauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 103. Busca ativa diurna em corpo d'água para amostragem de herpetofauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 104. Busca ativa noturna para amostragem de herpetofauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 105. Busca ativa noturna para amostragem de herpetofauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

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 106 e Figura 107). 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 106. Marcação de indivíduo com Elastômero Fluorescente de Implante Visível (VIE) durante etapa de monitoramento de herpetofauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.



Figura 107. Marcação de indivíduo com Elastômero Fluorescente de Implante Visível (VIE) durante etapa de monitoramento de herpetofauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

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 108 e Figura 109). 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 108. Equipamentos para a obtenção de variáveis morfométricas.



Figura 109. Tomada de medida morfométrica de indivíduo.

A Figura 110 representa a distribuição espacial dos pontos de amostragem para ada um dos grupos faunísticos.

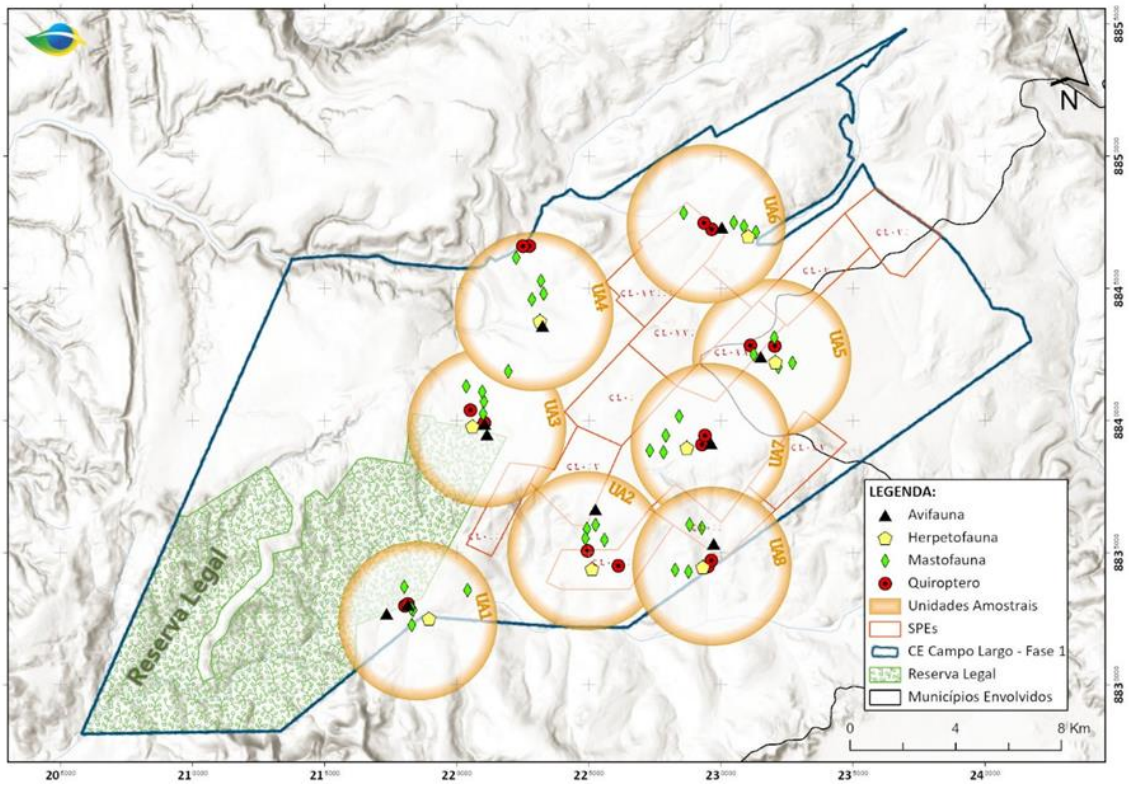


Figura 110. Distribuição dos pontos de fauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

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 Campo Largo – Fase 1.

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
	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 Campo Largo – Fase 1, 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 $q \to \infty$, 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**

Ao longo da realização das quatro últimas campanhas de monitoramento, que compreendeu o ciclo anual 2023/2024, objeto do presente relatório, foram registrados 1.050 indivíduos pertencentes a 99 espécies, distribuídas em 15 ordens e 33 famílias.

O número de espécies registradas equivale a 16% 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. Na Tabela 13 são apresentados os dados acumulados ao longo das quatro campanhas realizadas até o momento.

Os dados obtidos no presente levantamento confirmam a predominância da ordem Passeriformes, com 662 indivíduos registrados, pertencentes a 61 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.

Quando comparamos todas as campanhas de amostragem, a família mais representativa foi a Tyrannidae, com 16 espécies distintas, seguido das famílias Thraupidae e Thamnophilidae, ambas com 09 espécies distintas.

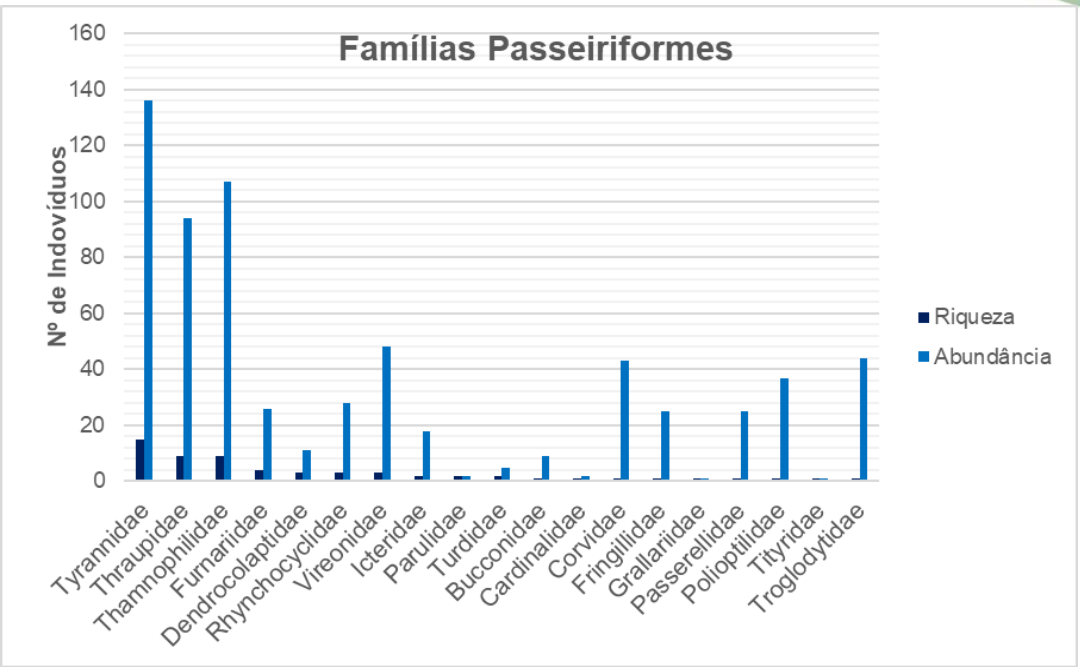
Os resultados obtidos no presente levantamento corroboram com estudos anteriores, como os realizados por Silva *et al*. (2003) e Mendes & Souza (2016), que também identificaram as famílias Tyrannidae e Thraupidae como dominantes na avifauna da Caatinga. A prevalência dessas famílias pode ser explicada por vários fatores ecológicos e ambientais.

A família Tyrannidae, amplamente distribuída no Brasil, é conhecida por sua alta adaptabilidade a diferentes tipos de habitats, incluindo áreas abertas e ambientes antropizados (Sick, 1997). Essa capacidade de adaptação, aliada à diversidade de nichos ocupados por seus membros, faz com que Tyrannidae seja frequentemente uma das famílias mais abundantes em regiões de Caatinga, especialmente em áreas com presença de formações savânicas e vegetação arbustiva rala, típicas desse bioma. Como discutido por Henriques *et al*. (2003), muitas espécies de Tyrannidae são generalistas e tolerantes a distúrbios ambientais, o que lhes permite ocupar uma ampla gama de habitats, desde áreas preservadas até zonas com níveis significativos de alteração antrópica.

Por outro lado, a família Thraupidae, apesar de sua riqueza relativamente menor em comparação com Tyrannidae, possui uma diversidade funcional significativa, com espécies que desempenham papéis ecológicos importantes, como dispersores de sementes e controladores de populações de insetos (Pizo, 2004). Thraupidae é particularmente diversa em ambientes que combinam elementos de vegetação aberta com áreas florestadas, o que pode explicar sua alta representatividade nas áreas de transição entre a Caatinga e o Cerrado, como observado no presente estudo (Antunes & Estrela, 2012). Além disso, a capacidade de algumas espécies de Thraupidae de explorar recursos alimentares variados e sua presença em diferentes estratos da vegetação contribuem para sua dominância em levantamentos de avifauna em ambientes heterogêneos.

A família Thamnophilidae é uma família de aves passeriformes que pertencem à ordem Passeriformes e à subordem Tyranni. Também conhecidos como "formigueiros" ou "choquinhas", os membros dessa família são nativos das Américas Central e do Sul, sendo encontrados principalmente em florestas tropicais e subtropicais. Essa família de aves é composta por mais de 200 espécies diferentes, variando em tamanho, coloração e comportamento (Choueri *et al*., 2017). Essas aves são conhecidas por sua morfologia adaptada ao estilo de vida terrestre, com pernas e bicos fortes, permitindo que elas busquem alimento no solo, entre a folhagem ou perseguindo insetos em voo.

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).



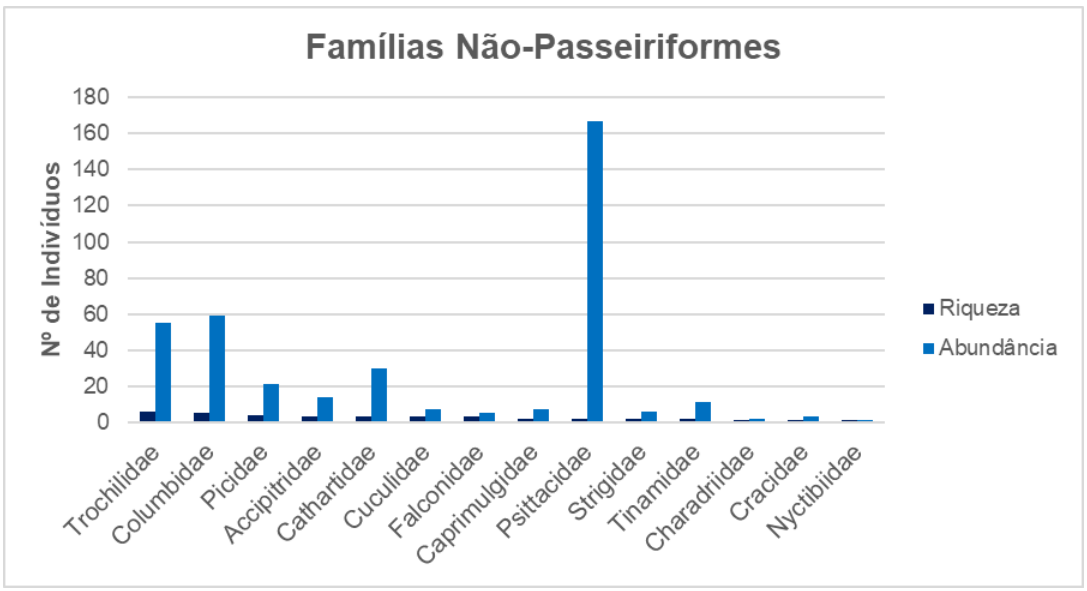


Figura 111. Representatividade de cada família passeriformes e não passeriformes no conjunto de dados primários acumulados durante o monitoramento da ornitofauna.

Tabela 13. Lista de todas as espécies da avifauna registradas durante o monitoramento no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1. 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	NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM	DIETA	STATUS DE CONSERVAÇÃO				SENSIBILIDADE	MIGRAÇÃO	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA GERAL	FREQUÊNCIA RELATIVA
				IUCN	MMA	CITES	LISTA ESTADUAL				UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8		
Accipitriformes																				
Accipitridae	*Geranospiza caerulescens*	gavião pernilongo	Carnívoro	LC	LC	II		Média								1			1	0,0010
	Milvago chimachima	carrapateiro	Insetívoro	LC	LC	II		Baixa								1			1	0,0010
	Rupornis magnirostris	gavião carijó	Carnívoro	LC	LC	II		Baixa			1	1	3	2	1	2		2	12	0,0114
Apodiformes																				0,0000
Trochilidae	*Anopetia gounellei*	rabo branco de cauda larga	Nectarívoro	LC	LC	II		Alta					1			1			2	0,0019
	Chlorostilbon lucidus	besourinho de bico vermelho	Nectarívoro	LC	LC	II		Baixa			2	2	3	1	4	3	1	3	19	0,0181
	Chrysolampis mosquitus	beija flor vermelho	Nectarívoro	LC	LC	II		Baixa				1					3	2	6	0,0057
	Eupetomena macroura	beija flor tesoura	Nectarívoro	LC	LC	II		Baixa			3		1		1			1	6	0,0057
	Heliomaster squamosus	bico reto de banda branca	Nectarívoro	LC	LC	II		Média								1		1	2	0,0019
	Phaethornis pretrei	rabo branco acanelado	Nectarívoro	LC	LC	II		Baixa			1	2	2	3	3	3	4	2	20	0,0190
Caprimulgiformes																				0,0000
Caprimulgidae	*Hydropsalis torquata*	bacurau tesoura	Insetívoro	LC	LC			Baixa	MPR		1		1						2	0,0019
	Nyctidromus albicollis	bacurau	Insetívoro	LC	LC			Baixa			1	1	1	1				1	5	0,0048
Cathartiformes																				0,0000
Cathartidae	*Cathartes aura*	urubu de cabeça vermelha	Saprófago	LC	LC			Média			1		1	1				1	4	0,0038
	Cathartes burrovianus	urubu de cabeça amarela	Saprófago	LC	LC			Média			7		1	16	1				25	0,0238
	Sarcoramphus papa	urubu rei	Saprófago	LC	LC			Média				1							1	0,0010
Charadriiformes																				0,0000
Charadriidae	*Vanellus chilensis*	quero quero	Onívoro	LC	LC			Baixa								2			2	0,0019
Columbiformes																				0,0000
Columbidae	*Columbina picui*	rolinha picui	Granívoro	LC	LC			Baixa				1							1	0,0010
	Columbina squammata	rolinha fogo apagou	Granívoro	LC	LC			Baixa			4	8		23		13		1	49	0,0467
	Columbina talpacoti	rolinha roxa	Granívoro	LC	LC			Baixa								1			1	0,0010
	Leptotila verreauxi	juriti pupu	Granívoro	LC	LC			Baixa						3		3		1	7	0,0067
	Zenaida auriculata	avoante	Granívoro	LC	LC			Média	MPR			1							1	0,0010
Cuculiformes																				0,0000
Cuculidae	*Dromococcyx phasianellus*	peixe frito	Carnívoro	LC	LC			Média				1		1					2	0,0019
	Piaya cayana	alma de gato	Insetívoro	LC	LC			Baixa					2	1					3	0,0029
	Tapera naevia	saci	Insetívoro	LC	LC			Baixa						1		1			2	0,0019
Falconiformes																				0,0000
Falconidae	*Caracara plancus*	carcara	Carnívoro	LC	LC	II		Baixa						2					2	0,0019
	Falco sparverius	quiriquiri	Carnívoro	LC	LC	II		Baixa				1							1	0,0010
	Herpetotheres cachinnans	acauã	Carnívoro	LC	LC	II		Baixa						1	1				2	0,0019

ORDEM / FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM	DIETA	STATUS DE CONSERVAÇÃO				SENSIBILIDADE	MIGRAÇÃO	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA GERAL	FREQUÊNCIA RELATIVA
				IUCN	MMA	CITES	LISTA ESTADUAL				UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8		
Galliformes																				0,0000
Cracidae	*Penelope superciliaris*	jacupemba	Frugívoro	NT	NT			Alta				1			2				3	0,0029
Nyctibiiformes																				0,0000
Nyctibiidae	*Nyctibius griseus*	urutau	Insetívoro	LC	LC			Baixa			1								1	0,0010
Passeriformes																				0,0000
Bucconidae	*Nystalus maculatus*	rapazinho dos velhos	Onívoro	LC	LC			Média			1	2		1		4		1	9	0,0086
Cardinalidae	*Cyanoloxia brissonii*	azulão	Onívoro	LC	LC			Média							1	1			2	0,0019
Corvidae	*Cyanocorax cyanopogon*	gralha cancã	Onívoro	LC	LC			Média			17	5		6	1	8	4	2	43	0,0410
Dendrocolaptidae	*Campylorhamphus trochilirostris*	arapaçu beija flor	Insetívoro	LC	LC			Alta										1	1	0,0010
	Dendrocolaptes platyrostris	arapaçu grande	Insetívoro	LC	LC			Média					1						1	0,0010
	Lepidocolaptes angustirostris	arapaçu de cerrado	Insetívoro	LC	LC			Alta			1	2	1			1	2	2	9	0,0086
Fringillidae	*Euphonia chlorotica*	fim fim	Frugívoro	LC	LC			Baixa			1		3	9	4	7	1		25	0,0238
Furnariidae	*Megaxenops parnaguae*	bico virado da caatinga	Insetívoro	LC	LC			Alta		CAATINGA	1	1		1	1		1		5	0,0048
	Synallaxis frontalis	petrim	Insetívoro	LC	LC			Baixa			2			2		3			7	0,0067
	Synallaxis hellmayri	joão xique xique	Insetívoro	LC	LC			Média		CAATINGA	3			1	2	1		4	11	0,0105
	Synallaxis hypospodia	joão grilo	Insetívoro	LC	LC			Média					3						3	0,0029
Grallariidae	*Hylopezus ochroleucus*	pompeu	Insetívoro	LC	NT			Média										1	1	0,0010
Icteridae	*Icterus jamacaii*	corrupião	Onívoro	LC	LC			Baixa		CAATINGA		3	1	6		3		1	14	0,0133
	Icterus pyrrhopterus	encontro	Insetívoro	LC	LC			Média			2					2			4	0,0038
Parulidae	*Basileuterus culicivorus*	pula pula	Insetívoro	LC	LC			Média						1					1	0,0010
	Myiothlypis flaveola	canário do mato	Insetívoro	LC	LC			Baixa						1					1	0,0010
Passerellidae	*Zonotrichia capensis*	tico tico	Insetívoro	LC	LC			Baixa			2		3		3	1	14	2	25	0,0238
Polioptilidae	*Polioptila atricapilla*	balança rabo do nordeste	Insetívoro	LC	LC			Média			2	1	3	4	11	6	4	6	37	0,0352
Rhynchocyclidae	*Hemitriccus margaritaceiventer*	sebinho de olho de ouro	Insetívoro	LC	LC			Média			1		1	2	2		2	1	9	0,0086
	Todirostrum cinereum	ferreirinho relógio	Insetívoro	LC	LC			Baixa			2		2	3	4			4	15	0,0143
	Tolmomyias flaviventris	bico chato amarelo	Insetívoro	LC	LC			Baixa				1		1		1		1	4	0,0038
Thamnophilidae	*Formicivora melanogaster*	formigueiro de barriga preta	Insetívoro	LC	LC			Média			2	2	1	4	1	1		2	13	0,0124
	Herpsilochmus atricapillus	chorozinho de chapéu preto	Insetívoro	LC	LC			Média								1			1	0,0010
	Myrmorchilus strigilatus	tem farinha ai	Insetívoro	LC	LC			Média			6	7	5	4	9	4	6	7	48	0,0457
	Pyriglena leucoptera	papa taoca do sul	Insetívoro	LC	LC			Baixa							1				1	0,0010
	Sakesphoroides cristatus	choca do nordeste	Insetívoro	LC	LC			Baixa		CAATINGA			1		1		1		3	0,0029
	Taraba major	choro boi	Onívoro	LC	LC			Baixa			1	1	2	4	3	1			12	0,0114
	Thamnophilus capistratus	choca barrada do nordeste	Insetívoro	LC	LC			Baixa			1	1	1	1	1	3	1	2	11	0,0105
	Thamnophilus doliatus	choca barrada	Insetívoro	LC	LC			Baixa				1		4	2	3		2	12	0,0114
	Thamnophilus pelzelni	choca do planalto	Insetívoro	LC	LC			Média		CAATINGA	1	2	2		1				6	0,0057
Thraupidae	*Coereba flaveola*	cambacica	Nectarívoro	LC	LC			Baixa			1		2	3	1	5	1	4	17	0,0162

ORDEM / FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM	DIETA	STATUS DE CONSERVAÇÃO				SENSIBILIDADE	MIGRAÇÃO	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA GERAL	FREQUÊNCIA RELATIVA
				IUCN	MMA	CITES	LISTA ESTADUAL				UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8		
	Compsothraupis loricata	tie caburé	Insetívoro	LC	LC			Alta			4					8		2	14	0,0133
	Coryphospingus pileatus	tico tico rei cinza	Granívoro	LC	LC			Baixa			1	4	1	1	2	4	2	5	20	0,0190
	Paroaria dominicana	cardeal do nordeste	Granívoro	LC	LC			Baixa			2	1		7		6			16	0,0152
	Saltator similis	trinca ferro	Onívoro	LC	LC			Baixa					1		3		3		7	0,0067
	Schistochlamys ruficapillus	bico de veludo	Granívoro	LC	LC			Baixa							2				2	0,0019
	Stilpnia cayana	sairá amarela	Insetívoro	LC	LC			Média			1	3	1	1	3	1	1		11	0,0105
	Tachyphonus rufus	pipira preta	Frugívoro	LC	LC			Baixa			1								1	0,0010
	Thraupis sayaca	sanhaço cinzento	Insetívoro	LC	LC			Baixa						1		4		1	6	0,0057
Tityridae	*Pachyramphus polychopterus*	caneleiro preto	Insetívoro	LC	LC			Baixa	MPR			1							1	0,0010
Troglodytidae	*Troglodytes musculus*	corruira	Insetívoro	LC	LC			Baixa			2	10	4	9	5	7	6	1	44	0,0419
Turdidae	*Turdus amaurochalinus*	sabia poca	Insetívoro	LC	LC			Baixa				1		2					3	0,0029
	Turdus rufiventris	sabia laranjeira	Insetívoro	LC	LC			Baixa						2					2	0,0019
Tyrannidae	*Camptostoma obsoletum*	risadinha	Insetívoro	LC	LC			Baixa				2		2	3	3	3	1	14	0,0133
	Capsiempis flaveola	marianinha amarela	Insetívoro	LC	LC			Baixa							1				1	0,0010
	Casiornis fuscus	caneleiro enxofre	Insetívoro	LC	LC			Média	MPR			1					3		4	0,0038
	Cnemotriccus fuscatus	guaracavuçu	Insetívoro	LC	LC			Baixa					1						1	0,0010
	Empidonomus varius	peitica	Insetívoro	LC	LC			Baixa				1		1		1		1	4	0,0038
	Euscarthmus meloryphus	barulhento	Insetívoro	LC	LC			Baixa			3	5			2	5	7	6	28	0,0267
	Megarynchus pitangua	neinei	Onívoro	LC	LC			Baixa				1		1		5			7	0,0067
	Myiarchus swainsoni	irre	Insetívoro	LC	LC			Baixa				1							1	0,0010
	Myiarchus tyrannulus	maria cavaleira de rabo enferrujado	Insetívoro	LC	LC			Baixa			4	4		6	1	6	2	3	26	0,0248
	Myiopagis viridicata	guaracava de crista alaranjada	Insetívoro	LC	LC			Média				1		2					3	0,0029
	Phaeomyias murina	bagageiro	Insetívoro	LC	LC			Baixa	MND			2		6	1	4	1		14	0,0133
	Pitangus sulphuratus	bem te vi	Onívoro	LC	LC			Baixa	MPR					4		2			6	0,0057
	Stigmatura budytoides	alegrinho balança rabo	Insetívoro	LC	LC			Média						1	2	1			4	0,0038
	Sublegatus modestus	guaracava modesta	Insetívoro	LC	LC			Média	MPR				2		1		2		5	0,0048
	Tyrannus melancholicus	suiriri	Insetívoro	LC	LC			Baixa	MPR		2		2	3	3	2	4	2	18	0,0171
Vireonidae	*Cyclarhis gujanensis*	pitiguari	Onívoro	LC	LC			Baixa			5	2		9	3	6	1	2	28	0,0267
	Hylophilus amaurocephalus	vite vite de olho cinza	Insetívoro	LC	LC			Média			1			1	5	4			11	0,0105
	Vireo chivi	juruviara	Insetívoro	LC	LC			Baixa	MPR			2		2				5	9	0,0086
Piciformes																				0,0000
Picidae	*Campephilus melanoleucos*	pica pau de topete vermelho	Insetívoro	LC	LC			Média				1		1			2		4	0,0038
	Celeus ochraceus	pica pau ocraceo	Insetívoro	LC	LC			Média				2				2		1	5	0,0048
	Piculus chrysochloros	pica pau dourado escuro	Insetívoro	LC	LC			Média			1								1	0,0010
	Picumnus pygmaeus	picapauzinho pintado	Insetívoro	LC	LC			Média		CAATINGA	3	1	3	1		1		2	11	0,0105
Psittaciformes																				0,0000

ORDEM / FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM	DIETA	STATUS DE CONSERVAÇÃO				SENSIBILIDADE	MIGRAÇÃO	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA GERAL	FREQUÊNCIA RELATIVA
				IUCN	MMA	CITES	LISTA ESTADUAL				UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8		
Psittacidae	*Amazona aestiva*	papagaio verdadeiro	Frugívoro	NT	NT	II		Média				2	1	2			2		7	0,0067
	Eupsittula cactorum	periquito da caatinga	Frugívoro	LC	LC	II		Média		CAATINGA	15	31	15	29	17	27	17	9	160	0,1524
Strigiformes																				0,0000
Strigidae	*Glaucidium brasilianum*	caburé	Carnívoro	LC	LC	II		Baixa			1	1		1		1			4	0,0038
	Megascops choliba	corujinha do mato	Carnívoro	LC	LC			Baixa			2								2	0,0019
Tinamiformes																				0,0000
Tinamidae	*Crypturellus parvirostris*	inhambu chororó	Granívoro	LC	LC			Baixa			2					2			4	0,0038
	Crypturellus tataupa	inhambu chinta	Granívoro	LC	LC			Baixa			2	1			1		2	1	7	0,0067
								Abundância total			**121**	**131**	**79**	**209**	**117**	**190**	**103**	**100**	**1050**	1,0000
								Riqueza total			**46**	**49**	**36**	**56**	**42**	**53**	**30**	**42**	**99**	

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 = 20), evidenciando sua abundância e importância ecológica na área de estudo.

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: *Columbina squammata, Myrmorchilus Strigilatus* e *Trogloytes musculus;* com IPA´s de 6,13; 6,00 e 5,50 respectivamente, 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).

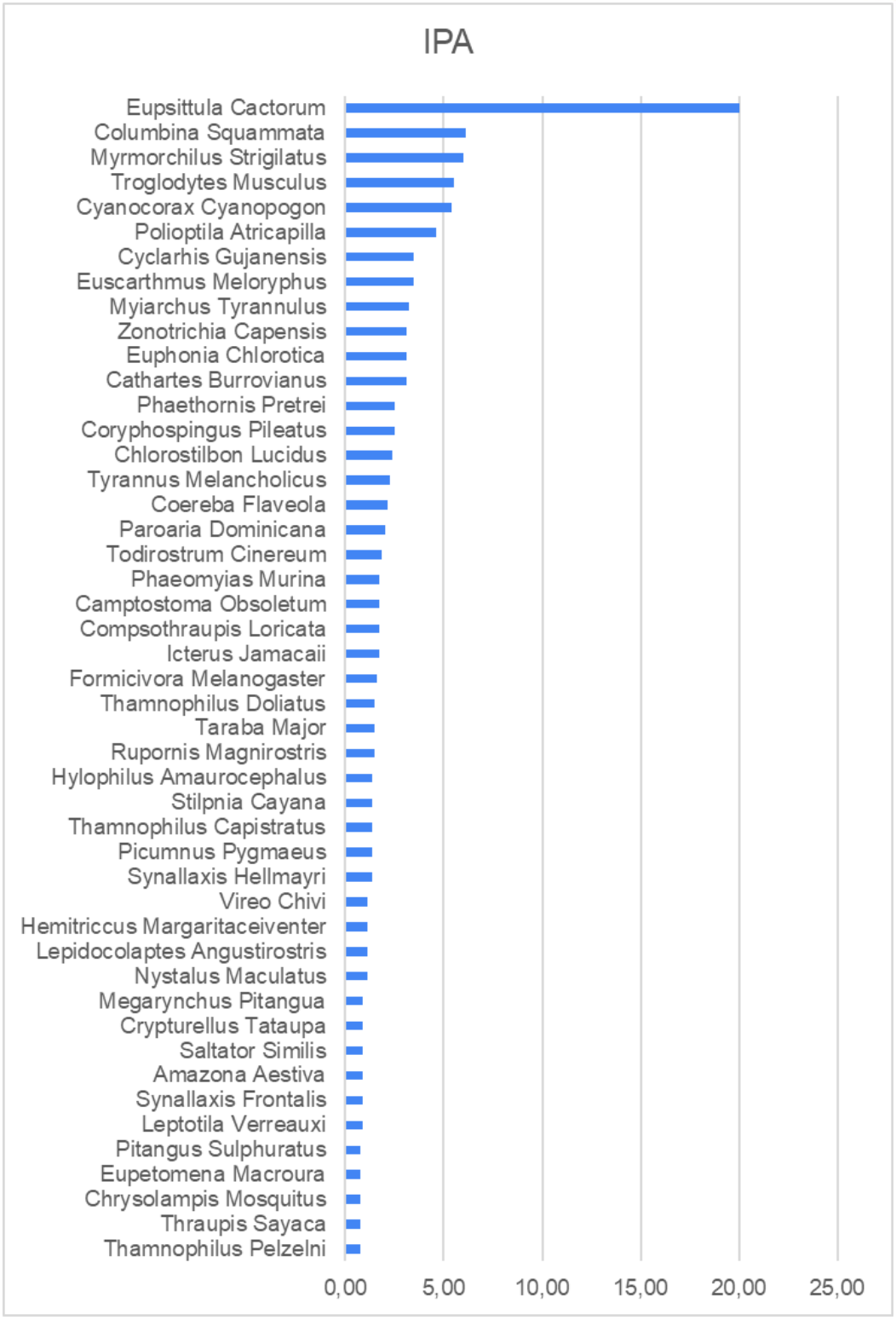


Figura 112. Índice Pontual de Abundância (IPA), registrados durante as campanhas de monitoramento.

Algumas espécies mais sensíveis à redução e fragmentação do habitat, como *Anopetia gounellei* (rabo-branco-de-cauda-larga), *Penelope superciliaris* (jacupemba) 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), *Chlorostilbon lucidus* (besourinho-de-bico-vermelho) e *Coryphospingus pileatus* (tico-tico-rei-cinza) são predominantemente encontradas em áreas mais abertas e mostram-se mais abundantes nas regiões onde foram registradas. Estas espécies apresentam uma capacidade adaptativa notável a ambientes alterados ou com menor densidade de vegetação, o que justifica sua maior abundância nessas áreas. De acordo com Antongiovanni & Metzger (2005), a adaptação dessas espécies a habitats modificados se deve, em grande parte, à sua flexibilidade ecológica e ao uso de recursos disponíveis em paisagens menos complexas.

A variação na composição das comunidades de aves entre diferentes fitofisionomias é amplamente documentada na literatura ornitológica. Silva (1995) destacou que áreas de vegetação mais densa tendem a abrigar um número maior de espécies exclusivas quando comparadas a áreas mais abertas. Este padrão sugere que a heterogeneidade estrutural das paisagens desempenha um papel crucial na determinação da riqueza e composição das assembleias de aves. Ambientes mais complexos e diversificados, como aqueles com maior densidade e estratificação da vegetação, são capazes de sustentar uma diversidade maior de espécies (Ribeiro *et al*., 2011).

Além disso, a presença de vegetação densa em mosaicos de habitats pode proporcionar uma variedade de nichos ecológicos e recursos alimentares, favorecendo a coexistência de espécies com diferentes necessidades ecológicas. Por outro lado, ambientes mais abertos, embora possam ser menos ricos em espécies, frequentemente abrigam aves mais generalistas e resilientes, que conseguem explorar uma gama mais ampla de recursos, mesmo em condições ambientais adversas ou alteradas (Brown, 2009).

Essa dinâmica entre vegetação e avifauna reforça a importância da conservação de diferentes tipos de fitofisionomias para a manutenção da diversidade de aves em ecossistemas naturais. A preservação de paisagens heterogêneas é fundamental para garantir que tanto espécies especializadas em ambientes densos quanto aquelas adaptadas a áreas abertas possam continuar a prosperar em seus respectivos habitats.

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 *Eupsittula cactorum* (FR=15,2%), *Columbina squammata* (FR=4,7%), *Myrmorchilus strigilatus* (FR=4,6%), Tro*glodytes musculus* (FR=4,2%) e *Cyanocorax cyanopogon* (FR=4,1%).

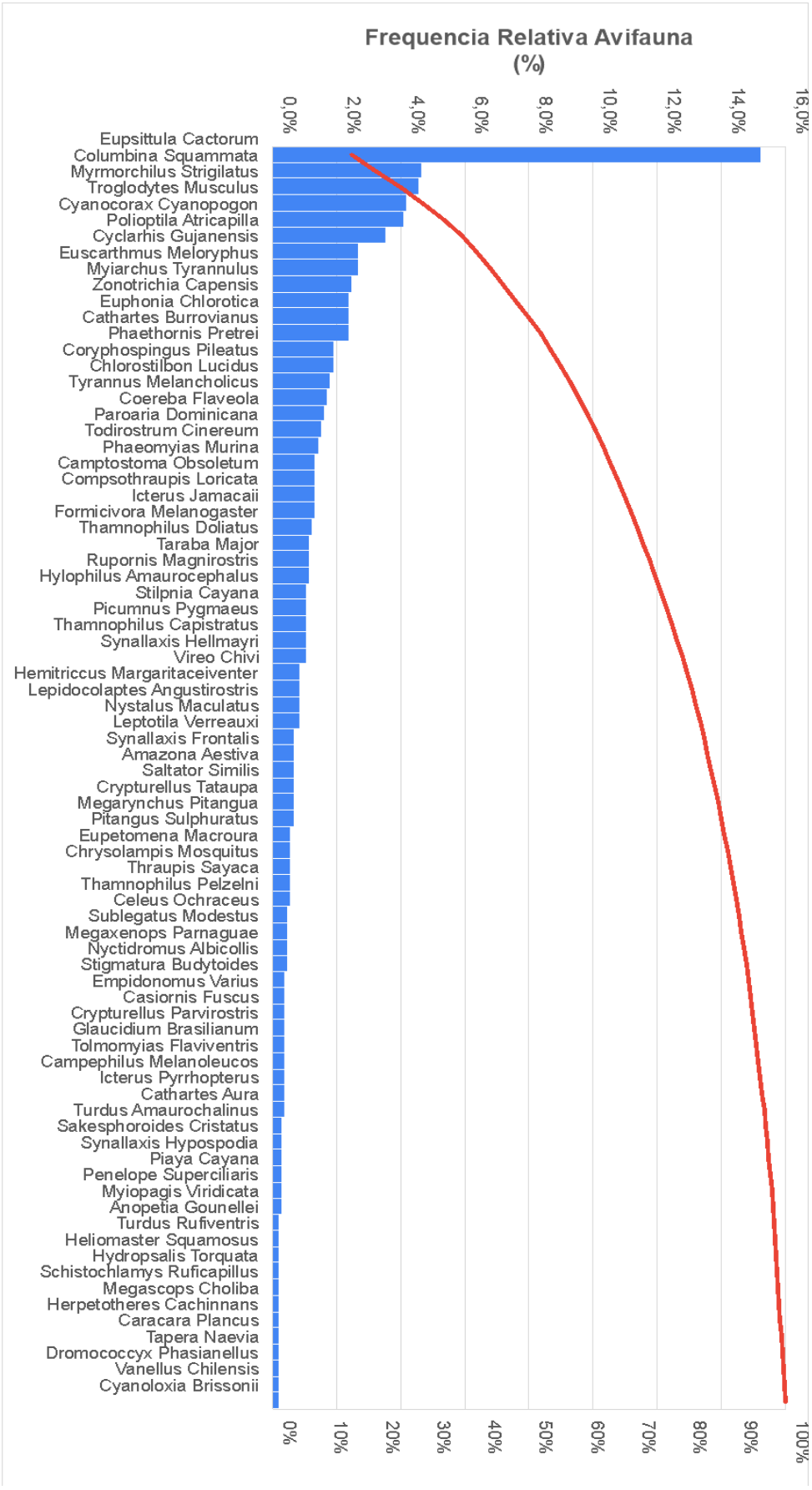


Figura 113. Frequência relativa da ornitofauna encontrada nas campanhas de monitoramento no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

A análise da riqueza por agrupamentos ecológicos, considerando a guilda alimentar, revela uma maior representatividade de aves insetívoras, com 56 espécies catalogadas, correspondendo a 57% 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). As espécies insetívoras, que constituem a maior proporção das aves registradas, desempenham um papel vital no controle de populações de insetos. Através da predação, essas aves contribuem para a regulação das populações de insetos, prevenindo surtos que poderiam causar desequilíbrios ecológicos e danos à vegetação (Poulin & Lefebvre, 1996). Além disso, as aves insetívoras são essenciais para a polinização e dispersão de sementes, especialmente em habitats florestais e savânicos, onde elas também podem influenciar a estrutura da vegetação ao controlar a herbivoria (Kissling & Bühlmann, 2020).

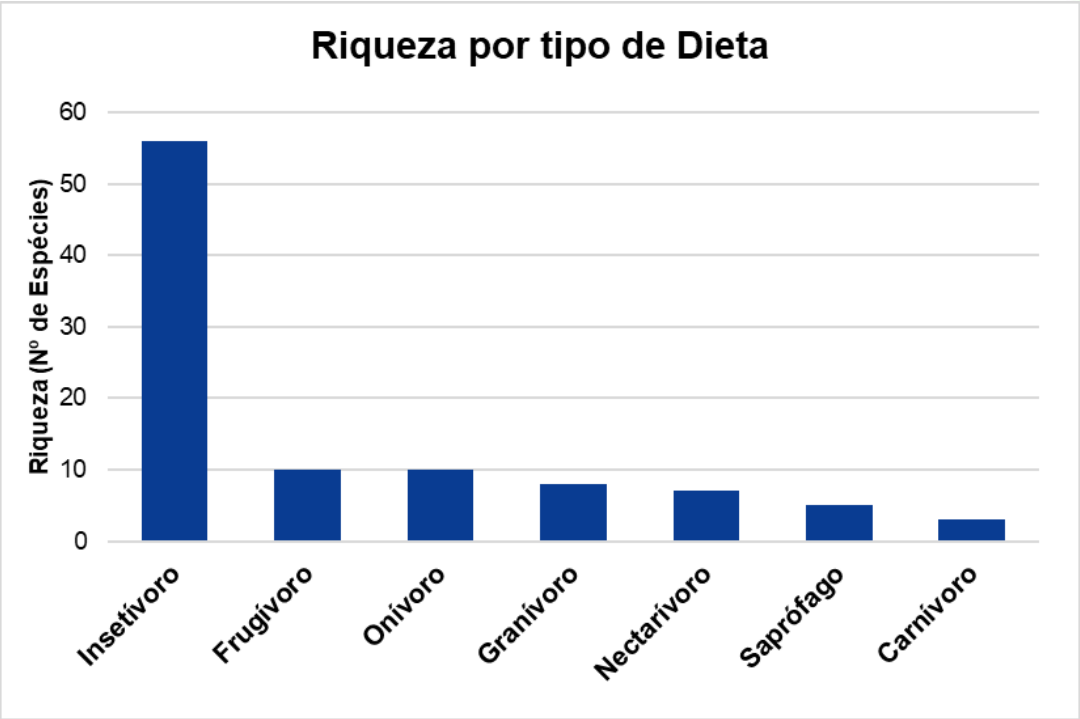
O grupo dos frugívoros e onívoros, são o segundo em representatividade, com 10 espécies cada, correspondendo a 10% da riqueza total. As aves frugívoras, desempenham um papel importante na estrutura das comunidades de aves Neotropicais, atuando como dispersores de sementes e contribuindo para a regeneração 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 aves frugívoras são sensíveis a práticas de destruição e alteração de ambientes naturais (Nepstad *et al*., 1997; Terborg, 1974, Willis, 1979), e apresentam características que dificultam sua conservação: baixa densidade, baixa taxa de natalidade, realizam deslocamento periódicos e necessitam de grandes áreas para sua subsistência (Strahl & Grajal, 1991; Strahl *et al*., 1997).

Já 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).

Avaliando os demais agrupamentos, os carnívoros predadores de topo de cadeia, especialmente os gaviões, falcões e corujas, também são importantes indicadores de qualidade ambiental, já que são constituídos por aves comumente raras e que exigem grandes áreas de vida (Jullien & Thiollay, 1996). Esse grupo foi representado por 03 espécies, correspondendo a 3% da riqueza total, os quais 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).

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).



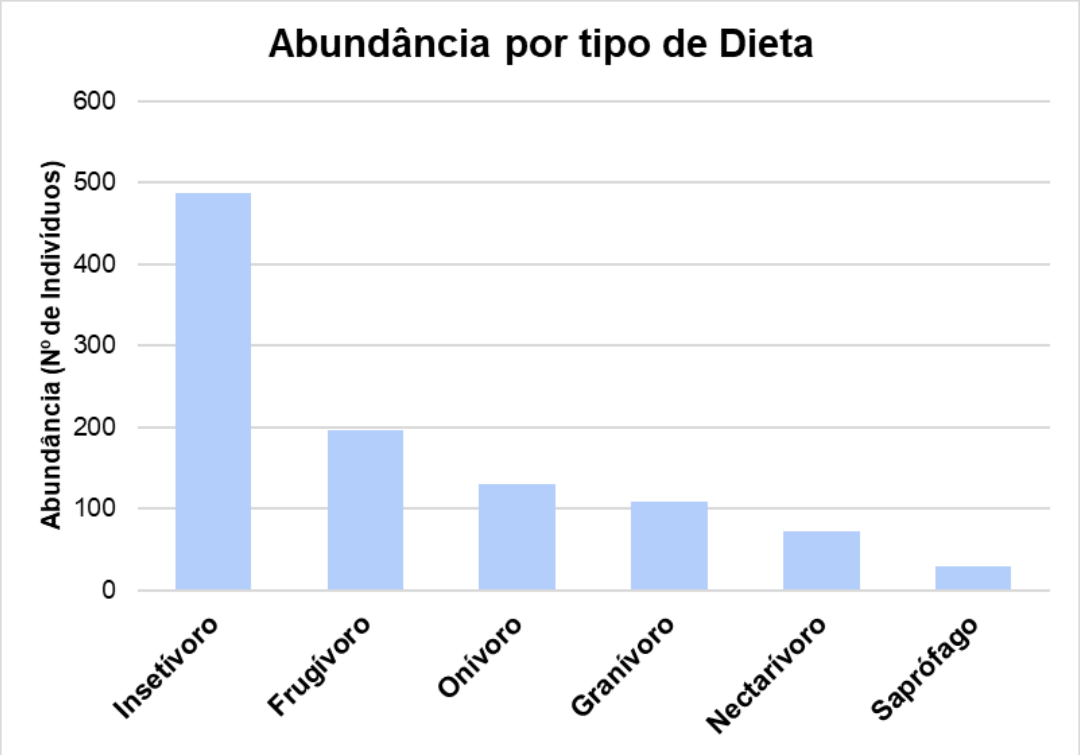


Figura 114. Abundância e riqueza das comunidades avifaunísticas por guilda trófica na área de influência do empreendimento, considerando dados de riqueza cumulativos das campanhas. Nota: Espécies que apresentavam mais de um hábito alimentar foram categorizadas como onívoras.

- **Avaliação por Unidade Amostral**

A UA 4 destacou-se significativamente em relação às demais unidades amostrais, apresentando a maior riqueza e abundância, com 209 indivíduos pertencentes a 56 espécies. A presença de uma diversidade tão elevada pode ser atribuída a fatores ecológicos que favorecem a coexistência de muitas espécies, como a disponibilidade de nichos ecológicos e recursos variados, conforme discutido por MacArthur & MacArthur (1961) e Rosenzweig (1995).

A unidade amostral 04, caracteriza-se pela predominância de formação Savânica e fragmentos de vegetação campestre, com a presença de afloramentos rochosos. Essa paisagem, típica da Caatinga, possui uma estrutura de mosaico, onde se alternam áreas de vegetação aberta com formações florestais mais densas. A composição e a estrutura desse habitat são fundamentais para a manutenção de uma alta diversidade de avifauna, o que se reflete na maior riqueza e abundância de espécies observadas na área.

A formação Savânica da Caatinga, com seus elementos abertos e densos, oferece uma variedade de nichos ecológicos, o que pode explicar a elevada riqueza de espécies. Segundo Melo (2020), a heterogeneidade ambiental, característica de áreas com formações savânicas intercaladas com fragmentos florestais, tende a suportar uma maior diversidade de aves, pois diferentes espécies podem explorar os variados recursos disponíveis, como alimento, abrigo e locais de nidificação. A presença de afloramentos rochosos também adiciona complexidade ao habitat, proporcionando micro-habitats específicos que podem ser utilizados por espécies especializadas (Rodrigues *et al*., 2018).

Além disso, o mosaico de vegetação da UA 04 pode favorecer tanto espécies típicas de áreas abertas quanto aquelas que dependem de formações florestais, aumentando a diversidade de guildas tróficas presentes. Espécies insetívoras, frugívoras e granívoras podem coexistir em maior número, aproveitando os recursos variados oferecidos pelo ambiente heterogêneo (Cavalcanti *et al*., 2021). Essa diversidade de guildas é crucial para a estabilidade dos ecossistemas, uma vez que diferentes grupos de aves desempenham papéis ecológicos complementares, como controle de insetos, dispersão de sementes e polinização (Sick, 1997).

A análise da diversidade, que pondera a abundância das espécies, reforça a observação de que a UA 4 possui uma distribuição relativamente equilibrada das abundâncias entre as espécies. Com um valor de Shannon (H') de 3,46, uma das mais altas entre as unidades amostrais, a UA 4 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 0,86, indicando que não há dominância extrema de 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 analisarmos a dominância das espécies mais abundantes, se observa que a diversidade na UA 04 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 de Simpson (1-D) na UA 4, com um valor de 0,05, 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 04 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 04, com 209 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).

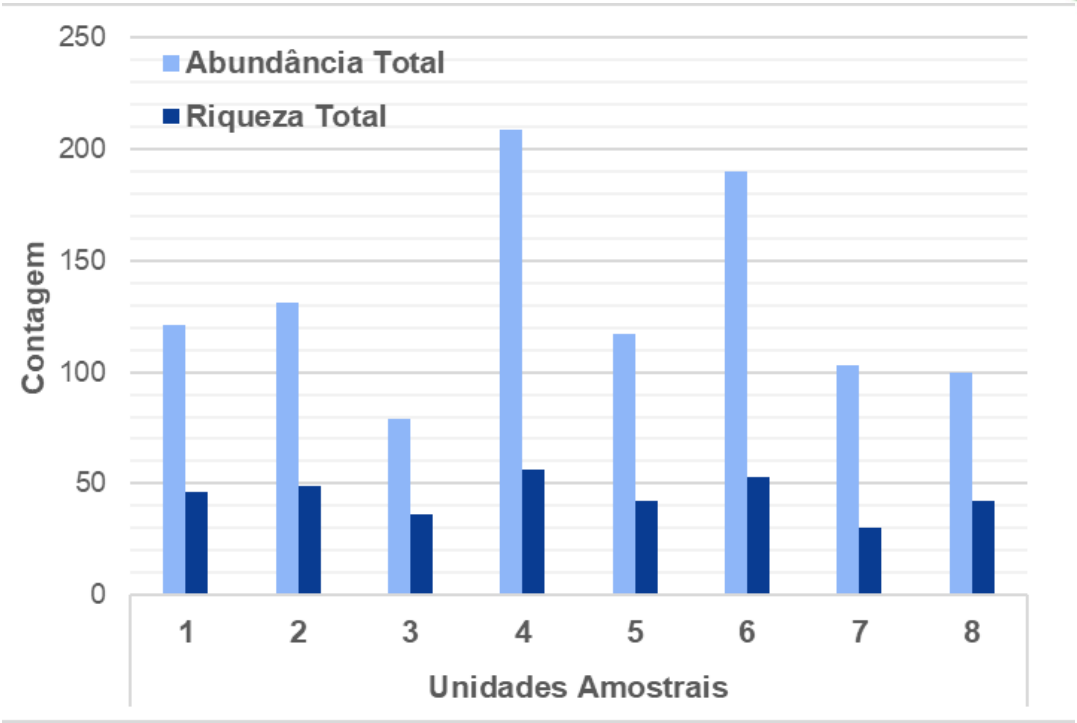


Figura 115. Riqueza e abundância de espécies por unidade amostral no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1, dados obtidos considerando o ciclo 2023-2024.

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	46	49	36	56	42	53	30	42	99
Riqueza Total (S)	121	131	79	209	117	190	103	100	1050
Shannon (H')	3,40	3,27	3,25	3,46	3,36	3,57	3,02	3,48	3,85
Equitabilidade de Pielou (J')	0,89	0,84	0,91	0,86	0,90	0,90	0,89	0,93	0,84
Dominância de Simpson (1-D)	0,95	0,92	0,94	0,95	0,95	0,96	0,93	0,96	0,96

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

A sensibilidade das espécies de avifauna em relação à perda e fragmentação de habitat é um aspecto crucial para a conservação das aves, especialmente em áreas impactadas por empreendimento como parques eólicos. No Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1, foi observado que aproximadamente 60% (S=59) das espécies registradas possuem baixa sensibilidade a distúrbios. As espécies com sensibilidade média representam cerca de 34% (S=34) do total, enquanto aquelas com alta sensibilidade constituem apenas 6% (S=6). Esses dados refletem a capacidade diferenciada das espécies de aves de tolerar alterações no ambiente, o que está intimamente relacionado à sua ecologia e comportamento.

Espécies com baixa sensibilidade a distúrbios são geralmente generalistas, capazes de utilizar uma ampla variedade de recursos e habitats. Essas aves conseguem se adaptar a ambientes fragmentados e alterados, explorando áreas com diferentes graus de intervenção humana (Gardner *et al*., 2009). Por exemplo, espécies como o sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*) e bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), frequentemente encontradas em áreas urbanas e rurais, ilustram essa capacidade adaptativa. A resiliência dessas espécies é um fator que contribui para sua prevalência em áreas impactadas por atividades humanas, como a implantação de parques eólicos (Santos *et al*., 2019).

Por outro lado, espécies com sensibilidade média tendem a ser mais seletivas em relação ao seu habitat, preferindo áreas menos perturbadas, mas ainda assim mostrando alguma capacidade de adaptação a mudanças moderadas no ambiente (Fernandes *et al*., 2017). Essas aves podem ser afetadas negativamente por uma perda substancial de habitat, mas ainda conseguem persistir em paisagens fragmentadas, desde que certas condições ecológicas, como a presença de corredores ecológicos ou fragmentos de habitat de tamanho adequado, sejam mantidas (Menezes & Silva, 2016).

As espécies com alta sensibilidade a distúrbios são geralmente especialistas, com requisitos ecológicos específicos e uma menor capacidade de adaptação a ambientes alterados. Essas aves dependem de habitats contínuos e pouco perturbados para sobreviver. A fragmentação e a perda de habitat podem levar ao declínio populacional dessas espécies, ou até mesmo à extinção local (Morante-Filho *et al*., 2018). No contexto do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1, a baixa representatividade de espécies altamente sensíveis (6%) sugere que, apesar da pressão ambiental exercida pela implantação do empreendimento, a maioria das espécies presentes na área possui alguma capacidade de adaptação às mudanças no habitat.

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.

De acordo com Moura *et al*. (2013), a conservação de habitats florestais remanescentes é fundamental para a sobrevivência de tais espécies, especialmente em paisagens fragmentadas. Além disso, estudos como o de Ribeiro *et al*. (2016) destacam que a implementação de empreendimentos de grande escala, como parques eólicos, pode exacerbar a vulnerabilidade dessas espécies, devido à fragmentação adicional e à perturbação dos habitats.

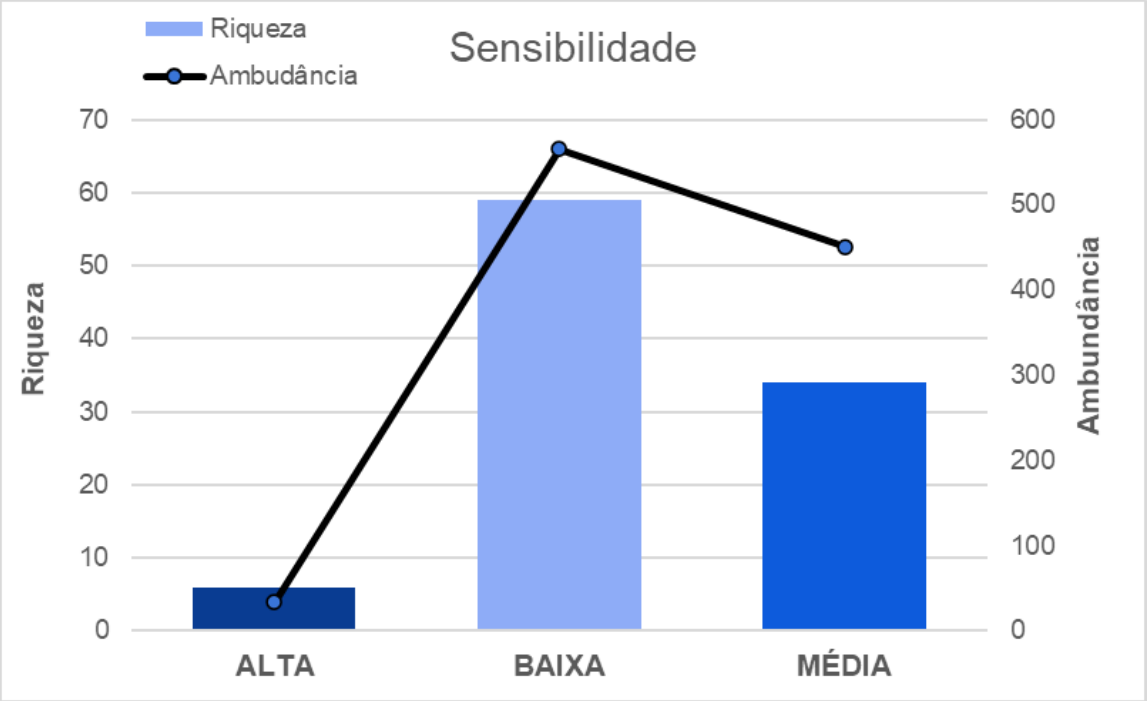


Figura 116. Representatividade da sensibilidade das espécies aos distúrbios de origem antrópica no conjunto de dados primários durante o monitoramento da ornitofauna, referente ao período 2023/2024.

- **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 similaridade entre comunidades pode ser efetivamente avaliada por meio de matrizes de coeficientes de similaridade, que quantificam o grau de semelhança entre pares de amostras. Essas matrizes permitem arranjar as amostras de acordo com seus respectivos graus de similaridade, resultando em agrupamentos hierárquicos que podem ser visualizados em gráficos como dendrogramas (Legendre & Legendre, 2012) (Figura 117).

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. 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).

Os resultados corroboram o que foi observado por Morante-Filho *et al*. (2016) e Jesus *et al*. (2017), onde comunidades menos diversas tendem a apresentar maior similaridade, principalmente em ambientes altamente modificados. Especificamente, o índice de similaridade de Bray-Curtis, que mostrou um compartilhamento de 65% entre as unidades amostrais UA6 e UA4, o que indica que essas áreas possuem características ambientais ou níveis de distúrbio semelhantes, permitindo a coexistência de espécies similares (Figura 117).

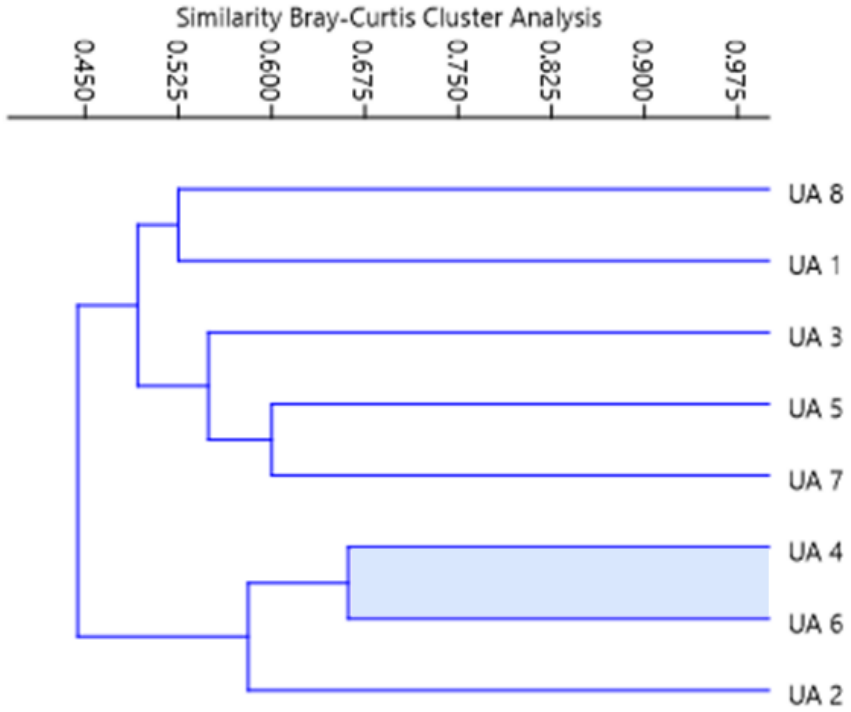


Figura 117. Análise de agrupamento para a ornitofauna amostrada nas campanhas de monitoramento.

- **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 90% das espécies esperadas para a região foram detectadas em campo, com uma estimativa total de 109,9 espécies. Da mesma forma, o estimador *Jackknife* 1 sugere que 81% das espécies foram registradas, com uma estimativa de 122,2 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).

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 118 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.

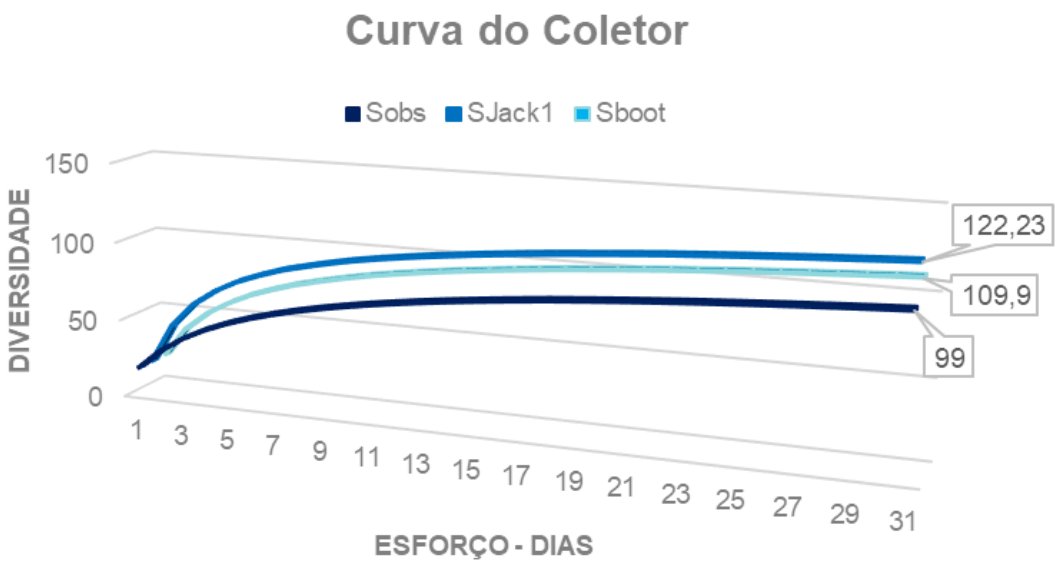


Figura 118. Curva de rarefação e estimador de riqueza para a avifauna amostrada durante o monitoramento da ornitofauna, referente ao período 2023/2024.

- **Monitoramento de Carcaças**

Durante a 16ª campanha, realizada em maio de 2024, foi registrado um indivíduo de *Sarcoramphus papa* (urubu-rei) localizada nas imediações do aerogerador EC 07 – AG 11 no Parque VII do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 (Figura 119 e Tabela 15). Embora esse evento seja motivo de preocupação, é importante considerar a possibilidade de que possa se tratar de um caso isolado, em vez de uma indicação de um impacto contínuo e significativo dos aerogeradores sobre essa espécie.

O *Sarcoramphus papa* é uma ave necrófaga de grande porte, com ampla distribuição nas regiões tropicais da América Latina e desempenha um papel ecológico importante na decomposição de carcaças, o que contribui para o controle de doenças e a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas (Houston, 1985).

É uma ave de grande porte que possuem voos compatíveis com a altura das pás dos aerogeradores, podendo ser umas das espécies com potencial risco de colisão. Estudos apontam que aves de grande porte estão mais propensas a sofrerem colisões e eletrocussões com estruturas artificiais como aerogeradores (Janss, 2000; Drewitt & Langston, 2008; Oliveira *et al*., 2016).

No entanto, a mortalidade observada pode ser um evento isolado, especialmente considerando que não foram registrados outros incidentes semelhantes durante as

campanhas anteriores ou em qualquer outro estudo. Eventos como esse podem ocorrer esporadicamente devido a vários fatores, incluindo mudanças no comportamento de voo, variações no uso do habitat, ou até mesmo condições climáticas adversas que desviaram o urubu-rei de sua rota habitual (Drewitt & Langston, 2006). De fato, a ocorrência de colisões pode não ser indicativa de um risco constante e elevado, mas sim de uma série de fatores aleatórios que coincidiram naquele momento específico.

Entre os vários grupos de aves, as rapinas têm um maior risco de colisão, devido ao tipo e altura do seu voo, planado e de baixa altitude; quando em busca de presas (Marques *et al*., 2014; Farfán *et al*., 2017). A significância do impacto da colisão sobre as populações é ainda influenciada pela biologia das espécies, nomeadamente pela elevada longevidade, baixa taxa de reprodução e maturação tardia (Arnett, 2007; Powlesland, 2009; Farfán *et al*., 2017; Laranjeiro *et al*., 2018).

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 disso, a iluminação dos parques eólicos também pode atrair as aves, o que aumenta o risco de colisão e morte dos indivíduos (Drewitt & Langston, 2008). A utilização das estruturas elétricas como poleiros pode também impactar indiretamente, devido à proximidade com os aerogeradores.

Cabe ressaltar que outros estudos sobre o impacto de parques eólicos em aves de rapina sugerem que, embora possa haver risco de colisões, a mortalidade não é necessariamente contínua ou suficientemente alta para afetar a população global de

algumas espécies, especialmente se o parque eólico estiver localizado fora de rotas de migração ou áreas de alta densidade de aves (Erickson *et al*., 2005; De Lucas *et al*., 2012).




Figura 119. Registro de carcaça de *Sarcoramphus papa.*

Tabela 15. Espécie registrada no monitoramento de carcaças.

FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	GUILDA	ABUNDÂNCIA	PARQUE	AEROGERADOR	MÉTODO	IUCN 2024
Cathartidae							
Sarcoramphus papa	urubu rei	Saprófago	1	VII	EC 07 – AG 11	BUSCA ATIVA	LC
ABUNDÂNCIA TOTAL			**1**	*	*	*	*

Esses levantamentos têm revelado a importância dessa prática ambiental para monitorar e mitigar os impactos com a fauna alada no empreendimento.

Em resumo, o levantamento de carcaças em empreendimentos eólicos desempenha um papel fundamental na avaliação dos impactos dos aerogeradores sobre a avifauna e quiropterofauna. Essa prática científica contribui para a identificação de riscos, o desenvolvimento de medidas de mitigação e conservação, além de fornecer informações valiosas para a compreensão dos padrões de voo e das rotas migratórias das espécies afetadas.

- **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, os 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 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 detecção de cadáveres, tende a ser inferior à taxa de detecção de aves de maior porte (Awwi, 2018).

Além do voo e comportamento das aves, a iluminação dos parques eólicos também pode representar um atrativo para as aves, 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 (Saidur *et al*., 2011).

- **Espécies Migratórias**

Durante as campanhas de monitoramento, nenhuma espécie classificada como migratória foi registrada. No entanto, foram identificadas 9 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 *Casiornis fuscus, Hydropsalis torquata, Pachyramphus polychopterus, Pitangus sulphuratus, Sublegatus modestus, Turdus amaurochalinus, 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**

Espécies Ameaçadas

Nenhuma espécie ameaçada de extinção foi registrada durante as campanhas. No entanto as espécies registradas (*Amazona aestiva* e *penelope superciliaris*), são consideradas 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 uma espécie 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 12 espécies de aves endêmicas, todas pertencentes ao bioma Caatinga. As espécies identificadas foram: *Anopetia gounellei, Casiornis fuscus, Celeuso chraceus, Compsothraupis loricata, Eupsittula cactorum, Icterus jamaiicaii, Megaxenops parnaguae, Picumnus pygmaeus, Sakesphoroides cristatus, Synallaxis hellmayri, Thamnophilus capistratus* e *Thamnophilus pelzelni*.

Cada uma dessas espécies, como *Anopetia gounellei*, *Casiornis fuscus*, *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 uma indicadora 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 cinegéticas ou xerimbabos

Das espécies cinegéticas, as quais a caça esportiva ou para o consumo de carne seja permitida, Portaria nº 142/2015; Diário da República n.º 98/2015, Série I de 2015-05-21, nenhuma 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 (Tabela 16). 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 16. 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 Campo Largo – Fase 1.

FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM	CITES
Accipitridae	*Geranospiza caerulescens*	gavião pernilongo	II
	Milvago chimachima	carrapateiro	II
	Rupornis magnirostris	gavião carijó	II
Falconidae	*Caracara plancus*	carcara	II
	Falco sparverius	quiriquiri	II
	Herpetotheres cachinnans	acauã	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
	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 canoras e as chamadas "decorativas", frequentemente utilizadas como animais de companhia (Sick, 1997; Marini & Garcia, 2005).

- **Análise Integrada dos Monitoramentos Realizados**

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 3.274 indivíduos pertencentes a 163 espécies, distribuídas em 19 ordens e 39 famílias. Essa amostragem representa 28% das espécies conhecidas para o bioma Caatinga, que abriga 591 espécies (Silva *et al*., 2003). A Campanha 11, realizada em Novembro de 2022, destacou-se pelo maior número de indivíduos registrados (487), enquanto a Campanha 7, realizada em Novembro de 2021, apresentou a maior riqueza de espécies (77) (Figura 120). A maior riqueza na Campanha 7 pode indicar que habitats menos perturbados ofereceram uma maior diversidade de microhabitats, refletindo uma maior riqueza inicial de espécies, alinhando-se com a teoria de que a diversidade de habitats está diretamente relacionada à diversidade de espécies (MacArthur & Wilson, 1967) (Tabela 17).

Por outro lado, o elevado número de indivíduos na Campanha 11 pode ser atribuído a fatores como sazonalidade ou mudanças no ambiente, que podem ter concentrada as espécies em áreas específicas (da Silva *et al*., 2024). Esses padrões de variação entre campanhas são comuns em estudos de longo prazo, especialmente em biomas como a Caatinga, onde as espécies estão fortemente adaptadas a variações climáticas extremas e sazonais (Silva *et al*., 2024) (Figura 120).

Nesse sentido, foi realizado o teste de *Kruskal-Wallis* que se baseia na comparação das somas de postos das observações entre os grupos, avaliando se pelo menos um dos grupos apresenta uma mediana significativamente diferente dos outros.

Essa abordagem é especialmente útil quando se analisa dados provenientes de diferentes campanhas de amostragem, que frequentemente apresentam variabilidade natural e sazonal, como as observadas em ecossistemas sensíveis como a Caatinga e o Cerrado (Zar, 2010).

No contexto de estudos ambientais, o teste de *Kruskal-Wallis* é utilizado para avaliar diferenças na abundância de indivíduos entre campanhas de amostragem realizadas ao longo de diferentes sazonalidades, como os períodos seco e chuvoso.

O resultado obtido no teste de *Kruskal-Wallis (H = 41,35, p > 0,001)* indicou diferenças estatisticamente significativas na abundância total de indivíduos entre as campanhas, onde pode-se concluir que há diferenças estatisticamente significativas na abundância total de indivíduos entre as campanhas realizadas. Este resultado sugere que as flutuações observadas nas abundâncias não são fruto do acaso, mas sim suficientemente robustas para serem consideradas significativas do ponto de vista estatístico (Sokal & Rohlf, 2012).

A significância estatística observada indica que fatores sazonais, como a disponibilidade de recursos alimentares e abrigo, ou condições climáticas, influenciam fortemente a distribuição e a abundância das espécies ao longo das campanhas. Esses resultados são fundamentais para a tomada de decisões em gestão ambiental e conservação, pois permitem identificar períodos críticos para a biodiversidade, orientando ações de mitigação de impactos ou conservação específica de habitats (Mccune & Grace, 2002).

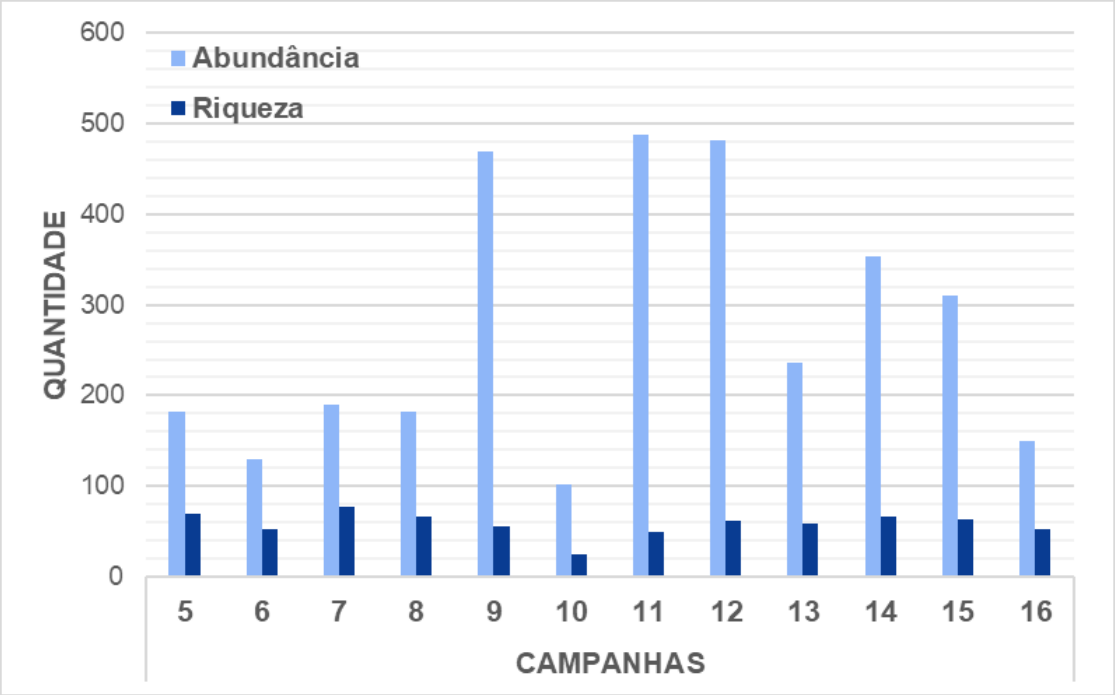


Figura 120. Comparativo entre as campanhas realizadas.

Tabela 17. Espécies registradas por campanha.

TAXON	CAMPANHAS												TOTAL
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Amazona aestiva	1	2	3	1			11	8	3		2	2	33
Ammodramus humorais					13								13
Anopetia gounellei			2	2				3	1	1			9
Anthus chii					1								1
Antrostomus rufus			1										1
Arremon taciturnus					7								7
Athene cunicularia					6								6
Basileuterus culicivorus										1			1
Buteo albonotatus	1												1
Calliphlox amethystina	1												1
Campephilus melanoleucos	1				7			2			2	2	14
Camptostoma obsoletum	2		4		1		4		2	3	7	2	25
Campylorhamphus trochilirostris	1										1		2
Cantorchilus longirostris	3		1										4
Capsiempis flaveola									1				1
Caracara plancus		3	1	1	1		3	3			1	1	14
Casiornis fuscus			6								4		10
Cathartes aura	6	1					2	2	3	1			15
Cathartes burrovianus	2	1	1						1	21	1	2	29

TAXON	CAMPANHAS												TOTAL
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Celeus ochraceus	1	1	3	1					1	3	1		11
Chionomesa fimbriata	1			1	1	7		1					11
Chlorostilbon lucidus	5	4	3	4		5	4	9	12	2	1	4	53
Chrysolampis mosquitus	3		3	5				6		1	4	1	23
Chrysomus ruficapillus							1						1
Cnemotriccus fuscatus	1		1								1		3
Coccyzus melacoryphus			1										1
Coereba flaveola		3	1	1	6		10	3	4	7	5	1	41
Colaptes campestris	3				1								4
Colaptes melanochloros				1			1	1					3
Columbina picui			3	2	1	1	52	18			1		78
Columbina squammata	1	2	2	1	13	16		16	20	12	6	11	100
Columbina talpacoti							4				1		5
Compsothraupis loricata		3	4	4			12	1	6		8		38
Coragyps atratus			1	1	4	2		1					9
Coryphospingus pileatus	2	1	5	8			4	20		4	11	5	60
Crypturellus parvirostris			1	2				3		1	2	1	10
Crypturellus tataupa			3	4						1	5	1	14
Crypturellus zabele			7	3									10
Cyanocorax cyanopogon	7	8	3	5	22	8	19	17	16	16	5	6	132
Cyanoloxia brissonii	2	2			4						1	1	10
Cyclarhis gujanensis		1	6	7			17	9	5	9	9	5	68
Dendrocolaptes platyrostris									1				1
Diopsittaca nobilis					9								9
Dromococcyx phasianellus									1	1			2
Dryocopus lineatus			1	2									3
Dysithamnus mentalis	1												1
Elaenia chilensis								3					3
Elaenia chiriquensis	1												1
Elaenia spectabilis			2	1									3
Emberizoides herbicola					1		3						4
Empidonomus varius			3	2	10			2		2	1	1	21
Eupetomena macroura	3	4	1	2	12				4	2			28
Euphonia chlorotica	3	3	2		13	2	5	7	10	6	5	4	60
Eupsittula cactorum	3	4	12	10	14	8	137	100	6	59	93	2	448
Euscarthmus meloryphus			2	3				9		9	13	6	42

TAXON	CAMPANHAS												TOTAL
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Falco sparverius	1	1	1					7	1				11
Formicivora grisea					5								5
Formicivora melanogaster	2	4	2	3		7		11	4	4	2	3	42
Formicivora rufa					1		2						3
Forpus xanthopterygius	1												1
Furnarius rufus	2				2								4
Gallinula galeata							1						1
Geothlypis aequinoctialis			1										1
Geranoaetus albicaudatus	1												1
Geranoaetus melanoleucus			1										1
Geranospiza caerulescens	1							4	1				6
Glaucidium brasilianum	1	1			1		1			1	2	1	8
Gnorimopsar chopi					12								12
Guira guira					1								1
Heliomaster squamosus	2	3	1	1					1		1		9
Hemitriccus margaritaceiventer	2	3		3	1		1	3	3	4		2	22
Herpetotheres cachinnans	4			3					1	1			9
Herpsilochmus atricapillus										1			1
Heterospizias meridionalis					3								3
Hirundinea ferruginea		1											1
Hydropsalis parvula					1								1
Hydropsalis torquata	1		1	1		1	10	3		1		1	19
Hylopezus ochroleucus												1	1
Hylophilus amaurocephalus	2								5	2	4		13
Icterus jamacaii	4	3	6	3	3		6	2	2	6	2	4	41
Icterus pyrrhopterus	2		3				8		1	2	1		17
Lepidocolaptes angustirostris		1	4	1	4	1	1	3	4	2	1	2	24
Leptotila rufaxilla			2	1									3
Leptotila verreauxi		2	1				2	2			7		14
Megarynchus pitangua	5	2	2	1	1				1	1	2	3	18
Megascops choliba	6	1	1		1	1		5		1	1		17
Megaxenops parnaguae	1	2	4	2				5	1	1		3	19
Melanerpes candidus	1												1
Milvago chimachima		2								1			3
Mimus saturninus	3	2	1	1		3	5	8					23
Myiarchus ferox	1												1

TAXON	CAMPANHAS												TOTAL
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Myiarchus swainsoni										1			1
Myiarchus tyrannulus	6	2	5	6			6	1	7	13	1	5	52
Myiodynastes maculatus			1										1
Myiopagis viridicata										2	1		3
Myiothlypis flaveola				1		4						1	6
Myrmorchilus strigilatus	11	4	9	14				4	13	15	9	11	90
Nemosia pileata	1		2	1									4
Neothraupis fasciata					29		2						31
Nyctibius griseus	2		1							1			4
Nyctidromus albicollis					1		10			2	3		16
Nystalus maculatus	4		3	1			2	1		4	4	1	20
Pachyramphus polychopterus							2					1	3
Parabuteo unicinctus							1						1
Paroaria dominicana	3	2	1	1				1	3	5	3	5	24
Patagioenas picazuro	1		1	1									3
Penelope jacucaca				1									1
Penelope superciliaris								25	2		1		28
Phacellodomus rufifrons	1												1
Phaeomyias murina			1	3			2		2	4	4	4	20
Phaethornis pretrei	1					5		17	7	5	2	6	43
Phaethornis ruber	5												5
Pheugopediu genibarbis	2												2
Piaya cayana	2				2	1		1		2		1	9
Piculus chrysochloros										1			1
Picumnus pygmaeus	3	1	1	1					4	7			17
Pitangus sulphuratus			1		3		1	1	2	2		2	12
Polioptila atricapilla	7	8	5	6			4	21	13	14	6	4	88
Polioptila plumbea					56	9							65
Pseudoseisura cristata							1						1
Pyriglena leucoptera									1				1
Radinopsyche sellowi					1		1	1					3
Rupornis magnirostris	5	2		1		2		6	1	8	1	2	28
Sakesphoroides cristatus	5	4	1	1	44	3	18	5	2			1	84
Saltator similis		2	2	2				1	3	1	3		14
Saltatricula atricollis				1				8					9
Sarcoramphus papa												1	1

TAXON	CAMPANHAS												TOTAL
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Schistochlamys ruficapillus		1					1				2		4
Setophaga pitiayumi							1						1
Sittasomus griseicapillus	2	2	1	2									7
Stigmatura bahiae								1					1
Stigmatura budytoides									3			1	4
Stigmatura napensis			1		3	2							6
Stilpnia cayana		7	3	3	9		3	2	3	2	2	4	38
Sublegatus modestus									5				5
Synallaxis frontalis			2	1			5	1	3	2	2		16
Synallaxis hellmayri	2	4	2	2				1	3	1	4	3	22
Synallaxis hypospodia									3				3
Tachornis squamata			1										1
Tachyphonus rufus	2	1			1				1				5
Tapera naevia											2		2
Taraba major		1	1	1	8			7	2	4	5	1	30
Thamnophilus capistratus	2	2	3	5	1	6	15	29	1	8	2		74
Thamnophilus doliatus						3			8			4	15
Thamnophilus pelzelni	4	2	1	3	45			1	2	3		1	62
Thamnophilus torquatus					4								4
Theristicus caudatus					12								12
Thraupis sayaca			3							6			9
Todirostrum cinereum	6	2	1	5	2		8	6	2	9	3	1	45
Tolmomyias flaviventris		3	2						1	2	1		9
Troglodytes musculus	5	3	7	4			27	3	9	18	11	6	93
Turdus amaurochalinus										2	1		3
Turdus leucomelas		1	1	1			4						7
Turdus rufiventris					3			1	1	1			6
Tyrannus melancholicus			3	4	2		3	10		6	11	1	40
Vanellus chilensis	1			1	1	2		2				2	9
Veniliornis passerinus	1	2											3
Vireo chivi			1				17	2		5	4		29
Volatinia jacarina					17								17
Xenopsaris albinucha				1									1
Zenaida auriculata				10							1		11
Zonotrichia capensis		3	3	4	42	3	27	26	7	7	8	3	133
Abundância	**182**	**130**	**190**	**182**	**469**	**102**	**487**	**482**	**236**	**353**	**311**	**150**	**3274**

TAXON	CAMPANHAS												TOTAL
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Riqueza	69	52	77	66	55	24	50	62	59	67	63	53	162

Durante as campanhas de monitoramento realizadas, as famílias Tyrannidae, Thraupidae e Thamnophilidae foram as mais representativas, com 24 e 14 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).

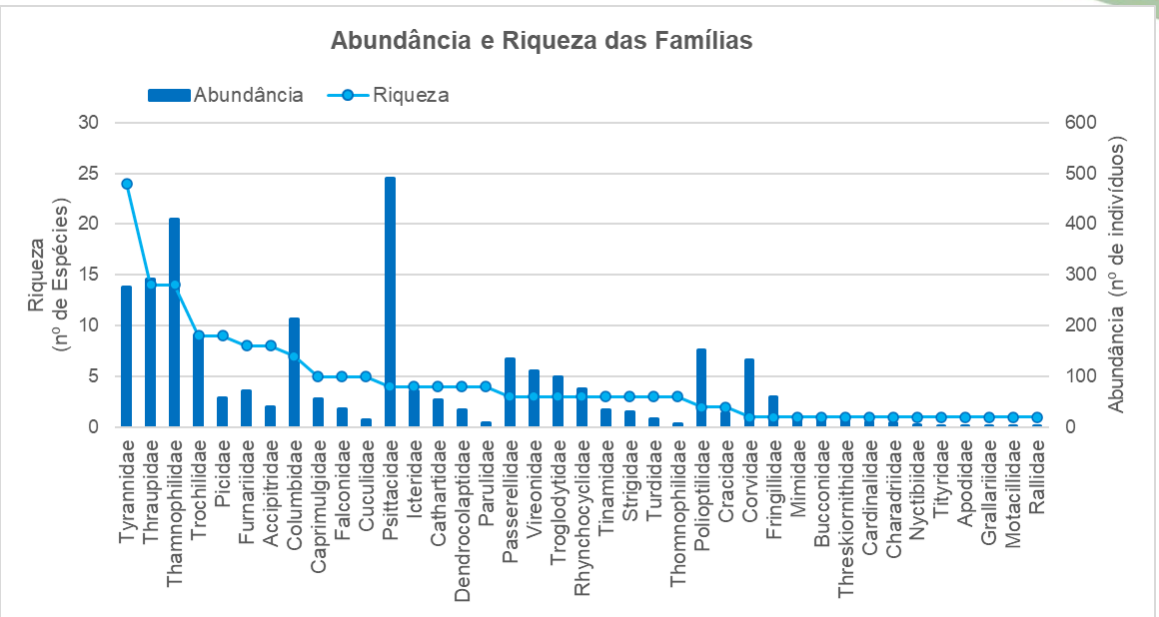


Figura 121. Representatividade das famílias, considerando todas as campanhas realizadas.

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 64 na UA 07 a 100 na UA 02. A maior riqueza de espécies foi encontrada na UA 02. Além disso, a abundância total de indivíduos também variou consideravelmente entre as unidades, com a UA 04 registrando a maior abundância total (507 indivíduos), seguida pela UA 02 (476 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).

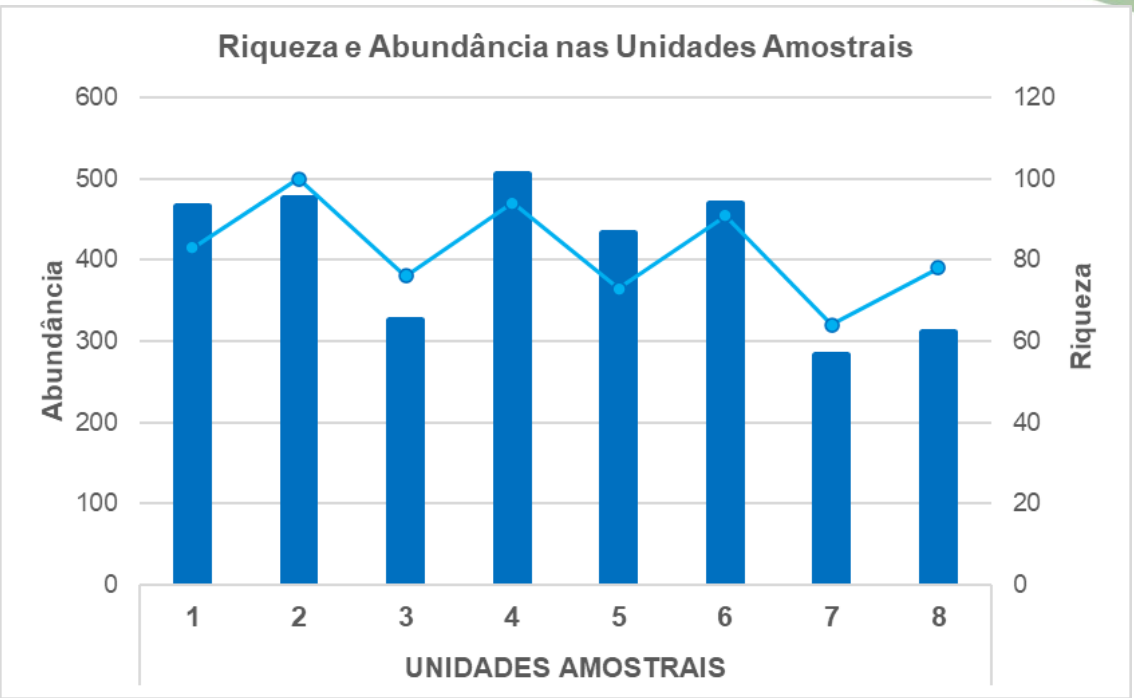


Figura 122. Registros obtidos nos diferentes pontos amostrais, considerando todas as campanhas realizadas até o momento.

A variação observada entre as unidades amostrais pode estar relacionada a diferentes características de habitat, disponibilidade de recursos ou pressões ambientais específicas que afetam a presença e a concentração de espécies de aves (MacArthur & Wilson, 1967; Gaston & Blackburn, 2000). No geral, os dados sugerem que, embora algumas unidades apresentem maior diversidade de espécies, outras podem abrigar um maior número de indivíduos, refletindo a complexidade e a heterogeneidade dos ecossistemas estudados. (Margules & Pressey, 2000).

A principal vantagem do teste de *Kruskal-Wallis*, para este tipo de análise, é que ele se baseia nas ordens (*ranks*) dos dados, e não nos valores absolutos, tornando-o resistente a *outliers* e adequado para dados de diferentes escalas ou distribuições. Isso o torna uma ferramenta valiosa na análise de dados de monitoramento de biodiversidade e abundância, particularmente em ecossistemas complexos como a Caatinga e o Cerrado, onde a variabilidade ambiental e a presença de ecótonos podem afetar os padrões de distribuição das espécies (Mccune & Grace, 2002).

Ao realizar o teste de *Kruskal-Wallis* para avaliar as diferenças na abundância total de indivíduos entre oito unidades amostrais com diferentes fitofisionomias e ecótonos da Caatinga e Cerrado, os resultados indicaram que não há diferenças

estatisticamente significativas entre as medianas dos grupos (*H = 5,30, p = 0,6229*). Este resultado sugere que as flutuações observadas na abundância total de indivíduos entre as diferentes unidades amostrais não são suficientemente robustas para serem consideradas significativas do ponto de vista estatístico (Gotelli & Ellison, 2013).

A ausência de significância estatística (p > 0,05) implica que as variações na abundância observadas entre as diferentes unidades amostrais podem ser atribuídas ao acaso, e não a diferenças inerentes nas fitofisionomias ou nas condições ambientais específicas dos ecótonos amostrados. Isso pode indicar uma relativa homogeneidade na distribuição de abundância entre as unidades amostrais, apesar das variações de habitat, ou que as diferenças ambientais entre as áreas não são suficientemente marcantes para influenciar a abundância das espécies de maneira detectável pelo teste (Sokal & Rohlf, 2012).

A interpretação de um resultado não significativo no teste de *Kruskal-Wallis* é igualmente importante, pois fornece *insights* sobre a uniformidade das condições ambientais ou a resiliência das comunidades biológicas frente a diferentes gradientes de habitat. Em ecossistemas como a Caatinga e o Cerrado, onde os ecótonos frequentemente representam transições entre comunidades vegetais e faunísticas, a falta de diferenças significativas sugere que as espécies podem estar adaptadas a uma gama de condições ou que a variabilidade ambiental dentro dos ecótonos é menos pronunciada do que se supunha (Krebs, 2014).

A análise de similaridade utilizando a distância de Bray-Curtis entre as unidades amostrais apresentou 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 2 e 4, com aproximadamente 65% de similaridade, indicando que essas unidades amostrais compartilham uma composição de espécies muito semelhante (Figura 123).

A UA 06 também chegou perto com 60% de similaridade, sugerindo que essa unidade também possui uma composição de espécies relativamente similar, embora com menor similaridade do que o agrupamento das unidades 2 e 4.

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).

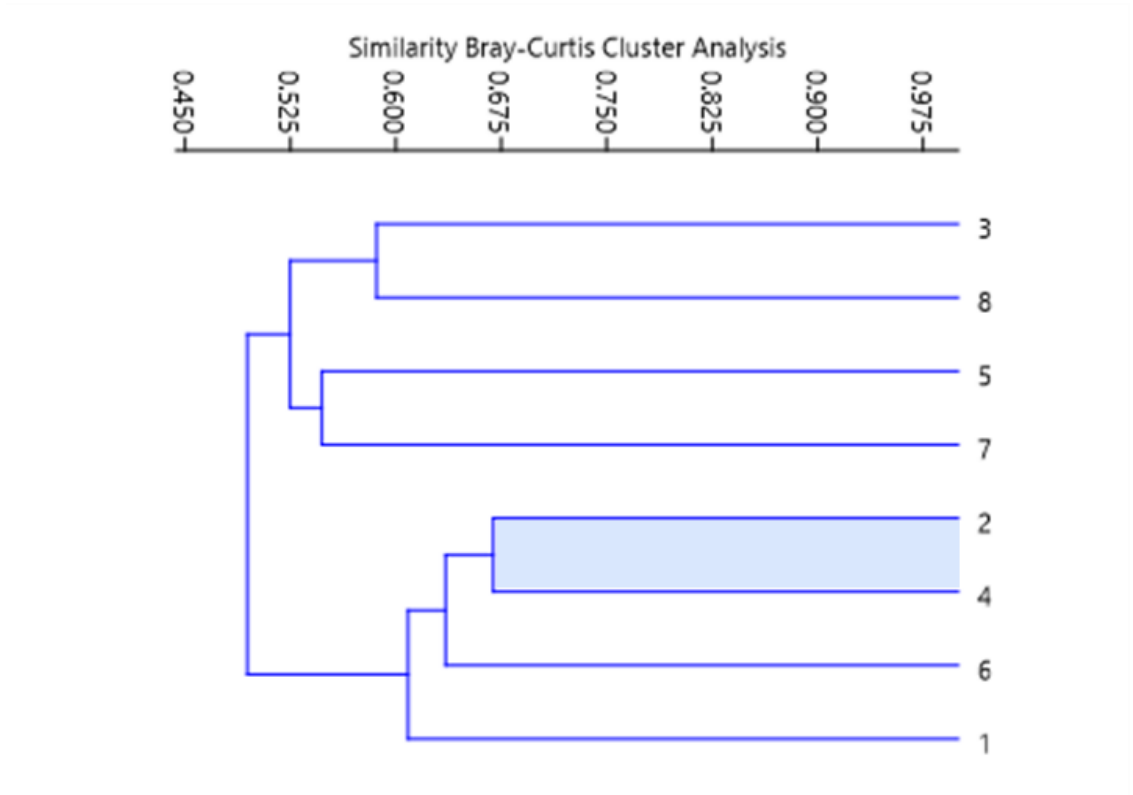


Figura 123. Dendrograma de similaridade, considerando todas as campanhas realizadas. Em azul, o agrupamento mais relevante.

A análise da curva do coletor baseada nos dados das 12 campanhas realizadas até o momento, 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 = 179 espécies), e 80% das espécies esperadas pelo estimador *Jackknife* de primeira ordem

(Sjack1 = 201 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 este momento, 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, demonstram que foi catalogada uma diversidade substancial, contudo, a não estabilização da curva sugere que o levantamento ainda pode ser representativo. Esse padrão é comum em estudos de longo prazo, especialmente em biomas complexos e heterogêneos como este em questão, onde a biodiversidade pode ser alta, além da descoberta de novas espécies, 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).

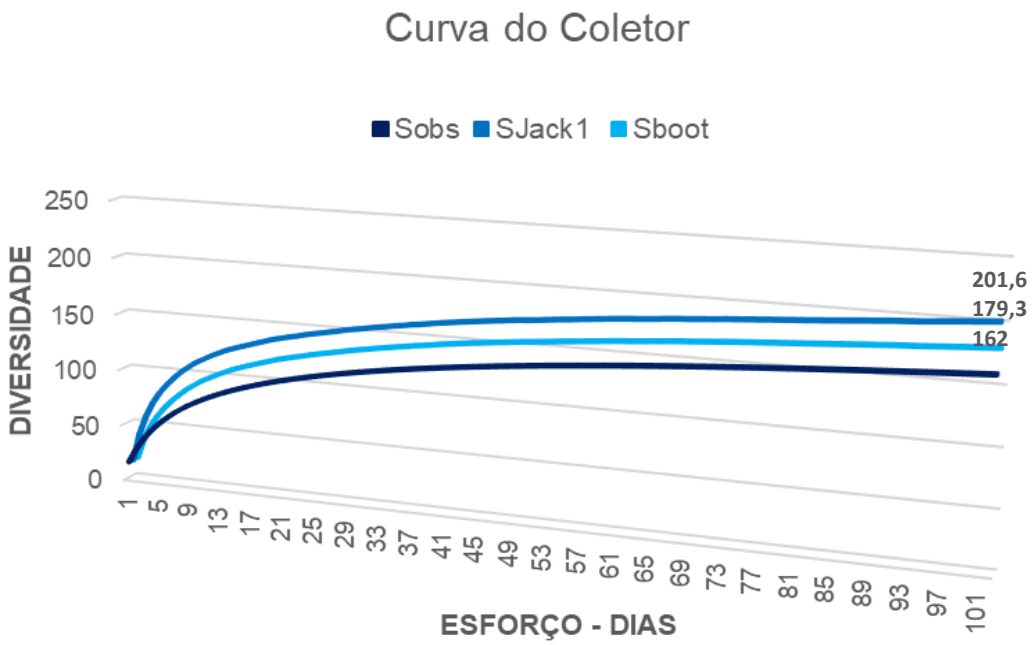


Figura 124. Curva de acumulação de espécies considerando todas as campanhas amostrais.

- **Registro de Espécies**

Alguns dos registros obtidos durante o monitoramento no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 estão representados abaixo (Figura 125):



Chlorostilbon lucidus



Taraba major



Paroaria dominicana



Stigmatura budytoides



Vanellus chilensis



Cathartes aura



Saltator similis



Phaeomyias murina



Camptostoma obsoletum



Cyanocorax cyanopogon



Cathartes burrovianus



Eupsittula cactorum



Turdus amaurochalinus



Tyrannus melancholicus



Zonotrichia capensis



Euscasthmus meloryphus



Caracara plancus



Piculus chrysochloros



Hydropsalis torquata



Nystalus maculatus

Figura 125. Registros da ornitofauna na área de influência do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

- **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 1.050 indivíduos pertencentes a 99 espécies, distribuídas em 16 ordens e 35 famílias. Esse levantamento representa 18,44% 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 UA 04 destacando-se como a mais rica e abundante, sugerindo uma maior heterogeneidade de habitats ou uma maior

disponibilidade de recursos. No entanto, as análises estatísticas, como o teste de Kruskal-Wallis, indicaram que as diferenças observadas na abundância entre as unidades amostrais não são estatisticamente significativas, sugerindo que as variações podem ser atribuídas ao acaso, e não a fatores ambientais específicos. A análise de similaridade utilizando a distância de Bray-Curtis revelou agrupamentos distintos na composição de espécies, com as unidades 4 e 7 mostrando maior similaridade, enquanto unidades como 5 e 1, apresentaram maior heterogeneidade na composição de espécies.

A observação do comportamento da curva do coletor ao longo das 10 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 exaustivo. Com 89,7% das espécies esperadas pelo estimador *Bootstrap* e 79,67% 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 2.039 indivíduos pertencentes a 149 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 Campo Largo – Fase 1 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 10 campanhas realizadas até o momento 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 o monitoramento das 04 últimas campanhas, que compreendeu o ciclo 2023/2024 no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase1, foram obtidos 191 registros de quirópteros agrupados em 16 espécies e 04 famílias da ordem Chiroptera (Figura 126).

A espécie *Myotis lavali* foi registrada como a mais abundante, com 75 indivíduos, seguida por *Eptesicus furinalis*, com 33 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).

Myotis lavali é uma espécie de morcego da família Vespertilionidae, amplamente distribuída na América do Sul, especialmente em regiões de florestas e savanas. Este táxon foi descrito relativamente recentemente por Moratelli *et al*. (2011), e distingue-se de outras espécies do gênero *Myotis* por características morfológicas específicas, como a forma do crânio e do trago, além de variações no tamanho e na coloração da pelagem.

É uma espécie frequentemente registrada em áreas de Caatinga e está adaptada a uma ampla gama de condições ambientais, o que pode explicar sua abundância nos inventários realizados (Moratelli & Wilson, 2011). Em comparação, em inventários quiropterológicos realizados na Caatinga do estado da Bahia, como o estudo de Souza *et al*. (2015) em áreas de Caatinga arbórea e arbustiva, *Myotis lavali* também foi uma das espécies mais abundantes, reforçando sua adaptabilidade ao bioma.

A ampla ocorrência e a frequência com que é capturado em estudos de monitoramento indicam que essa espécie pode ser um importante componente das comunidades de morcegos neotropicais, desempenhando um papel relevante na dinâmica dos ecossistemas onde ocorre (Moratelli *et al*., 2011; LaVal, 1973). Estudos realizados por Fenton *et al*. (1992) corroboram a importância de *Myotis* spp. na estruturação das comunidades de morcegos, enfatizando sua plasticidade ecológica e capacidade de adaptação a diferentes habitats.

A presença de *Eptesicus furinalis* como a segunda espécie mais abundante no monitoramento de Campo Largo – Fase 1 também está de acordo com levantamentos realizados na região. Estudos como o de Dias *et al*. (2017) apontam que *Eptesicus furinalis* apresenta ampla distribuição na Caatinga e se beneficia da abundância de insetos, especialmente durante a estação chuvosa. A dieta insetívora dessas espécies reflete a disponibilidade de presas, que pode variar sazonalmente na Caatinga, influenciando a abundância e a atividade dos morcegos.

Comparando esses resultados com outros estudos realizados na Bahia, verifica-se uma predominância de espécies insetívoras, como observado por Aguiar *et al*. (2014), que registraram altas abundâncias de *Myotis lavali* e *Eptesicus furinalis* em seus inventários na Caatinga. Além disso, a presença constante dessas espécies nos levantamentos, indica uma relativa estabilidade da comunidade de morcegos, mesmo em áreas impactadas por empreendimento como parques eólicos.

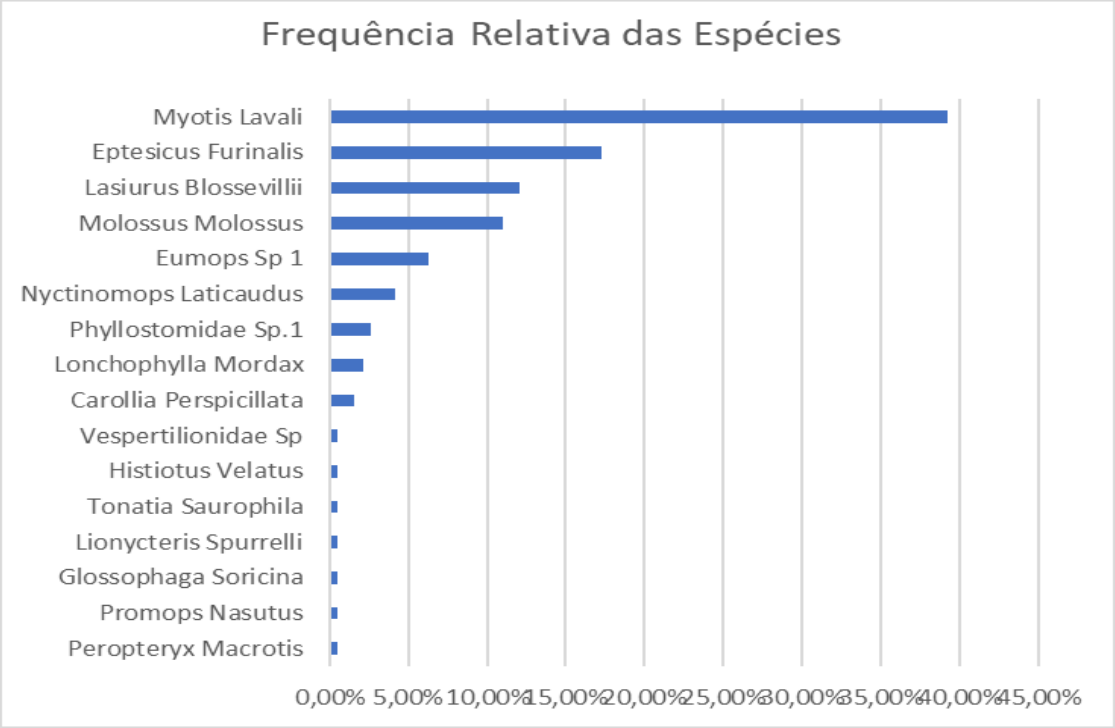


Figura 126. Frequência relativa das espécies de morcegos capturadas durante os monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

No monitoramento realizado no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1, a família Vespertilionidae foi a mais abundante, com 119 indivíduos registrados, representando 69,6% da amostragem de abundância e cinco espécies distintas identificadas. Essa predominância é consistente com outros estudos na Caatinga, que também identificam a Vespertilionidae como uma das famílias mais frequentes, especialmente em áreas com diversidade de abrigos, como cavernas e construções humanas, que oferecem condições favoráveis para espécies insetívoras típicas desta família (Lopes *et al.*, 2017).

A predominância de Vespertilionidae pode ser atribuída à sua ampla plasticidade ecológica e à capacidade de explorar uma diversidade de habitats e recursos alimentares. Espécies dessa família, como *Myotis lavali* e *Eptesicus furinalis*, são comuns em áreas de Caatinga, destacando-se pela eficiência na captura de insetos em voo, o que contribui para o seu sucesso adaptativo em ambientes com alta variabilidade de recursos (Moratelli & Dias, 2015).

A família Molossidae foi a segunda mais abundante no monitoramento em Campo Largo – Fase 1, com 42 indivíduos e quatro espécies, representando 22% da amostragem. Molossídeos são conhecidos por suas adaptações ao voo rápido e em

grandes altitudes, frequentemente utilizando abrigos como fendas em rochas e construções, que são abundantes na Caatinga. A presença significativa dessa família em inventários reflete sua adaptação às condições do semiárido, incluindo sua capacidade de deslocamento em busca de recursos alimentares dispersos (Gregorin & Taddei, 2002).

Estudos na Caatinga geralmente registram Molossidae como uma das famílias dominantes em áreas abertas e savânicas, onde sua habilidade de forrageamento em áreas amplas e sua dieta insetívora, permitem que explorem uma vasta gama de microhabitats (Souza I., 2019).

Embora a família Phyllostomidae tenha apresentado a maior riqueza de espécies (seis espécies distintas), foi menos abundante, com apenas 15 indivíduos registrados. A diversidade desta família pode ser explicada pela variedade de nichos ecológicos que seus membros ocupam, abrangendo frugívoros, nectarívoros, onívoros, carnívoros e hematófagos. No entanto, a menor abundância pode estar relacionada à disponibilidade de recursos alimentares específicos e à sensibilidade dessas espécies a distúrbios ambientais, como a fragmentação do habitat e a interferência de empreendimentos eólicos (Bernard *et al*., 2011).

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.

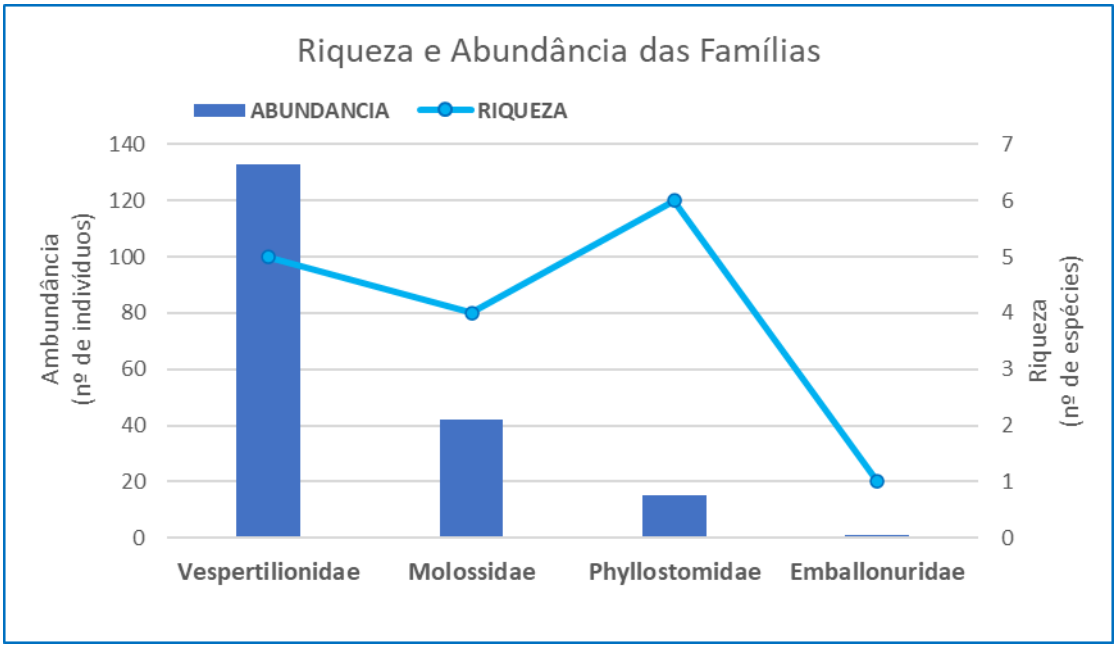


Figura 127. Distribuição das famílias de quiropterofauna encontradas no monitoramento realizado no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 considerando a 13ª a 16ª campanha.

Tabela 18. Lista das espécies da quiropterofauna registradas durante o monitoramento no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1. *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 TOTAL	ABUNDÂNCIA RELATIVA	STATUS DE CONSERVAÇÃO		
						UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8			IUCN 2024	IBAMA/ MMA 2022	CITES 2023
Chiroptera																		
Emballonuridae	*Peropteryx macrotis*	morcego	Sonar	Insetívoro							1			1	0,5%	LC	LC	
Molossidae	*Eumops sp 1*	morcego	Sonar	Insetívoro		2	2	1			1	6		12	6,3%	LC	LC	
	Molossus molossus	morcego-de-cauda-grossa	Sonar	Insetívoro			1		1		10	9		21	11,0%	LC	LC	
	Nyctinomops laticaudus	morcego	Sonar	Insetívoro		7	1							8	4,2%	LC	LC	
	Promops nasutus	morcego-narigudo	Sonar	Insetívoro							1			1	0,5%	LC	LC	
Phyllostomidae	*Carollia perspicillata*	morcego de cauda curta	Rede de neblina	Frugívoro	Caatinga	2					1			3	1,6%	LC	LC	
	Glossophaga soricina	morcego-beija-flor	Rede de neblina	Nectarívoro	Caatinga		1							1	0,5%	LC	LC	
	Lionycteris spurrelli	morcego	Rede de neblina	Frugívoro		1								1	0,5%	LC	LC	
	Lonchophylla mordax	morcego	Rede de neblina	Nectarívoro	Caatinga	2		1			1			4	2,1%	NT	DD	
	Phyllostomidae sp.1	morcego	Sonar	Frugívoro		2					3			5	2,6%	LC	LC	
	Tonatia saurophila	morcego	Rede de neblina	Onívoro		1								1	0,5%	DD	LC	
Vespertilionidae	*Eptesicus furinalis*	morcego-marrom	Sonar	Insetívoro		10	9	9			3	2		33	17,3%	LC	LC	
	Histiotus velatus	morcego-orelhudo	Rede de neblina	Insetívoro									1	1	0,5%	DD	LC	

ORDEM/ FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME COMUM	MÉTODO	DIETA	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA TOTAL	ABUNDÂNCIA RELATIVA	STATUS DE CONSERVAÇÃO		
						UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8			IUCN 2024	IBAMA/ MMA 2022	CITES 2023
	Lasiurus blossevillii	morcego-vermelho	Sonar	Insetívoro		3		4	1		14	1		23	12,0%	LC	LC	
	Myotis lavali	morcego	Sonar	Insetívoro	Caatinga	13	5	2	21	2	12	20		75	39,3%	LC	LC	
	Vespertilionidae sp	morcego	Sonar	Insetívoro			1							1	0,5%	LC	LC	
ABUNDÂNCIA TOTAL						**43**	**20**	**17**	**23**	**2**	**47**	**38**	**1**	**191**	100,0%			
RIQUEZA TOTAL						**10**	**7**	**5**	**3**	**1**	**10**	**5**	**1**	**16**				

- **Análise das Metodologia**

O monitoramento das espécies revelou que a maior abundância e riqueza foram observadas através do monitoramento bioacústico, com 180 registros (94,2%) e 10 espécies (63%), 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).

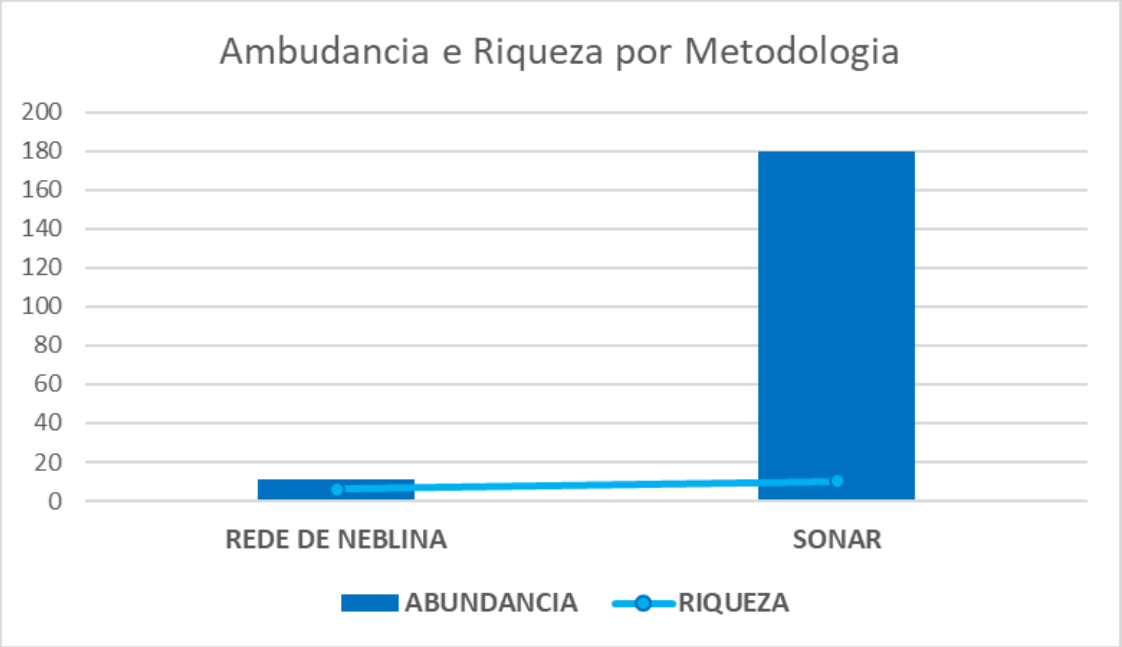
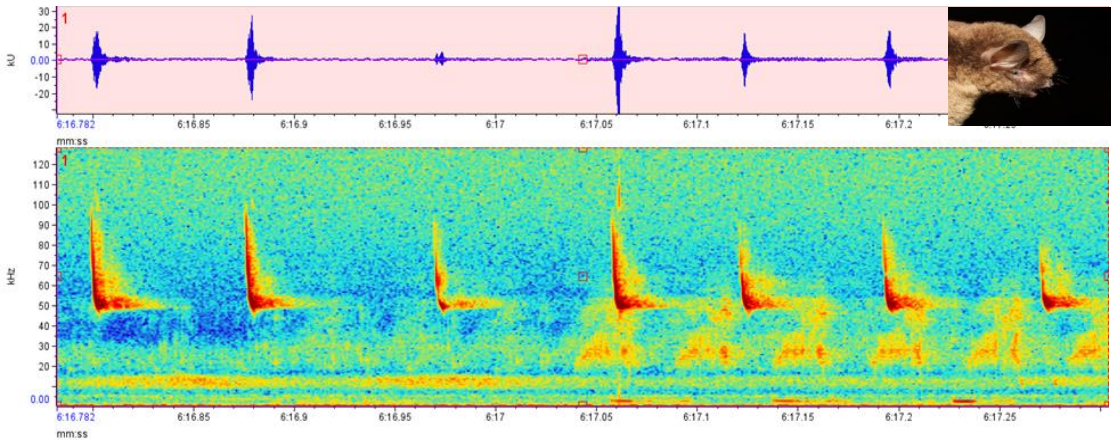
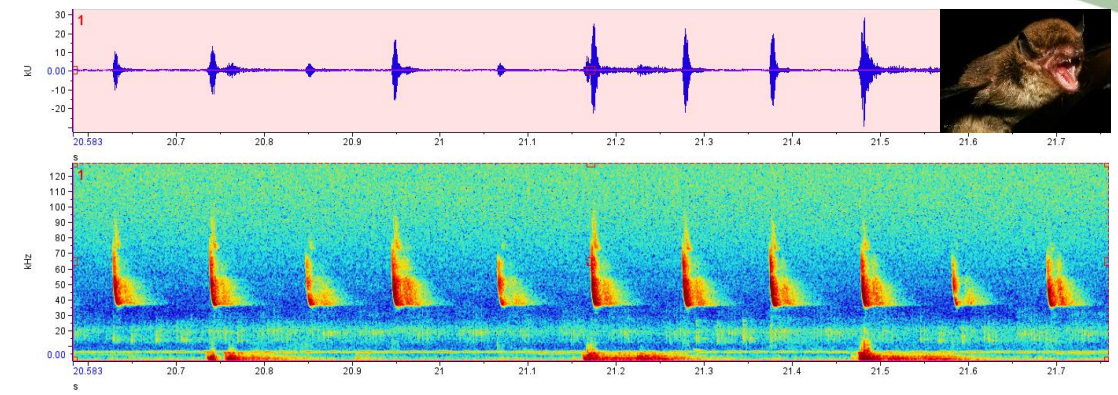


Figura 128. Riqueza e abundância por método amostral durante as campanhas do monitoramento do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

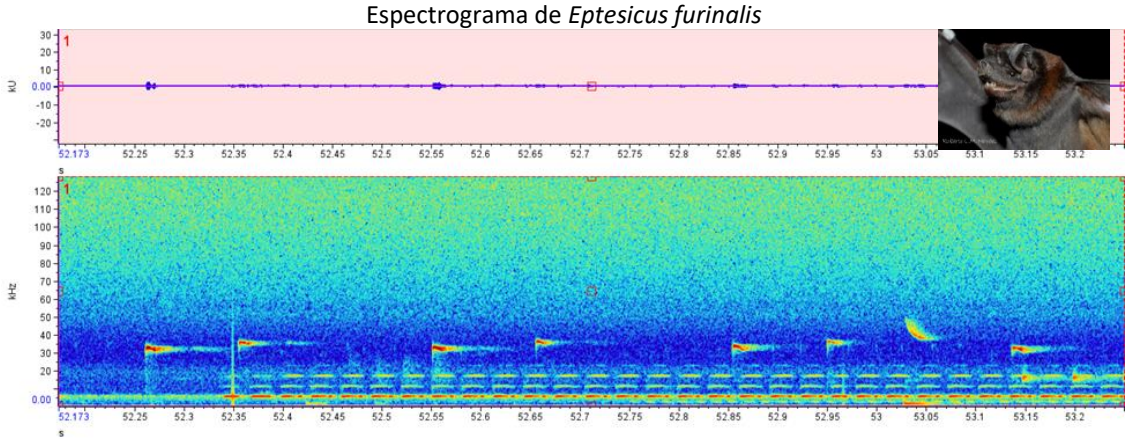
A seguir são evidenciados alguns sonogramas obtidos durante o monitoramento bioacústico (Figura 129).



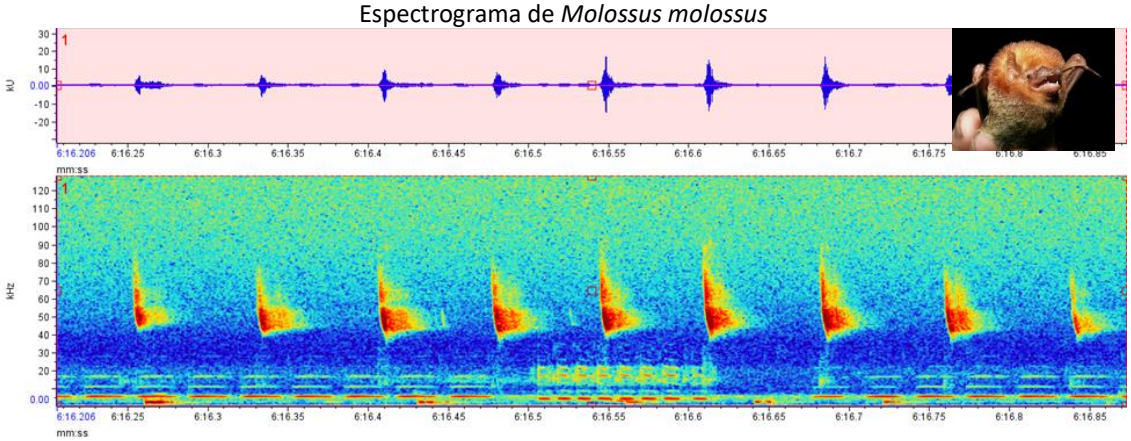
Espectrograma de *Myotis lavali*



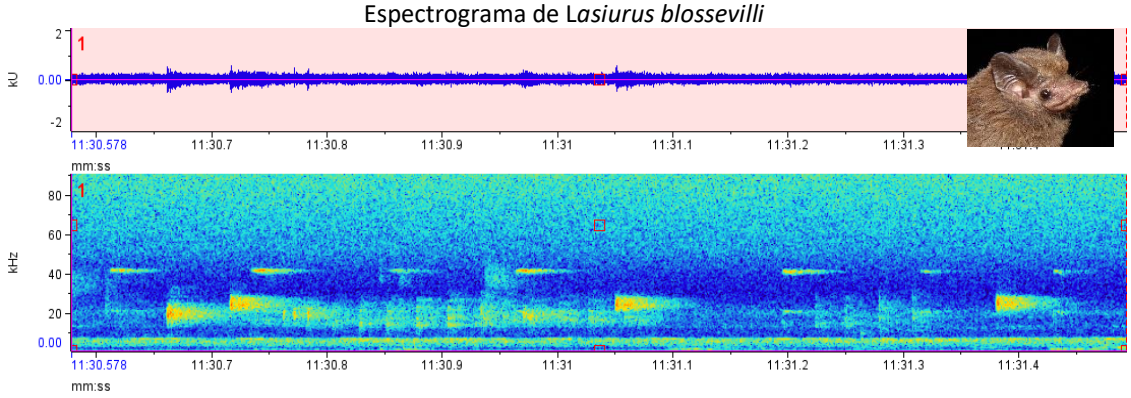
Espectrograma de *Eptesicus furinalis*



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 Campo Largo – Fase 1.

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 *Lonchophylla mordax* e *Glossophaga soricina* registrados nos monitoramentos, 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).

Com base nos resultados apresentados, a guilda dos insetívoros foi a mais representativa, com 10 espécies, correspondendo a 62,5% da amostragem, seguida pelos frugívoros, com 3 espécies (18,8%), os nectarívoros com 2 espécies (12,5%) e onívoros, com 1 espécie (6,3%) (Figura 130).

No monitoramento realizado no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1, a guilda dos insetívoros foi a mais representativa, com 10 espécies registradas, correspondendo a 62,5% da amostragem. Esse resultado destaca a predominância de espécies adaptadas à captura de insetos, um recurso amplamente disponível na Caatinga. A dominância de insetívoros é consistente com outros estudos na Caatinga do estado da Bahia, onde espécies dessa guilda frequentemente são abundantes devido à sua capacidade de utilizar recursos alimentares variáveis e à eficiência na forrageamento em diferentes condições ambientais (Moratelli & Wilson, 2015).

Os frugívoros, com 3 espécies registradas (18,8%), compõem a segunda guilda mais representativa no monitoramento. Os morcegos frugívoros, pertencentes principalmente à família Phyllostomidae, desempenham um papel ecológico vital na dispersão de sementes, contribuindo para a regeneração de vegetação nativa em áreas

perturbadas, como aquelas afetadas pela instalação de parques eólicos (Silva *et al*., 2018). Estudos em outras regiões da Caatinga também relatam uma menor representatividade dos frugívoros em comparação com os insetívoros, o que pode ser atribuído à variação na disponibilidade de frutos em função da sazonalidade e da escassez hídrica característica do bioma (Fleming *et al*., 2013).

As guildas nectarívoras e onívoras foram representadas por duas e uma espécie, correspondendo a 12,5% e 6,3% das amostragens, respectivamente. Morcegos nectarívoros são importantes polinizadores de diversas plantas da Caatinga, mas sua baixa representatividade pode estar relacionada à sazonalidade e à disponibilidade esporádica de flores em áreas semiáridas (Silva *et al*., 2017). Já os onívoros, que combinam o consumo de insetos e frutos, mostram uma flexibilidade alimentar que lhes permite sobreviver em ambientes com recursos limitados, embora sua abundância geralmente seja menor do que as guildas mais especializadas.

Comparando com outros estudos realizados na Caatinga do estado da Bahia, a dominância dos insetívoros é um padrão recorrente, refletindo as condições ambientais do bioma e a disponibilidade de recursos (Moratelli & Callejas, 2020). A predominância de morcegos insetívoros pode ser atribuída à diversidade de estratégias de forrageamento e microhabitats ocupados por essas espécies, que incluem tanto áreas abertas quanto ambientes mais fechados, como matas ciliares e fragmentos florestais (Aguiar *et al*., 2014).

A alta representatividade dos insetívoros pode ser explicada não apenas pela sua abundância natural, mas também pela eficácia do método de bioacústica na detecção de suas vocalizações, que são emitidas durante o voo em busca de presas (Jung & Kalko, 2011). Estudos indicam que a bioacústica é particularmente útil na amostragem de morcegos em áreas abertas ou em florestas secas, como a Caatinga, onde a detecção visual ou por captura física é dificultada pelo comportamento de forrageamento aéreo desses animais (Flaquer *et al*., 2007).

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.

Morcegos frugívoros, por exemplo, são essenciais na regeneração de florestas, dispersando sementes para áreas degradadas, enquanto os nectarívoros mantêm a diversidade genética das plantas que polinizam (Muscarella & Fleming, 2007; Fleming *et al*., 2009).

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).

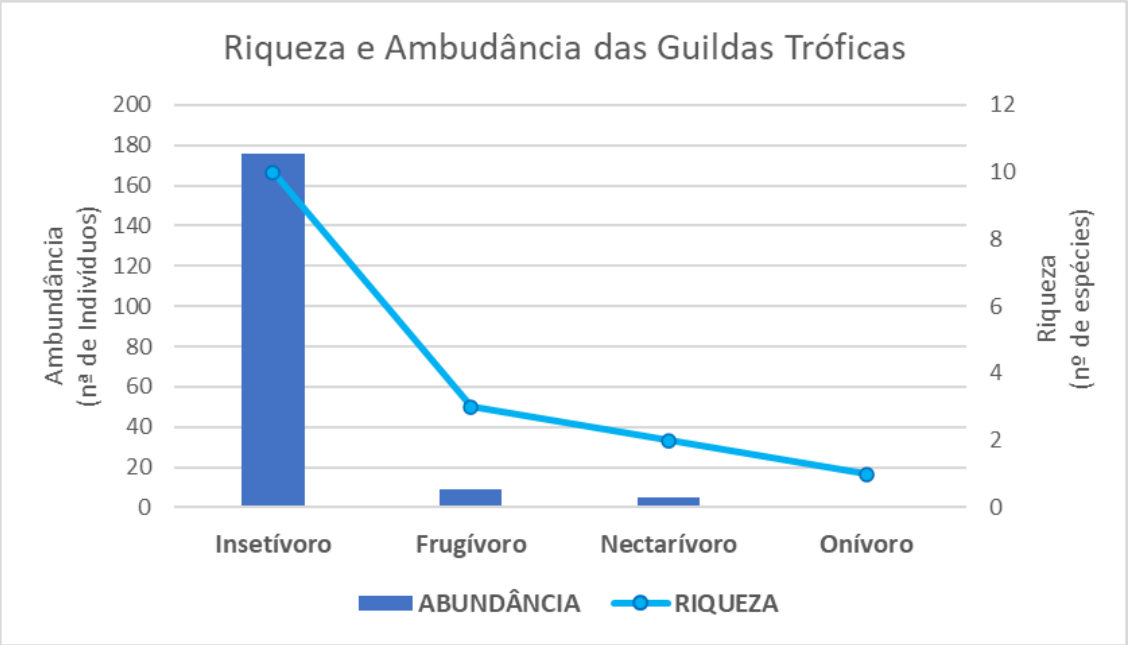


Figura 130. Variação da riqueza e abundância de morcegos por guildas tróficas registrados durante as campanhas no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

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 Campo Largo – Fase 1, 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, foi registrada uma abundância de 46 indivíduos de três espécies (Figura 131). Esse resultado é consistente com a literatura, que frequentemente relata uma menor abundância e riqueza de morcegos na Caatinga durante os períodos secos, devido à redução na disponibilidade de insetos, frutos e flores, que compõem a dieta de várias guildas tróficas de morcegos (Fenton *et al*., 1992). A escassez de recursos alimentares durante o período seco tende a limitar a presença de espécies frugívoras e nectarívoras, enquanto algumas espécies insetívoras adaptadas a condições adversas conseguem manter-se presentes, embora em menor número.

Na Campanha 14, realizada em novembro de 2023, no início do período chuvoso, observou-se um aumento significativo tanto na abundância quanto na riqueza de espécies, com 60 indivíduos pertencentes a 10 espécies (Figura 131). Esse aumento pode ser atribuído à maior disponibilidade de recursos alimentares, como insetos, frutos e néctar, que se tornam mais abundantes com as primeiras chuvas (Zortea & Azevedo, 2008). A presença de espécies frugívoras e nectarívoras é geralmente mais pronunciada nesse período, contribuindo para a maior riqueza observada.

Na Campanha 15, realizada em fevereiro de 2024, também correspondente ao período chuvoso, a abundância registrada foi de 42 indivíduos de seis espécies. A diminuição na abundância e riqueza em relação à campanha anterior pode ser associada à variação na oferta de recursos ao longo do período chuvoso, bem como a possíveis movimentos sazonais das espécies, que podem explorar diferentes áreas em busca de recursos específicos (Aguiar & Machado, 2007).

Na Campanha 16, realizada em maio de 2024, ainda durante o período chuvoso, foi registrada uma abundância marcante de 436 indivíduos de cinco espécies. Esse pico de abundância, embora acompanhado por uma riqueza moderada, pode estar relacionado a fatores como a concentração de indivíduos em áreas com alta disponibilidade de recursos ou a agregação sazonal de espécies em locais específicos de reprodução e alimentação (Andrade *et al*., 2019). A dominância de poucas espécies pode refletir a alta adaptabilidade de alguns morcegos a condições específicas, como a proliferação de insetos durante as chuvas.

Estudos conduzidos na Caatinga, como o de Aguiar & Machado (2007), também apontam para uma clara influência da sazonalidade na composição das comunidades de morcegos. Em geral, períodos chuvosos apresentam maior riqueza e abundância de espécies, com destaque para a família Phyllostomidae, frequentemente mais representada durante as chuvas devido à sua dieta diversificada que inclui frutos e néctar. Em contrapartida, famílias como Vespertilionidae e Molossidae, predominantemente insetívoras, mostram maior estabilidade ao longo do ano, embora suas abundâncias ainda sejam influenciadas pela disponibilidade de insetos.

No contexto do monitoramento, a dominância da família Vespertilionidae e a baixa representatividade de Phyllostomidae durante o período seco reforçam a importância dos insetívoros na sustentação das comunidades de morcegos na Caatinga em condições de escassez (Moratelli & Dias, 2015). No entanto, o aumento expressivo de indivíduos na última campanha sugere um comportamento de agregação sazonal, potencialmente ligado à reprodução ou à concentração de recursos em áreas específicas.

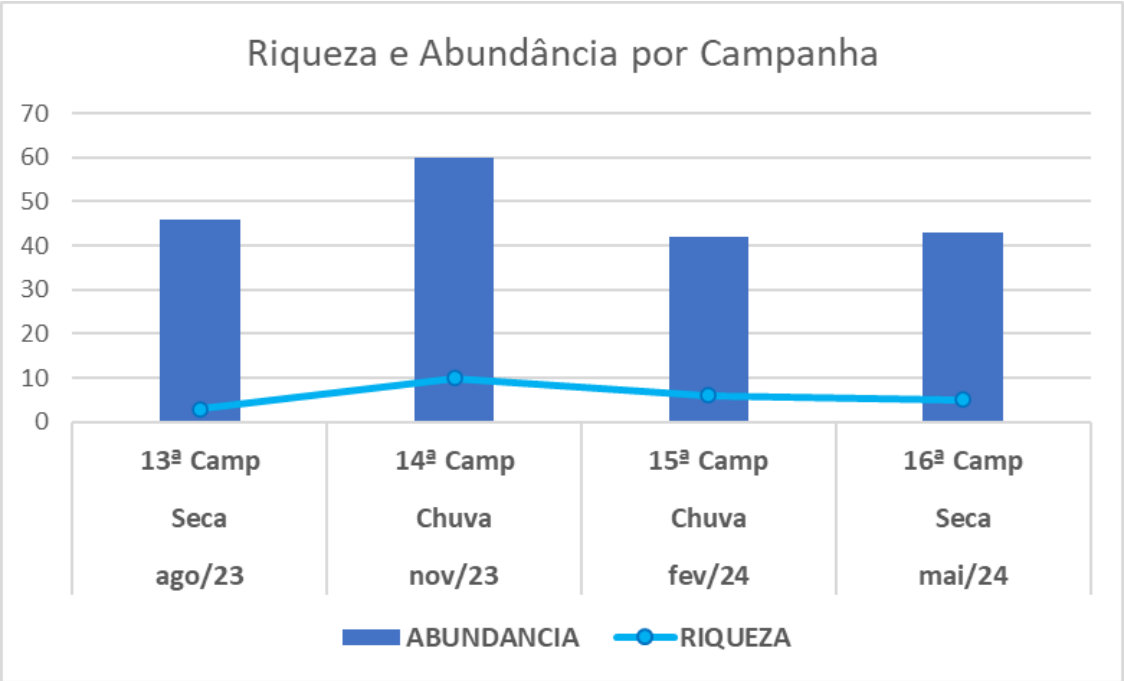


Figura 131. Abundância e Riqueza da quiropterofauna por campanha realizada no período de 2023/2024.

- **Riqueza e Abundância das Unidades Amostrais**

No monitoramento realizado, a Unidade Amostral 6 apresentou a maior abundância de morcegos, com um total de 47 indivíduos registrados, representando a maior concentração entre as unidades estudadas. Em termos de riqueza de espécies, tanto a UA 6 quanto a UA 1 se destacaram, com o registro de 10 espécies diferentes cada (Figura 132).

A UA 6 é caracterizada pela predominância de formação savânica e fragmentos de vegetação campestre, com a presença de afloramentos rochosos e poças d'água provenientes das chuvas orográficas. Essas características criam micro-habitats únicos que oferecem abrigo, alimento e locais de reprodução para diversas espécies de morcegos. A presença de afloramentos rochosos é particularmente relevante, pois proporciona locais de refúgio, especialmente para espécies que utilizam cavidades para se abrigar durante o dia (Bernard & Fagundes, 2012).

Além disso, as poças d'água temporárias desempenham um papel crucial na sustentação das populações de morcegos, pois não apenas atraem insetos, principais presas de morcegos insetívoros, mas também fornecem fontes de hidratação em um ambiente semiárido (Ribeiro *et al*., 2015). Esse cenário pode explicar a alta abundância registrada na UA 6, visto que ambientes com recursos hídricos, mesmo que temporários, tendem a concentrar maior número de indivíduos devido à atração de diferentes guildas tróficas, incluindo insetívoros e nectarívoros (Gregorin & Taddei, 2002).

A UA 1, localizada em uma área de Reserva Legal, é caracterizada por formações savânicas, mas também possui formações florestais do Cerrado e Caatinga. Essa diversidade estrutural, evidenciada pela presença de vegetação arbóreo-arbustiva e fitofisionomias de Savana Estépica Arborizada, proporciona uma complexidade de habitats que suporta uma maior diversidade de espécies de morcegos (Aguiar & Machado, 2011). Ambientes mais preservados, como as Reservas Legais, tendem a manter a integridade ecológica e a oferta de recursos de forma mais estável ao longo do ano, favorecendo a presença de espécies mais sensíveis às alterações ambientais (Passos & Graciolli, 2017).

A maior riqueza de espécies registrada na UA 1 pode ser atribuída à presença de uma vegetação mais estruturada, que oferece uma variedade de abrigos e diferentes estratos de alimentação. Morcegos frugívoros, por exemplo, beneficiam-se da maior disponibilidade de frutos em formações florestais, enquanto morcegos nectarívoros encontram suporte na flora típica dessas regiões (Munin *et al*., 2019). Assim, a diversidade de espécies reflete a heterogeneidade do habitat, que sustenta diversas guildas tróficas.

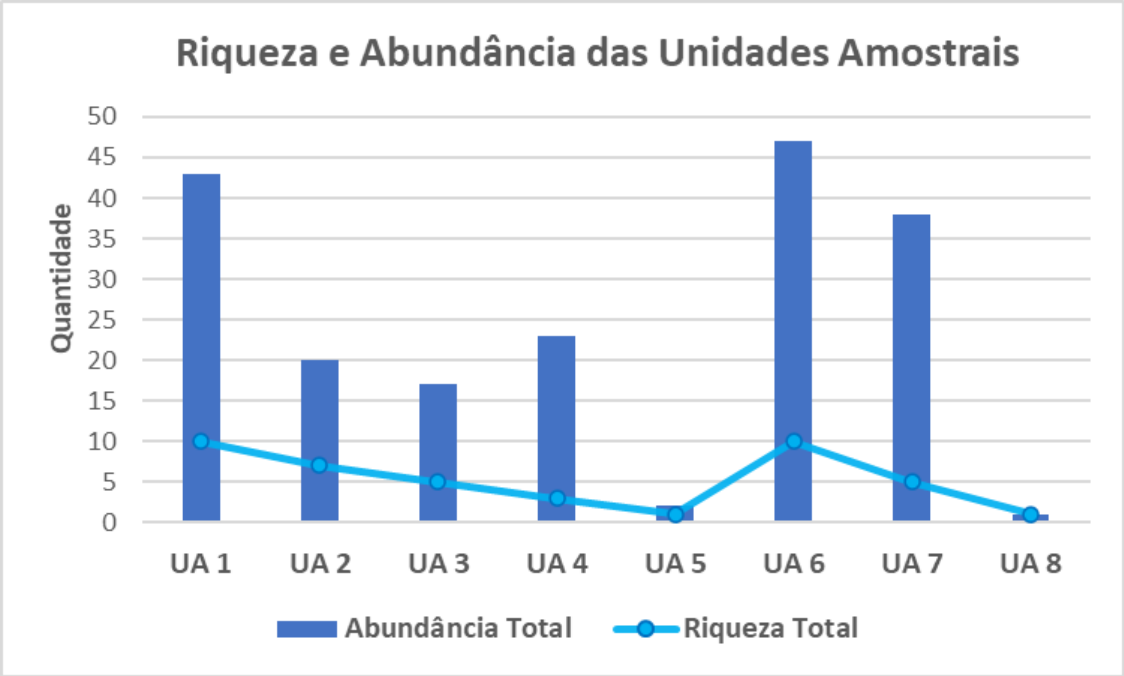


Figura 132. Variação da riqueza e abundância de morcegos por unidades amostrais, registrados durante as campanhas no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

- **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 1 destacou-se com o maior valor de diversidade de Shannon (H' = 1,93), 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 4 apresentou os menores valores de diversidade (H' = 0,36) e equitabilidade (J' = 0,32), juntamente com a maior dominância (D = 0,84). Estes resultados já eram esperados, devido à alta dominância de *Myotis lavali*, 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 1, também se destacou com o maior valor de equitabilidade (J' = 0,84), 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	43	10	1,93	0,84	0,19
2	20	7	1,54	0,79	0,29
3	17	5	1,26	0,78	0,36
4	23	3	0,36	0,32	0,84
5	2	1	0,00	0	1,00
6	47	10	1,80	0,78	0,21
7	38	5	1,22	0,76	0,36
8	1	1	0,00	0,00	1,00
Total Geral	**191**	**16**	**1,91**	**0,69**	**0,22**

A análise de similaridade utilizando a distância de Bray-Curtis indicou que as unidades amostrais (UAs) 04 e 07 são as mais similares entre si, compartilhando aproximadamente 72% 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 assembléias de espécies (Silva *et al*., 2012).

A UA 2 e UA 3 também apresentaram uma alta similaridade, compartilhando aproximadamente 60% da composição de espécies. 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).

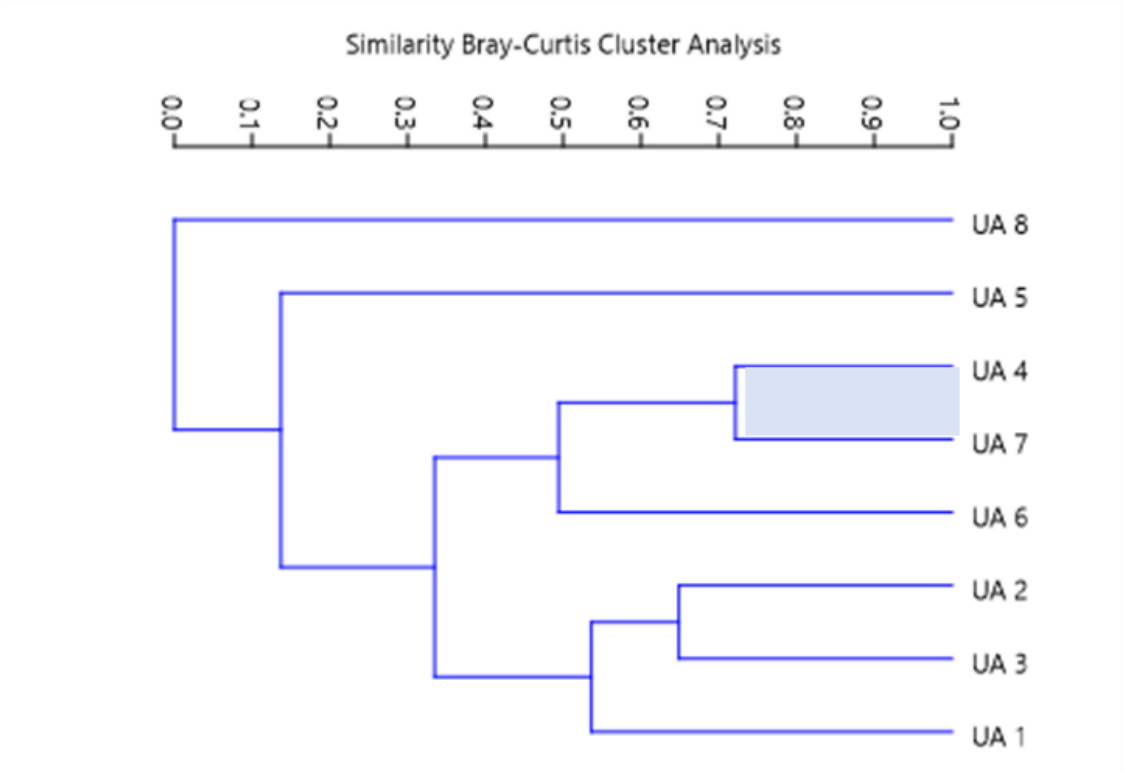


Figura 133. Dendrograma de similaridade de Bray-Curtis. Em azul, o agrupamento mais relevante.

- **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, conforme evidenciado pelos estimadores *Bootstrap* e *Jackknife* 1, alcançou aproximadamente 84% e 70% das espécies esperadas, respectivamente. Estes resultados são consistentes com outros estudos que destacam a eficácia do *Bootstrap* na estimativa da riqueza de espécies, especialmente em ambientes com alta diversidade biológica (Smith & Van Belle, 1984; Colwell & Coddington, 1994). O estimador *Jackknife* 1, embora geralmente mais conservador, também forneceu uma estimativa significativa, reforçando a robustez dos dados coletados.

A não estabilização das curvas de acumulação e das estimativas de riqueza sugere que há espécies adicionais presentes na área estudada que ainda não foram registradas. Isso pode ser atribuído a vários fatores, incluindo a alta heterogeneidade ambiental, que resulta na existência de micro-habitats diversos capazes de sustentar diferentes conjuntos de espécies (Chao *et al*., 2005). Em ecossistemas tropicais, a diversidade beta (a variação na composição de espécies entre habitats) pode ser extremamente alta, o que requer 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 em amostragens iniciais, contribui para a necessidade de continuidade no monitoramento. *Myotis lavalis,* por exemplo, foi registrada em alta frequência, o que é coerente com seu *status* de espécie generalista e altamente adaptável (Meyer & Kalko, 2008). Entretanto, espécies menos comuns ou mais especializadas podem não ter sido capturadas em número suficiente para que suas curvas de acumulação se estabilizem, o que é frequentemente observado em levantamentos de biodiversidade em regiões tropicais (Tschapka, 2004).

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).

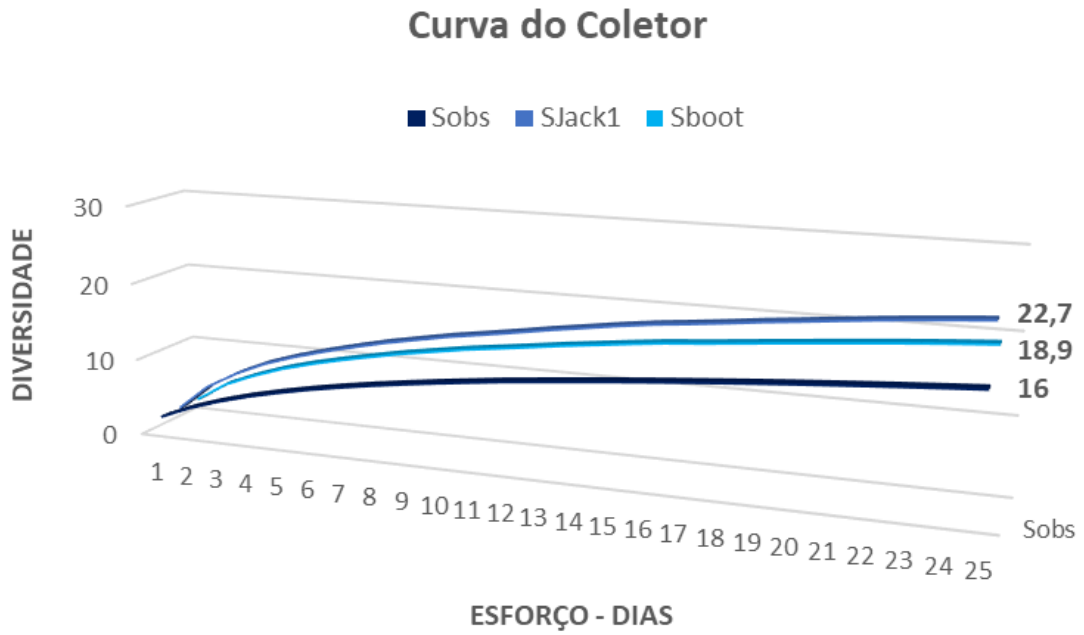


Figura 134. Curva de acumulação (Sobs) e estimativas de riqueza (Sboot e Sjack1) para as espécies de quirópteros amostras durante o monitoramento do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

- **Avaliação Ecológica da Comunidade Faunística**

Status de conservação

O monitoramento do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1, 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: *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766) e *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758).

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.

No acumulado de todas as campanhas realizadas no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 da fase de operação (1ª a 16ª), foram obtidos um total de 970 registros de quirópteros, agrupados em 48 espécies e 07 famílias da ordem Chiroptera. Dentre as espécies, 44 foram identificadas em nível específico.

O monitoramento da quiropterofauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 tem revelado flutuações significativas na abundância e riqueza de espécies de morcegos ao longo dos anos. Uma análise dos dados do ciclo de monitoramento de 2023/2024 em comparação com as campanhas anteriores indica um aumento progressivo na abundância e riqueza de espécies até o ano de 2021, seguido por uma redução em 2022 e uma tendência decrescente até 2024. Em 2019, foram registrados 185 indivíduos distribuídos em 20 espécies; em 2020, 66 indivíduos em 17 espécies; em 2021, 323 indivíduos em 24 espécies; em 2022, 169 indivíduos em 20 espécies; em 2023, 142 indivíduos em 15 espécies; e, finalmente, em 2024, 85 indivíduos em 8 espécies.

As variações na abundância e riqueza de espécies de morcegos observadas entre 2019 e 2024 não indicam necessariamente um declínio populacional. Pelo contrário, essas flutuações podem ser atribuídas a uma série de fatores ambientais e metodológicos que influenciam o monitoramento da quiropterofauna. A elevação nos valores observados em 2021, seguida por uma redução em 2022 e anos subsequentes, pode estar associada a variações nas condições climáticas, como precipitação e temperatura, bem como a interferências ambientais, como a fase lunar e diferenças no esforço amostral (Aguiar & Machado, 2011; Fenton *et al*., 2001).

As diferenças observadas entre os ciclos de monitoramento também podem ser resultado de variações no esforço amostral. Por exemplo, em 2021, foram realizadas três campanhas de monitoramento, enquanto em 2022, quatro campanhas foram conduzidas, o que poderia sugerir uma maior eficiência amostral e, portanto, um

número maior de indivíduos e espécies registrados. No entanto, a redução nos números de 2023 e 2024, mesmo com um esforço amostral significativo (três e duas campanhas, respectivamente), pode indicar que outros fatores, como a fase lunar e as condições meteorológicas durante as campanhas, desempenharam um papel preponderante (Zortéa, 2003).

A fase lunar é conhecida por influenciar a atividade de voo de morcegos, com menor atividade registrada durante a lua cheia devido a maior luminosidade, que pode aumentar o risco de predação (Fleming *et al*., 1972). Assim, campanhas realizadas durante períodos de lua cheia podem resultar em menor abundância registrada. Por outro lado, variações na temperatura também podem afetar a atividade de forrageamento de morcegos, com temperaturas mais baixas potencialmente reduzindo a atividade de voo (Kunz *et al*., 2007).

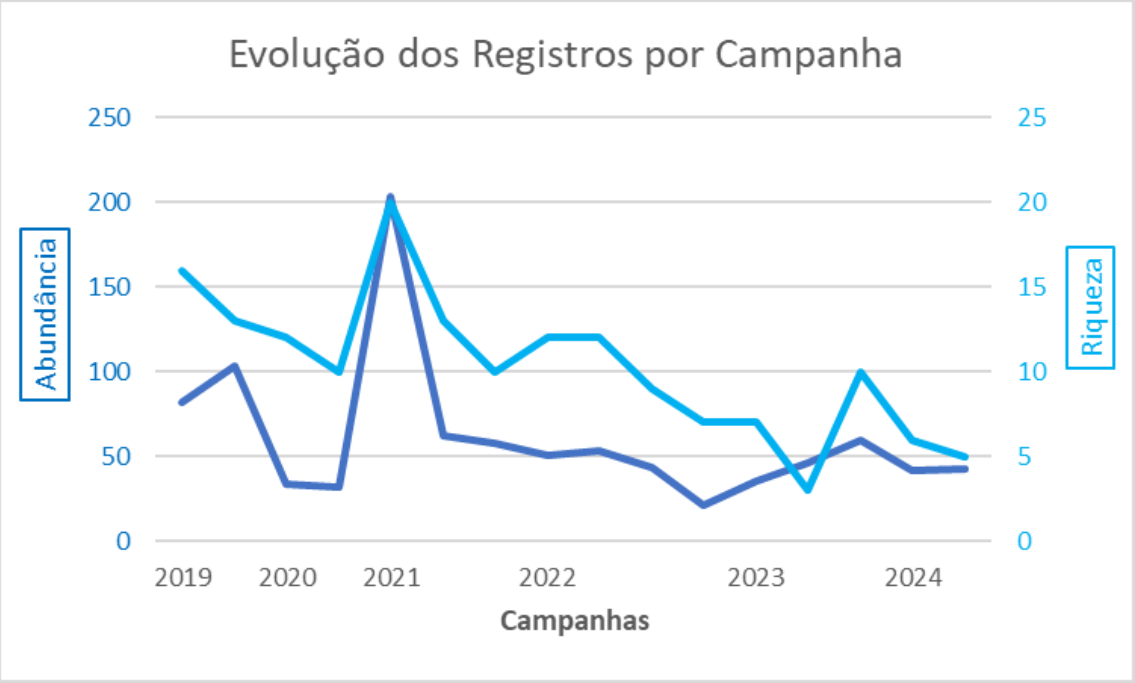


Figura 135. Evolução do número de registros ao longo dos anos. No ano de 2024, foi considerada apenas uma campanha.

Tabela 20. Comparativo das abundâncias e riquezas nos monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

Campanhas 2019 (C1 e C2)	
Abundância (N)	185
Riqueza (S)	20
Campanhas 2020 (C3 e C4)	
Abundância (N)	66
Riqueza (S)	17
Campanhas 2021 (C5 a C7)	
Abundância (N)	323
Riqueza (S)	24
Campanhas 2022 (C8 a C11)	
Abundância (N)	169
Riqueza (S)	20
Campanhas 2023 (C12 a C14)	
Abundância (N)	142
Riqueza (S)	15
Campanhas 2024 (C15 e C16)	
Abundância (N)	85
Riqueza (S)	8
TOTAL	
Abundância (N)	970
Riqueza (S)	48

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 Campo Largo – Fase 1 (2019/2024). Valores das campanhas correspondem ao número de indivíduos.

TÁXON	CAMPANHAS																TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Mammalia																	
Chiroptera																	
Emballonuridae																	
Peropteryx macrotis	1	1		8	5				2			19		1			**37**
Peropteryx trinitatis						5											**5**
Furipteridae																	
Furipterus horrens					5												**5**
Molossidae																	
Cynomops greenhali	6		3														**9**
Cynomops planirostris							8										**8**
Eumops glaucinus								1									**1**
Eumops hansae					8												**8**
Eumops sp.	1	19	4											12			**36**
Molossops neglectus			3														**3**
Molossidae sp												1					**1**
Molossops temmnickii	7		5	1	1												**14**
Molossus currentium			3														**3**
Molossus molossus				3	5	1		9	3	2				4	8	9	**44**
Molossus rufus						6											**6**
Molossus sp.				2													**2**
Neoplatymops matogrossensis	17	14		1	19		1	2	6								**60**

TÁXON	CAMPANHAS																TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Nyctinomops laticaudus														8			**8**
Promops nasutus					2									1			**3**
Promops sp.																	
Pteronotus sp.		4															**4**
Noctilionidae																	
Noctilio leporinus										1							**1**
Phyllostomidae																	
Anoura caudifer					19						1	2					**22**
Artibeus planirostris	16	4			13	2		1									**36**
Carollia perspicillata	3	3	3		20	4	12	8	9	4		2				3	**71**
Choeroniscus minor								1									**1**
Desmodus rotundus					8		1		1								**10**
Glossophaga soricina			7		9	3	9				3					1	**32**
Lionycteris spurelli		2													1		**3**
Lonchophylla mordax	5				5	1	1	4	3	1	2				4		**26**
Micronycteris minuta				1													**1**
Phyllostomidae sp														5			**5**
Platyrrhinus lineatus	2	1			3	1			1								**8**
Sturnira lilium	1				1	1		1	1								**5**
Tonatia bidens					6												**6**
Tonatia saurophila	3		2	1										1			**7**
Thyropteridae																	
Thyroptera sp.	4																**4**

TÁXON	CAMPANHAS																TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Vespertilionidae																	**0**
Eptesicus brasiliensis		2	1	10	24		3	3	5								**48**
Eptesicus chiriquinhus		1															**1**
Eptesicus furinalis	4	21	1	3	26	10	8	5	7	21	6	3	9	24			**148**
Histiotus diaphanopterus	2					7											**9**
Histiotus sp										1							**1**
Histiotus velatus													1				**1**
Lasiurus blossevillii														1	8	14	**23**
Lasiurus ega			1		11	14	4	5	7	1	1	4					**48**
Myotis lavali	8	1	1	2	13	7	11	11	8	11	5	5	36	3	20	16	**158**
Rhogessa hussoni	2	30															**32**
Myotis nigricans										2	3						**5**
Vespertilionidae sp															1		**1**
ABUNDÂNCIA TOTAL	**82**	**103**	**34**	**32**	**203**	**62**	**58**	**51**	**53**	**44**	**21**	**36**	**46**	**60**	**42**	**43**	**970**
RIQUEZA TOTAL	**16**	**13**	**12**	**10**	**20**	**13**	**10**	**12**	**12**	**9**	**7**	**7**	**3**	**10**	**6**	**5**	**48**

A riqueza de quirópteros registrada nas áreas de influência do empreendimento, com um total de 48 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 Campo Largo – Fase 1, entre 2019 e 2024, destacam-se as espécies *Myotis lavali* e *Eptesicus furinalis* como as mais abundantes. Ao longo de todo o período de operação, foram registrados 158 indivíduos de *Myotis lavali* e 148 de *Eptesicus furinalis*, evidenciando a importância dessas espécies para a composição da fauna local.

A predominância de *Myotis lavali* e *Eptesicus furinalis* no monitoramento do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 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 *Myotis* spp. e *Eptesicus* 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 Campo Largo – Fase 1, 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 e abundância foi observada na Unidade Amostral 06 (N = 185; S=23), conforme ilustrado na Figura 138.

A maior diversidade observada na Unidade Amostral 06 pode ser explicada pela presença de um recurso hídrico formado por um rio intermitente, que cria pequenas poças nos fragmentos rochosos. A disponibilidade de água em áreas de Caatinga é frequentemente destacada como uma importante fonte de recursos para morcegos, sendo essencial para aumentar a taxa de amostragem em inventários quiropterológicos (Costa *et al*., 2012).

A elevada abundância registrada na Unidade Amostral 06 também pode estar relacionada à qualidade e disponibilidade dos abrigos naturais. Múltiplos estudos demonstram que morcegos dependem fortemente de abrigos que lhes ofereçam segurança contra predadores e condições microclimáticas adequadas para repouso e reprodução (Kunz *et al*., 2011; Pacheco *et al*., 2010). A combinação de recursos hídricos e abrigos de qualidade provavelmente cria um ambiente altamente favorável para várias espécies, resultando em maior abundância e diversidade.

Além disso, a presença de corpos d'água intermitentes, como observado na UA 06, pode ser um fator crucial na manutenção de uma alta abundância e diversidade de morcegos em regiões semiáridas. Durante os períodos de seca, esses corpos d'água se tornam pontos focais para a vida selvagem, atraindo não apenas morcegos, mas também suas presas, o que intensifica a atividade quiropterológica nessas áreas (Leal *et al*., 2003).

O comportamento dos morcegos em buscar abrigos protegidos é uma interação complexa que envolve adaptações fisiológicas, comportamentais e morfológicas (Kunz *et al*., 2003). A escolha dos abrigos pode ser influenciada pela disponibilidade e qualidade dos abrigos, riscos de predação, distribuição e abundância de recursos alimentares, além da organização social das espécies (Kunz *et al*., 2003; Kuns, 2004) Em muitos casos, a disponibilidade de abrigos adequados limita o número e a distribuição dos morcegos, influenciando diretamente suas estratégias de forrageamento e organização social (Pacheco *et al*., 2010; Rocha, 2010).

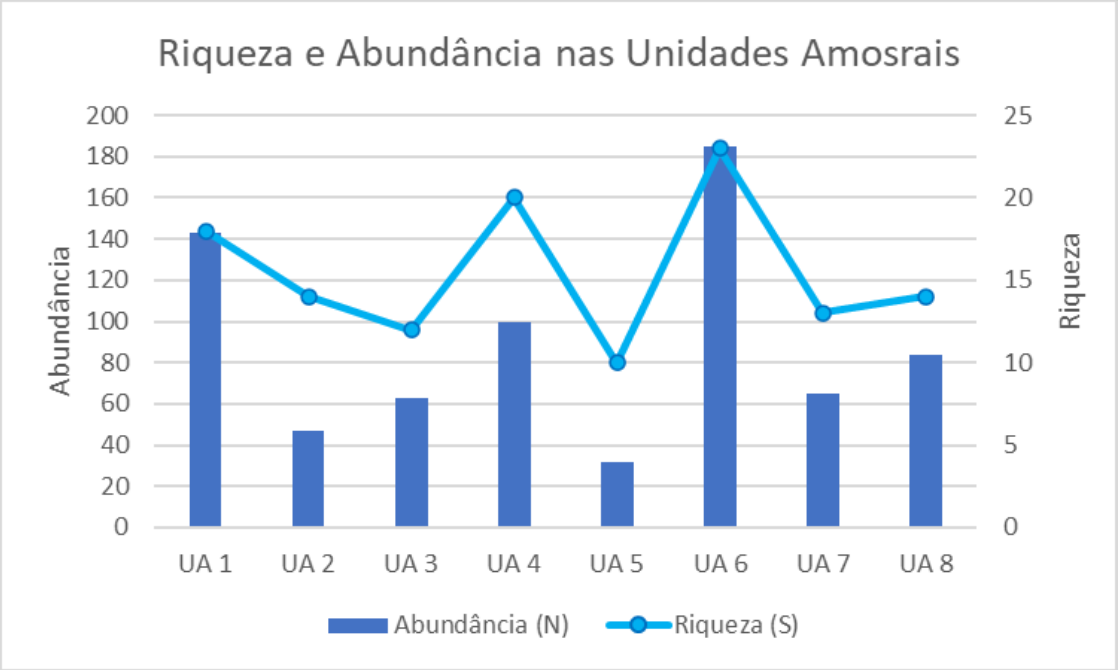


Figura 136. Riqueza e abundância da quiropterofauna por unidade amostral no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 as campanhas.

Em relação às variações sazonais, os maiores valores de riqueza e abundância foram verificados na época de seca com abundância de 578 indivíduos e riqueza de 43, enquanto na chuva houve abundância de 392 e riqueza de 33. Os maiores valores de riqueza e abundância em épocas de seca podem estar associados a estação que facilita o forrageio, pela ausência de chuvas, pois a precipitação pode influenciar na amostragem (Willig, 1983).

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).

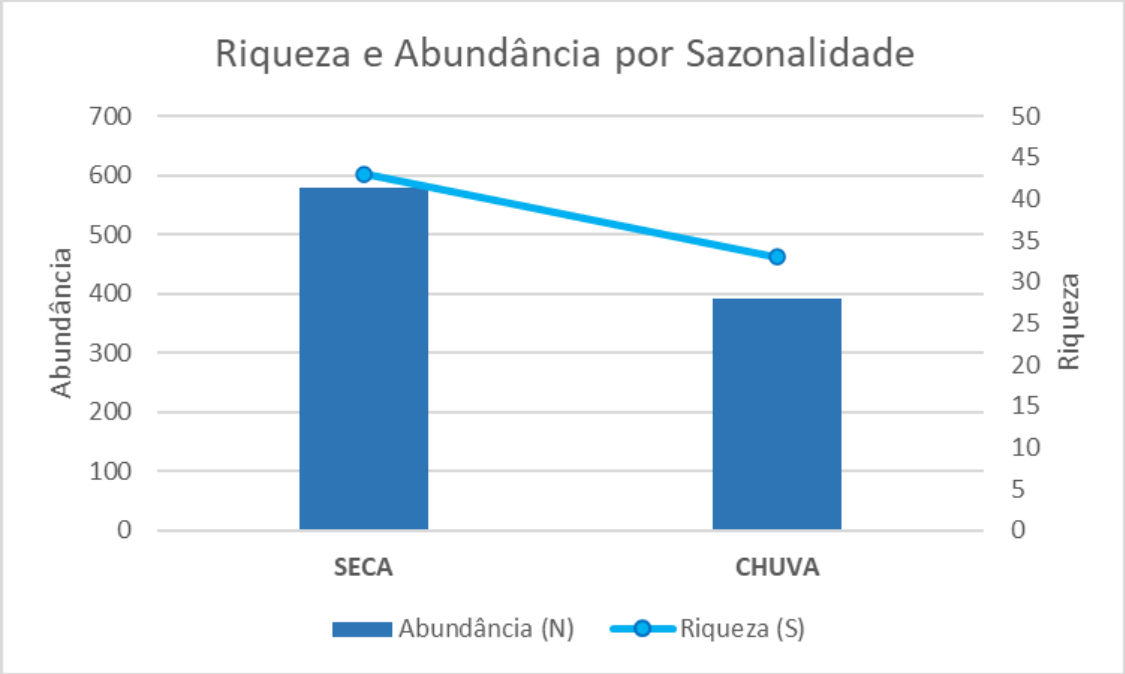


Figura 137. Variação sazonal da riqueza e abundância de morcegos registrados durante os monitoramentos no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

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 = 32) foi a mais representativa, correspondendo a 67% da amostragem total. Em seguida, destacam-se os frugívoros com 15% (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 8% 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). 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).

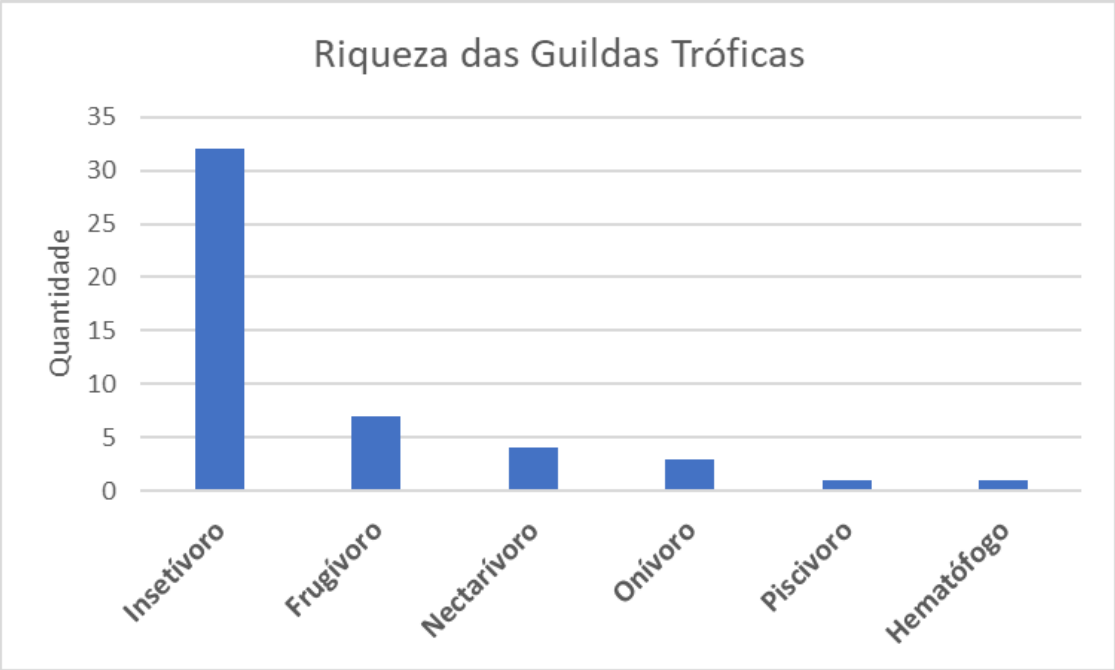


Figura 138. Riqueza registrada das guildas tróficas amostradas durante todas as campanhas de monitoramento no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

- **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 Campo Largo – Fase 1, 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 69,5 e 57,04, respectivamente. Esses resultados indicam que a eficiência do esforço amostral foi de aproximadamente 85% para o estimador *Bootstrap* e 71% 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 *Myotis lavalis*, 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).

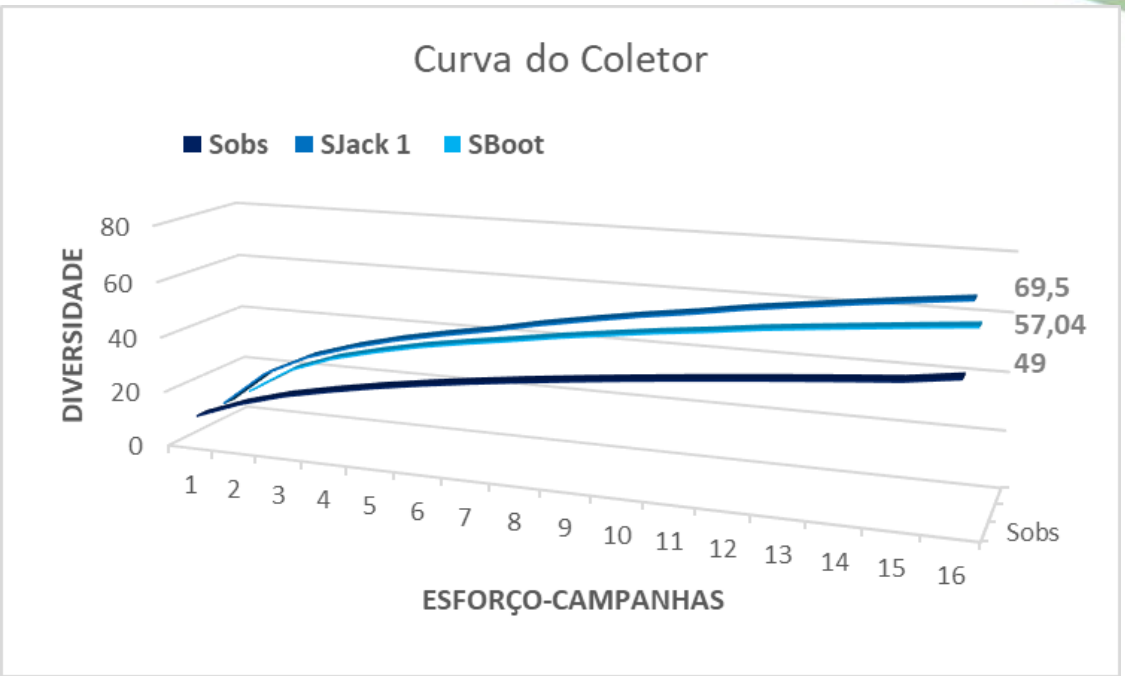


Figura 139. Curva de acumulação (Sobs) e estimativas de riqueza (Sboot e Sjack1) para as espécies de quirópteros amostras durante o monitoramento do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1. As barras de erro significam o intervalo de confiança a 95% para 1.000 aleatorizações das amostragens.

- **Avaliação Ecológica da Comunidade Faunística**

Status de conservação

O monitoramento do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 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 Campo Largo – Fase 1. Células vazias significam ausência da espécie em determinada lista. Posições: LC = pouco preocupante; DD = dados insuficientes.

TAXON	IUCN	IBAMA/ MMA	SEMA/BA	PAN	ABUNDÂNCIA
Peropteryx macrotis	LC	LC	LC		37
Peropteryx trinitatis	LC	LC	LC		5
Furipterus horrens	LC	LC	LC		5
Cynomops greenhali	LC	LC	LC		9
Cynomops planirostris	LC	LC	LC		8
Eumops glaucinus	LC	LC	LC		1
Eumops hansae	LC	LC	LC		8

TAXON	IUCN	IBAMA/ MMA	SEMA/BA	PAN	ABUNDÂNCIA
Eumops sp.	LC	LC	LC		36
Molossops neglectus	LC	LC	LC		3
Molossidae sp	LC	LC	LC		1
Molossops temmnickii	LC	LC	LC		14
Molossus currentium	LC	LC	LC		3
Molossus molossus	LC	LC	LC		44
Molossus rufus	LC	LC	LC		6
Molossus sp.	LC	LC	LC		2
Neoplatymops matogrossensis	LC	LC	LC		60
Nyctinomops laticaudus	LC	LC	LC		8
Promops nasutus	LC	LC	LC		3
Promops sp.	LC	LC	LC		1
Pteronotus sp.	LC	LC	LC		4
Noctilio leporinus	LC	LC	LC		1
Anoura caudifer	LC	LC	LC		22
Artibeus planirostris	LC	LC	LC		36
Carollia perspicillata	LC	LC	LC		71
Choeroniscus minor	LC	LC	LC		1
Desmodus rotundus	LC	LC	LC		10
Glossophaga soricina	LC	LC	LC		32
Lionycteris spurelli	LC	LC	LC		3
Lonchophylla mordax	NT	DD	LC		26
Micronycteris minuta	LC	LC	LC		1
Phyllostomidae sp	LC	LC	LC		5
Platyrrhinus lineatus	LC	LC	LC		8
Sturnira lilium	LC	LC	LC		5
Tonatia bidens	DD	LC	LC		6
Tonatia saurophila	LC	LC	LC		7
Thyroptera sp.	LC	LC	LC		4
Eptesicus brasiliensis	LC	LC	LC		48
Eptesicus chiriquinhus	LC	LC	LC		1
Eptesicus furinalis	LC	LC	LC		148
Histiotus diaphanopterus	LC	LC	LC		9
Histiotus sp	LC	LC	LC		1
Histiotus velatus	LC	LC	LC		1
Lasiurus blossevillii	LC	LC	LC		23
Lasiurus ega	LC	LC	LC		48

TAXON	IUCN	IBAMA/ MMA	SEMA/BA	PAN	ABUNDÂNCIA
Myotis lavali	LC	LC	LC		
Rhogessa hussoni	LC	LC	LC		32
Myotis nigricans	LC	LC	LC		5
Vespertilionidae sp	LC	LC	LC		1

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 e busca em abrigos, capturados nas unidades amostrais, na área de influência do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1, 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 Campo Largo – Fase 1.

- **Considerações Finais**

A análise dos monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 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 16 espécies de morcegos, distribuídas em quatro famílias, totalizando 191 indivíduos. 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 Campo Largo – Fase 1, tem revelado flutuações significativas na abundância e riqueza de espécies de morcegos ao longo dos anos. Uma análise dos dados do ciclo de monitoramento de 2023/2024 em comparação com as campanhas anteriores indica um aumento progressivo na abundância e riqueza de espécies até o ano de 2021, seguido por uma redução em 2022 e uma tendência decrescente até 2024. Em 2019, foram registrados 185 indivíduos distribuídos em 20 espécies; em 2020, 66 indivíduos em 17 espécies; em 2021, 323 indivíduos em 24 espécies; em 2022, 169 indivíduos em 20 espécies; em 2023, 142 indivíduos em 15 espécies; e, finalmente, em 2024, 85 indivíduos em 8 espécies.

As variações na abundância e riqueza de morcegos observadas entre 2019 e 2024 no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 podem ser atribuídas a uma série de fatores ambientais e metodológicos. As diferenças não necessariamente indicam um declínio populacional, mas refletem a complexidade dos fatores que influenciam as populações de morcegos em ambientes de Caatinga. Este resultado ressalta a importância de um esforço amostral contínuo e frequente, que é fundamental para capturar as flutuações naturais nas populações de morcegos, que podem estar relacionadas a fatores sazonais, como a disponibilidade de recursos alimentares e as condições climáticas. A continuidade do monitoramento e a adoção de métodos padronizados são cruciais para uma melhor compreensão da dinâmica populacional dessas espécies.

Durante o ciclo 2023/2024, as famílias Vespertilionidae e Molossidae continuaram a ser as mais representativas, destacando-se pela sua abundância e diversidade. O monitoramento realizado no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 é consistente com a literatura sobre quiropterofauna da Caatinga, destacando a dominância de Vespertilionidae tanto em riqueza quanto em abundância. As famílias Molossidae e Phyllostomidae também desempenham papéis importantes na diversidade local, refletindo padrões ecológicos observados em outros estudos na Caatinga do estado da Bahia.

Myotis lavali foi a espécie mais registrada, com 158 indivíduos no total de monitoramento, confirmando sua importância ecológica na região. Esta espécie, amplamente distribuída na América do Sul, é conhecida por sua alta capacidade de adaptação a diferentes habitats, desde florestas densas até áreas abertas. A alta

frequência de registros desta espécie ao longo do monitoramento sugere que ela desempenha um papel central na estruturação das comunidades de morcegos neotropicais na área de estudo.

A análise das unidades amostrais no ciclo 2023/2024 revelou variações notáveis em termos de abundância e riqueza. Os resultados demonstram a relevância da heterogeneidade ambiental na manutenção de altas taxas de abundância e riqueza de morcegos. A UA 6 destacou-se pela maior abundância de indivíduos, favorecida pela presença de micro-habitats específicos, enquanto a UA 1 se sobressai em termos de riqueza devido à diversidade estrutural do habitat. Essas observações reforçam a necessidade de conservar áreas com diferentes características ambientais para sustentar a diversidade da quiropterofauna, especialmente em biomas como a Caatinga e o Cerrado, onde as condições extremas do clima tornam os recursos críticos para a sobrevivência das espécies.

A guilda dos morcegos insetívoros foi a mais representativa, correspondendo a 67% da amostragem total do monitoramento (2019 a 2024). Essa predominância reflete a importância desses morcegos para o equilíbrio ecológico na Caatinga, onde desempenham um papel crucial no controle de populações de insetos, incluindo pragas agrícolas e vetores de doenças. A alta abundância de morcegos insetívoros durante o período seco destaca sua adaptabilidade e a eficiência de suas estratégias de forrageamento em condições ambientais adversas.

Os morcegos frugívoros, embora menos abundantes (14%), desempenham um papel vital na dispersão de sementes, contribuindo para a regeneração florestal e a manutenção da diversidade vegetal em áreas de Caatinga. A dispersão de sementes por morcegos frugívoros é essencial para garantir a sobrevivência de várias espécies de plantas, especialmente em ambientes fragmentados ou degradados, onde eles podem ser os principais agentes de dispersão.

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 grupo da Mastofauna Terrestre as campanhas estão realizadas com periodicidade semestral considerando a realização de duas campanhas para o ciclo anual 2023/2024, conforme estabelecido na condicionante do programa de monitoramento de fauna silvestre referente a Renovação da Licença de Operação do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1. Nesse sentido, para o atual relatório, foram consideradas a 13ª campanha realizada em Agosto/2023 e a 15ª campanha realizada em Fevereiro/2024.

O monitoramento foi estruturado em dois grupos principais: pequenos mamíferos, e de médio e grande porte. Durante o ciclo anual de 2023/2024, foram registradas 05 espécies de pequenos mamíferos, distribuídas em 02 ordens e 03 famílias, totalizando uma abundância de 41 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 08 espécies, distribuídas em 05 ordens e 07 famílias, destacando-se a ordem Carnivora, que abrangeu 04 espécies. No total, foram registrada uma abundância de 37 indivíduos durante todo o período de monitoramento, conforme observado na Figura 141.

A categorização dos mamíferos de portes 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).

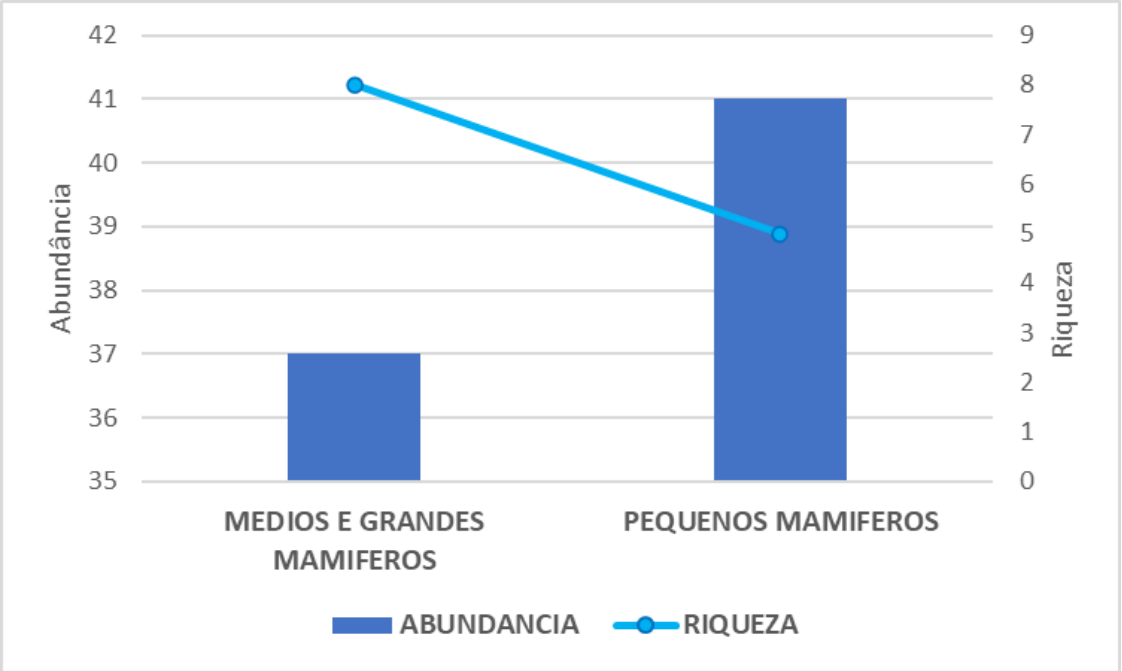


Figura 141. Abundância e riqueza por grupo taxonômico registrados durante o ciclo 2023/2024.

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.

Adicionalmente, um levantamento da Mastofauna terrestre realizado por Cruz *et al.* (2005), onde foram consideradas áreas prioritárias para conservação da Mastofauna terrestre na caatinga, também registrou 32 mamíferos sendo esses localizados no Parque

Nacional Serra da Capivara localizado no estado do Piauí. Ambas as unidades foram apontadas como áreas prioritárias para a conservação de mamíferos na Caatinga devido ao grande número de espécies, endemismos e a presença de ecossistemas específicos (Silva *et al*., 2004).

Cabe salientar, que a riqueza geral obtida no CE Campo Largo – Fase 1 corresponde a 40% 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 nas campanhas. 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 Campo Largo – Fase 1. *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	ABUNDÂNCIA 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	BA/CT	Carnívoro	América do sul			1		1			2	4	5,1%	LC	LC	II	LC
Felidae	*Leopardus wiedii*	gato maracajá	CT	Carnívoro	Américas			1			1			2	2,6%	NT	VU		EN
	Puma yagouaroundi	gato mourisco	CT	Carnívoro	Américas							1		1	1,3%	LC	VU	II	VU
Mephitidae	*Conepatus semistriatus*	jaritataca	BA	Onívoro	América do sul/central					2	2			4	5,1%	LC	LC		LC
Cetartiodactyla															0,0%				
Cervidae	*Subulo gouazoubira*	veado catingueiro	BA/CT	Herbívoro	América do sul		2	4			2	6	2	16	20,5%	LC	LC		LC
Cingulata															0,0%				
Dasypodidae	*Tolypeutes tricinctus*	tatu bola	BA/CT	Onívoro	Caatinga/cerrado		1	2	1	1	1			6	7,7%	VU	EN		EN
Didelphimorphia															0,0%				
Didelphidae	*Gracilinanus agilis*	cuíca graciosa	PT	Insetívoro	América do sul		1							1	1,3%	LC	LC		LC
	Monodelphis domestica	catita de rabo gordo	PT	Onívoro	América do sul				1		2	1		4	5,1%	LC	LC		LC
Pilosa															0,0%				
Myrmecophagidae	*Tamandua tetradactyla*	tamanduá mirim	BA	Insetívoro	América do sul							1		1	1,3%	LC	LC		LC
Rodentia															0,0%				
Caviidae	*Galea spixii*	preá da caatinga	CT	Herbívoro	América do sul	1			1		1			3	3,8%	LC	LC		LC
	Kerodon rupestris	mocó	BA	Herbívoro	Caatinga		11		8		13			32	41,0%	LC	VU		LC
Dasyproctidae	*Dasyprocta nigriclunis*	cutia	BA	Herbívoro	América do sul			3						3	3,8%	LC	LC		LC
Echimyidae	*Thrichomys inermis*	punaré	PT	Herbívoro	Bahia							1		1	1,3%	LC	LC		LC
					ABUNDÂNCIA TOTAL	**1**	**15**	**11**	**11**	**4**	**22**	**10**	**4**	**78**					
					RIQUEZA TOTAL	**1**	**4**	**5**	**4**	**3**	**7**	**5**	**2**	**13**					

Tendo em vista o total dos mamíferos registrados, as ordens mais representativas nas áreas de influência do empreendimento foram a dos carnívoros e Rodentia, ambas com 04 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).

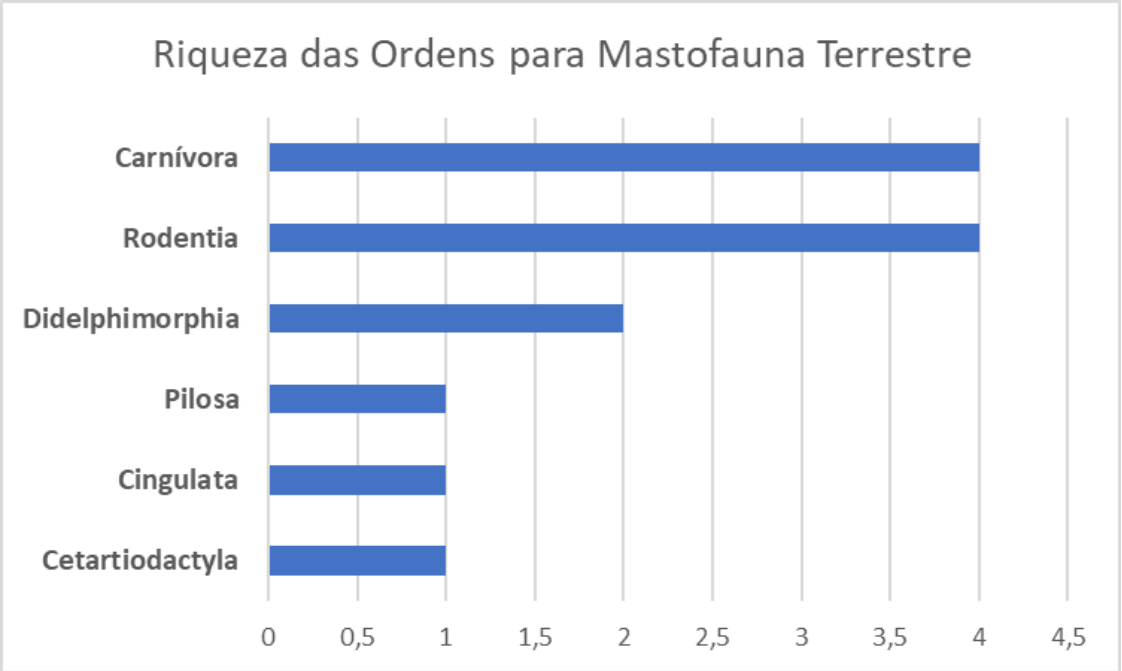


Figura 142. Representatividade das ordens e famílias de mamíferos registradas nas áreas de influência do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

A dominância das ordens Carnivora 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.

Os predadores desempenham um papel fundamental no controle das populações de presas, regulando a abundância de diferentes espécies e, consequentemente, afetando a estrutura da comunidade e a diversidade do ecossistema como um todo (Terborgh & Estes, 2010). A presença de várias espécies dessa ordem sugere que na área de influência do empreendimento, o ecossistema encontra-se relativamente saudável e equilibrado, onde as interações tróficas são mantidas.

Além de seu papel no controle populacional, predadores da ordem Carnívora também influenciam o comportamento das presas, induzindo mudanças na utilização do habitat e nos padrões de atividade, um fenômeno conhecido como "paisagem do medo" (Laundré *et al*., 2010). Essa pressão predatória pode promover a heterogeneidade ambiental, contribuindo para a manutenção da diversidade de habitats e, consequentemente, da biodiversidade.

A diversidade dentro dessa ordem também reflete a variedade de nichos ecológicos que esses animais ocupam, desde espécies que caçam em grandes áreas abertas até aquelas adaptadas a habitats florestais densos (Gittleman & Harvey, 1982; Carbone *et al*., 1999).

A presença de carnívoros de topo, como o felino da espécie *Puma concolor* (onça-parda), que foi registrada durante o monitoramento, é particularmente indicativa da integridade do ecossistema, pois esses predadores exigem grandes áreas de habitat contínuo e com boa disponibilidade de presas (Sunquist & Sunquist, 2002).

Entre os médios e grandes mamíferos, a espécie mais representativa foi o *Subulo gouazoubira* (veado) com 43,2% (N=16) dos registros, seguido de *Tolypeutes tricinctus* (N = 6; 16,2%). A fauna de médios e grandes mamíferos apresenta uma composição

significativa que reflete a diversidade e as particularidades ecológicas do bioma em questão (Figura 145).

A espécie *Subulo gouazoubira* (Figura 143), conhecido popularmente como veado-catingueiro, é uma das espécies de mamíferos de médio porte mais comumente registradas em estudos ecológicos na Caatinga e em áreas adjacentes. Essa espécie é amplamente distribuída na América do Sul, ocorrendo desde o Brasil até a Argentina, Paraguai e Bolívia, adaptando-se a uma variedade de habitats, incluindo florestas, savanas, e áreas abertas (Duarte, 1996).

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 Campo Largo – Fase 1.

O *Tolypeutes tricinctus* (Figura 144), conhecido popularmente como tatu-bola, é uma espécie classificada como vulnerável pela IUCN, sendo endêmica do Brasil (IUCN, 2024). Sua presença significativa no levantamento é um indicativo positivo para os esforços de conservação na região. De acordo com Attias *et al*. (2016), o tatu-bola prefere áreas de vegetação mais aberta, como as encontradas no bioma Caatinga, onde a disponibilidade de abrigos naturais e a presença de uma dieta adequada são fatores críticos para sua sobrevivência.



Figura 144. Registro de *Tolypeutes tricinctus* (tatu-bola-do-nordeste) durante monitoramento de Mastofauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

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.

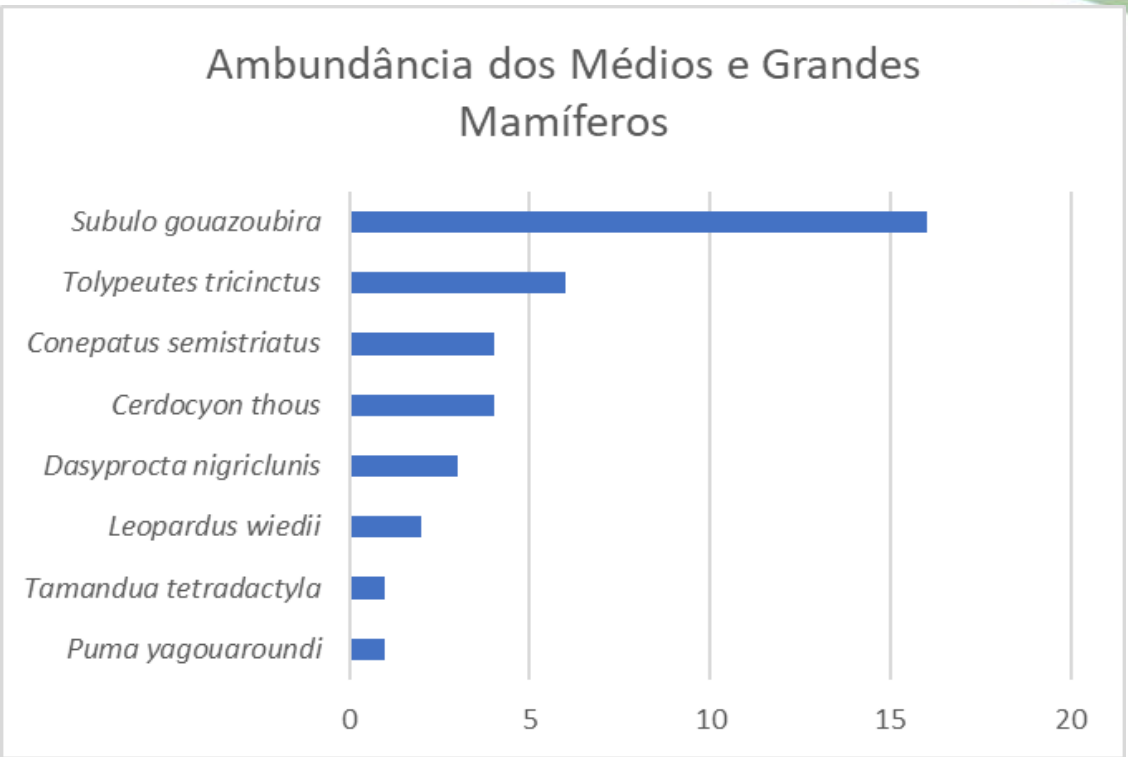


Figura 145. Abundância relativa das espécies observadas na campanha de monitoramento de médios e grandes mamíferos no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

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 78% (N=32) das ocorrências. 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*: Monodelphis domestica* com 9,8%, *Galea spixii* com 7,3*%, Thrichomys inermis* e *Gracilinanus agilis* com 2,4% cada.

O mocó (*Kerodon rupestris*), 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 2 (UA 2), onde foram registrados 18 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; Conceicao & Bocchglieri, 2021).



Figura 146. Registro de *Kerodon rupestris* (mocó) durante o monitoramento da mastofauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

Diversos trabalhos relacionam a diversidade de pequenos mamíferos com o gradiente de heterogeneidade e/ou complexidade do ambiente, sendo essa questão amplamente discutida e defendida para áreas florestais como a Mata Atlântica, Amazônia e Cerrado. No entanto, para o bioma da Caatinga, os estudos dessa natureza ainda são incipientes (Varjão, 2013). Isso se deve, em parte, à singularidade ecológica da Caatinga, que é caracterizada por uma vegetação xerófita adaptada a condições semiáridas extremas, apresentando um mosaico de habitats com diferentes graus de heterogeneidade estrutural (Silva *et al.,* 2017).

Embora a Caatinga seja menos estudada em comparação com outros biomas brasileiros, estudos recentes têm destacado a importância dos pequenos mamíferos na manutenção da diversidade e funcionamento do ecossistema (Leal *et al*., 2005). A variabilidade micro-habitat e a estrutura da vegetação têm sido apontadas como fatores determinantes na distribuição e abundância desses animais na Caatinga (Bezerra *et al*., 2009). Além disso, as interações entre as espécies e o ambiente são cruciais para a resiliência dos ecossistemas da Caatinga frente às mudanças climáticas e à pressão antrópica (Rodrigues *et al*., 2019).

Portanto, a presença significativa de ambas as espécies em áreas monitoradas indica que as unidades amostrais monitoradas ainda mantêm condições favoráveis para sua manutenção.

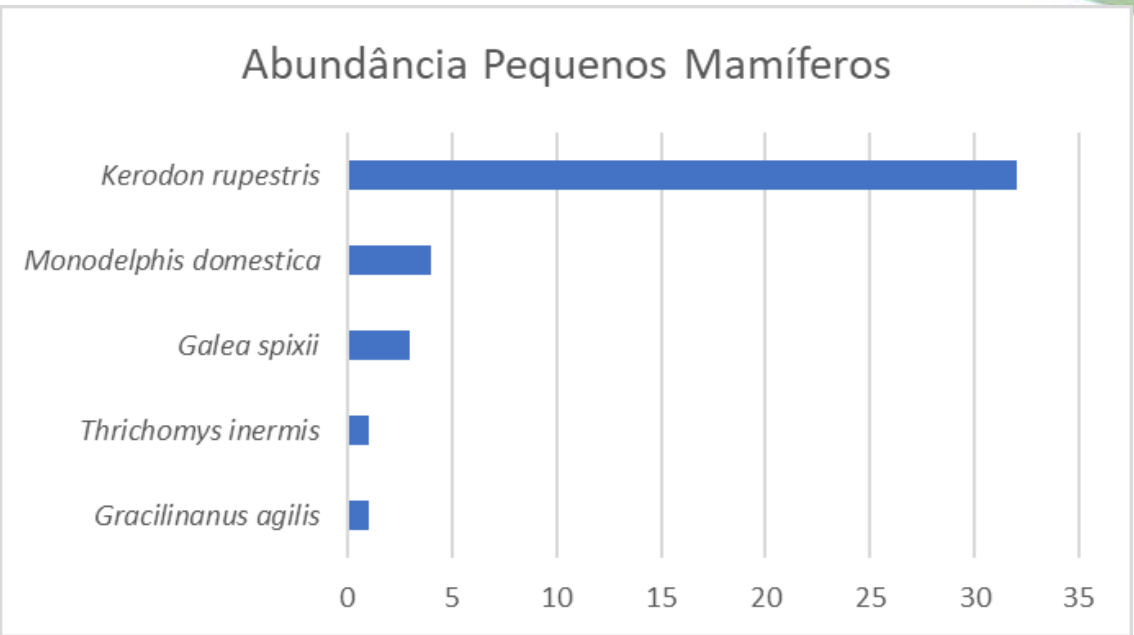


Figura 147. Abundância das espécies observadas na campanha de monitoramento de pequenos mamíferos no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

- **Eficiência das metodologias**

Analisando o monitoramento como um todo, 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 Campo Largo – Fase 1, sendo responsável por 75% da riqueza de espécies registradas e 62% 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, com 25%, ficou o método de Armadilhamento Fotográfico, que foi responsável por 62% da riqueza de espécies e 38% da abundância (Figura 148).

Com relação aos pequenos mamíferos, o uso de armadilhas tipo *Pitfall's* foi o método mais eficaz, capturando 60% da riqueza de espécies e sendo responsável por 14% da abundância total de indivíduos. Este resultado confirma a alta eficiência das armadilhas *Pitfall's* para capturar pequenos mamíferos, especialmente aqueles de menor porte e de hábitos fossoriais, que frequentemente escapam de armadilhas convencionais (Voss & Emmons, 1996). As Armadilhas Fotográficas e a Busca Ativa

contribuíram igualmente para a riqueza de espécies (20% cada), enquanto a abundância de indivíduos foi ligeiramente maior na Busca Ativa (78%) em comparação às armadilhas fotográficas (7,3%).

Esses dados corroboram com alguns estudos prévios, como o de Pardini & Umetsu (2006) e Vieira *et al*. (2014), que demonstraram a eficácia das armadilhas *Pitfall's* na captura de pequenos mamíferos em diferentes tipos de habitats. No entanto, diferem em parte de outros estudos que sugerem uma eficiência maior das armadilhas do tipo *Sherman* e *Tomahawk* em determinados contextos, especialmente em áreas com menor densidade de espécies fossoriais (Umetsu *et al*., 2006; Dizney *et al*., 2008).

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).

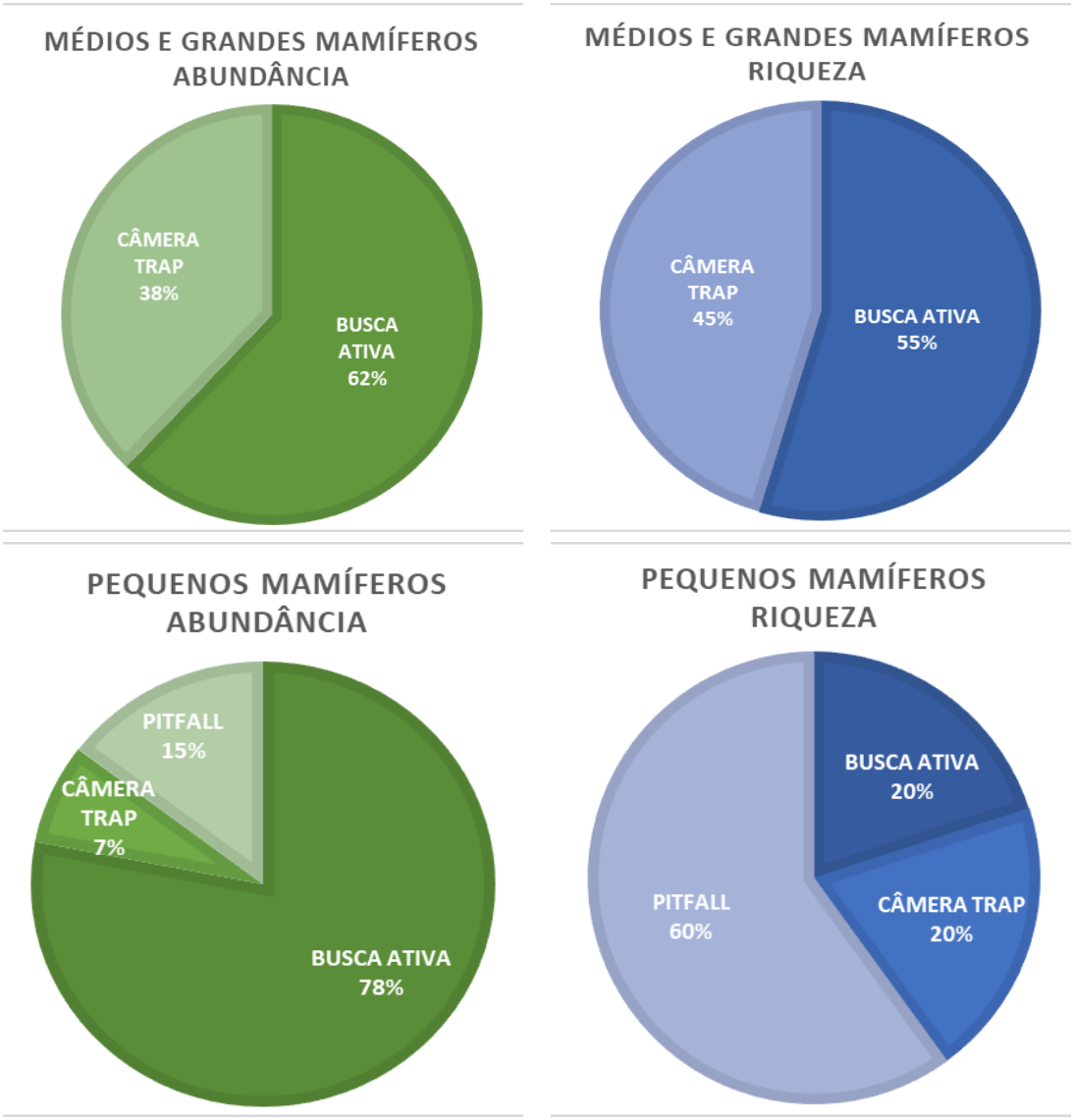


Figura 148. Eficiência dos Métodos amostrais para amostragem de mamíferos.

- **Riqueza e Abundância das Unidades Amostrais**

A Unidade Amostral 06 destacou-se significativamente em termos de abundância, registrando um total de 22 indivíduos, abrangendo pequenos, médios e grandes mamíferos. Especificamente, 13 desses indivíduos foram pequenos mamíferos, enquanto 09 foram médios e grandes mamíferos. Essa riqueza e abundância registrada nessa unidade amostral sugere que as características ecológicas e ambientais locais

favorecem tanto a diversidade quanto a densidade populacional dos mamíferos (Figura 149).

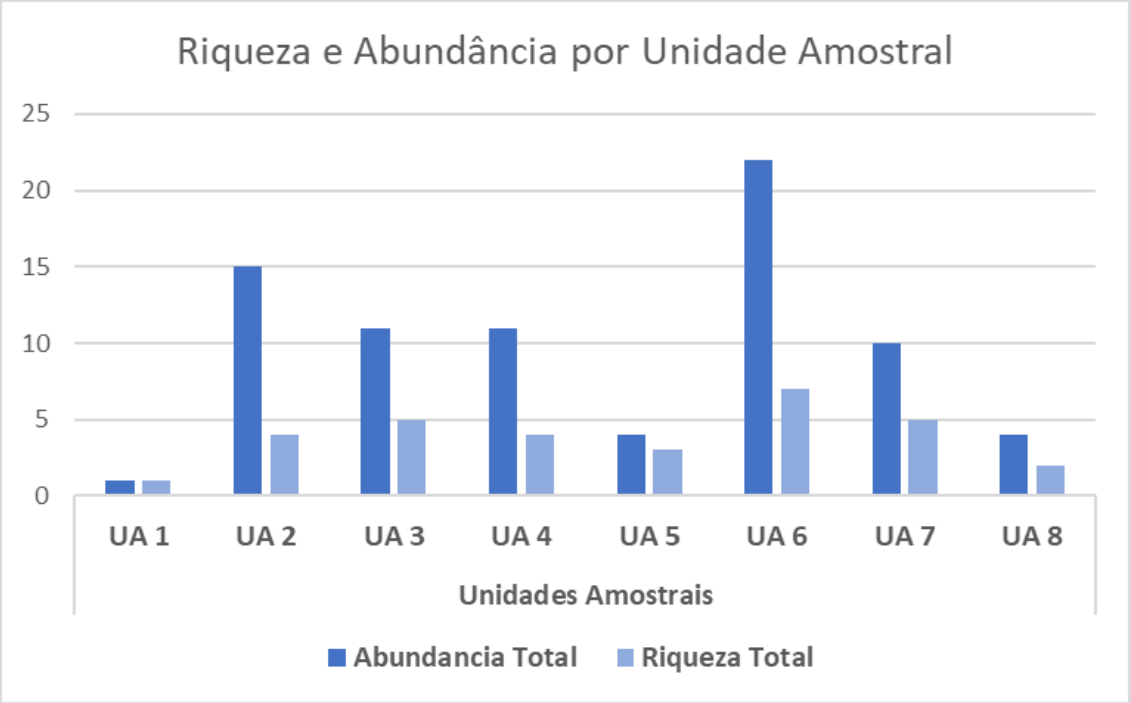


Figura 149. Riqueza e abundância de mamíferos registradas nas unidades amostrais localizadas na área de influência direta do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

A maior abundância e riqueza de mastofauna terrestre registrada na Unidade Amostral 6 (UA 6), com um total de 22 indivíduos de 7 espécies distintas, pode ser atribuída a uma série de características ambientais que favorecem a manutenção de diferentes espécies. A UA 6 é marcada pela predominância de formações savânicas e fragmentos de vegetação campestre, combinados com a presença de afloramentos rochosos e poças d'água temporárias originadas de chuvas orográficas. Esses elementos proporcionam um mosaico de micro-habitats que suportam uma diversidade de espécies, tanto em termos de abrigo quanto de disponibilidade de recursos alimentares.

Formações savânicas e fragmentos de vegetação campestre frequentemente oferecem uma diversidade de nichos ecológicos, resultando em uma maior heterogeneidade ambiental que pode suportar uma variedade de espécies de mamíferos. Em particular, a combinação de diferentes tipos de vegetação com afloramentos rochosos cria micro-habitats que são essenciais para diversas espécies,

fornecendo áreas para refúgio, alimentação e reprodução. Segundo Begon *et al.* (2006), ambientes heterogêneos tendem a suportar uma maior riqueza de espécies, uma vez que diferentes habitats podem oferecer uma gama mais ampla de recursos necessários para a sobrevivência e a reprodução dos organismos.

Adicionalmente, a presença de poças d'água temporárias, formadas pelas chuvas orográficas, desempenha um papel crucial na manutenção da fauna local. Esses corpos d'água, embora efêmeros, podem funcionar como fontes de hidratação e atrair uma variedade de presas, servindo como importantes pontos de concentração de alimento para diversas espécies de mamíferos (Redford & Eisenberg, 1992). Dessa forma, a disponibilidade de água, mesmo que sazonal, pode sustentar populações de mamíferos que dependem diretamente desse recurso, especialmente em ambientes de clima semiárido, como a Caatinga e o Cerrado.

Os afloramentos rochosos, por sua vez, representam micro-habitats específicos que podem favorecer espécies que necessitam de refúgios seguros, como roedores e pequenos carnívoros. Estes locais proporcionam áreas protegidas contra predadores e extremos climáticos, criando condições adequadas para a sobrevivência e a reprodução dessas espécies (Viveiros de Castro & Fernandez, 2004). Além disso, esses locais frequentemente abrigam uma maior disponibilidade de insetos e outros invertebrados, fornecendo uma fonte alimentar constante para pequenos mamíferos insetívoros.

Os resultados do gráfico de riqueza e abundância por campanha mostram que houve variação na abundância de espécies entre as duas campanhas realizadas, sendo maior no período seco, com o registro de 53 indivíduos enquanto no período chuvoso houve registro de 25 indivíduos. Já com relação a Riqueza, observa-se valores semelhantes nas duas campanhas, ambas com o registro de 10 espécies distintas de mamíferos de pequeno, médio e grande porte (Figura 150).

Este padrão sugere que, apesar da variação na abundância, a comunidade de mamíferos presentes mantém uma estrutura relativamente estável ao longo do ano, o que é consistente com outros estudos realizados na Caatinga.

A maior abundância de indivíduos registrada durante o período seco pode ser explicada por uma série de fatores ecológicos e comportamentais. Durante a estação

seca, a disponibilidade de recursos como água e alimento é mais limitada, o que pode levar os mamíferos a aumentarem sua movimentação em busca de recursos, resultando em uma maior detectabilidade durante os levantamentos (Almeida *et al*., 2016). Por exemplo, muitas espécies de pequenos mamíferos, como roedores, tendem a aumentar sua atividade diurna e a se concentrar em áreas com disponibilidade de recursos, como corpos d'água remanescentes, o que pode aumentar a probabilidade de registro.

Por outro lado, a menor abundância de indivíduos no período chuvoso pode estar associada à maior disponibilidade de recursos distribuídos de forma mais homogênea pela paisagem. Estudos anteriores demonstram que, durante a estação chuvosa, a vegetação e a disponibilidade de água aumentam, reduzindo a necessidade de deslocamento dos animais e, consequentemente, sua detectabilidade (Carmignotto & Aires, 2011). Além disso, o aumento da cobertura vegetal pode dificultar a observação direta e o uso de armadilhas, o que também contribui para um menor número de registros durante essa estação.

A constância na riqueza de espécies observada em ambos os períodos indica que, embora haja flutuações na abundância, as espécies presentes na área de estudo mantêm uma presença relativamente estável ao longo do ano. Essa estabilidade pode estar associada às características do bioma Caatinga, onde muitas espécies são adaptadas a sobreviver em condições ambientais adversas e apresentam estratégias flexíveis para lidar com a sazonalidade dos recursos (Tabarelli & Santos, 2004). Estudos como o de Sousa *et al*. (2017) também destacam que, na Caatinga, a composição de espécies de mamíferos tende a se manter relativamente constante, apesar das variações sazonais nas condições ambientais.

Comparando com outros levantamentos realizados na Caatinga, os resultados deste estudo corroboram com as observações de Freitas *et al*. (2020), que também registraram uma maior abundância de pequenos e médios mamíferos durante o período seco, enquanto a riqueza de espécies apresentou menor variação sazonal. Esses resultados indicam que a mastofauna da Caatinga exibe padrões de abundância sazonal influenciados principalmente pela disponibilidade de recursos, como água e alimento, mas que a riqueza de espécies tende a ser menos afetada por essas flutuações.

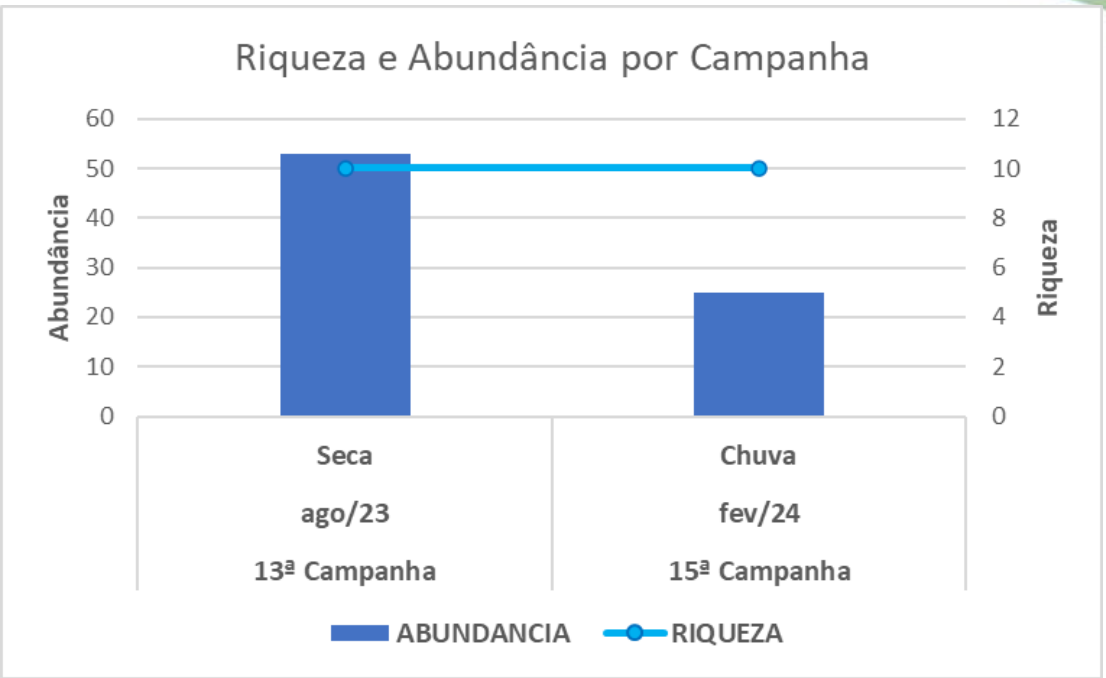


Figura 150. Abundância e riqueza das espécies registradas por campanha durante monitoramento de fauna do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

- **Análises dos Dados de Diversidade**

Considerando últimos monitoramentos realizados referente ao ciclo 2023/2024 foi encontrado um índice de diversidade total de 1,91 e equitabilidade de 0,75 (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 1, observou-se uma diversidade de Shannon nula e uma dominância total, refletindo a presença de um único indivíduo.

Na Unidade Amostral 2, onde a diversidade de Shannon foi de 0,86 e a equitabilidade de Pielou foi de 0,62. Isso indica que, apesar da presença de múltiplas espécies, algumas dominam em número, o que é consistente com a maior dominância

de Simpson de 0,56, dominada pelo alto registro da espécie *Kerodon rupestris*. Esse padrão é comum em ecossistemas onde os recursos são distribuídos de maneira abundante, mas algumas espécies particularmente adaptadas acabam dominando o ambiente (Gotelli & Colwell, 2011; Chao *et al*., 2014).

A Unidade Amostral 6 destacou-se com a maior diversidade de Shannon (1,47) 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 (0,71), mostra que não houve tanta dominância de espécies. Corroborado pelo índice de dominância baixo de 0,38.

Tabela 24. Índice de Diversidade de mamíferos por unidade amostral durante os monitoramentos realizados em 2021/2022 no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

UNIDADES AMOSTRAIS	RIQUEZA	ABUNDÂNCIA	SHANNON H.	EQUITABILIDADE DE PIELOU J.	DOMINÂNCIA DE SIMPSON 1 D.
1	1	1	0,00	0,00	1,00
2	4	15	0,86	0,62	0,56
3	5	11	1,39	0,91	0,26
4	4	11	0,89	0,64	0,55
5	3	4	1,04	0,95	0,38
6	7	22	1,47	0,71	0,38
7	5	10	1,23	0,76	0,40
8	2	4	0,69	1,00	0,50
Total	**13**	**78**	**1,91**	**0,75**	**0,23**

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 151), revela que as maiores similaridades ocorrem entre as unidades amostrais 02 e 06, com uma similaridade acima de 75%. Isso indica que a comunidade é dinâmica e que há repetição das espécies presentes em unidades amostrais que compartilham características fitofisionômicas semelhantes, como é o caso dessas duas unidades amostrais, que predominam com caatinga arbóreo/arbustiva.

No entanto, a similaridade registrada pode ser influenciada por diversos fatores, como a disponibilidade de alimentos e recursos hídricos semelhantes nas UAs. Em uma paisagem composta por um mosaico de ambientes, muitos animais utilizam o habitat de maneira diferenciada (para abrigo ou forrageamento), buscando atender suas necessidades ecológicas específicas (Beyer & Haufler, 1994; Law & Dickman, 1998).

Essa correspondência entre as áreas também pode estar relacionada com a proximidade e a conectividade dos fragmentos. A análise de Bray-Curtis mostrou que a maioria das espécies presentes na UA 02 também foi observada na UA 06, sugerindo que pode haver conectividade entre essas áreas. Rocha *et al*. (2018) mencionam que os efeitos da fragmentação sobre a fauna dependem principalmente do local onde os fragmentos estão inseridos e da conectividade com outros fragmentos, bem como da formação da área de borda e da interface entre habitats distintos.

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.

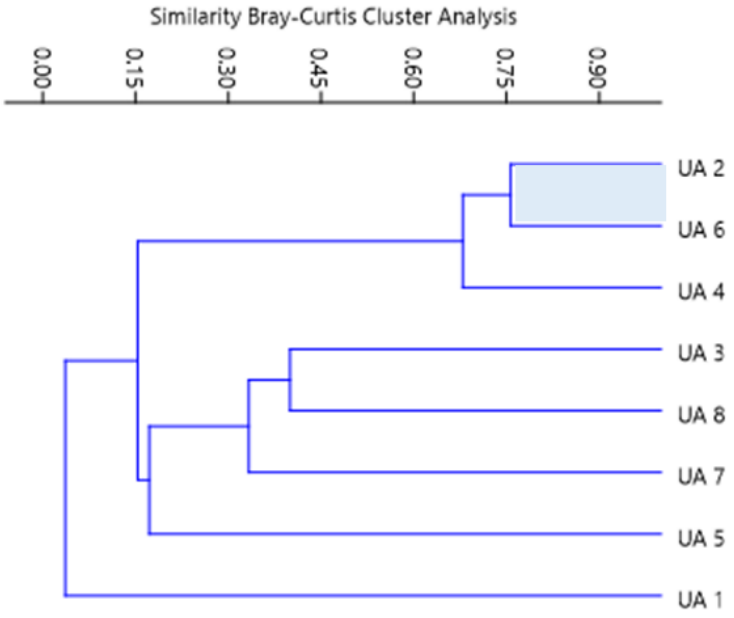


Figura 151. Dendrograma de similaridade de Bray-Curtis. Em azul, o agrupamento mais relevante.

- **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 87% das espécies esperadas para a região foram detectadas em campo, com uma estimativa de 14,9 espécies. Por outro lado, o estimador *Jackknife* 1 sugere que cerca de 77% das espécies esperadas foram registradas, com uma estimativa de 16,7 espécies (Figura 152). 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 Beltrao-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.

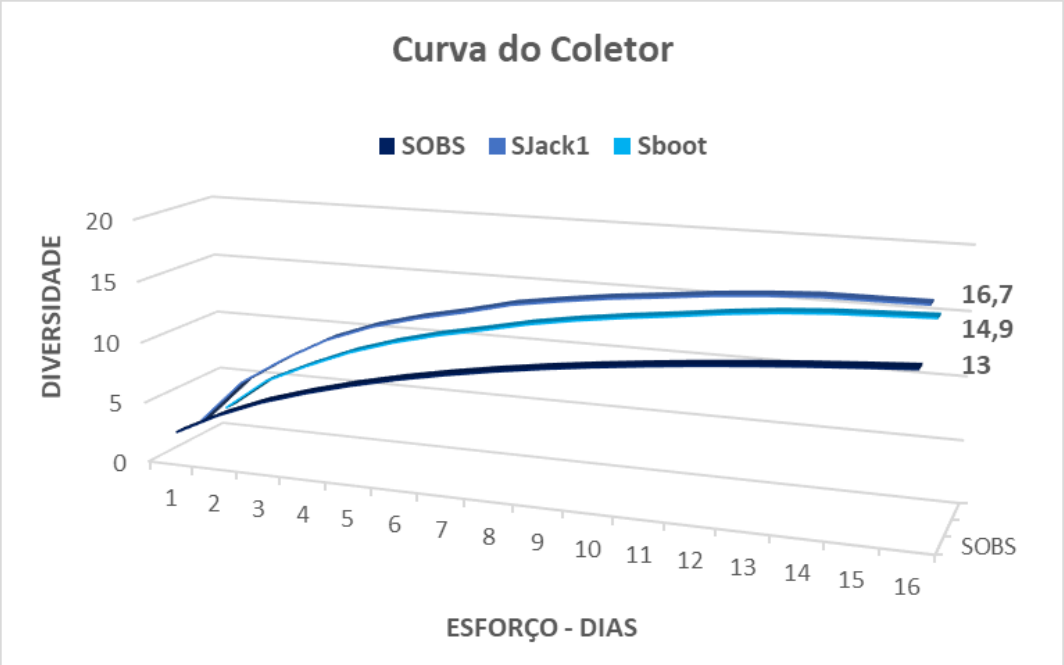


Figura 152. Curva de rarefação da mastofauna terrestre por campanha realizada no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1, considerando 1.000 randomizações.

- **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 *Leopardus wiedii* (gato-maracajá) é considerado "Quase Ameaçado" pela IUCN e "Em Perigo" segundo as listas nacionais, sendo incluído no PAN de Pequenos Felinos, assim como o *Herpailurus yagouaroundi* (gato mourisco), que, apesar de ser classificado como "Pouco Preocupante" pela IUCN, é listado como

"Vulnerável" no contexto brasileiro (MMA/2022). 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.

Em relação às ameaças no estado da Bahia, *Herpailurus yagouaroundi* (gato mourisco), é considerado "Vulnerável" pela SEMA (2017). 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 *Leopardus wiedii* (gato-maracajá), listado como "Em Perigo" pela SEMA (2017), enfrenta riscos adicionais devido à sua sensibilidade à perda de habitat e à perseguição direta em algumas áreas do estado. Sua dependência de habitats florestais contínuos e bem preservados torna-o particularmente vulnerável em um cenário de crescente fragmentação e degradação ambiental (Leal *et al*., 2005).

Por outro lado, o *Tolypeutes tricinctus* (tatu-bola), também 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 *Leopardus wiedii* (gato-maracajá) está listada 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	SEMA	PAN
Leopardus wiedii	gato-maracajá	NT	VU	EN	Pan de Pequenos Felinos
Herpailurus yagouaroundi	gato-mourisco	LC	VU	VU	
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 Campo Largo – Fase 1, 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 *Herpailurus yagouaroundi* (gato mourisco) e *Leopardus wiedii* (gato-maracajá). 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, Dasyprocta nigriclunis* 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 quatro espécies de carnívoros registradas através dos dados primários (*C. thous, Conepatus semistriatus, Herpailurus yagouaroundi* e *Leopardus wiedii*), 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. A maioria das espécies citadas acima, constam no Apêndice II da CITES:

- **Análise Integrada dos Monitoramentos Realizados**

Considerando todas as campanhas realizadas na fase de operação do empreendimento (2019 a 2024), foram registrados 1.512 indivíduos pertencentes a 31 espécies. Desses, 676 indivíduos de 23 espécies são caracterizados como médios e grandes mamíferos e 836 indivíduos de 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 232 indivíduos em 2019, 247 em 2020 e um significativo aumento para 506 indivíduos em 2021. A riqueza de espécies acompanhou essa tendência, passando de 22 espécies em 2019 para 24 em 2021. No entanto, a partir de 2022, houve uma redução tanto na abundância quanto na riqueza de espécies, com 358 indivíduos em 2022, 144 em 2023 e 25 em 2024.

Apesar da redução observada nos ciclos de 2023 e 2024, é importante enfatizar que essa tendência não indica necessariamente um declínio populacional da mastofauna na área de estudo. As diferenças nos resultados podem ser atribuídas a diversos fatores ambientais e metodológicos que influenciam a captura e a detecção de mamíferos terrestres durante as campanhas de monitoramento.

Vários fatores ambientais podem afetar diretamente a presença e a atividade da mastofauna terrestre, impactando os resultados dos levantamentos. A precipitação, por exemplo, desempenha um papel crucial na disponibilidade de recursos hídricos e alimentares, afetando diretamente a densidade e a distribuição das espécies de mamíferos (Prada & Marinho-Filho, 2004). Em anos mais secos, a menor disponibilidade de água e recursos vegetais pode reduzir a presença de espécies na área amostrada ou alterar seus padrões de atividade. Temperaturas extremas também podem influenciar o comportamento dos mamíferos, reduzindo sua atividade durante os períodos mais quentes ou mais frios do ano (Bernardo & Simões-Lopes, 2021).

Outro fator relevante é a fase lunar, que pode afetar o comportamento de forrageamento de diversas espécies de mamíferos. Durante noites de lua cheia, muitas espécies de mamíferos, especialmente aquelas que são presas de predadores visuais, tendem a reduzir sua atividade para evitar exposição excessiva (Prado & Galetti, 2003). Campanhas realizadas em períodos de lua cheia podem, portanto, resultar em menores taxas de captura e registro.

O esforço amostral é um dos fatores mais críticos para a interpretação dos dados de monitoramento. Em 2021, o número de campanhas de monitoramento aumentou para três, resultando em um número significativamente maior de indivíduos e espécies registrados. Em 2022, apesar de quatro campanhas terem sido realizadas, a redução no número de indivíduos para 358 pode ser explicada por variações na metodologia, nas condições ambientais ou até mesmo na eficiência das técnicas utilizadas, como

armadilhas de captura, transectos lineares e métodos indiretos (Michalski & Peres, 2005).

Nos ciclos de 2023 e 2024, a redução drástica no número de registros, 144 indivíduos em 2023 com duas campanhas e 25 indivíduos em 2024 com apenas uma campanha, indica um esforço amostral significativamente reduzido. Essa diminuição no esforço de coleta tem um impacto direto sobre o número de espécies e indivíduos detectados, limitando a interpretação dos dados em termos de tendências populacionais (Cáceres & Hannibal, 2020).

A presença de interferências ambientais, como alterações antrópicas, fragmentação de habitat, e distúrbios naturais, também pode ter impactado os resultados ao longo dos anos. A degradação ambiental pode levar a mudanças nos padrões de distribuição e abundância das espécies de mamíferos, especialmente em áreas sensíveis e fragmentadas (Tabarelli & Gascon, 2005). Além disso, fatores como a introdução de espécies exóticas, mudanças no uso da terra e poluição podem criar cenários de instabilidade ecológica, afetando a dinâmica das populações de mamíferos terrestres (Chiarello, 2000) (Tabela 26; Figura 153).

Tabela 26. Comparativo das abundâncias e riquezas nos monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

CAMPANHAS 2019	
Abundância (N)	232
Riqueza (S)	22
CAMPANHAS 2020	
Abundância (N)	247
Riqueza (S)	23
CAMPANHAS 2021	
Abundância (N)	506
Riqueza (S)	24
CAMPANHAS 2022	
Abundância (N)	358
Riqueza (S)	23
CAMPANHA 2023	
Abundância (N)	144
Riqueza (S)	17

CAMPANHA 2024	
Abundância (N)	25
Riqueza (S)	10
ACUMULADO	**TOTAL**
Abundância (N)	**1512**
Riqueza (S)	**31**

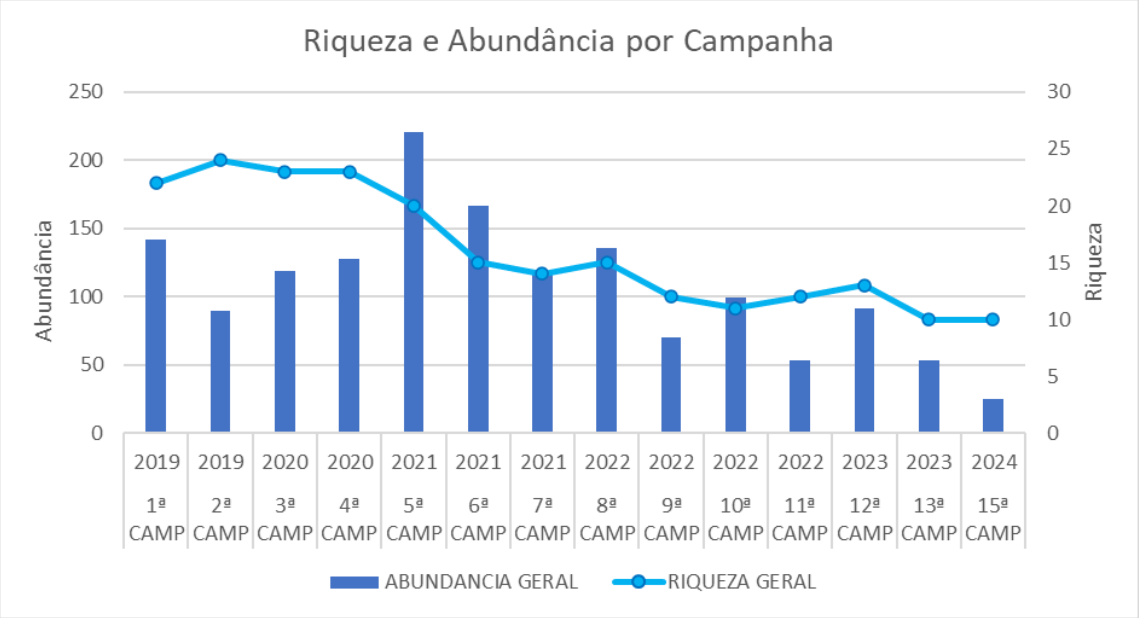


Figura 153. Riqueza e abundância de pequenos, médios e grandes mamíferos considerando todas as campanhas realizadas.

O monitoramento da mastofauna terrestre no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1, no bioma da Caatinga, revela uma variação sazonal significativa na abundância e riqueza de espécies entre os períodos de seca e chuva. Entre 2019 e 2024, os dados indicam que os maiores valores de riqueza e abundância foram observados na época de seca, com 880 indivíduos registrados e 27 espécies catalogadas, enquanto durante o período de chuvas foram registrados 632 indivíduos e 25 espécies (Figura 154).

Estudos realizados em diferentes localidades do bioma Caatinga sugerem que a sazonalidade desempenha um papel fundamental na dinâmica populacional e na distribuição das espécies de mamíferos terrestres (Leal *et al*., 2003; Fernandes *et al*., 2020). A Caatinga, caracterizada por um clima semiárido com marcante variabilidade sazonal de precipitação, apresenta dois períodos climáticos bem definidos: a estação seca, com baixa disponibilidade de recursos hídricos e vegetação, e a estação chuvosa,

quando ocorre maior disponibilidade de água e recursos alimentares (Miranda *et al*., 2022).

Os resultados do monitoramento em Campo Largo – Fase 1 são consistentes com o padrão observado em outros estudos na Caatinga. Por exemplo, Ferreira *et al*. (2018), apontaram que a abundância de mamíferos tende a ser maior durante a estação seca devido à concentração de indivíduos em áreas com recursos limitados, facilitando a sua detecção. Adicionalmente, a disponibilidade reduzida de água pode levar ao aumento da movimentação dos animais em busca de recursos, resultando em uma maior probabilidade de registro em estudos de monitoramento.

Por outro lado, durante a estação chuvosa, a dispersão dos indivíduos pode aumentar devido à maior disponibilidade de água e alimentos em diferentes áreas, o que pode resultar em uma diminuição relativa na abundância registrada de mamíferos (Cavalcanti *et al*., 2021). Apesar disso, a riqueza de espécies não apresenta uma redução proporcional, indicando que, embora os indivíduos possam estar mais dispersos, a diversidade de espécies permanece relativamente estável.

A diferença na abundância e riqueza de mamíferos entre as estações seca e chuvosa observada no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 reflete as adaptações das espécies ao ambiente semiárido da Caatinga. Durante a seca, as espécies podem adotar estratégias como redução da atividade diurna, hibernação ou estivação, e deslocamentos em áreas menores para economizar energia e maximizar a obtenção de recursos (Rocha *et al*., 2019). Essas adaptações são essenciais para a sobrevivência em um ambiente com recursos limitados e condições climáticas extremas (Moura *et al*., 2016).

A maior abundância observada na estação seca também pode ser explicada pela agregação de indivíduos em áreas de refúgio, como riachos temporários ou áreas com vegetação densa, que oferecem maior disponibilidade de abrigo e recursos alimentares (Silva *et al*., 2017). Tais áreas se tornam pontos focais para estudos de monitoramento, aumentando a probabilidade de captura e observação de diversas espécies.

Ao comparar os dados obtidos em Campo Largo – Fase 1 com monitoramentos realizados em outros empreendimentos eólicos na Caatinga, observa-se um padrão

semelhante. Por exemplo, Santos *et al*. (2020) relataram que, em um conjunto eólico no município de Morro do Chapéu/ BA, os valores de abundância e riqueza de mamíferos terrestres foram significativamente maiores na estação seca, reforçando a ideia de que a seca intensifica a concentração de mamíferos em áreas específicas, facilitando a detecção e o registro de espécies.

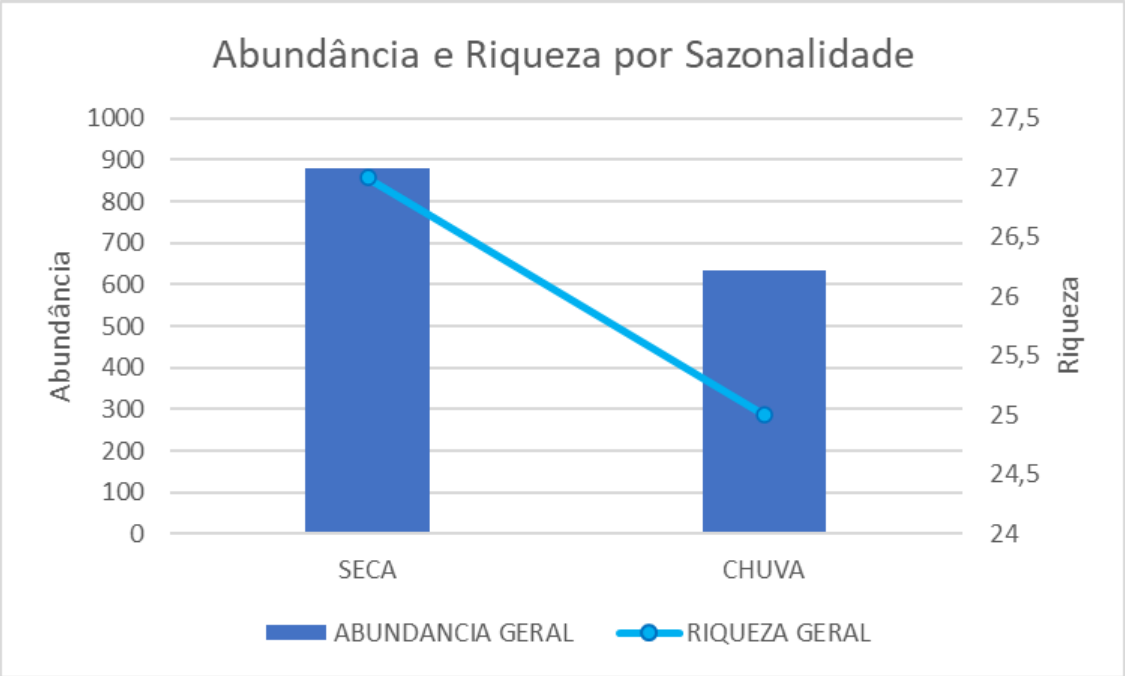


Figura 154. Variação sazonal da riqueza e abundância de morcegos registrados durante os monitoramentos no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

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

ESPÉCIE	NOME POPULAR	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	15ª CAMP	TOTAL
		SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	SECA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	SECA	CHUVA	CHUVA	SECA	CHUVA	
Subulo gouazoubira	veado caatingueiro	19	10	13	10	16	5	4	9	8	5	3	6	10	6	**124**
Pecari tajacu	caititu	12		1	0	8		6	15							**42**
Tayassu pecari	queixada			2	0								30			**32**
Cerdocyon thous	cachorro-do-mato	10	9	15	12	13	4	5	7	6	4	4	6	3	1	**99**
Herpailurus yagouaroundi	gato mourisco	2	1	1	3	3	4							1		**15**
Leopardus pardalis	jaguatirica	6	13	12	11	2	1	6	5	1		1				**58**
Leopardus tigrinus	gato do mato	6	4	1	2	3		2	4							**22**
Leopardus wiedii	gato maracajá													2		**2**
Puma concolor	onça parda	4	3	1	0	2	1			1						**12**
Conepatus semistriatus	jaritataca	6	4	7	8	5	1	2	1	1	1	4		3	1	**44**
Galictis cuja	furão							1								**1**
Procyon cancrivorus	mão pelada					1										**1**
Euphractus sexcinctus	tatu peba	3	1	1	3	2						2	1			**13**
Tolypeutes tricinctus	tatu-bola-do-nordeste	9	3	6	5	9	7	4	2	3	2	1	5	4	2	**62**
Dasypus novencinctus	tatu-galinha		1	4	1	2										**8**
Cabassous unicinctus	tatu de rabo mole			1	0											**1**
Didelphis albiventris	gambá de orelha branca	3	3	5	11	26			8		1		1			**58**
Didelphis aurita	gambá de orelha preta					1										**1**
Gracilinanus agilis	cuíca	11	4			3	2	2	5						1	**28**

ESPÉCIE	NOME POPULAR	1ª CAMP SECA	2ª CAMP CHUVA	3ª CAMP CHUVA	4ª CAMP SECA	5ª CAMP SECA	6ª CAMP SECA	7ª CAMP CHUVA	8ª CAMP CHUVA	9ª CAMP SECA	10ª CAMP SECA	11ª CAMP CHUVA	12ª CAMP CHUVA	13ª CAMP SECA	15ª CAMP CHUVA	TOTAL
Monodelphis domestica	rato-cachorro-de-orelhas-curtas	4	1	4	7	22	3	5	7	2	5	6	2	1	3	**72**
Thylamys karimiii	marsupial	1														**1**
Sylvilagus brasiliense	tapeti											1				**1**
Tamandua tetradactyla	tamanduá mirim	1	2	1	1									1		**6**
Galea spixii	preá	2	3	5	11	15	9	15	7	8	12	6	11	2	1	**107**
Kerodon rupestris	mocó	3	1	6	9	46	61	44	53	27	30		9	26	6	**321**
Calomys expulsus	rato-do-mato										1	1	1			**3**
Wiedomys pyrrhorhinos	roedor	10	3	7	6		3		1	3	1		4			**38**
Dasyprocta nigriclunis	cutia	10	3	8	12	4	1	4	8	1		10	2		3	**66**
Thrichomys inermis	roedor	17	21	18	12	38	64	18	4	9	37	14	13		1	**266**
Guerlinguetus aestuans	esquilo						1									**1**
Callithrix penicillata	sagui do tufo preto	3	0	0	4											**7**
	ABUNDÂNCIA GERAL	**142**	**90**	**119**	**128**	**221**	**167**	**118**	**136**	**70**	**99**	**53**	**91**	**53**	**25**	**1512**
	RIQUEZA GERAL	**21**	**20**	**22**	**22**	**20**	**15**	**14**	**15**	**12**	**11**	**12**	**13**	**10**	**10**	**31**

- **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 aumenta. 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 14 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 ainda haver algumas espécies adicionais que não detectadas. O Sjack estima a presença de até 38,4 espécies e o Sboot sugere uma riqueza de cerca de 34,1 espécies. Ainda assim, as campanhas registraram 81% e 91% 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).

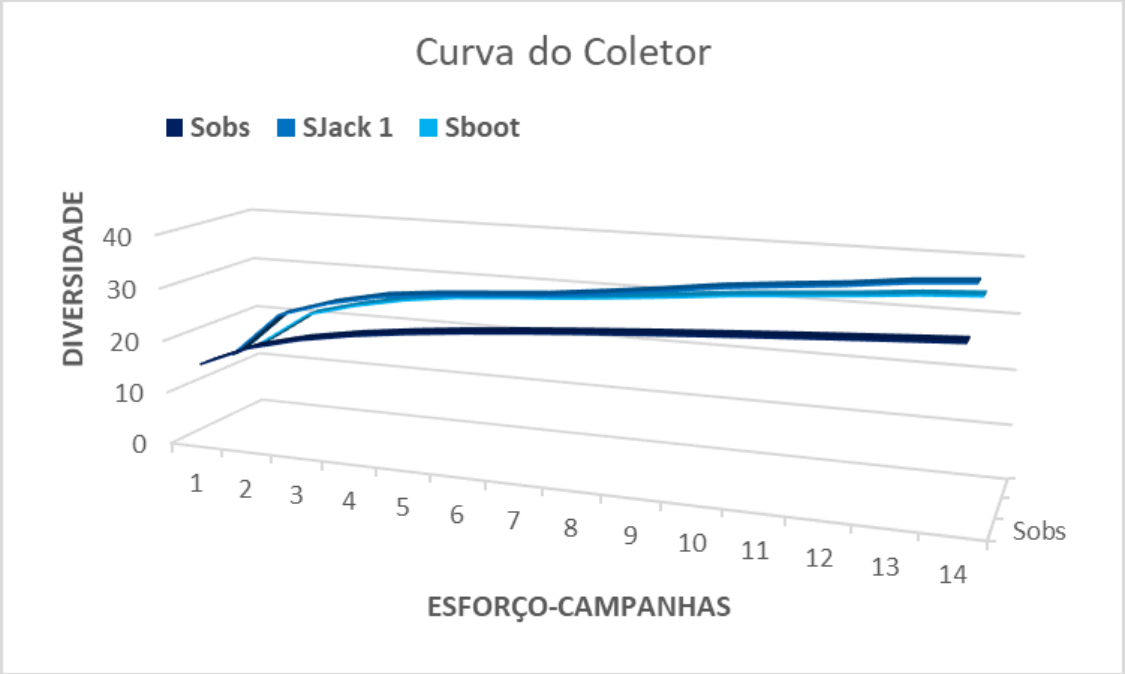


Figura 155. Curva de acumulação (Sobs) e estimativas de riqueza (Sboot e Sjack1) para aos grupos de espécies de mamíferos amostras durante o monitoramento do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1. As barras de erro significam o intervalo de confiança a 95% para 1.000 aleatorizações das amostragens.

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), *Leopardus Wiedii* (gato Maracajá), *Puma concolor* (onça parda) e *Tayassu pecari* (queixada).

O *Herpailurus yagouaroundi* (gato mourisco)*, Leopardus Wiedii* (gato maracajá), *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 Campo Largo – Fase 1, 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, G. cuja, H. yagouaroundi, Leopardus tigrinus, Leopardus Wiedii, 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 concolor*, *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* (cachorro-do-mato), *Mazama gouazoubira* (veado-catingueiro) e *Tayassu pecari* (queixada) (CITES, 2022 (Tabela 28).

Tabela 28. Espécies avaliadas através das listas de espécies ameaçadas oficiais.

Táxon	IUCN 2022	IBAMA/MMA 2014	SEMA/BA	CITES
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	
Dasypus septemcinctus	LC	LC	LC	
Didelphis albiventris	LC	LC	LC	
Euphractus sexcinctus	LC	LC	LC	
Euphractus sexcintus	LC	LC	LC	
Galea spixii	LC	LC	LC	
Galictis cuja	LC	LC	LC	
Gracilinanus agilis	LC	LC	LC	
Kerodon rupestris	LC	VU	VU	
Leopardus pardalis	LC	VU	VU	I
Leopardus tigrinus	VU	EN	VU	I

Táxon	IUCN 2022	IBAMA/MMA 2014	SEMA/BA	CITES
Leopardus Wiedii	NT	VU		I
Mazama gouazoubira	LC	LC		II
Monodelphis domestica	LC	LC	LC	
Pecari tajacu	LC	LC	LC	
Puma concolor	LC	NT	VU	I
Rhipidomys macrurus	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 Campo Largo – Fase 1 estão representados abaixo (Figura 156):



Wiedomys pyrrhorhinos



Kerodon rupestris



Leopardus_ pardalis



Didelphis aurita



Dasyprocta leporina



Monodelphis_domestica)



Cerdocyon thous



Monodelphis domestica

Figura 156. Registros da Mastofauna terrestre durante o monitoramento do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

- **Considerações Finais**

O monitoramento da mastofauna terrestre realizado no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 ao longo do ciclo anual de 2023/2024 apresentou uma diversidade de 05 espécies de pequenos mamíferos, distribuídas em duas ordens e 03 famílias, totalizando uma abundância de 41 indivíduos. No grupo dos mamíferos de médio e grande porte, foram identificados registros e vestígios de 08 espécies, distribuídas em 05 ordens e 07 famílias, no total, foram registrada uma abundância de 37 indivíduos destacando-se a ordem Carnivora, que abrangeu sete espécies.

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 05 espécies, tiveram *Kerodon rupestris* (mocó) como o mais

frequentemente capturado, representando 78% das ocorrências, respectivamente. As armadilhas tipo *Pitfall's*, particularmente eficientes na captura de pequenos mamíferos de hábitos fossoriais, demonstraram sua importância para a detecção dessas espécies, o que corrobora a adequação das metodologias de monitoramento empregadas.

Em relação aos médios e grandes mamíferos, foram registradas 08 espécies, com destaque para a ordem Carnivora, que incluiu 05 espécies, como *Herpailurus yagouaroundi* (gato mourisco) e *Leopardus wiedii* (gato-maracajá). 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.

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.

Os resultados do monitoramento no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 confirmam a influência marcante da sazonalidade na dinâmica de mamíferos terrestres na Caatinga. A maior abundância e riqueza observadas na estação seca indicam que os mamíferos se tornam mais detectáveis devido à escassez de recursos, enquanto a relativa dispersão dos indivíduos durante a estação chuvosa resulta em uma menor abundância registrada. Esses achados são consistentes com estudos anteriores realizados na Caatinga, corroborando a importância de considerar a sazonalidade ao se

planejar e interpretar estudos de monitoramento da mastofauna em ambientes semiáridos

A análise dos dados de diversidade, mostrou que a UA 06 apresentou alta abundância e diversidade de espécies, refletindo características ecológicas e ambientais locais que favorecem a coexistência de uma comunidade diversificada de mamíferos. A equitabilidade de Pielou e a dominância de Simpson, analisadas em diferentes unidades amostrais, indicam que a distribuição de espécies está relativamente equilibrada, com algumas espécies dominantes, mas sem excluir a presença de uma diversidade significativa. Esses resultados sugerem que a área de influência do empreendimento mantém uma estrutura da comunidade estável e saudável.

Em termos comparativos, a riqueza geral de mamíferos registrada no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 corresponde a aproximadamente 40% 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**

Para o grupo de Herpetofauna, as campanhas são também realizadas com periodicidade semestral, considerando a realização de duas campanhas para o ciclo anual 2023/2024, conforme estabelecido na condicionante do programa de monitoramento de fauna silvestre referente a Renovação da Licença de Operação do

Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1. Nesse sentido, para o atual relatório, foram consideradas a 13ª campanha realizada em Agosto/2023 e a 15ª campanha realizada Fevereiro/2024.

Durante a realização da 13ª e 15ª campanhas de monitoramento da herpetofauna (répteis e anfíbios), foram registrados 84 espécimes, pertencentes a 17 espécies, distribuídas em 02 ordens e 11 famílias (Anfíbios – N = 21, S=7; Répteis – N = 63, S=10).

Dentre as 07 espécies de anfíbios registradas, todas pertencem a ordem Anura distribuídas em 04 famílias: Bufonidae (N = 6, S = 2), Hylidae (N = 2, S=1), Leptodactylidae (N = 13, S = 3) e Microhylidae (N = 1, S = 1). Entre os anuros, a família Leptodactylidae foi a mais representativas com 61% dos indivíduos anuros amostrados.

Em relação aos répteis, todas as 10 espécies catalogadas pertencem a ordem Squamata. Dentre os répteis, 07 são espécies de lagartos distribuídos em 05 família: Gymnophtalmidae (N = 1, S = 1), Iguanidae (N = 1, S = 1), Leiosauridae (N = 1, S = 1), Teiidae (N = 17, S = 3) e Tropiduridae (N = 36, 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 03 espécies distribuídas em 02 famílias: Colubridae (n = 2, S = 2) e Dipsadidae (N = 2, 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). 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 Campo Largo – Fase 1, a família Tropiduridae foi a mais abundante entre os répteis, representando 57% do total de indivíduos registrados (N = 36). Esta família foi representada exclusivamente pela espécie *Tropidurus cocorobensis*, com 36 indivíduos, indicando uma possível dominância desta espécie na área estudada. *Tropidurus cocorobensis* é frequentemente encontrado em ambientes abertos e

rochosos da Caatinga, o que sugere que as condições locais, caracterizadas por formações rochosas e vegetação esparsa, são favoráveis à sua presença (Vitt *et al*., 1998). Estudos como o de Santos *et al*. (2019) também identificaram *Tropidurus cocorobensis* como uma das espécies mais comuns em inventários de répteis na Caatinga, reforçando sua ampla distribuição e capacidade de adaptação aos diversos microhabitats do bioma.

Por outro lado, a família Teiidae apresentou a maior riqueza de espécies entre os répteis, com três espécies distintas registradas: *Ameivula nigrigula* (n = 15), *Ameivula ocellifera* (n = 1) e *Salvator merianae* (n = 1). A diversidade de espécies dentro da família Teiidae é indicativa da variedade de microhabitats disponíveis na área de estudo, uma vez que essas espécies ocupam diferentes nichos ecológicos e apresentam adaptações a diversos tipos de habitats dentro da Caatinga (Colli *et al*., 2002; Silva *et al*., 2018). *Ameivula nigrigula* foi a espécie mais abundante dentro desta família, o que pode estar relacionado a sua capacidade de explorar ambientes abertos e rochosos, típicos da região estudada.

As flutuações populacionais dessa espécie podem refletir sua capacidade de adaptação a variações ambientais, além de aspectos como disponibilidade de recursos e comportamento territorial.

Tropidurus cocorobensis se trata de uma espécie endêmica do bioma caatinga, de médio porte podendo atingir 20 centímetros de comprimento total. Pode ser encontrada em toda a caatinga nordestina, mesmo em regiões secas e de temperaturas elevadas. É considerada uma espécie psamófila, por se desenvolver em ambientes arenosos e pode apresentar densidades populacionais bem elevadas em suas áreas de ocorrência. Alimenta-se basicamente de formigas e cupins (Ribeiro *et al.,* 2013; Freitas, 2011).

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).

Entre os anfíbios, a família Leptodactylidae foi a mais abundante, representando 57% do total de indivíduos amostrados (N = 12). A família Leptodactylidae é uma das mais diversas e amplamente distribuídas famílias de anfíbios anuros na América do Sul. Os leptodactilídeos têm uma distribuição que abrange grande parte da América do Sul, encontrando-se em diversos tipos de habitats, desde florestas tropicais úmidas até áreas semiáridas. Na Caatinga e no Cerrado, esses anfíbios são encontrados predominantemente em áreas de savanas, matas ciliares e poças temporárias que surgem durante a estação chuvosa. Esses ambientes proporcionam condições ideais para a reprodução e desenvolvimento das espécies dessa família (Heyer *et al*., 1990).

Estudos realizados em outras regiões do bioma Caatinga, como no Parque Nacional Serra da Capivara, também indicaram a predominância da família Leptodactylidae (Cavalcanti, *et al* 2014).

As espécies *Leptodactylus troglodytes* (n = 6) e *Leptodactylus vastus* (n = 6) foram as únicas registradas desta família, indicando uma distribuição relativamente homogênea entre as espécies mais abundantes. A presença predominante de Leptodactylidae é consistente com levantamentos anteriores na Caatinga, onde espécies deste grupo são frequentemente encontradas em ambientes aquáticos temporários e áreas abertas (Giaretta *et al*., 2008). A maior abundância de *Leptodactylus* em Umburanas pode estar associada à presença de áreas temporariamente alagadas ou corpos d'água sazonais, que são habitats preferenciais para a reprodução desses anfíbios (Heyer, 1999).

A comparação com outros estudos realizados no bioma da Caatinga, especialmente no estado da Bahia, demonstra uma tendência de maior abundância de répteis em relação aos anfíbios, sendo *Tropidurus cocorobensis* uma espécie frequentemente dominante em áreas abertas, enquanto *Leptodactylus* se destaca entre os anfíbios em ambientes com disponibilidade hídrica temporária (Santos *et al*., 2019; Silva *et al*., 2018).

Essas informações são cruciais para a conservação da herpetofauna, especialmente em áreas sujeitas a impactos antropogênicos, como empreendimentos de energia eólica, onde o conhecimento sobre a distribuição e abundância das espécies pode orientar medidas de mitigação mais eficazes.

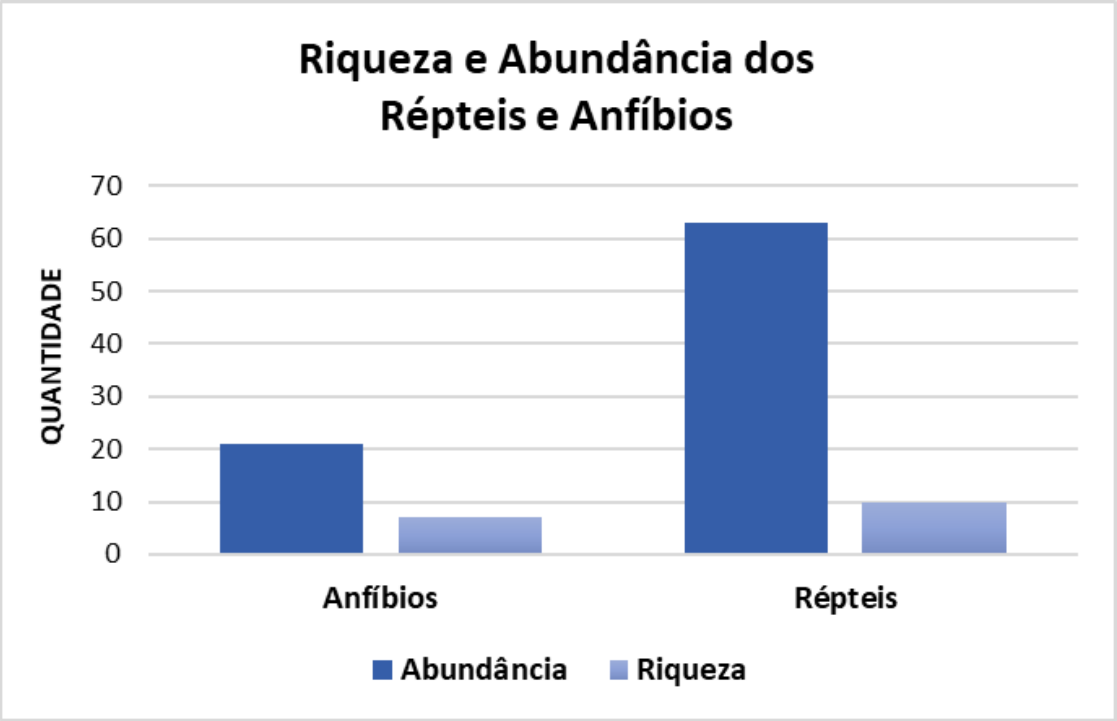


Figura 157. Riqueza e abundância por grupo.

Tabela 29. Dados qualitativos e quantitativos da Herpetofauna obtidos durante a campanha de monitoramento realizada no ciclo 2023/2024 no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

ORDEM / FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME COMUM	MÉTODO	DIETA	ENDEMISMO	UNIDADES AMOSTRAIS								ABUNDÂNCIA GERAL	FREQUÊNCIA GERAL	STATUS DE CONSERVAÇÃO		
						UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8			IUCN	IBAMA/ MMA	CITES
Anura																		
Bufonidae	*Rhinella diptycha*	sapo cururu	Busca ativa	Onívoro	América do sul				3		1			4	4,76%	LC	LC	
	Rhinella granulosa	sapo cururu	Busca ativa	Insetívoro	América do sul		1							1	1,19%	LC	LC	
Hylidae	*Corythomantis greeningi*	perereca de capacete	Busca ativa	Insetívoro	Caatinga						2			2	2,38%	LC	LC	
Leptodactylidae	*Leptodactylus troglodytes*	rã das pedras	Busca ativa	Onívoro	Caatinga/cerrado						6			6	7,14%	LC	LC	
	Leptodactylus vastus	rã pimenta	Busca ativa	Onívoro	Caatinga/cerrado				6					6	7,14%	LC	LC	
	Pleurodema diplolister	sapinho-da-areia	Busca ativa	Insetívoro	Caatinga				1					1	1,19%	LC	LC	
Microhylidae	*Dermatonotus muelleri*	sapo bode	Busca ativa	Insetívoro	Caatinga/mata atlântica				1					1	1,19%	LC	LC	
Squamata																		
Colubridae	*Oxybelis aeneus*	cobra bicuda	Busca ativa	Carnívoro	Américas						1			1	1,19%	LC	LC	
	Pseudoboa nigra	muçurana	Busca ativa	Carnívoro	América do sul								1	1	1,19%	LC	LC	
Dipsadidae	*Apostolepis cearensis*	falsa-coral	Pitfall's	Carnívoro	Caatinga	1		1						2	2,38%	LC	LC	
Gymnophthalmidae	*Acratosaura mentalis*	lagartinho-do-folhiço	Pitfall's	Insetívoro	Caatinga	1			1					2	2,38%	LC	LC	
Iguanidae	*Iguana iguana*	iguana	Busca ativa	Herbívoro	América do sul/central				2					2	2,38%	LC	LC	
Leiosauridae	*Enyalius bibronii*	camaleão	Busca ativa e Pitfall's	Insetívoro	Caatinga/cerrado/mata atlântica			1			1			2	2,38%	LC	LC	
	Ameivula nigrigula	calango	Busca ativa e Pitfall's	Insetívoro	Caatinga	2	1	1	2	3	1	2	3	15	17,86%	DD	LC	
	Ameivula ocellifera	calanguinho	Pitfall's	Insetívoro	Caatinga/cerrado								1	1	1,19%	LC	LC	
	Salvator merianae	teiu	Pitfall's	Onívoro	América do sul		1							1	1,19%	LC	LC	II
	Tropidurus cocorobensis	calango	Busca ativa e Pitfall's	Insetívoro	Caatinga	1	11	4	3	5	3	2	7	36	42,86%	LC	LC	
					ABUNDÂNCIA	**5**	**14**	**7**	**19**	**8**	**15**	**4**	**12**	**84**				
					RIQUEZA	**4**	**4**	**4**	**8**	**2**	**7**	**2**	**4**	**17**				

- **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 classes de anfíbios e répteis. Para os anfíbios, a busca ativa demonstrou ser o método mais eficiente, sendo responsável por 91% dos registros totais desta classe. Esse resultado pode ser atribuído ao comportamento dos anfíbios, que são mais facilmente observados durante períodos de atividade, especialmente em ambientes úmidos e durante a noite, quando a busca ativa é aplicada de maneira mais intensiva (Crump & Scott, 1994). A busca ativa também permite a detecção de espécies mais criptícas e de pequeno porte, que poderiam não ser capturadas por métodos mais passivos, como as armadilhas de *pitfall*.

Por outro lado, para os répteis, as armadilhas de *pitfall* mostraram-se substancialmente mais eficazes, sendo responsáveis por 86,4% dos registros de répteis. Esse método eficiente para capturar répteis terrestres que se deslocam pelo solo, incluindo aqueles com hábitos fossoriais ou semi-fossoriais, que são menos detectáveis através de métodos de busca ativa (Greenberg *et al*., 1994). As armadilhas de *pitfall* têm a vantagem de funcionar continuamente ao longo de um período, aumentando as chances de capturar espécies que podem ter padrões de atividade mais esporádicos ou que são noturnas (Gibbons & Semlitsch, 1981).

Enquanto a busca ativa se mostra essencial para a detecção de anfíbios, especialmente em microhabitats específicos e durante condições ambientais favoráveis, as armadilhas de *pitfall* são fundamentais para o registro de répteis, particularmente aqueles menos visíveis em observações diretas. Dessa forma, a aplicação de ambos os métodos permite uma amostragem mais eficaz, maximizando a probabilidade de detectar a diversidade total de espécies presentes em uma área de estudo (Vitt & Caldwell, 2009; Garden *et al*., 2007).

Em ecossistemas complexos como a Caatinga, onde diferentes espécies podem responder de maneira distinta às metodologias de amostragem (Rodrigues, 1987; Magnusson *et al*., 2013), englobar métodos complementares é sempre recomendável (Figura 158).

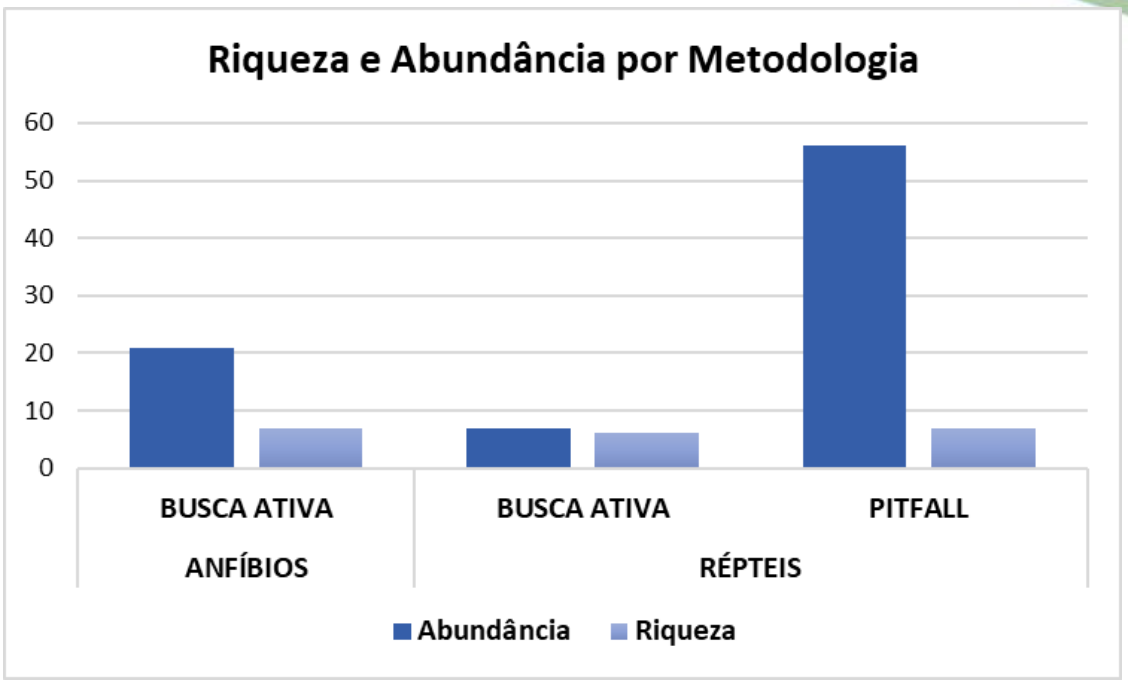


Figura 158. Eficiência das metodologias utilizadas para o monitoramento da Herpetofauna no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

- **Riqueza e abundância das unidades amostrais**

Com base nos dados coletados, observa-se que a Unidade Amostral 4 (UA4) destacou-se em termos de riqueza e abundância de anfíbios, com o registro de 11 indivíduos pertencentes a 04 espécies diferentes. Esse resultado pode ser atribuído a condições ambientais favoráveis presentes na UA4, como microhabitats úmidos, áreas sombreadas e vegetação densa, que são essenciais para a reprodução e sobrevivência dos anfíbios (Blaustein *et al*., 2010; Wells, 2007) (Figura 159).

Em relação aos répteis, a Unidade Amostral 2 (UA2) apresentou a maior abundância, com um total de 13 indivíduos. Essa unidade, caracterizada por áreas abertas e ensolaradas, oferece condições ideais para a termorregulação dos répteis, um fator determinante para a atividade e sobrevivência dessas espécies (Huey, 1982; Pianka, 1986).

Com relação a riqueza dos repteis, as UAs 1, 3, 4, 6 e 8 apresentaram a mesma riqueza, todas com 04 espécies distintas. Esses resultados evidenciam a influência direta da heterogeneidade ambiental na distribuição e abundância das espécies de herpetofauna nas diferentes unidades amostrais. Habitats variados proporcionam

nichos ecológicos diversificados, o que pode suportar uma maior diversidade de espécies (Tews *et al*., 2004) (Figura 159).

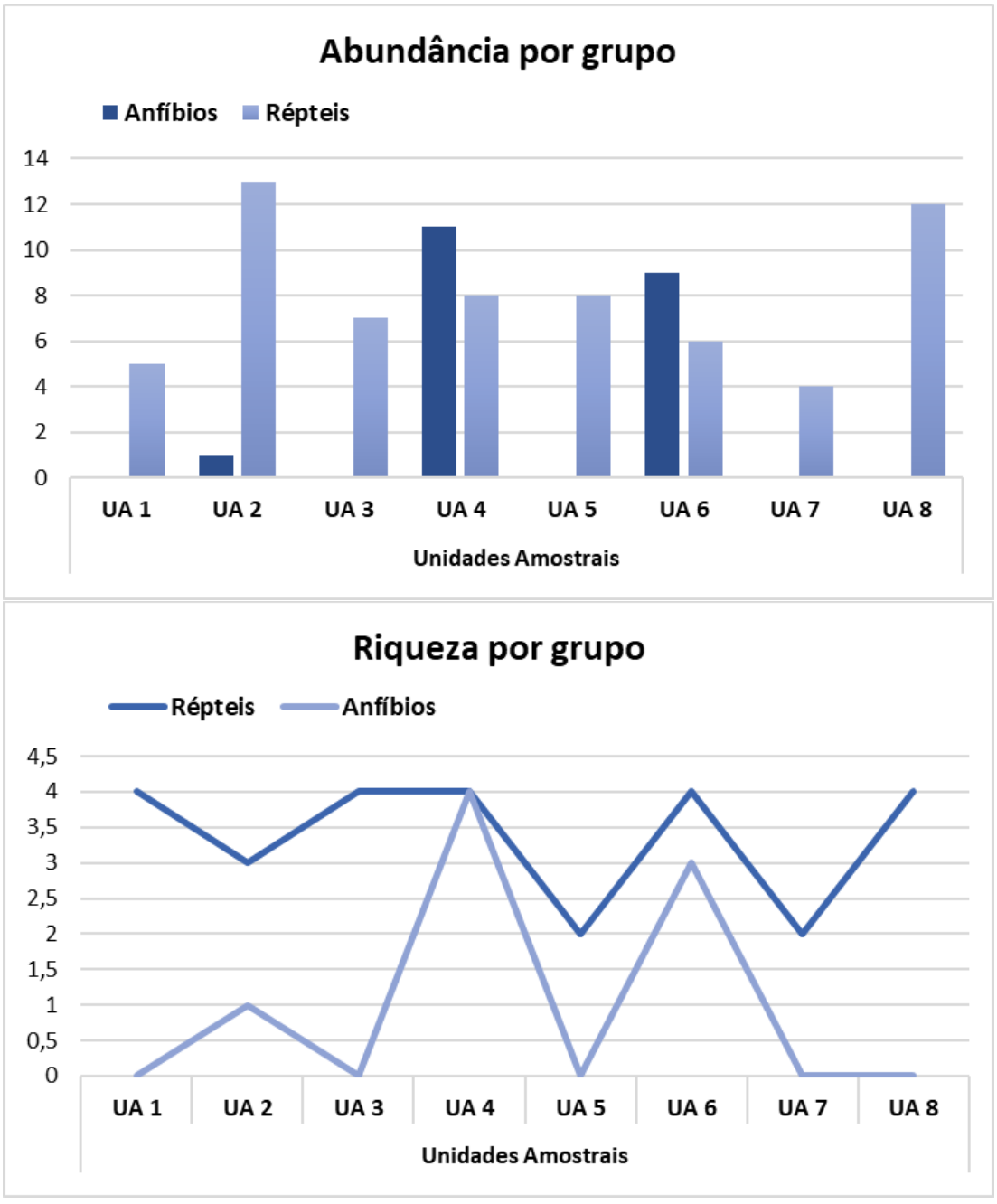


Figura 159. Riqueza e abundância de espécies por unidade amostral nos monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

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, como os encontrados na Unidade Amostral 4 (UA4). Nessa área, além dos afloramentos, foram observadas poças d'água, que contribuíram significativamente para os registros de anfíbios, que dependem de tais microhabitats para reprodução e desenvolvimento larval (Duellman & Trueb, 1994). Essas observações indicam que a diversidade de anfíbios e répteis na região está fortemente relacionada às variações físicas do ambiente, como áreas abertas, afloramentos rochosos, vegetação arbustiva e densa, entre outras (Freitas & Silva, 2004; Freitas, 2011).

A fauna de anfíbios e répteis 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). Estudos indicam a presença de 101 espécies de anfíbios (98 anuros e três Gymnophionas), 79 espécies de lagartos, 23 de anfisbenas, 112 de serpentes, quatro de quelônios e três de crocodilianos na Caatinga (Vanzolini, 1991; Rodrigues, 2003; Guedes, 2012; Garda *et al*., 2013; Roberto *et al*., 2014; Garda *et al*., 2017; Mesquita *et al*., 2017; Ribeiro *et al*., 2018).

A sazonalidade desempenha um papel crucial na dinâmica ecológica de comunidades herpetofaunísticas na Caatinga, influenciando diretamente a riqueza e a abundância de répteis e anfíbios. No monitoramento realizado no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1, observou-se um padrão sazonal claro de variação na riqueza e abundância desses grupos ao longo do período de operação de 2023 a 2024. Durante o período de seca, registrou-se maior abundância de répteis (n = 49) e uma riqueza de 6 espécies. Em contrapartida, para os anfíbios, a maior abundância (n = 19) e riqueza (S = 7) foram observadas na época de chuvas, contrastando com os valores reduzidos na seca.

Esse padrão de variação sazonal é amplamente documentado na literatura para a Caatinga e outros biomas com características climáticas marcantes. Répteis, especialmente aqueles da Caatinga, tendem a apresentar maior abundância e atividade

durante a estação seca, quando as temperaturas mais altas e a menor disponibilidade de água favorecem a termorregulação e a atividade de forrageamento (Rodrigues, 2003; Vitt *et al*., 2007). Em condições de baixa umidade, os répteis, particularmente os escamados, aumentam suas atividades diurnas para otimizar o ganho de calor corporal, o que pode explicar a maior abundância registrada durante o período seco no monitoramento de Umburanas.

Por outro lado, os anfíbios exibem uma tendência oposta, com maior abundância e riqueza na estação chuvosa, um padrão que está intimamente ligado à sua fisiologia e dependência de ambientes aquáticos para reprodução (Giaretta *et al*., 2008; Vasconcelos *et al*., 2010). Durante a estação de chuvas, as poças temporárias e corpos d'água aumentam, proporcionando os recursos hídricos necessários para reprodução, vocalização e desenvolvimento larval, o que explica o aumento significativo na riqueza e abundância de anfíbios observado no período chuvoso em Umburanas.

A análise temporal dos dados revela ainda que, apesar de a estação seca favorecer a atividade de répteis, a riqueza de espécies de répteis não variou tanto entre as estações (6 espécies na seca contra 5 na chuva), sugerindo que o microhabitat disponível durante ambas as estações sustenta a presença de espécies especializadas. A presença constante de refúgios térmicos, como afloramentos rochosos e troncos caídos, pode manter uma diversidade relativamente estável de répteis ao longo do ano (Silva *et al*., 2018).

Comparando esses resultados com outros estudos na Caatinga, especialmente na Bahia, observam-se padrões semelhantes. Em inventários realizados por Santos *et al.* (2019), verificou-se que répteis como os Tropiduridae e Teiidae apresentam maior atividade e abundância na estação seca, enquanto os anfíbios, principalmente os Leptodactylidae, são mais abundantes durante as chuvas. Este padrão é consistente com a dinâmica hídrica da Caatinga, onde a disponibilidade de água durante a estação de chuvas desempenha um papel determinante na composição e dinâmica das comunidades de anfíbios.

Estudos como os de Silva *et al*. (2018) também corroboram que a variação na abundância e riqueza de espécies de répteis e anfíbios ao longo do ano é governada por fatores climáticos sazonais. Enquanto répteis ajustam sua atividade com base nas

temperaturas sazonais e na umidade do ar, os anfíbios dependem diretamente da disponibilidade de corpos d'água para suas atividades reprodutivas.

É importante destacar a predominância de espécies generalistas na região, particularmente dos gêneros *Ameivula* e *Tropidurus*, que apresentam alta tolerância à falta de água e grande adaptabilidade. Essas espécies são frequentemente observadas em atividade mesmo durante os períodos mais quentes do dia, o que sugere uma capacidade única de suportar as condições áridas da Caatinga (Rodrigues, 1987).

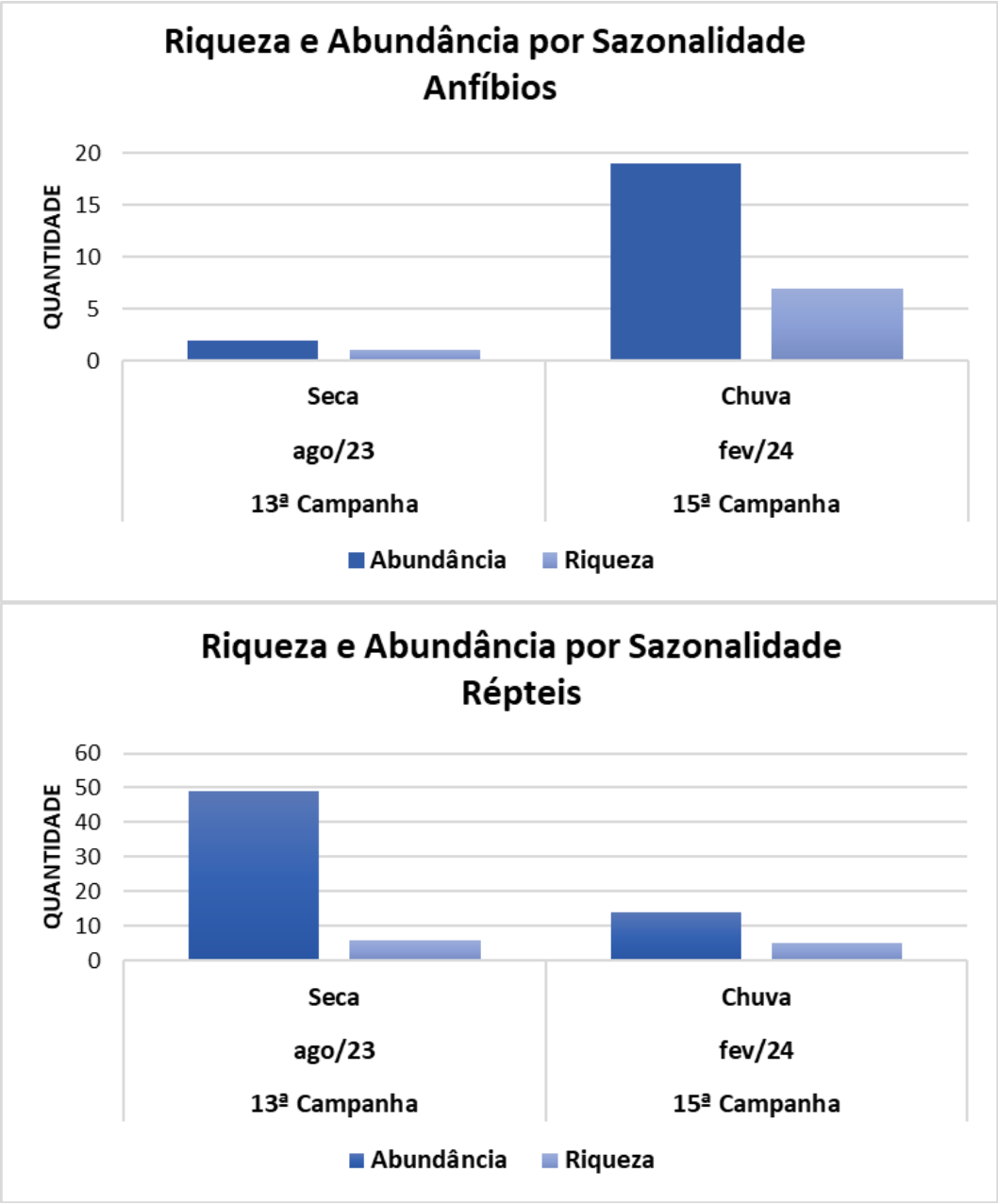


Figura 160. Riqueza e abundância por classes nas diferentes estações sazonais.

- **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 4 (UA4), foi a responsável pela maior diversidade de Shannon entre as unidades amostrais, com 1,89, refletindo uma alta equitabilidade (0,91) e uma baixa dominância de Simpson (0,18). Seguido da UA 6 que apresentou uma diversidade de 1,68 e equitabilidade de 0,86 (Tabela 30).

Essa alta diversidade já era esperada, visto que essas unidades são muito semelhantes quanto as fitofisionomia e presença de *habitats* rochosos. Esses são fatores que determinam a distribuição de maior parte das espécies dos grupos taxonômicos relacionados, tendo em vista que muitas espécies da herpetofauna estão associadas a microhabitats e fitofisionomias diferenciadas (Rodrigues, 2005b; Werneck & Colli, 2006; Porto, 2015; Borzani, 2017).

A Unidade Amostral 2 (UA2) apresentou uma diversidade de Shannon de 0,76 e uma equitabilidade de *Pielou* de 0,54, com uma dominância de Simpson de 0,63. Isso indica uma maior dominância com algumas espécies dominando numericamente o ambiente, o que é típico de áreas onde certos recursos são abundantemente disponíveis para espécies adaptadas a essas condições.

Tabela 30. Índices estatísticos da herpetofauna para cada unidade amostral durante o monitoramento do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

UNIDADE AMOSTRAL	ABUNDÂNCIA	RIQUEZA	DIVERSIDADE DE SHANNON	EQUITABILIDADE DE PIELOU	DOMINÂNCIA DE SIMPSON
UA1	4	5	1,33	0,96	0,28
UA2	4	14	0,76	0,54	0,63
UA3	4	7	1,15	0,83	0,39
UA4	8	19	1,89	0,91	0,18
UA5	2	8	0,66	0,95	0,53
UA6	7	15	1,68	0,86	0,24
UA7	2	4	0,69	1,00	0,50
UA8	4	12	1,08	0,78	0,42

UNIDADE AMOSTRAL	ABUNDÂNCIA	RIQUEZA	DIVERSIDADE DE SHANNON	EQUITABILIDADE DE PIELOU	DOMINÂNCIA DE SIMPSON
TOTAL	17	84	2,01	0,71	0,23

A análise de agrupamento associada ao índice de similaridade de Bray-Curtis realizada entre as unidades amostrais demonstrou uma similaridade de aproximadamente 80% entre as unidades significativa quanto a composição de espécies, entre as unidades amostrais UA 5 e UA 8 (Figura 161).

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.

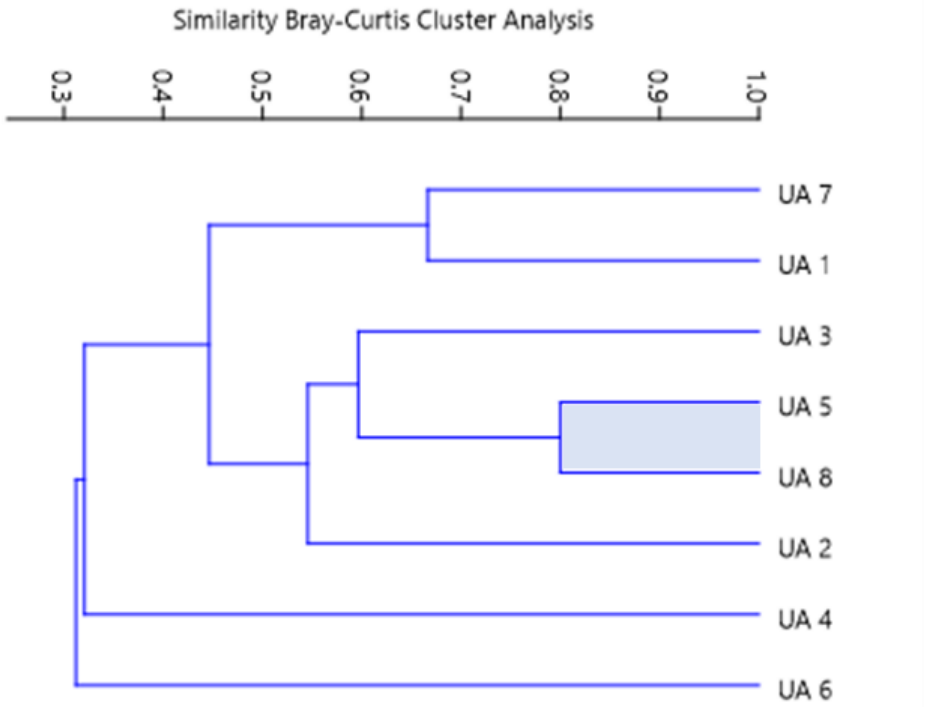


Figura 161. Índice de Similaridade de Bray-Curtis entre as unidades amostrais e a composição de espécies, na amostragem de herpetofauna. Em azul, o agrupamento mais relevante.

- **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 162, 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 27,3 e 21,3 para o estimador *Bootstrap* Mean (Figura 162). 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 79% para o estimador *Bootstrap* Mean e 62% para o estimador *Jackknife* 1 (Figura 162).

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).

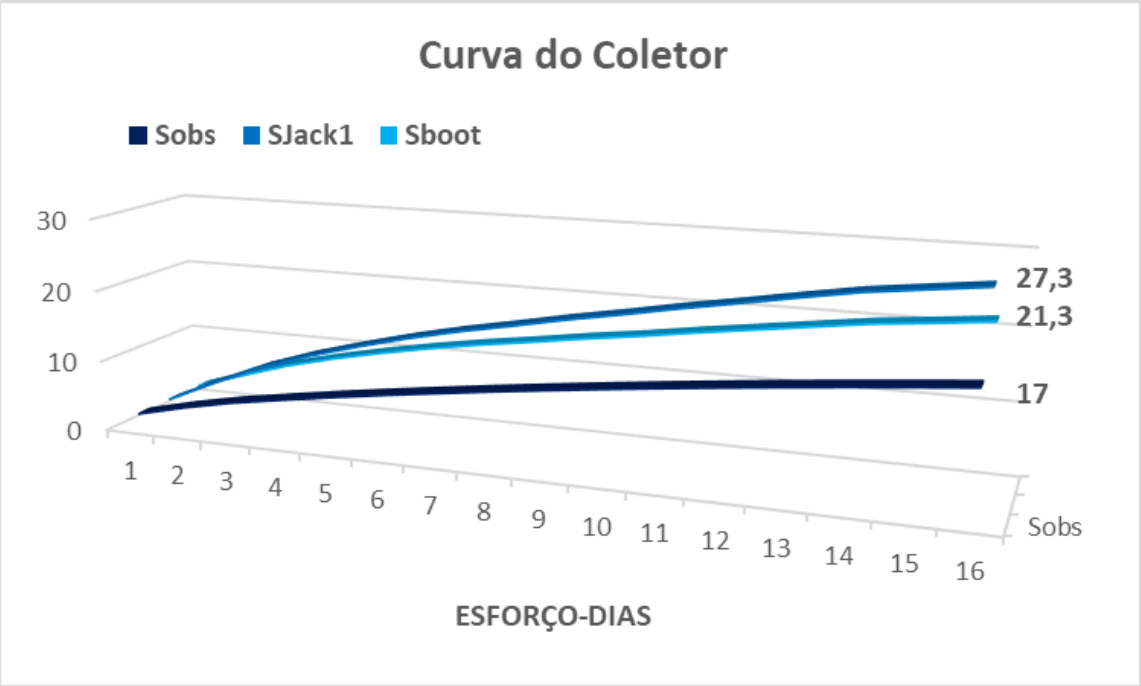


Figura 162. Curva de acúmulo de espécies aleatorizada (1.000 randomizações) e curva de estimador de riqueza *Jackknife* e *Bootstrap* de primeira ordem construídas a partir de todos os métodos amostrais.

- **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, 2022; MMA/ ICMBio, 2022; CITES, 2017).

ESPÉCIE	NOME COMUM	IUCN	IBAMA/ MMA	SEMA/ BA	CITES	ABUNDÂNCIA
Acratosaura mentalis	lagartinho-do-folhiço	LC	LC		LC	2
Ameivula nigrigula	calango	DD	LC		LC	15
Ameivula ocellifera	calanguinho	LC	LC		LC	1
Apostolepis cearensis	falsa-coral	LC	LC		LC	2
Corythomantis greeningi	perereca de capacete	LC	LC		LC	2
Dermatonotus muelleri	sapo bode	LC	LC		LC	1
Enyalius bibronii	camaleão	LC	LC		LC	2
Iguana iguana	iguana	LC	LC		DD	2
Leptodactylus troglodytes	rã das pedras	LC	LC		LC	6
Leptodactylus vastus	rã pimenta	LC	LC		LC	6
Oxybelis aeneus	cobra bicuda	LC	LC		VU	1
Pleurodema diplolister	sapinho-da-areia	LC	LC		LC	1
Pseudoboa nigra	muçurana	LC	LC		LC	1
Rhinella diptycha	sapo cururu	LC	LC		LC	4
Rhinella granulosa	sapo cururu	LC	LC		LC	1
Salvator merianae	teiu	LC	LC	II	VU	1
Tropidurus cocorobensis	calango	LC	LC		LC	36

Espécies Endêmicas

Durante as campanhas de monitoramento realizadas na área de estudo, foram identificadas quatro 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 relictuais são essenciais para entender como essas espécies podem responder às mudanças ambientais (Silva & Tabarelli, 2000).

No grupo das serpentes, destaca-se *Apostolepis cearensis*, uma espécie endêmica da Caatinga, com ampla distribuição por todo o Nordeste, particularmente na região semiárida (Silveira *et al*., 2020). A ampla distribuição desta espécie endêmica indica sua adaptabilidade às condições ambientais da Caatinga, mas também sugere que a conservação deste bioma é fundamental para manter a integridade das populações de serpentes endêmicas (Silveira *et al*., 2020). A fragmentação do habitat e as mudanças no uso da terra, como a expansão da agricultura, são fatores que ameaçam a continuidade dessas populações (Nogueira *et al*., 2011).

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

Durante o monitoramento da Herpetofauna, não foi registrada nenhuma espécie peçonhenta, de interesse médico ou que pode oferecer riscos de vida ao ser humano.

- **Análise Integrada dos Monitoramentos Realizados**

Durante todo o monitoramento no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 que compreende os anos de 2019 e 2024, foi registrado uma riqueza total de 62 espécies distintas da Herpetofauna, 12 sendo espécies de anfíbios e 50 espécies de répteis, sendo registrados 2.571 espécimes.

Neste estudo, a família Colubridae destacou-se como a mais representativa em termos de riqueza de répteis, correspondendo a 20% do total de répteis registrados, com 10 espécies distintas, seguida pela família Tropiduridae, com 8 espécies (16%). Para os anfíbios, a família Leptodactylidae foi a mais representativa, com 4 espécies. Essa composição reflete os padrões observados em outros estudos realizados na Caatinga, especialmente no estado da Bahia, onde tais famílias também apresentam elevada representatividade (Rodrigues *et al*., 2018; Silva *et al*., 2019).

A família Colubridae, amplamente distribuída globalmente, é uma das mais diversificadas entre os répteis, com espécies adaptadas a uma variedade de habitats, incluindo áreas áridas e semiáridas como a Caatinga (Marques *et al*., 2001). No monitoramento de Umburanas, Colubridae foi a família mais representativa em termos de riqueza, com 10 espécies distintas, o que equivale a 20% do total de répteis registrados. 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).

Estudos comparativos na Bahia, como o de Rodrigues *et al*. (2018), demonstram uma representatividade similar de Colubridae, corroborando a dominância dessa família em inventários de répteis da Caatinga. A alta riqueza de Colubridae 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 8 espécies (16%) no monitoramento de Umburanas, é igualmente significativa em inventários de répteis na Caatinga. Os tropidurídeos, como *Tropidurus cocorobensis* e *Tropidurus semitaeniatus*, são frequentemente registrados devido à sua adaptabilidade a habitats xerofíticos e a capacidade de termorregulação eficiente, o que lhes permite prosperar em ambientes de alta insolação e temperaturas elevadas, características típicas da Caatinga (Vitt *et al*., 1998; Nogueira *et al*., 2005). No estudo, essas espécies mostraram uma elevada abundância, reforçando seu papel como espécies dominantes em áreas abertas e rochosas, comuns no cenário do Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

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 reforça a importância desse grupo como indicador de habitats abertos e semiáridos na Caatinga.

Entre os anfíbios, a família Leptodactylidae foi a mais representativa no monitoramento, com 4 espécies registradas. Espécies comuns como *Leptodactylus vastus* e *Leptodactylus troglodytes* são frequentemente encontradas em ambientes temporariamente alagados, como brejos sazonais e poças temporárias, que são comuns na Caatinga durante a estação chuvosa (Bokermann, 1966; Carvalho *et al*., 2019). A dominância de Leptodactylidae também foi observada em outros estudos da Caatinga, como o realizado por Silva *et al*. (2019), onde essa família representou uma parcela significativa da comunidade de anfíbios.

A maior representatividade da família Leptodactylidae em relação a outras famílias de anfíbios na Caatinga pode ser atribuída à sua adaptação a ambientes secos e à sua capacidade de reprodução explosiva durante períodos de chuva intensa, aproveitando ao máximo os curtos períodos de disponibilidade de água (Cocroft & Heiser, 1995).

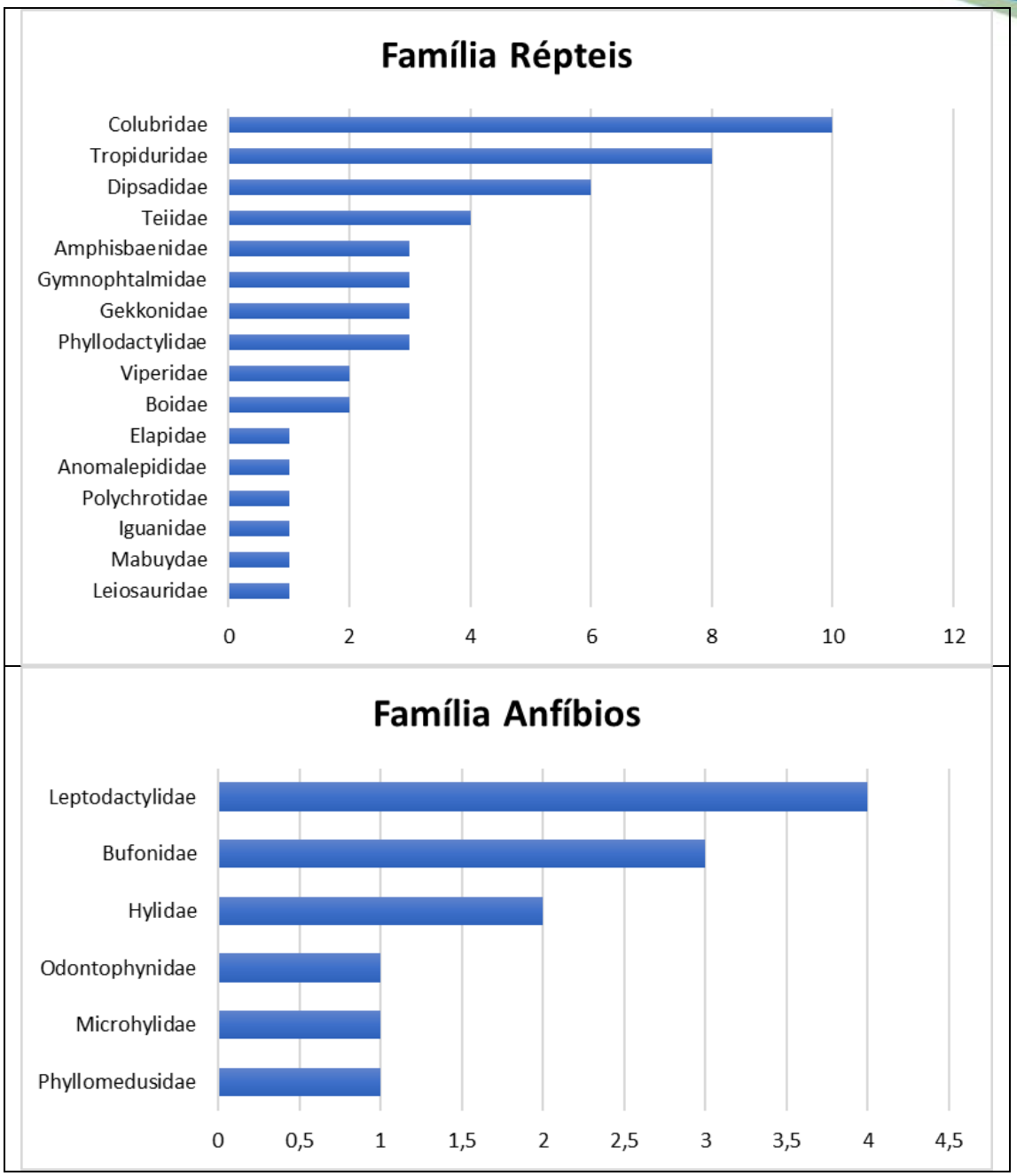


Figura 163. Representatividade das famílias, considerando todas as campanhas realizadas.

A análise das campanhas de monitoramento realizadas evidencia variações significativas tanto na riqueza quanto na abundância das espécies registradas, fortemente influenciadas pela sazonalidade.

Observa-se que a abundância e riqueza de anfíbios variam significativamente entre as estações seca e chuvosa. A abundância de anfíbios é consideravelmente maior durante a estação chuvosa, com os picos mais altos ocorrendo na 3ª campanha (fev/20) e na 15ª campanha (nov/24), ambos em períodos de chuva, com 7 indivíduos

registrados. As campanhas realizadas na estação seca mostram uma abundância muito menor de anfíbios, com os valores mais baixos observados na 1ª campanha (jul/19) e na 13ª campanha (ago/23), com apenas 2 e 1 indivíduos, respectivamente.

A riqueza de anfíbios também segue um padrão semelhante, sendo maior durante a estação chuvosa, variando entre 3 e 7 espécies. Durante a estação seca, a riqueza é notavelmente reduzida, com valores variando de 1 a 4 espécies. Estes resultados estão alinhados com a biologia dos anfíbios, que dependem de ambientes úmidos e têm maior atividade durante períodos chuvosos, favorecendo tanto a reprodução quanto a disponibilidade de recursos alimentares, conforme evidenciado em estudos similares no bioma Caatinga, que destacam a dependência dos anfíbios das condições hidrológicas sazonais (Silva *et al*., 2019; Costa *et al*., 2020).

Em relação aos répteis, a abundância e riqueza mostram um comportamento diferente dos anfíbios, sendo que a abundância de répteis tende a ser maior durante a estação seca. Na 1ª campanha (jul/19), houve um registro de 17 indivíduos, enquanto na 8ª campanha (fev/22), a abundância foi de 18 indivíduos, ambos durante a estação seca. A maior abundância foi registrada na 7ª campanha (nov/21), com 24 indivíduos em período de chuva, mostrando que, embora répteis sejam menos dependentes das chuvas do que anfíbios, ainda há variação sazonal.

A riqueza de répteis, por outro lado, também varia, com valores um pouco mais altos durante a estação chuvosa, mas não de forma tão pronunciada quanto os anfíbios. Os maiores registros de riqueza para répteis foram na 7ª campanha (nov/21) e na 8ª campanha (fev/22), com 6 espécies, indicando que, embora a abundância possa ser maior na estação seca, a diversidade é relativamente estável ao longo do ano, em concordância com outros estudos realizados na Caatinga baiana (Rodrigues *et al*., 2018; Martins *et al*., 2021).

No monitoramento realizado no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1, a predominância de répteis, mesmo durante a estação seca, reflete a plasticidade ecológica desses animais, que possuem mecanismos de resistência à desidratação e estratégias de forrageamento que lhes permitem sobreviver em condições menos favoráveis. A família Tropiduridae, particularmente representada pelo *Tropidurus cocorobensis*, demonstrou ser dominante no local de estudo, corroborando com estudos

de base realizados por Nogueira *et al*. (2019), que indicam a alta adaptabilidade desta espécie aos ambientes áridos da Caatinga.

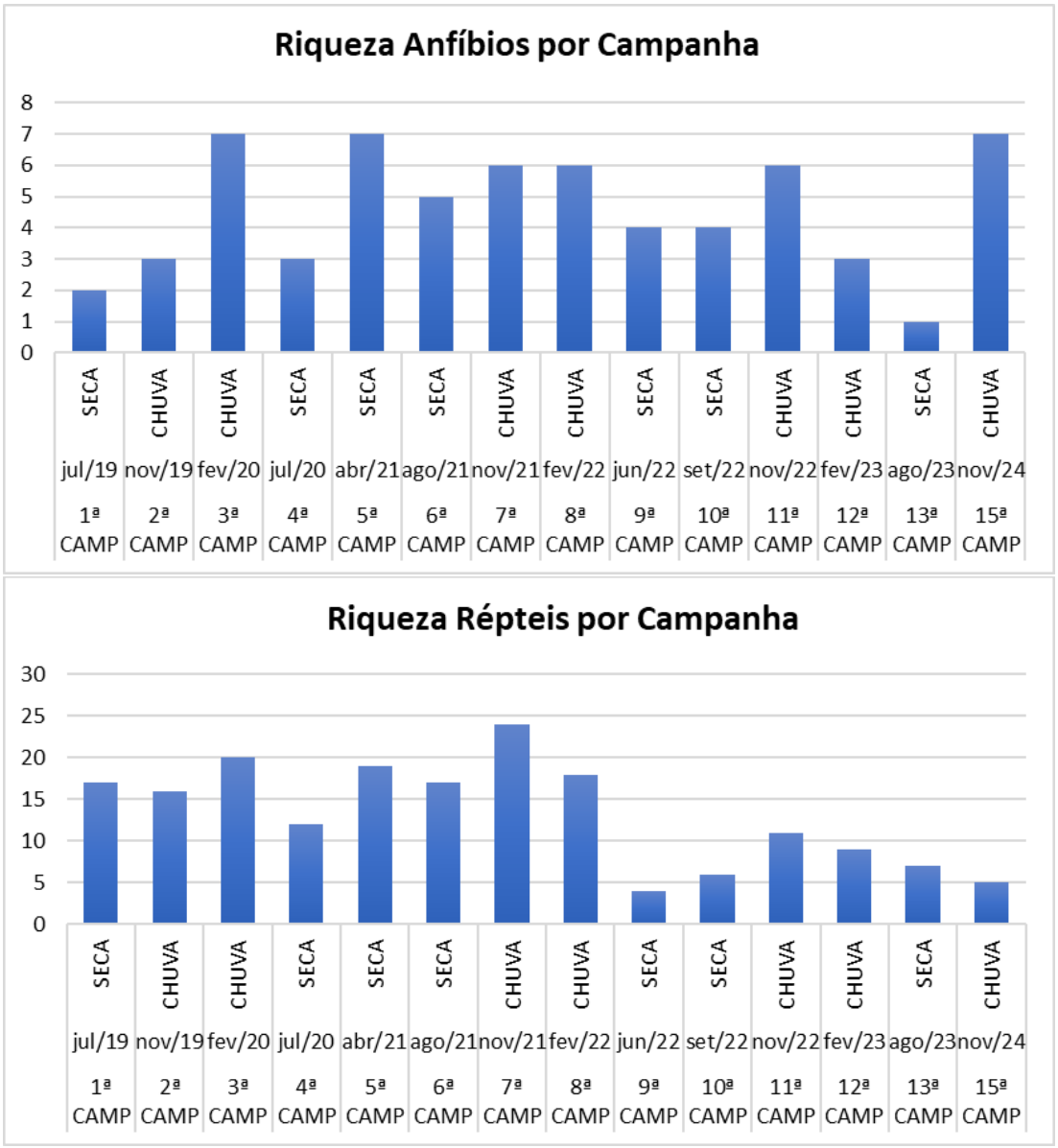


Figura 164. Comparativo entre as campanhas realizadas.

Tabela 32. Lista de espécies registradas em todas as campanhas.

Ordem/família	Espécie	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	15ª CAMP
		Seca	Chuva	Chuva	Seca	Seca	Seca	Chuva	Chuva	Seca	Seca	Chuva	Chuva	Seca	Chuva
RÉPTEIS															
Phyllodactylidae	*Gymnodactylus geckoides*	X	X	X		X		X	X						
	Phyllopezus pollicaris	X	X	X	X	X			X						
	Gymnodactylus amarali						X	X							
Gekkonidae	*Hemidactylus brasilianus*	X	X	X	X	X		X	X			X	X		
	Lygodactylus klugei	X	X	X		X		X							
	Hemidactylus mabouia						X								
Leiosauridae	*Enyalius bibronii*	X		X		X	X	X	X			X	X	X	
Tropiduridae	*Eurolophosaurus divaricatus*						X	X	X	X	X	X	X		
	Eurolophosaurus amathites						X	X	X						
	Tropidurus torquatus							X	X	X	X	X	X		
	*Tropidurus erythrocephalus**								X						
	Tropidurus oreadicus						X								
	Tropidurus cocorobensis	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	X
	Tropidurus hispidus	X	X	X	X	X		X	X						
	Tropidurus semitaeniatus	X	X	X	X	X		X	X						
Gymnophtalmidae	*Psilops paeminosus*	X	X	X											
	Acratosaura mentalis		X				X	X	X					X	
	Anotosaura vanzolinia						X								
Mabuydae	*Brasiliscincus heathi*							X	X			X			
Teiidae	*Ameiva ameiva*			X			X	X	X						

Ordem/família	Espécie	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	15ª CAMP
		Seca	Chuva	Chuva	Seca	Seca	Seca	Chuva	Chuva	Seca	Seca	Chuva	Chuva	Seca	Chuva
	Ameivula nigrigula	X	X	X	X	X	X					X		X	
	Ameivula ocellifera	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Salvator merianae		X	X				X	X			X	X		X
Iguanidae	*Iguana iguana*			X				X							X
Polychrotidae	*Polychrus acutirostris*	X													
Amphisbaenidae	*Amphisbaena vermicularis*		X	X								X			
	Amphisbaena kiriri											X			
	Amphisbaena petrei							X							
Anomalepididae	*Liotyphlops ternetzii*							X							
Boidae	*Boa constrictor*												X		
	Epicrates assisi			X		X		X							
Colubridae	*Spilotes pullatus*	X			X			X	X						
	Oxybelis aeneus				X		X			X	X		X	X	
	Oxyrhopus guibei					X									
	Oxyrhopus trigeminus	X	X		X										
	Leptophis ahaetulla	X													
	Philodryas nattereri	X	X	X	X	X		X							
	Pseudoboa nigra			X											X
	Thamnodynastes phoenix					X		X							
	Thamnodynastes pallidus						X		X						
	Xenodon merremii					X									
Dipsadidae	*Taeniophallus occipitalis*	X													

Ordem/família	Espécie	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	15ª CAMP
		Seca	Chuva	Chuva	Seca	Seca	Seca	Chuva	Chuva	Seca	Seca	Chuva	Chuva	Seca	Chuva
	Apostolepis cearensis		X				X				X			X	
	Dryophylax phoenix					X	X								
	Boiruna sertaneja			X											
	Leptodeira annulata				X										
	Erythrolamprus poecilogyrus						X								
Viperidae	*Bothrops erythromelas*			X		X		X							
	Crotalus durissus					X									
Elapidae	*Micrurus ibiboboca*					X						X			
ANFÍBIOS															
Phyllomedusidae	*Phyllomedusa bahiana*					X		X	X						
Microhylidae	*Dermatonotus muelleri*			X								X			X
Leptodactylidae	*Leptodactylus troglodytes*			X	X	X	X	X	X	X	X	X			X
	Leptodactylus vastus	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Leptodactylus labyrinthicus						X								
	Pleurodema diplolister		X	X		X									X
Odontophynidae	*Proceratophrys cristiceps*			X											
Bufonidae	*Rhinella jimi*	X	X	X	X	X	X	X	X	X					
	Rhinella diptycha					X	X	X	X	X	X	X	X		X
	Rhinella granulosa														X
Hylidae	*Corythomantis greeningi*			X								X	X		X
	Scinax x-signatus					X		X	X		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 62 espécies no final das 14 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 14 campanhas foi responsável pela detecção de 88% das espécies estimadas pelo *Bootstrap* (70,18 spp) e 77% das espécies estimadas pelo *Jackknife* 1 (80,5 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 165).

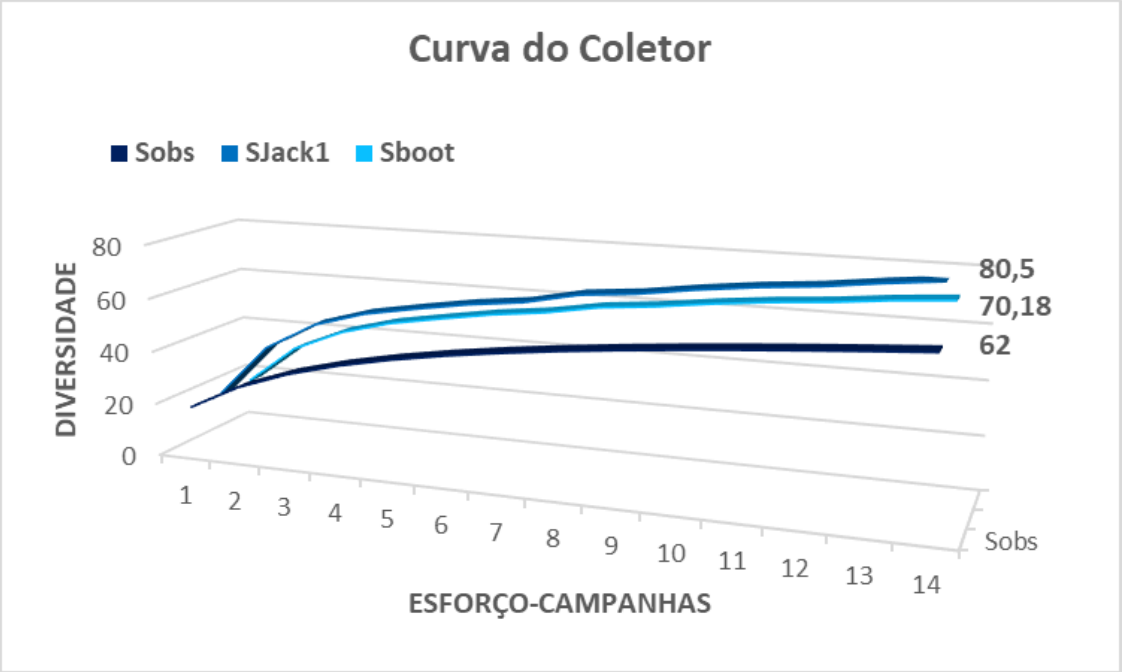


Figura 165. Curva de acumulação de espécies considerando todas as campanhas amostrais dividida por classe taxonômica e para herpetofauna em geral. De cima para baixo: Anfíbios, Répteis e Herpetofauna em geral.

- **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), "Quase Ameaçado" (NT) pela Lista Vermelha Brasileira de Espécies Ameaçadas (ICMBIO, 2014) e "Ameaçada" (EN) 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.

TÁXON	(IUCN, 204)	(MMA, 2022)	(CITES, 2023)
REPTEIS			
Família Phyllodactylidae			
Gymnodactylus geckoides	LC	DD	DD
Phyllopezus pollicaris	LC	DD	DD
Gymnodactylus amarali	LC	DD	DD
Família Gekkonidae			
Hemidactylus brasilianus	LC	LC	LC
Lygodactylus klugei	LC	DD	DD
Hemidactylus mabouia	LC	DD	DD

TÁXON	(IUCN, 204)	(MMA, 2022)	(CITES, 2023)
RÉPTEIS			
Família Leiosauridae			
Enyalius bibronii	LC	DD	DD
Família Tropiduridae			
Eurolophosaurus amathites	LC	DD	DD
Eurolophosaurus amathites	LC	DD	DD
Tropidurus torquatus	LC	DD	DD
Tropidurus erythrocephalus	LC	DD	DD
Tropidurus oreadicus	LC	DD	DD
Tropidurus cocorobensis	LC	DD	DD
Tropidurus hispidus	LC	DD	DD
Tropidurus semitaeniatus	LC	DD	DD
Família Gymnophtalmidae			
Psilops paeminosus	NT	NT	DD
Acratosaura mentalis	LC	DD	DD
Anotosaura vanzolinia			
Família Teiidae			
Ameiva ameiva	LC	DD	DD
Ameivula nigrigula	LC	DD	DD
Ameivula ocellifera	LC	DD	DD
Salvator merianae	LC	DD	Citado no apêndice II
Família Iguanidae			
Iguana iguana	LC	DD	Citado no apêndice II
Família Polychrotidae			
Polychrus acutirostris	LC	DD	DD
Família Amphisbaenidae			
Amphisbaena vermicularis	LC	DD	DD
Amphisbaena petrei	LC	DD	DD
Família Boidae			
Epicrates assisi	LC	DD	DD
Família Colubridae			
Spilotes pullatus	LC	DD	DD
Oxybelis aeneus	LC	DD	DD
Oxyrhopus guibei			
Oxyrhopus trigeminus	LC	DD	DD
Leptophis ahaetulla	LC	DD	DD
Philodryas nattereri	LC	DD	DD

TÁXON	(IUCN, 204)	(MMA, 2022)	(CITES, 2023)
Thamnodynastes phoenix	LC	DD	DD
Xenodon merremii	LC	DD	DD
Família Dipsadidae			
Taeniophallus occipitalis	LC	DD	DD
Apostolepis cearensis	LC	DD	DD
Pseudoboa nigra	LC	DD	DD
Boiruna sertaneja	LC	DD	DD
Erythrolamprus poecilogyrus			
Thamnodynastes phoenix	LC	DD	DD
Família Viperidae			
Bothrops erythromelas	DD	DD	DD
Crotalus durissus	LC	DD	DD
Família Elapidae			
Micrurus ibiboboca	LC	DD	DD
ANFÍBIOS			
Família Phyllomedusidae			
Phyllomedusa bahiana	LC	DD	DD
Família Microhylidae			
Dermatonotus muelleri	LC	DD	DD
Família Leptodactylidae			
Leptodactylus troglodytes	LC	DD	DD
Leptodactylus vastus	LC	DD	DD
Pleurodema diplolister	LC	DD	DD
Família Odontophynidae			
Proceratophrys cristiceps	LC	DD	DD
Familia Bufonidae			
Rhinella jimi	LC	DD	DD
Família Hylidae			
Corythomantis greeningi	LC	DD	DD
Scinax x-signatus	LC	DD	DD

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*.

Espécies Indicadoras e Alvo para a Conservação

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*), o calango de muro (*Tropidurus hispidus*) e a perereca de banheiro (*Scinax fuscovarius*), 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).

O que se aplica 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).

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 166).



Acratosaura mentalis



Apostolepis cearenses



Crotalus durissus



Ameivula ocellifera



Dermatonotus muelleri



Bothrops erythromela



Copeoglossum nigropunctatum



Hemidactylus brasilianus



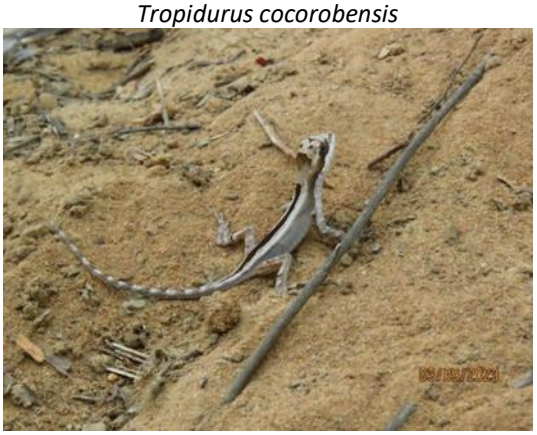
Leptodactylus vastus



Tropidurus cocorobensis



Ameivula nigrigula



Enyalius bibronii



Acratosaura mentalis



Oxybelis aeneus

Figura 166. Registro da herpetofauna durante os monitoramentos realizados no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1.

- **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 84 espécimes, distribuídos em 17 espécies pertencentes a 09 famílias e duas ordens. O grupo dos répteis foi o mais abundante, com 63 registros distribuídos em 10 espécies, sendo a família Teiidae a mais diversificada, com 03 espécies. A família Tropiduridae, por sua vez, destacou-se por sua abundância, com 36 indivíduos, todos pertencentes à espécie *Tropidurus cocorobensis*, um lagarto endêmico da Caatinga, conhecido por sua adaptação a ambientes áridos e sua predominância em áreas arenosas.

Entre os anuros, foram identificadas 07 espécies pertencentes a quatro famílias, sendo a Leptodactylidae a mais representativa, com 13 indivíduos registrados. A espécie *Leptodactylus troglodytes* e *Leptodactylus vastus* apresentaram a mesma abundância com 06 espécies cada. A variação na abundância de anuros ao longo das campanhas foi fortemente correlacionada com o período chuvoso, refletindo a dependência desses animais de ambientes úmidos para reprodução e manutenção das funções fisiológicas.

A dinâmica populacional de répteis e anuros observada durante as campanhas demonstrou uma tendência de maior estabilidade entre os répteis, com flutuações mais acentuadas na abundância de anfíbios. As diferenças nas estratégias de sobrevivência e nos requisitos ambientais entre esses grupos são influenciadas pela heterogeneidade do habitat, com os répteis mostrando uma maior adaptabilidade às condições áridas da

Caatinga. Em contraste, a menor abundância de anfíbios foi atribuída à escassez de recursos hídricos, que são fundamentais para seu ciclo de vida.

A análise da diversidade nas diferentes unidades amostrais evidenciou a influência direta das condições ambientais na distribuição e abundância das espécies. A Unidade Amostral 4 (UA4), por exemplo, obteve maior riqueza e abundância de anfíbios, provavelmente devido à presença de microhabitats úmidos e sombreados. Já para os répteis, a Unidade Amostral 2 (UA2) apresentou a maior abundância, sendo caracterizada por áreas abertas e ensolaradas, ideais para a termorregulação.

As metodologias de amostragem utilizadas, incluindo busca ativa e armadilhas de *pitfall*, foram eficazes na detecção das diferentes espécies. A busca ativa mostrou-se particularmente eficiente para anfíbios, capturando 100% dos registros totais desse grupo, enquanto as armadilhas de *pitfall* foram responsáveis por 84% dos registros de répteis, demonstrando a importância de empregar métodos complementares para uma amostragem abrangente.

A análise temporal dos dados de Herpetofauna, ao longo dos ciclos 2019-2024, no Conjunto Eólico Campo Largo – Fase 1 confirma a influência da sazonalidade na abundância e riqueza de anfíbios e répteis. Os anfíbios apresentam uma clara dependência das condições chuvosas para sua maior atividade e diversidade, enquanto os répteis, apesar de também mostrarem variação sazonal, têm maior resiliência às condições secas.

Devido à sua relativa raridade de *P. paeminosus* foi avaliado como "Quase Ameaçada" (NT) pela Lista Vermelha de espécies ameaçadas da IUCN (IUCN 2022). *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 três espécies peçonhentas e de interesse médico, e que pode oferecer riscos de vida ao ser humano (*C. durissus*, *M. ibiboboca* e *B. erythromelas*).

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 Campo Largo – Fase 1.

GRUPO ECOLÓGICO	RIQUEZA							
	UA 1	UA 2	UA 3	UA 4	UA 5	UA 6	UA 7	UA 8
Mastofauna Terrestre	17	15	16	15	17	14	19	18
Mastofauna Voadora	18	14	12	20	10	23	13	14
Herpetofauna	11	15	11	26	18	24	17	19
Ornitofauna	83	100	76	94	73	91	64	78
TOTAL	**129**	**144**	**115**	**155**	**118**	**152**	**113**	**129**

A distribuição da riqueza da fauna nas unidades amostrais (UA) demonstra uma variação considerável entre as áreas estudadas, com destaque para a UA 4, que apresenta a maior riqueza com 155 espécies distintas de fauna silvestre, seguida pela UA 6, com 152 espécies. Essa variação na riqueza de espécies pode ser explicada por diferentes fatores ecológicos e ambientais que influenciam a estrutura e a composição das comunidades biológicas em cada área (Figura 167).

A UA 4, caracterizada pela predominância de formação savânica e fragmentos de vegetação campestre com presença de afloramentos rochosos, possui uma paisagem de mosaico típica da Caatinga. Essa formação é composta por áreas de vegetação aberta intercaladas com formações florestais mais densas. A presença de afloramentos rochosos cria micro-habitats únicos que abrigam espécies endêmicas e especializadas, como cactos e bromélias, proporcionando um ambiente heterogêneo que favorece a coexistência de diferentes grupos ecológicos (Silva *et al*., 2020).

Os afloramentos rochosos, em especial, atuam como refúgios naturais, oferecendo microclimas mais frescos e úmidos durante os períodos de seca, o que pode explicar a maior riqueza de herpetofauna registrada na UA 4 (26 espécies). Estudos realizados na Caatinga, como o de Oliveira *et al*. (2019), indicam que áreas com alta heterogeneidade estrutural, como aquelas com afloramentos rochosos, tendem a apresentar maior riqueza de espécies, principalmente de grupos menos móveis como os répteis e anfíbios, que são diretamente afetados pelas condições microclimáticas.

Na UA 6, com 152 espécies de fauna silvestre, a combinação de formação savânica, fragmentos de vegetação campestre e a presença de um rio intermitente também contribui significativamente para a diversidade local. As poças d'água sazonais

criadas por chuvas orográficas fornecem recursos hídricos temporários que são essenciais para a manutenção de diversas espécies, particularmente de anfíbios e aves, que dependem diretamente de corpos d'água para reprodução e alimentação (Rodrigues *et al*., 2018). A presença de um rio intermitente na UA 6 aumenta a complexidade ecológica da área, oferecendo nichos diversos e permitindo que espécies com diferentes necessidades ecológicas coexistam, resultando em uma alta riqueza de mastofauna voadora (23 espécies) e herpetofauna (24 espécies).

Quando comparadas com outras unidades amostrais, a riqueza observada na UA 4 e UA 6 destaca-se em relação às demais áreas, que apresentam uma menor diversidade de espécies. A UA 1, por exemplo, com 129 espécies, e a UA 7, com 113 espécies, apresentam uma menor complexidade de habitat, o que pode limitar o número de espécies que conseguem se estabelecer nessas áreas.

Esses resultados são consistentes com outros estudos realizados na Caatinga, que apontam para uma maior riqueza de espécies em áreas com maior heterogeneidade ambiental e disponibilidade de micro-habitats, como demonstrado por Prado & Gibbs (2021), que verificaram uma correlação positiva entre a diversidade de micro-habitats e a riqueza de espécies em ecossistemas de Caatinga. A presença de formações savânicas, associadas a elementos estruturais como afloramentos rochosos e corpos d'água temporários, cria condições favoráveis para a diversidade de fauna, proporcionando refúgios, locais de alimentação e reprodução que sustentam uma ampla gama de espécie



UA 4



UA 6

Figura 167. Registro fotográfico da UA 4 e UA 6.

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	21	19	21	18	21	16	19	17	12	11	12	13	10	*	10	*	**31**
Mastofauna Voadora	19	15	11	12	20	12	10	12	12	9	7	7	3	10	6	5	**48**
Herpetofauna	19	19	27	15	24	19	21	21	15	10	16	12	7	*	12	*	**63**
Ornitofauna	39	39	40	37	69	53	78	66	55	24	50	62	59	67	63	53	**162**
TOTAL	**98**	**92**	**99**	**82**	**134**	**100**	**128**	**116**	**94**	**54**	**85**	**94**	**79**	**77**	**91**	**58**	**304**

Ao analisar os dados de riqueza de espécies entre o ciclo de monitoramento de 2019 a 2024 e as campanhas anteriores, observa-se uma variação considerável nos resultados, com um aumento acumulado na riqueza de espécies ao longo do tempo. Esse aumento, entretanto, não deve ser interpretado automaticamente como uma indicação de um crescimento populacional, mas sim como uma consequência de diversos fatores que podem influenciar os resultados das campanhas de monitoramento.

A variação na riqueza de espécies ao longo das campanhas pode ser atribuída a diferentes fatores ambientais e metodológicos. Entre eles, a interferência das precipitações se destaca, especialmente em ecossistemas de clima semiárido, como a Caatinga. Flutuações na precipitação podem afetar diretamente a disponibilidade de recursos, como água e alimento, influenciando a presença e a atividade de diferentes grupos faunísticos (Silva *et al*., 2020). Nos períodos chuvosos, é comum observar um aumento na riqueza de espécies, especialmente na herpetofauna e na ornitofauna, devido ao aumento da disponibilidade de habitats temporários, como poças e áreas alagadas, que favorecem a reprodução e a dispersão de várias espécies (Rodrigues *et al*., 2018).

Outro fator importante a ser considerado é a variação nas temperaturas entre as campanhas. Espécies ectotérmicas, como répteis e anfíbios, são altamente dependentes da temperatura ambiente para suas atividades diárias, como forrageio e reprodução. Mudanças sazonais ou mesmo anuais nas temperaturas podem resultar em variações nas taxas de detecção dessas espécies durante as campanhas de monitoramento (Prado & Gibbs, 2021). Por exemplo, a menor riqueza de herpetofauna observada em campanhas específicas, como em novembro de 2022 e agosto de 2023, pode estar relacionada a temperaturas subótimas para a atividade desses animais.

Além disso, fatores astronômicos, como a fase lunar, também podem interferir na detecção de espécies, especialmente de mastofauna terrestre e voadora. Estudos indicam que muitas espécies de mamíferos têm padrões de atividade noturna influenciados pela luminosidade da lua, com algumas espécies se tornando menos ativas em noites de lua cheia para evitar predadores (Costa *et al*., 2019). Essa variabilidade pode explicar flutuações na riqueza de espécies entre as campanhas, como as observadas nas campanhas de julho de 2019 e fevereiro de 2024.

Diferenças metodológicas, como o esforço amostral, também desempenham um papel significativo na variação dos resultados entre campanhas. O esforço amostral, definido pela quantidade de tempo, número de observadores e métodos utilizados, pode influenciar diretamente a quantidade de espécies registradas. Campanhas com maior esforço amostral tendem a registrar uma maior riqueza de espécies, como observado na campanha de maio de 2021, que apresentou um aumento significativo na riqueza total (134 espécies) em comparação com outras campanhas.

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 Campo Largo – Fase 1 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, composta por anfíbios e répteis, os dados indicaram uma diversidade significativa de 17 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. Em contraste, a sazonalidade teve um impacto mais

acentuado sobre os anfíbios, refletindo sua dependência de ambientes úmidos e microhabitats específicos.

No que diz respeito à avifauna, o levantamento registrou uma representatividade notável, com 99 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. No entanto, a redução observada em 2024, provavelmente devido a um menor esforço amostral, reforça a necessidade de campanhas de monitoramento regulares e frequentes para captar as flutuações naturais e garantir uma avaliação precisa dos impactos.

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* e *Galea spixii* foram as mais frequentemente capturadas, enquanto a presença de predadores de topo, como *Puma yagouaroundi* e *Leopardus wiedii* sugere que as interações tróficas na área de estudo do

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 Campo Largo – Fase 1 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.

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