

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

ANDERSON COIMBRA PEREIRA

**ACESSANDO A COMUNIDADE DE MESOPREDADORES EM UMA
REGIÃO ALTAMENTE FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA A
PARTIR DO eDNA E iDNA**

SÃO CARLOS – SP

12/2024

ANDERSON COIMBRA PEREIRA

**ACESSANDO A COMUNIDADE DE MESOPREDADORES EM UMA
REGIÃO ALTAMENTE FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA A
PARTIR DO eDNA E iDNA**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e
Recursos Naturais da Universidade Federal
de São Carlos como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador(a): Prof. Dr. Pedro M. Galetti Jr

Coorientador(a): Dr. Bruno H. Saranholi

São Carlos – SP

12/2024



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Anderson Coimbra Pereira, realizada em 06/12/2024.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Pedro Manoel Galetti Junior (UFSCar)

Prof. Dr. Alexander Vicente Christianini (UFSCar)

Prof. Dr. Marcelo Magioli (CENAP)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer ao Programa de Pós-Graduação e ao meu orientador, Prof. Dr. Pedro M. Galetti Jr. pela oportunidade de ter realizado este trabalho ao longo dos dois anos do meu mestrado, uma etapa muito importante e enriquecedora para mim, tanto pessoal quanto profissionalmente. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 (PROAP/CAPES PPGERN) a quem também agradeço pelos recursos que me auxiliaram durante essa etapa. Este projeto foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, através do Projeto “Avaliação, recuperação e conservação da fauna ameaçada de extinção do Centro de Endemismo Pernambuco (CEP)” (FAPESP, 2017/23548-2). À minha família por todo o apoio, financeiro e emocional, pois nunca é fácil sair de casa, principalmente quando vamos para tão longe. Sem vocês eu não teria conseguido realizar um terço. Gostaria, especialmente de agradecer meus avós maternos, Ana Júlia e Joel (*in memoriam*) por toda a ajuda que vocês deram, não só para mim, mas para todos os netos para que pudéssemos estar sempre estudando para que nos tornássemos pessoas melhores. Muito obrigado, vocês estarão sempre comigo. A todos os meus amigos, antigos e novos, pelas risadas, abraços, cafés, conversas e pipetas compartilhadas ao longo de todo esse tempo. Igor e Pedro pelas longas calls, Léo, Nathália e Camila pelo companheirismo e paciência comigo ao longo desses dois anos. Vocês são pessoas que quero levar para sempre. Aos meus doutores e pós-docs favoritos, Bruno, Carla, Marina e Camila por toda a ajuda e disponibilidade que vocês sempre tiveram comigo, em especial Bruno pela ensinamentos durante a coorientação. Sou muito agradecido pelo meu caminho acadêmico ter cruzado com o de vocês. Vocês são exemplos que eu me espelharei, na academia e fora dela também. O que alcancei nessa etapa da minha vida, muito foi com a ajuda de vocês! Agradeço também minha namorada, a melhor coisa que me aconteceu nesse meu tempo em São Carlos por ser quem você é, a cuidar de mim, me animar quando estive pra baixo e me fazer uma pessoa melhor. Por fim, a todos vocês, meu muito obrigado.

RESUMO

A Mata Atlântica é um dos biomas mais biodiversos do mundo, mas também um dos mais ameaçados, com grande parte de sua área original perdida devido à fragmentação e à expansão de atividades humanas. O Centro de Endemismo Pernambuco (CEP), localizado ao norte da foz do rio São Francisco, é uma das regiões mais devastadas da Mata Atlântica, concentrando espécies endêmicas e alta diversidade filogenética, embora suas áreas remanescentes estejam cada vez mais isoladas e degradadas. A fragmentação do CEP representa uma séria ameaça à sobrevivência de várias espécies e compromete o funcionamento ecológico desse bioma, sendo uma área prioritária para estudos de conservação. Atualmente, o CEP já não abriga mamíferos de grande porte devido à intensa pressão antrópica; os predadores restantes são mesopredadores, que sobrevivem em baixas densidades e desempenham papéis ecológicos cruciais. A conservação desses mesopredadores é o foco deste trabalho, que visa detectar a presença dessas espécies, contribuindo para o conhecimento de suas distribuições, e identificar áreas prioritárias para a sua conservação. Neste contexto, novas abordagens de monitoramento tornam-se essenciais para compreender a presença de espécies ameaçadas e guiar ações de conservação. Os objetivos deste trabalho foram identificar a presença de mesopredadores em fragmentos florestais do CEP e regiões prioritárias para conservação dessas espécies. O monitoramento das espécies foi realizado a partir da técnica de DNA ambiental (eDNA) e DNA derivado de invertebrados (iDNA), que consiste na identificação de espécies a partir de amostras de água e do conteúdo estomacal de moscas e mosquitos, respectivamente. Complementarmente, foi realizada uma análise de modelagem de distribuição de espécies (SDM) para identificar áreas com potencial para conservação de seis espécies de mesopredadores, com registros para a região: *Leopardus pardalis*, *Didelphis aurita*, *Didelphis albiventris*, *Procyon cancrivorus*, *Nasua nasua* e *Cerdocyon thous*. Foram realizadas coletas em 13 fragmentos florestais do CEP, aplicando-se análises de metabarcoding com os marcadores 12SrRNA e 16SrRNA para detectar a presença dos mesopredadores. Os resultados demonstram a eficácia das metodologias de eDNA e iDNA para monitoramento de espécies de baixa abundância em áreas fragmentadas, identificando a presença de *C. thous* e *D. albiventris* em cinco dos fragmentos analisados; o iDNA de moscas e o marcador 16S mostraram-se mais eficazes para a identificação das espécies-alvo. A SDM utilizou variáveis ambientais,

de cobertura e uso do solo, variáveis antropogênicas e topográficas para prever áreas de ocorrência favoráveis à presença e, conseqüentemente, conservação dessas espécies. A realização das modelagens realizadas permitiu prever a distribuição potencial das espécies em resposta as variáveis analisadas e identificar fragmentos florestais viáveis para a proteção dessas populações. Os resultados deste estudo fornecem subsídios importantes para a conservação não apenas dos mesopredadores no CEP, mas para a biodiversidade do CEP como um todo. Ao identificar áreas de ocorrência e potencial habitat para essas espécies, o trabalho contribui para o desenvolvimento de estratégias de conservação que podem beneficiar a biodiversidade local. Desse modo, o presente estudo não apenas avança no conhecimento sobre os mesopredadores, mas também reforça a importância de ações integradas para proteger a ameaçada fauna do Centro de Endemismo Pernambuco.

Palavras-chave: Fragmentação de habitat; Mata Atlântica, Genética da conservação; Modelagem de distribuição de espécies

ABSTRACT

The Atlantic Forest is one of the most biodiverse yet threatened biomes globally, with significant loss of its original area due to fragmentation and human expansion. The Pernambuco Endemism Center (CEP), located north of the São Francisco River mouth, is among the most devastated regions of this biome, hosting endemic species and high phylogenetic diversity, although its remaining areas are increasingly isolated and degraded. The fragmentation of CEP poses a serious threat to the survival of various species and undermines the ecological functioning of the biome, marking it as a priority area for conservation studies. Currently, large mammals are absent from the CEP due to intense anthropogenic pressure, and remaining predators are mesopredators, surviving in low densities and playing crucial ecological roles. This study focuses on the conservation of these mesopredators by detecting their presence to enhance knowledge of their distributions and identify priority areas for conservation. Innovative monitoring approaches are essential for understanding the presence of threatened species and guiding preservation actions. The objectives included identifying mesopredator presence in CEP forest fragments and pinpointing areas of conservation priorities for those species. Monitoring employed environmental DNA (eDNA) and invertebrate-derived DNA (iDNA) techniques, analyzing water samples and stomach contents of flies and mosquitoes, respectively. Additionally, species distribution modeling (SDM) was conducted to identify areas with conservation potential for six mesopredator species recorded in the region: *Leopardus pardalis*, *Didelphis aurita*, *Didelphis albiventris*, *Procyon cancrivorus*, *Nasua nasua*, and *Cerdocyon thous*. Collections were made from 13 forest fragments in CEP, utilizing metabarcoding analyses with 12SrRNA and 16SrRNA markers to detect mesopredator species presence. Results demonstrated the effectiveness of eDNA and iDNA methodologies for monitoring low-abundance species in fragmented areas, identifying *C. thous* and *D. albiventris* in five of the analyzed fragments; the iDNA from flies and the 16S marker were more effective for target species identification. The SDM incorporated environmental, land cover, anthropogenic, and topographical variables to predict favorable occurrence areas for these species' conservation. The modeling outcomes forecast potential species distributions in response to the analyzed variables, identifying viable forest fragments for population protection. This study provides critical insights for conserving mesopredators and the overall faunal community in CEP. By identifying occurrence areas and potential habitats, the research

aids in developing conservation strategies that can benefit local biodiversity. Thus, the present study not only advances knowledge about mesopredators but also reinforces the importance of integrated actions to protect the threatened fauna of the Centro de Endemismo Pernambuco.

Keywords: *Habitat Fragmentation; Atlantic Forest; Conservation Genetics; Species Distribution Modeling.*

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Área da cobertura original e atual do Centro de Endemismo Pernambuco (CEP) no Nordeste brasileiro. 21
- Figura 1.1** - Mapas das áreas e pontos de coleta de eDNA e iDNA no Rio Grande do Norte, Paraíba e Alagoas. A – RPPN Mata Estrela, B – Mata ASPLAN, C – ESEC do Pau Brasil, D – REBIO Guaribas, E – RPPN Fazenda Pacatuba, F – RPPN Engenho Gargaú, G – Mata Sucupira, H – Mata do Cedro. 35
- Figura 1.2** - Armadilhas para coleta de amostras de iDNA. Armadilha para a coleta de moscas (a esquerda) e armadilha CDC (a direita) para coleta de mosquitos hematófagos. 39
- Figura 1.3** - Processo de coleta (esquerda) e filtragem da água (direita) para retenção do DNA disponível no ambiente. 40
- Figura 1.4** - Preparação do material coletado para a extração do DNA: 1 - Higienização dos materiais a serem usados; 2 – Triagem para preparação dos *bulks*; 3 – *Bulk* preparado para a extração; 4 – Abdômen retirado de mosca e sendo separado por tamanho para a extração. 42
- Figura 1.5** - Ilustração esquematizando todo o processo para a obtenção do iDNA e eDNA, desde a coleta de amostras até o processamento por bioinformática. 43
- Figura 1.6** - Áreas do Centro de Endemismo Pernambuco nas quais houve detecção de *Cerdocyon thous* neste trabalho e áreas que já possuíam registro prévio da presença da espécie. 47
- Figura. 1.7** - Áreas do Centro de Endemismo Pernambuco nas quais houve detecção de *Didelphis albiventris* neste trabalho e áreas que já possuíam registro prévio da presença da espécie. 48
- Figura 2.1** - Uso e cobertura do solo do Centro de Endemismo Pernambuco juntamente com os brejos de altitude. 71
- Figura 2.2** - Matriz de correlação mostrando o valor do r de Pearson para as variáveis ambientais pré-definidas para as modelagens de distribuição de espécies.77
- Figura 2.3** - Importância média das variáveis ambientais para previsão da distribuição de *Cerdocyon thous* no Centro de Endemismo Pernambuco.79

Figura 2.4 - Curvas resposta para a distribuição de <i>Cerdocyon thous</i> para a cada variável ambiental selecionada para a modelagem.	80
Figura 2.5 - Mapa de probabilidade da modelagem da distribuição de <i>Cerdocyon thous</i> no Centro de Endemismo Pernambuco.	83
Figura 2.6 - Importância média das variáveis ambientais para previsão da distribuição de <i>Didelphis albiventris</i> no Centro de Endemismo Pernambuco.	84
Figura 2.7 - Curvas resposta para a distribuição de <i>Didelphis albiventris</i> para a cada variável ambiental selecionada para a modelagem.	86
Figura 2.8 - Mapa de probabilidade da modelagem da distribuição de <i>Didelphis albiventris</i> no Centro de Endemismo Pernambuco.	87
Figura 2.9 - Importância média das variáveis ambientais para previsão da distribuição de <i>Procyon cancrivorus</i> no Centro de Endemismo Pernambuco.	88
Figura 2.10 - Curvas resposta para a distribuição de <i>Procyon cancrivorus</i> para a cada variável ambiental selecionada para a modelagem.	89
Figura 2.11 - Mapa de probabilidade da modelagem da distribuição de <i>Procyon cancrivorus</i> no Centro de Endemismo Pernambuco.	90
Figura 2.12 - Importância média das variáveis ambientais para previsão da distribuição de <i>Nasua nasua</i> no Centro de Endemismo Pernambuco.	91
Figura 2.13 - Curvas resposta para a distribuição de <i>Nasua nasua</i> para a cada variável ambiental selecionada para a modelagem.	92
Figura 2.14 - Mapa de probabilidade da modelagem da distribuição de <i>Nasua nasua</i> no Centro de Endemismo Pernambuco.	93
Figura 2.15 - Importância média das variáveis ambientais para previsão da distribuição de <i>Didelphis aurita</i> no Centro de Endemismo Pernambuco.	94
Figura 2.16 - Mapa de probabilidade da modelagem da distribuição de <i>Didelphis aurita</i> no Centro de Endemismo Pernambuco.	95
Figura 2.17 - Importância média das variáveis ambientais para previsão da distribuição de <i>Leopardus pardalis</i> no Centro de Endemismo Pernambuco.	96
Figura 2.18 - Curvas resposta para a distribuição de <i>Leopardus pardalis</i> para a cada variável ambiental selecionada para a modelagem.	97

Figura 2.19 - Mapa de probabilidade da modelagem da distribuição de *Leopardus pardalis* no Centro de Endemismo Pernambuco. 98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Localidades dos pontos de amostragem por iDNA no CEP.	35
Tabela 1.2 – Localidades dos pontos de amostragem por eDNA no CEP.	37
Tabela 1.3 - Total de OTUs e reads detectados por eDNA e iDNA.	45
Tabela 1.4 - Espécies detectadas por fragmentos em diferentes combinações de marcadores moleculares e métodos de amostragem.	46
Tabela 2.1 - Variáveis escolhidas para a modelagem de distribuição de espécie.	73
Tabela 2.2 - Valores de VIF para as variáveis, VIF inicial e VIF final depois da remoção da variável com maior multicolinearidade.	77

LISTA DE ABREVIações E SIGLAS

ANN - *artificial neural networks*

ASPLAN - Associação de Plantadores de Cana da Paraíba

pb - Pares de base

CDC - *Center of Disease Control*

CEP - Centro de Endemismo Pernambuco

CTA - *classification and regression trees*

DGE - Departamento de Genética e Evolução

DNIT - Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes do Brasil

eDNA - *Environmental DNA*

EM - *ensemble modeling*

ESEC - Estação Ecológica

ESM - *ensemble of small models*

EVI - *enhanced vegetation index*

FDA - *flexible discriminant analysis*

GBIF - *Global Biodiversity Information Facility*

GEE - *Google Earth Engine*

GLM - *generalized linear models*

GPS - *Sistema de Posicionamento Global*

gHM - *Global Human Modification*

ha - Hectare

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

IUCN - União Internacional para a Conservação da Natureza

iDNA - *Invertebrat-derived DNA*

kg - Quilograma

km - Quilômetro

LabBMC - Laboratório de Biodiversidade Molecular e Conservação

m - metros

MARS - *multivariate adaptative regression splines*

mm - milímetros

OTU - Unidade Taxonômica Operacional

PCR - Reação em Cadeia da Polimerase

PET - Polietileno Tereftalato

REBIO - Reserva Biológica

RF - *random forests*

ROC - *Receiver Operating Characteristic Curve*

RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural

SALVE - Sistema de Avaliação do Risco da Extinção da Biodiversidade

SDM - Modelo de Distribuição de Espécies

SRE - *surface range envelopes*

UC - Unidade de Conservação

VIF - Fator de Inflação da Variância

XGBOOST - *eXtreme Gradient Boosting Training*

°C - Celsius

µm - Micrômetro

SUMÁRIO

I INTRODUÇÃO GERAL	17
I.1 Predadores de topo de cadeia	17
I.2 Liberação do mesorpedador.....	18
I.3 Efeito das ações antrópicas	20
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23
Capítulo 1: DETECTANDO OS MESOPREDADORES DO CENTRO DE ENDEMISMO PERNAMBUCO ATRAVÉS DO eDNA E iDNA.	27
RESUMO.....	28
INTRODUÇÃO	30
1.1 MATERIAIS E MÉTODOS	34
1.2.1 ÁREA DE ESTUDO	34
1.2.2 COLETA DAS AMOSTRAS DE eDNA E iDNA	34
1.2.3 EXTRAÇÃO DO iDNA e eDNA.....	40
1.2.4 AMPLIFICAÇÃO DOS MINI-BARCODES E SEQUENCIAMENTO	42
1.2.5 BIOINFORMÁTICA.....	43
1.2.5 LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO DAS ESPÉCIES.....	44
1.3 RESULTADOS.....	44
1.4 DISCUSSÃO	49
1.5 CONCLUSÃO.....	52
1.6 REFERÊNCIAS	53
CAPÍTULO 2: MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO PARA OS MESOPREDADORES DO CENTRO DE ENDEMISMO PERNAMBUCO	60
RESUMO.....	61
2.INTRODUÇÃO	63
MATERIAIS E MÉTODOS	70
Área de Estudo.....	70
Levantamento de dados de ocorrência das espécies de interesse	71
Variáveis utilizadas para a modelagem	72
Modelagem.....	76
RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
<i>Cerdocyon thous</i>	78

<i>Didelphis albiventris</i>	84
<i>Procyon cancrivorus</i>	87
<i>Nasua nasua</i>	90
<i>Didelphis aurita</i>	94
<i>Leopardus pardalis</i>	95
CONCLUSÃO.....	99
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100
CONSIDERAÇÕES FINAIS	114

I INTRODUÇÃO GERAL

I.1 Predadores de topo de cadeia

Os predadores são um grupo fundamental para a saúde e manutenção de um ecossistema. Eles são capazes de manter o equilíbrio de toda a comunidade através da interação com outras espécies, de diferentes níveis tróficos, tanto direta quanto indiretamente, resultando em um efeito conhecido como cascata trófica (Ricklefs e Relyea, 2016; Ripple *et al.*, 2016). A interação direta decorre por predação, conhecida como cascata trófica mediada por densidade, e a indireta é dada pela indução de mudanças de comportamento e uso do habitat por outras espécies, sendo chamada de cascata trófica mediada por comportamento, mantendo assim a saúde funcional do ecossistema (Crooks e Soulé, 1999; Ordiz; Bischof; Swenson, 2013; Ripple *et al.*, 2014). Knight e colaboradores (2005) demonstraram que a predação de larvas de libélulas por peixes beneficia plantas terrestres, já que assim haverá menos libélulas adultas para se alimentar de seus polinizadores. No parque de Yellowstone o veado-vermelho *Cervus elaphus* passou a evitar áreas com presença de lobos *Canis lupus* após a sua reintrodução. Como consequência as áreas abandonadas pelos cervídeo tiveram uma regeneração vegetal (Ripple e Beschta, 2007). Algo parecido foi descrito por Burkholder *et al.* (2013), onde a presença do tubarão-tigre *Galeocerdo cuvier* impactou na manutenção da comunidade de algas marinhas, ao manter os consumidores primários, espécies de peixes, se alimentando em áreas mais afastadas.

Atualmente, grande maioria das espécies de carnívoros estão ameaçadas de extinção devido principalmente a perda e fragmentação do habitat, resultado do avanço das atividades antrópicas. Interações negativas com os humanos como a caça, retaliação bem como atropelamentos nas estradas também contribuem para tal (Michalski *et al.*, 2006; Ripple *et al.*, 2014; Peters *et al.*, 2016; Abra *et al.*, 2021; Fernandez-Sepulveda e Martín, 2022; Prugh *et al.*, 2023). Dessa maneira, a redução ou extinção das populações de predadores pode resultar, além de uma perda na biodiversidade, na alteração de toda a estrutura da comunidade de um ecossistema (Crooks, 2002). Em uma situação como esta, quando uma comunidade perde o seu predador de topo, a regulação sobre as demais espécies como os mesopredadores deixa de existir, o que abre espaço para uma expansão desses, sejam nativos ou invasores, em um evento conhecido como liberação do mesopredador (*mesopredator release*). (Soulé *et al.*, 1988; Crooks e Soulé, 1999; Wallach *et al.*, 2015). Prugh e

colaboradores (2009) analisaram as mudanças na distribuição de 36 espécies de mamíferos carnívoros terrestres que ocorrem na América do Norte, sendo sete dessas consideradas predadores de topo. O resultado indicou uma perda territorial por parte desses predadores de topo de 2% a 76%, ao passo que alguns mesopredadores passaram a ter quase o dobro do alcance territorial original (Prugh *et al.*, 2009).

1.2 Liberação do mesopredador

A liberação do mesopredador, com a sua expansão populacional e geográfica causada pela ausência de um regulador, ou seja, os predadores topo de cadeia, acarreta em uma mudança que afeta todos os níveis tróficos, podendo causar um desequilíbrio da estrutura ecológica da comunidade através de efeitos em cascata, resultando em uma contínua perda da biodiversidade, principalmente de espécies que são presas dos mesopredadores emergentes (Crooks e Soule, 1999; Prugh *et al.*, 2009; Ripple *et al.*, 2013; Ripple e Beschta, 2007; Ritchie e Johnson, 2009). Soulé e colaboradores (1988) reportaram que *Canis latrans* apesar de predarem espécies de aves, diminuem a taxa de extinção das mesmas ao regular as populações de raposas *Vulpes vulpes* e gatos domésticos, predadores frequentes de aves. Na Austrália, áreas onde não há mais a presença do predador topo dingo *Canis lupus dingo*, as raposas, espécie introduzida na Austrália, aumentaram a predação sobre pequenos e médios mamíferos, o que levou a um declínio dessas espécies (Letnic; Ritchie; Dickman, 2012). Ripple e colaboradores (2013) documentaram que o declínio da população de lobos e o aumento na abundância e distribuição de mesopredadores, como os coiotes, na região oeste dos Estados Unidos elevou a predação de leporídeos (coelhos e lebres) até quase sua extinção total, bem como suprimiu outros pequenos predadores como raposas.

Com a ausência do predador de topo, um mesopredador melhor competidor pode expulsar ou diminuir a área de atividade de outras espécies de carnívoros através de interações interespecíficas. Como exemplo, podemos citar as espécies de felinos menores que evitam a mesma área ou não a utilizam no mesmo período que a jaguatirica *Leopardus pardalis* ocorre, espécie considerada mesopredadora, diminuindo a área de vida das espécies de felinos de menor porte. Esse acontecimento é conhecido como efeito pardalis (Kasper *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2010; De Oliveira *et al.*, 2022).

Vale ressaltar, que a definição de uma espécie mesopredadora pode ser considerada controversa e um tanto arbitrária (Prugh *et al.*, 2009; Ritchie e Johnson, 2009). Grande parte dos pesquisadores classificam espécies em mesopredadoras baseando-se apenas na massa corporal média de um indivíduo adulto (Buskirk, 1999; Conner e Morris, 2015; Gehrt e Clark, 2003; Ordiz *et al.*, 2013; Wallach *et al.*, 2015).

Essa abordagem desconsidera uma série de outros fatores importantes, como fatores relacionados a própria espécie, como o seu comportamento e hábito alimentar, sua interação com o ambiente que está inserido suas interações com outras espécies e o seu papel ecológico na teia alimentar. Ao ignorar esses aspectos, corremos o risco de simplificar demais a definição de mesopredadores, deixando de lado nuances importantes para entender seu verdadeiro impacto no ecossistema. Prugh e colaboradores (2009) comentam que essa classificação comumente adotada não reflete aos processos ecológicos que o conceito de liberação do mesopredador passa. Assim sua definição não deve se prender ao tamanho corpóreo ou grupo taxonômico da espécie, mas sim de uma visão funcional, enfatizando o comportamento ecológico e as interações entre as espécies.

Portanto, um mesopredador pode ser entendido como uma espécie que se encontre no 'meio' da teia alimentar, podendo ser comum, por vezes, uma mesma espécie variar entre predador de topo e mesopredador, a depender da comunidade analisada, do ambiente e de seu grau de perturbação. Por exemplo, o coiote apresentou um aumento de 60% na sua distribuição, muito devido a perda territorial ou extinção local do lobo, *Canis lupus*, em algumas áreas, que era até então a espécie considerada predador topo. Esse é um dos motivos que levam o coiote a ser classificado como predador de topo em alguns trabalhos (Crooks e Soulé, 1999; Fedriani *et al.*, 2000; Henke e Bryant, 1999), mas como mesopredador, principalmente na presença do lobo, em outros (Berger e Conner, 2008; Ripple *et al.*, 2013; Switalski *et al.*, 2003).

Todavia, mesmo podendo ser elevados a uma posição de topo, o mesopredador não irá desempenhar a função ecológica de um predador de topo caso este esteja ausente (Avrin *et al.*, 2023 e Prugh *et al.*, 2009). Pode-se até desempenhar parcialmente algumas funções, mas não completamente, devido justamente as diferenças biológicas e ecológicas intrínsecas a cada espécie. Por exemplo, um mesopredador como a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) não pregará um animal de grande porte, que serve de alimento para um predador topo como a onça-pintada

(*Panthera onca*). Portanto, sem a regulação por seus predadores, essas espécies tendem a aumentar em população, o que pode afetar a estrutura da comunidade. No entanto, considerando as modificações antrópicas causadas pelo homem, principalmente a perda e fragmentação do habitat e a falta de estudos em muitas dessas áreas afetadas como na região neotropical, ainda pouco se sabe como a comunidade de predadores está composta nas áreas impactadas dessas regiões.

1.3 Efeito das ações antrópicas

A intensa modificação da paisagem causada pelas atividades antrópicas (Tschardtke *et al.*, 2012), tem levado ao declínio e perda de espécies no mundo todo (Dirzo *et al.*, 2014). A Mata Atlântica é um dos ecossistemas altamente impactados pelas ações humanas, sendo classificado como *hotspot* para conservação Mittermeier *et al.*, (1999) devido a sua riqueza e quantidade de espécies endêmicas. Estudos recentes de mapeamento do bioma indicaram uma cobertura vegetal atual de 28% ou 32 milhões de hectares. Apesar do aumento de cobertura, cerca de 97% dos seus fragmentos possuem uma área menor que 50 ha (Rezende *et al.*, 2018; Vancine *et al.*, 2024).

O CEP é uma área que compreende a porção de Mata Atlântica do Nordeste acima do rio São Francisco. Atualmente, apenas 2% da cobertura original do CEP se encontra preservada (Fig. 1), estando seus fragmentos remanescentes inseridos em uma matriz agrícola, principalmente de cana-de-açúcar (Beltrão *et al.*, 2019; Tabarelli *et al.*, 2010). De acordo com Ranta e colaboradores (1998), a maioria dos fragmentos restantes presentes na região são menores que 10 ha com apenas quatro fragmentos alcançando uma área maior que 5,000 ha (Ranta *et al.*, 1998; Dias; Silveira; Francisco; 2023).

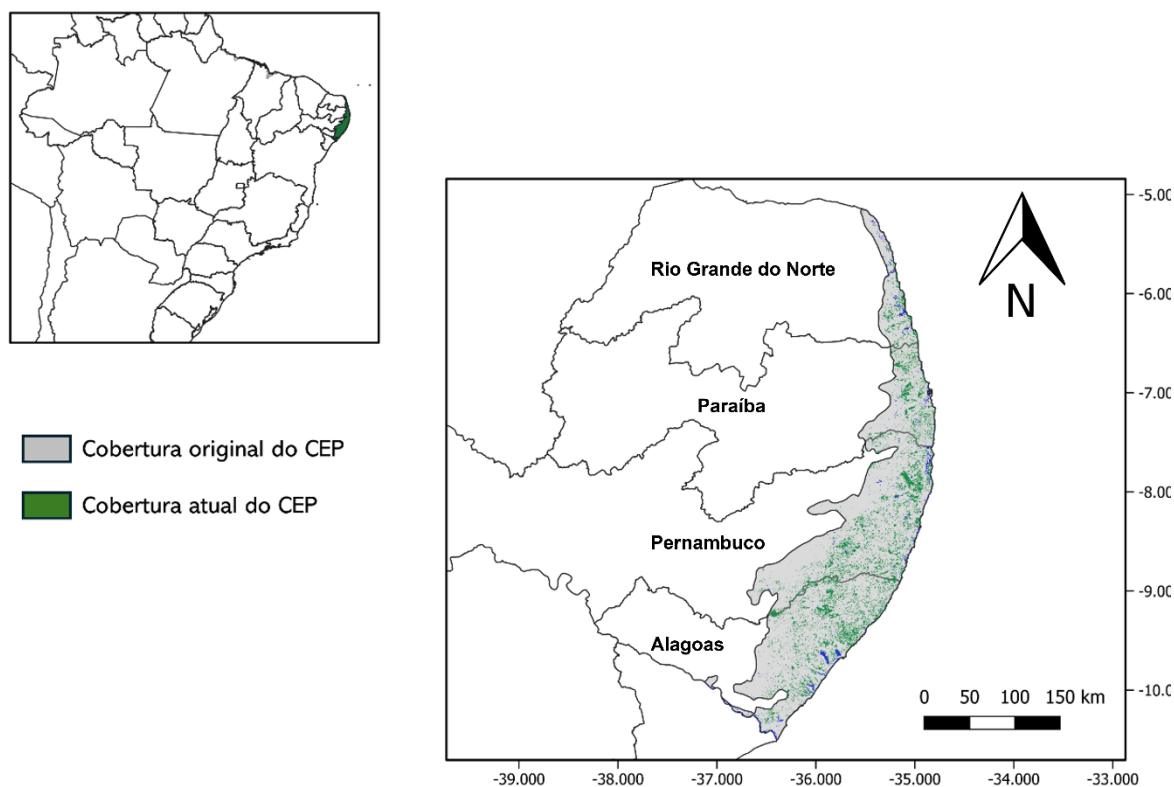


Figura 1 - Área da cobertura original e atual do Centro de Endemismo Pernambuco (CEP) no Nordeste brasileiro.

A pressão da caça e o impacto negativo que as estradas causam em áreas florestadas também podem influenciar no processo de defaunação fazendo com que grandes animais que necessitam de grandes áreas ou que dependam de áreas florestadas acabem por se extinguir. É o caso de grandes e importantes herbívoros e frugívoros como anta *Tapirus terrestris*, veado-catingueiro *Mazama gouazoubira* e a queixada *Tayassu pecari* (Feijó e Langguth, 2013; Mendes Pontes *et al.*, 2016), bem como os predadores de topo da Mata Atlântica, onça-pintada *Panthera onca* e a onça-parda *Puma concolor*, que se encontram localmente extintos no CEP (Beltrão *et al.*, 2019).

Com a ausência dos grandes felinos no CEP, a tendência é que os mesopredadores existentes na região assumam esse papel, porém há pouca informação disponível sobre quais espécies ainda se fazem presentes na área. Os estudos disponíveis relatam poucos registros de mamíferos predadores o que pode indicar uma dificuldade dessas espécies persistirem em uma região já em estado

avançado de desflorestamento (Beltrão *et al.*, 2019; Ramos *et al.*, 2021; Feijó *et al.*, 2023; Beltrão *et al.*, 2024).

Nesse sentido, aprimorar o conhecimento sobre a ocorrência dessas espécies de mesopredadores no CEP é essencial. Os trabalhos realizados até o momento baseiam-se em estudos realizados em poucas áreas e baseados em metodologias tradicionais, como armadilhas fotográficas (Ramos *et al.*, 2021; Beltrão *et al.*, 2019), avistamentos (Fernandes, 2003; Da Silva e Mendes Pontes, 2008), transectos (Mendes Pontes, 2016), entre outros. Portanto, fazer uso de outras metodologias e tecnologias para obtenção de dados de ocorrência dos mesopredadores é fundamental para sanar tais lacunas.

A grande maioria das espécies de mamíferos apresentam hábitos noturnos e elusivos, e muitas de suas populações encontram-se com densidades cada vez mais baixas (Ripple *et al.* 2014), fazendo que sua detecção em trabalhos de campo seja difícil. Nesse sentido, uma alternativa para detectar espécies de mamíferos consiste no uso do eDNA (environmental DNA – DNA ambiental), um método para detecção de uma espécie a partir de seu material genético presente em amostras ambientais (por exemplo, água, solo, neve etc.) (Bohmann *et al.*, 2014; Cristescu e Hebert, 2018). Ainda, o uso de invertebrados que se alimentam de vertebrados (*invertebrate-derived* DNA, iDNA) (Calvignac-Spencer *et al.*, 2013, Rodgers *et al.* 2017) também pode ser uma ferramenta poderosa para o levantamento da biodiversidade. Usar os invertebrados como amostradores possui algumas vantagens, já que são amplamente bem distribuídos, fáceis de serem coletados e se alimentam de quase todos os vertebrados terrestres. Assim, o uso dessas abordagens de amostragem, combinados com métodos moleculares como o DNA metabarcoding, que consiste no uso de primers universais e sequenciamento de próxima geração de alto rendimento para determinar a composição de espécies de uma amostra (Freeland, 2017), têm se mostrado tão ou mais eficiente quando comparado com metodologias tradicionais de amostragem, registrando inclusive espécies raras ou elusivas (Carvalho *et al.* 2022).

Os registros obtidos, podem ser empregados, por exemplo, para gerar modelos para tentar encontrar áreas com maiores probabilidades de ocorrência para as espécies auxiliando assim nos esforços para a sua conservação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRA, F.D.; HUIJSER, M.P.; MAGIOLI, M.; BOVO, A.A.A.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Na estimate of wild mammal roadkill in São Paulo state, Brazil. **Heliyon**, v. 7, n. 1, 2021.
- AVRIN, A. C.; PEKINS, C. E.; WILMERS, C. C.; SPERRY, J. H.; ALLEN, M. L. Can a mesocarnivore fill the functional role of an apex predator? **Ecosphere**, v. 14, n. 1, 2023. John Wiley and Sons Inc.
- BELTRÃO, M. G.; FEIJÓ, A.; ALBUQUERQUE, A. C. F.; FREITAS, G. L.; ROCHA, F. L. Recording of relict ocelot (*Leopardus pardalis*) and South American coati (*Nasua nasua*) populations in the biodiversity hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern Atlantic Forest, Brazil. **Mammalia**, v. 83, n. 3, p. 298–306, 2019. De Gruyter.
- BELTRÃO, M.G.; JORGE, M.L.S.P.; CARMIGNOTTO, A.P.; SILVEIRA, L.F.; GALETTI, M. Turnover and connectivity as drivers of mammalian persistence in highly fragmented landscapes. **Global Ecology and Conservation**, v. 56, p. 14, 2024.
- BERGER, K. M.; CONNER, M. M. RECOLONIZING WOLVES AND MESOPREDATOR SUPPRESSION OF COYOTES: IMPACTS ON PRONGHORN POPULATION DYNAMICS. **Ecological Applications**, v. 18, n. 3, p. 599–612, 2008.
- BUSKIRK. Mesocarnivores of Yellowstone. In: T. W. Clark; P. A. Curlee; S. C. Minta; P. Kareiva IV (Orgs.); **Carnivores in Ecosystems: The Yellowstone Experience**. p.165–188, 1999. New Haven: Yale University Press.
- CONNER, L. M.; MORRIS, G. Impacts of mesopredator control on conservation of mesopredators and their prey. **PLoS ONE**, v. 10, n. 9, 2015.
- CROOKS, K. R. Society for Conservation Biology Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation, **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 488-502, 2002.
- CROOKS, K. R.; SOULE, M. E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, v. 400, p. 563-566, 1999.
- DA SILVA, A. P.; MENDES PONTES, A. R. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 6, p. 1455–1464, 2008.
- FEDRIANI, J. M.; FULLER, T. K.; SAUVAJOT, R. M.; YORK, E. C. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. **Oecologia**, v. 125, n. 2, p. 258–270, 2000.
- FEIJÓ, A.; LANGGUTH, A. Mamíferos de médio e grande porte do Nordeste do Brasil: distribuição e taxonomia, com descrição de novas espécies. **Revista Nordestina de Biologia**, João Pessoa, v. 22, n. 1, p. 3-40, 2013.

FEIJÓ, A.; BELTRÃO, M.; Da COSTA-PINTO, A.L.; Da ROCHA, P.A.; De FREITAS, M.A.; CAMPOS, B.A.T.P.; CORDEIRO-ESTRELA, P. Mammals of the Pernambuco Endemism Center: Diversity, Biogeography, Research Gaps, and Conservation Concerns. *In*: FILHO, G.A.P.; FRANÇA, F.G.R.; ALVES, R.R.N.; VASCONCELOS, A. Animal Biodiversity and Conservation in Brazil's Northern Atlantic Forest. **Springer**, p. 201-228, 2023.

FERNANDES, A. C. A. **Censo de mamíferos em alguns fragmentos de floresta atlântica no nordeste do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal), UFPE, Recife, 2003.

FERNÁNDEZ-SEPÚLVEDA, J. MARTÍN, C. Conservation status of the world's carnivorous mammals (order Carnivora). **Mammalian Biology**, v. 102, n. 5-6, p. 1911-1925, 2022.

GARBINO, G. S. T.; REZENDE, G. C.; FERNANDES-FERREIRA, H.; FEIJÓ, A. Reconsidering mammal extinctions in the pernambuco endemism center of the brazilian atlantic forest. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 41, n. 1, p. 175–184, 2018.

GEHRT, S. D.; CLARK, W. R. Raccoons, Coyotes, and Reflections on the Mesopredator Release Hypothesis. **Wildlife Society Bulletin**, v. 31, n. 3, p. 836–842, 2003.

HENKE, S. E.; BRYANT, F. C. Effects of Coyote Removal on the Faunal Community in Western Texas. **The Journal of Wildlife Management**, v. 63, n. 4, p. 1066, 1999.

KASPER, C. B.; SCHNEIDER, A.; OLIVEIRA, T. G. Home range and density of three sympatric felids in the Southern Atlantic Forest, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 1, p. 228–232, 2016.

KNIGHT, T. M.; MCCOY, M. W.; CHASE, J. M.; MCCOY, K. A.; HOLT, R. D. Trophic cascades across ecosystems. **Nature**, v. 437, n. 7060, p. 880–883, 2005.

LETNIC, M.; RITCHIE, E. G.; DICKMAN, C. R. Top predators as biodiversity regulators: the dingo *Canis lupus dingo* as a case study. **Biological Reviews**, v. 87, n. 2, p. 390–413, 2012.

MENDES PONTES, A. R.; BELTRÃO, A. C. M.; NORMANDE, I. C. Mass extinction and the disappearance of unknown mammal species: Scenario and perspectives of a biodiversity hotspot's hotspot. **PLoS ONE**, v. 11, n. 5, 2016.

MENDES PONTES, A. R.; BRAZIL, C. M.; NORMANDE, I. C.; PERES, P. H. A. L. Mamíferos do Centro de Endemismo Pernambuco. *In* TABARELLI, M.; PÔRTO, K. C. (Org.) **Diversidade biológica e conservação da Floresta atlântica ao norte do Rio São Francisco**, 2006.

- MENDES PONTES, A.R.; BELTRÃO, A.C.M.; SANTOS, A.M.M.; Reconsidering mammal extinctions in the Pernambuco Endemism Center of the Brazilian Atlantic Forest: a critique. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 42, n. 1, p. 69-77, 2019.
- MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; MITTERMEIER, C. G.; ROBLES GIL, P. Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. **CEMEX**, SA, Agrupación Sierra Madre, SC, 1999.
- OLIVEIRA, T. G.; FOX-ROSALES, L. A.; PAEMELAERE, E. A. D.; DE BARROS FERRAZ, K. M. P. M. The dominant mesopredator and savanna formations shape the distribution of the rare northern tiger cat (*Leopardus tigrinus*) in the Amazon. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, 2022.
- OLIVEIRA, T.; TORTATO, M.; SILVEIRA, L. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. In: D. Macdonald; A. Loveridge (Orgs.); **Biology and Conservation of Wild Felids**. p.559–580, 2010. Oxford University Press.
- ORDIZ, A.; BISCHOF, R.; SWENSON, J. E. Saving large carnivores, but losing the apex predator? **Biological Conservation**, v. 168, p. 128-133, 2013.
- PRUGH, L. R.; STONER, C. J.; EPPS, C. W. The rise of the mesopredator. **BioScience**, v. 59, n. 9, p. 779–791, 2009.
- RAMOS, D. M. S.; DA SILVA, L. G.; SOUZA-ALVES, J. P.; CARLOS, I. R.; MONTES, M. A. New record of ocelot, *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) (felidae), in an atlantic forest fragment in the pernambuco endemism center, northeastern Brazil. **Check List**, v. 17, n. 4, p. 1067–1073, 2021.
- RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELA, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 3, p. 385–403, 1998.
- REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSAD, ED.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.
- RICKLEFS, R. E.; RELYEA, R. A. **A economia da natureza**. 7º ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2016.
- RIPPLE, W. J.; BESCHTA, R. L. Restoring Yellowstone's aspen with wolves. **Biological Conservation**, v. 138, n. 3–4, p. 514–519, 2007.
- RIPPLE, W. J.; ESTES, J. A.; BESCHTA, R. L. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science**, v. 343, n. 6167, p. 151-162, 2014.
- RIPPLE, W. J.; ESTES, J. A.; SCHMITZ, O. J.; CONSTANT, V.; KAYLOR, M. J.; LENZ, A.; MOTLEY, J. L.; SELF, K. E.; TAYLOR, D. S.; WOLF, C. What is a Trophic Cascade? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 31, n. 11, p. 842-849, 2016.

RIPPLE, W. J.; WIRSING, A. J.; WILMERS, C. C.; LETNIC, M. Widespread mesopredator effects after wolf extirpation. **Biological Conservation**, v. 160, p. 70-79, 2013.

RITCHIE, E. G.; JOHNSON, C. N. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 12, n. 9, p. 982–998, 2009.

SÁ-NETO, R.; FERNANDES, A. C. A.; SILVA JR, A. P.; MENDES PONTES, A. R. A fauna de mamíferos remanescente do Centro de Endemismo Pernambuco: O caso da Usina Serra Grande. In: M. Tabarelli; A. V. Aguiar; I. R. Leal; A. V. Lopes (Orgs.); **Serra Grande: uma floresta de idéias**. p.251–268, 2013. Recife, Editoria Universitária UFPE.

TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J.M., RAND, T.A., DIDHAM, R.K., FAHRIG, L., BATÁRY, P., BENGTTSSON, J.; CLOUGH, Y; CRIST, T. O.; DORMANN, C. F.; EWERS, R. M.; FRÜND, J.; HOLT, R. D.; HOLZSCHUH, A.; KLEIN, A. M.; KLEIJN, D.; KREMEN, C.; LANDIS, D. A.; LAURENCE, W.; LINDENMAYER, D.; SCHERBER, C.; SODHI, N.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, CARSTEN, T.; VAN EDR PUTTEN, W. H.; WESTPHAL, C. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 87, n. 3, p. 661-685, 2012.

VANCINE, M.H.; MUYLEAERT, R.L.; NIEBUHR, B.B.; OSHIMA, J.E.F.; TONETTI, V.; BERNARDO, R.; DE ANGELO, C.; ROSA, M.R.; GROHMANN, C.H.; RIBEIRO, M.C. The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. v. 291, p. 15, 2024.

SOULÉ, M. E.; BOLGER, D. T.; ALBERTS, A. C.; WRIGHTS, J.; SORICE, M.; HILL, S. Reconstructed Dynamics of Rapid Extinctions of Chaparral-Requiring Birds in Urban Habitat Islands. **Conservation Biology**, v. 2, n. 1, p. 75-92, 1988.

SWITALSKI, T. A. Coyote foraging ecology and vigilance in response to gray wolf reintroduction in Yellowstone National Park. **Canadian Journal of Zoology**, v. 81, n. 6, p. 985–993, 2003.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.

WALLACH, A. D.; IZHAKI, I.; TOMS, J. D.; RIPPLE, W. J.; SHANAS, U. What is an apex predator? **Oikos**, v. 124, n. 11, p. 1453–1461, 2015.

CAPÍTULO 1: DETECTANDO OS MESOPREDADORES DO CENTRO DE ENDEMISMO PERNAMBUCO ATRAVÉS DO EDNA E IDNA.



RESUMO

A Mata Atlântica é um dos biomas mais biodiversos e ameaçados do mundo, e sua fragmentação intensiva tem levado à extinção local de várias espécies ao redor do globo. No Centro de Endemismo Pernambuco (CEP), a perda e isolamento de habitat são especialmente preocupantes, pois a região possui espécies endêmicas e uma alta diversidade filogenética e a sua perda de cobertura vegetal contínua representa uma séria ameaça à sobrevivência destas espécies. Neste contexto, os mesopredadores, desempenham papéis ecológicos fundamentais ajudando a controlar populações de presas e a manter a saúde do ecossistema. Contudo, devido à sua baixa densidade populacional e à raridade de alguns desses predadores, detectá-los e monitorá-los de forma eficaz é um desafio. Para abordar esse problema, novas metodologias de amostragem, como o uso de DNA ambiental (eDNA) e DNA de invertebrados (iDNA), têm sido desenvolvidas e aprimoradas. Essas técnicas inovadoras permitem detectar espécies de baixa abundância de maneira indireta e menos invasiva. Em nosso estudo, coletamos amostras de água (eDNA) e invertebrados (moscas e mosquitos) em treze fragmentos de mata no CEP para buscar vestígios genéticos de mesopredadores locais. Em seguida, aplicamos análise de metabarcoding usando dois *mini-barcodes* dos genes, 12SrRNA e 16SrRNA. Após amplificação, sequenciamento das amostras e análises de bioinformática duas espécies de mesopredadores foram detectadas em cinco dos trezes fragmentos estudados, *Cerdocyon thous* e *Didelphis albiventris*, sendo que em duas dessas áreas foi registrada a presença de *C. thous* pela primeira vez. Os resultados demonstraram que o método de iDNA, especialmente com o uso de moscas como vetores de DNA ambiental, foi mais eficiente do que o eDNA para a detecção das espécies alvo. Além disso, o marcador 16SrRNA mostrou-se mais adequado para identificar as espécies-alvo em comparação ao marcador 12SrRNA. O uso de DNA Ambiental neste estudo atestou a utilidade da metodologia mesmo em condições adversas de amostragem, como o baixo esforço amostral por área e elevada presença de outras espécies de mamíferos que podem interferir na amplificação do DNA de interesse. Este estudo destaca o potencial do uso de iDNA e eDNA como ferramentas valiosas para a conservação e monitoramento de mesopredadores em áreas fragmentadas da Mata Atlântica. A aplicação contínua dessas técnicas pode proporcionar dados essenciais para a conservação do CEP, ajudando na criação de estratégias mais eficazes para

proteger e gerenciar a fauna local, bem como para mitigar os impactos da fragmentação.

Palavras-chave: *Metabarcoding*, Ecologia Molecular, Conservação, Mata Atlântica

INTRODUÇÃO

O DNA ambiental (*environmental* DNA - eDNA) consiste no material genético de indivíduos deixados em amostras ambientais, como água, solo ou ar. Os fragmentos de DNA podem ser provenientes de pelos, saliva, sangue, tecidos, urina ou fezes, por exemplo, e vão servir como vestígios para identificar as espécies que vivem na área a partir do uso de uma ferramenta molecular para análise do DNA (Clare *et al.*, 2021; Bohmann e Lynggaard, 2022).

Além do eDNA, há também o DNA derivado de invertebrados (*invertebrate-derived* DNA – iDNA) que consiste na obtenção do DNA de vertebrados contido no conteúdo estomacal e intestinal de invertebrados, como mosquitos, carrapatos, sanguessugas, besouros e moscas, devido ao fato de se alimentam de sangue, carcaça ou fezes, que por sua vez contém material genético dos indivíduos mortos ou parasitados (Calvignac-Spencer *et al.*, 2013; Rodgers *et al.*, 2017).

No ano de 1987 houve a primeira publicação de um trabalho sobre o tema, que versava sobre extração de eDNA encontrado em sedimentos (Ogram *et al.*, 1987) e três anos depois um trabalho sobre uso de *metabarcoding* em micro-organismos foi publicado, o que ajudou a difundir o seu uso bem como ampliar as possibilidades de aplicação (Giovannoni *et al.*, 1990). Desde então, o eDNA tem sido amplamente utilizado em diversas áreas das ciências naturais, tornando possível a obtenção de informações sobre a composição da comunidade local atual, estudos paleoecológicos, dieta de indivíduos, abundância e riqueza de espécies, além da presença de espécies invasoras, agentes patógenos e de espécies raras ou que estejam sob risco de extinção. Tais aplicações, mostram o potencial do eDNA, combinado à ferramentas moleculares, como uma importante metodologia para auxiliar em monitoramento e conservação da biodiversidade nos mais diversos ecossistemas (Taberlet *et al.*, 2012; Barnes *et al.*, 2014; Bohmann *et al.*, 2014; Port *et al.*, 2015; Taberlet *et al.*, 2018; Zinger *et al.*, 2020), especialmente para auxiliar no monitoramento de espécies mais raras e elusivas (Carvalho *et al.*, 2022).

As amostras de DNA coletadas no ambiente são amplificadas utilizando *primers* para regiões *barcodes* ou mini-barcodes. Essas regiões são trechos curtos de DNA que contêm informações genéticas com uma especificidade taxonômica para a espécie ou grupo de espécies alvo de maneira a maximizar o sucesso na detecção. Além disso, o eDNA e iDNA, são considerados métodos não-invasivos permitindo que o estudo seja realizado sem a necessidade de captura ou manejo que possa causar

algum tipo de estresse para os indivíduos das espécies-alvo, demanda menor esforço de campo para coleta de amostras, além da capacidade de rápida e múltipla detecção de espécies (Ushio *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2019; Sales *et al.*, 2020). Assim, pesquisadores têm utilizado o eDNA para identificar espécies terrestres, a partir de amostras tanto de sistemas lênticos como lóticos o que demonstra a alta aplicabilidade e eficiência do método (Ushio *et al.*, 2017; Sales *et al.*, 2020, Marcher *et al.*, 2021). O iDNA também tem sido utilizado para monitoramento da biodiversidade terrestre (Saranholi *et al.*, 2023, 2024).

Alguns grupos como os carnívoros podem se beneficiar dessa abordagem em estudos de monitoramento. Espécies de carnívoros possuem uma baixa densidade populacional, baixas taxas reprodutivas e necessitam de grandes áreas para viver, sendo, portanto, mais sensíveis a perda e fragmentação do habitat, o que lhes confere grandes riscos de extinção. Atualmente, a perda e fragmentação do habitat representam as principais ameaças para esse grupo, fazendo com que cerca de 60% das espécies de carnívoros já estejam em algum grau de ameaça (Ripple *et al.*, 2014). Com isso, essas espécies estão cada vez mais expostas a ameaças como caça, conflito com humanos e atropelamento, à medida que a área em que vivem vai se tornando cada vez menor e disjunta (Woodroffe e Ginsberg, 1998; Crooks, 2002; Cardillo *et al.*, 2005). Assim, com populações cada vez mais reduzidas, a sua detecção pode ser dificultada, e, assim, o eDNA e iDNA metabarcoding podem auxiliar nos estudos de detecção.

A Mata Atlântica é um dos ecossistemas mais impactados pelas atividades humanas, sendo considerada um *hotspot* para conservação (Mittermeier *et al.*, 1999) além de ser considerado uma das regiões de refúgio histórico climático estável para mamíferos presentes no bioma como proposto por Carnaval e Moritz (2008). Embora seja extremamente rica em biodiversidade e possua alto grau de endemismo, a Mata Atlântica tem sofrido intensamente com ações humanas e transformações na paisagem, resultando na perda de 92,5% de sua área original (Ribeiro *et al.*, 2009). No Centro de Endemismo Pernambuco (CEP), área que compreende a Mata Atlântica do Nordeste acima do rio São Francisco, atualmente apenas 2% da sua área total original se encontra preservada, com seus fragmentos estando inseridos e isolados entre si em uma matriz agrícola composta principalmente por culturas de cana-de-açúcar. Isso se deve principalmente ao incentivo por parte do governo federal durante as décadas de 1970 e 1980 na época em que o Programa Proálcool foi implementado

visando a produção de etanol, um combustível cuja matéria prima é a cana (Grillo; Oliveira; Tabarelli, 2005). Essa intensa intervenção humana no ambiente natural do CEP limitam o espaço disponível para as espécies e compromete a viabilidade de suas populações levando a um declínio populacional e, em casos extremos, à extinção local.

A ausência de grandes predadores de topo no CEP, aliada ao avanço do desmatamento e às pressões antrópicas, evidencia a fragilidade ecológica da região, onde os mesopredadores podem assumir um papel central nas dinâmicas tróficas. Contudo, a escassez de informações acerca da ocorrência e distribuição dessas espécies compromete a compreensão de seus papéis ecológicos e de sua capacidade de persistência em ambientes tão fragmentados. Frente a essas lacunas, torna-se essencial expandir o conhecimento sobre os mesopredadores no CEP, especialmente por meio de abordagens inovadoras que complementem as metodologias tradicionais e permitam avaliar de forma mais ampla sua ocorrência e distribuição.

Em razão disso estimar a riqueza do Centro de Endemismo Pernambuco e em quais fragmentos essas espécies ainda persistem se faz importante para que seja possível elaborar planos de manejo e de conservação tanto para essas espécies como também para os fragmentos remanescentes da região. Assim, este estudo tem como objetivo analisar a composição dos mesopredadores presentes no Centro de Endemismo Pernambuco (CEP). Para tanto, fizemos uso do eDNA e iDNA *metabarcoding*, (i) verificando a eficácia dos métodos para detecção dos mesopredadores, (ii) bem como avaliar as diferenças entre os resultados obtidos a partir de diferentes tipos de amostras (água, mosca e mosquito).

Além disso, fizemos uma revisão da literatura para complementar os dados de ocorrência das espécies presentes nos mesmos fragmentos analisados por eDNA e iDNA. Com isso, buscou-se investigar a ocorrência de distintos mesopredadores nos fragmentos amostrados na região, contribuindo para a compreensão da ecologia desses predadores e para o desenvolvimento de metodologias aplicáveis à conservação da fauna local. Espera-se que o método de iDNA apresentará maior sucesso na detecção de OTUs (Unidades Taxonômicas Operacionais) de mesopredadores em comparação com o eDNA. Além disso, devido ao estado de degradação do CEP, espera-se que espécies com hábitos alimentares onívoros e generalistas sejam detectadas com mais frequência do que aquelas com preferência alimentar carnívora. Por fim, acredita-se que a estrutura da comunidade de

mesopredadores será semelhante entre os diferentes fragmentos de habitat amostrados.

1.1 MATERIAIS E MÉTODOS

1.2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no Centro de Endemismo Pernambuco (CEP) (Fig. 2). O CEP é uma área de Mata Atlântica localizada ao norte do Rio São Francisco com uma área total de 38,938 km² e compreende parte dos estados de Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte (Tabarelli *et al.*, 2010).

As coletas foram realizadas em 13 fragmentos florestais ao longo de 18 dias, durante o mês de novembro de 2022. Os fragmentos estudados incluem as unidades de conservação (UC) do tipo Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), Reserva Biológica (REBIO) e Estação Ecológica (ESEC). Em Alagoas os fragmentos amostrados foram na RPPN Mata do Cedro, Usina Serra Grande (Mata da Cachoeira e Mata de Coimbra), Complexo Maceió-Paripueira (áreas de coleta próximas à RPPN Apolinário e RPPN Senador Carlos Lyra) e Estação Ecológica Murici. No estado da Paraíba sete áreas foram amostradas: RPPN Gargaú, RPPN Fazenda Pacatuba, REBIO Guaribas, ESEC Pau Brasil, Mata Sucupira, Mata Capitão e Estação Experimental do Camaratuba da ASPLAN (Associação de Plantadores de Cana da Paraíba). No Rio Grande do Norte o local de coleta foi a RPPN Mata Estrela (Fig. 1.1).

1.2.2 COLETA DAS AMOSTRAS DE eDNA E iDNA

Ao longo da expedição pelos fragmentos, foram amostrados 59 pontos de mosquitos (iDNA – Tabela 1.1) e 31 pontos de água (eDNA – Tabela 1.2).

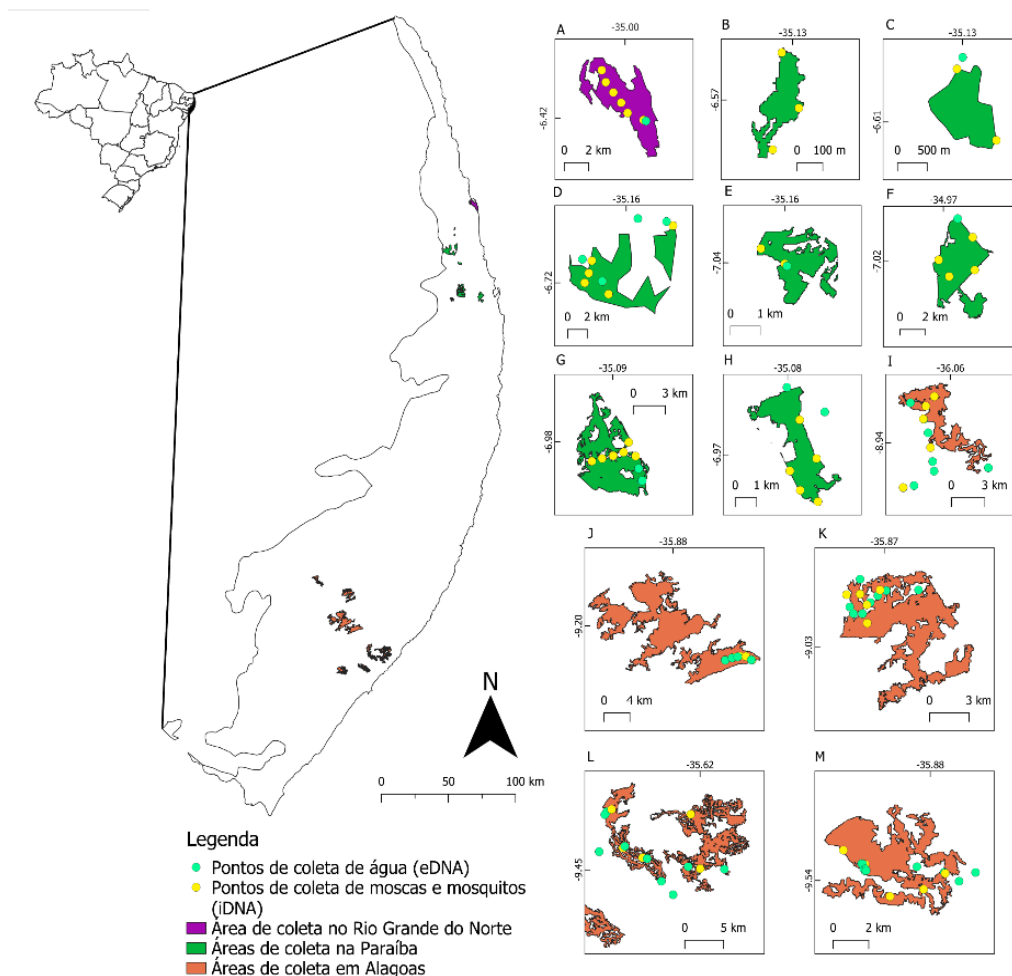


Figura 1.1 - Mapas das áreas e pontos de coleta de eDNA e iDNA no Rio Grande do Norte, Paraíba e Alagoas. A – RPPN Mata Estrela, B – Mata ASPLAN, C – ESEC do Pau Brasil, D – REBIO Guaribas, E – RPPN Fazenda Pacatuba, F – RPPN Engenho Gargaú, G – Mata Sucupira, H – Mata do Cedro.

Tabela 1.1 - Localidades dos pontos de amostragem por iDNA no CEP.

Localidade	Latitude	Longitude	Coleta	Estado
Estação Ecológica Murici_iDNA1	-9,247518	-35,806556	2022	AL
Estação Ecológica Murici_iDNA2	-9,244160	-35,794903	2022	AL
Estação Ecológica Murici_iDNA3	-9,242290	-35,785945	2022	AL
Estação Ecológica Murici_iDNA4	-9,242629	-35,777202	2022	AL
Estação Ecológica Murici_iDNA5	-9,247556	-35,768265	2022	AL
Mata Cachoeira_iDNA1	-8,921206	-36,082346	2021	AL
Mata Cachoeira_iDNA2	-8,910918	-36,080371	2021	AL
Mata Cachoeira_iDNA3	-8,903288	-36,073454	2021	AL
Mata Cachoeira_iDNA4	-8,944114	-36,076568	2021	AL

Mata Cachoeira_iDNA5	-8,975906	-36,098797	2021	AL
Mata de Coimbra_iDNA1	-8,991497	-35,873167	2021	AL
Mata de Coimbra_iDNA2	-8,994601	-35,896357	2021	AL
Mata de Coimbra_iDNA3	-9,013930	-35,882025	2021	AL
Mata de Coimbra_iDNA4	-8,994187	-35,887039	2021	AL
Mata de Coimbra_iDNA5	-9,001541	-35,882315	2021	AL
Caetex_iDNA1	-9,380813	-35,723776	2021	AL
Caetex_iDNA2	-9,448880	-35,620282	2021	AL
Caetex_iDNA3	-9,436336	-35,687588	2021	AL
Caetex_iDNA4	-9,425100	-35,710404	2021	AL
Caetex_iDNA5	-9,386458	-35,631080	2021	AL
Mata do Cedro_iDNA1	-9,528332	-35,913642	2021	AL
Mata do Cedro_iDNA2	-9,521093	-35,924792	2021	AL
Mata do Cedro_iDNA3	-9,544374	-35,900983	2021	AL
Mata do Cedro_iDNA4	-9,540849	-35,883724	2021	AL
Mata do Cedro_iDNA5	-9,532777	-35,872651	2021	AL
ASPLAN_iDNA1	-6,5592107	-35,1322193	2022	PB
ASPLAN_iDNA2	-6,5688092	-35,12921	2022	PB
ASPLAN_iDNA3	-6,5760434	-35,1338237	2022	PB
Mata Capitão_iDNA1	-6,9519553	-35,0752535	2022	PB
Mata Capitão_iDNA2	-6,9730737	-35,079391	2022	PB
Mata Capitão_iDNA3	-6,9810988	-35,0750334	2022	PB
Mata Capitão_iDNA4	-6,9857903	-35,0675531	2022	PB
Mata Capitão_iDNA5	-6,9679589	-35,0681824	2022	PB
Mata Estrela_iDNA1	-6,4141172	-34,9985249	2022	RN
Mata Estrela_iDNA2	-6,4192235	-34,986648	2022	RN
Mata Estrela_iDNA3	-6,406652	-35,0032655	2022	RN
Mata Estrela_iDNA4	-6,3992096	-35,0090291	2022	RN
Mata Estrela_iDNA5	-6,3916957	-35,0146835	2022	RN
Mata Estrela_iDNA6	-6,3830017	-35,017619	2022	RN
RPPN Engenho Gargaú_iDNA1	-7,0035085	-34,9467062	2022	PB
RPPN Engenho Gargaú_iDNA2	-7,019256	-34,9708254	2022	PB
RPPN Engenho Gargaú_iDNA3	-7,0308519	-34,9633766	2022	PB
RPPN Engenho Gargaú_iDNA4	-7,0263399	-34,9452628	2022	PB
RPPN Fazenda Pacatuba_iDNA1	-7,0375251	-35,1636434	2022	PB
RPPN Fazenda Pacatuba_iDNA2	-7,0421221	-35,1563893	2022	PB
EEE Pau Brasil_iDNA1	-6,604474	-35,1344439	2022	PB
EEE Pau Brasil_iDNA2	-6,6151433	-35,1284556	2022	PB
REBIO Guaribas_iDNA1	-6,7189322	-35,181942	2022	PB
REBIO Guaribas_iDNA2	-6,7305408	-35,1765671	2022	PB
REBIO Guaribas_iDNA3	-6,7003281	-35,1919856	2022	PB
REBIO Guaribas_iDNA4	-6,7115624	-35,1947189	2022	PB
REBIO Guaribas_iDNA5	-6,7203177	-35,1985359	2022	PB
REBIO Guaribas_iDNA6	-6,6687281	-35,1174601	2022	PB

Sucupira_iDNA1	-6,9989457	-35,1079525	2022	PB
Sucupira_iDNA2	-6,9966392	-35,0992538	2022	PB
Sucupira_iDNA3	-6,9943637	-35,089872	2022	PB
Sucupira_iDNA4	-6,9915134	-35,0810949	2022	PB
Sucupira_iDNA5	-6,9947319	-35,0709044	2022	PB
Sucupira_iDNA6	-6,9831634	-35,076789	2022	PB

Tabela 1.2 - Localidades dos pontos de amostragem por eDNA no CEP.

Localidade	Latitude	Longitude	Coleta	Estado
Estação Ecológica Murici_eDNA1	-9,2480121	-35,8063811	2022	AL
Estação Ecológica Murici_eDNA2	-9,2446762	-35,796616	2022	AL
Estação Ecológica Murici_eDNA3	-9,2431251	-35,7887391	2022	AL
Estação Ecológica Murici_eDNA4	-9,2475543	-35,7694036	2022	AL
Caetex_eDNA1	-9,4294298	-35,7382945	2022	AL
Caetex_eDNA2	-9,3869068	-35,7317242	2022	AL
Caetex_eDNA3	-9,4232092	-35,7082713	2022	AL
Caetex_eDNA4	-9,43745	-35,682152	2022	AL
Caetex_eDNA5	-9,4634988	-35,6654784	2022	AL
Caetex_eDNA6	-9,4466854	-35,6341756	2022	AL
Mata do Cedro_iDNA1	-9,530397	-35,914401	2022	AL
Mata do Cedro_iDNA2	-9,528132	-35,914859	2022	AL
Mata do Cedro_iDNA3	-9,530559	-35,913577	2022	AL
Mata do Cedro_iDNA4	-9,531357	-35,913130	2022	AL
Mata do Cedro_iDNA5	-9,536740	-35,865554	2022	AL
Mata do Cedro_iDNA6	-9,532309	-35,857111	2022	AL
Mata Capitão_eDNA1	-6,9486978	-35,0647122	2022	PB
Mata Capitão_eDNA2	-6,9385453	-35,0806305	2022	PB
Mata Estrela_eDNA1	-6,4199264	-34,9849124	2022	RN
RPPN Engenho Gargau_eDNA1	-6,9904816	-34,9573605	2022	PB
RPPN Fazenda Pacatuba_eDNA1	-7,0427832	-35,1557249	2022	PB
EEE Pau Brasil_eDNA1	-6,6027334	-35,1335837	2022	PB
REBIO Guaribas_eDNA1	-6,7188925	-35,1823269	2022	PB
REBIO Guaribas_eDNA2	-6,699053	-35,200614	2022	PB
REBIO Guaribas_eDNA3	-6,6623095	-35,149653	2022	PB
REBIO Guaribas_eDNA4	-6,6649738	-35,1233338	2022	PB
Sucupira_eDNA1	-7,0156036	-35,0661566	2022	PB
Sucupira_eDNA2	-7,0152188	-35,0657065	2022	PB
Sucupira_eDNA3	-7,0151504	-35,0652634	2022	PB
Sucupira_eDNA4	-7,0051437	-35,0684765	2022	PB
Sucupira_eDNA5	-7,0051411	-35,0683669	2022	PB

Para a coleta dos mosquitos, foram utilizadas armadilhas do tipo luminosa CDC (*Center of Disease Control*) com as recomendações propostas por Thongsripong *et al.* (2013). A coleta de moscas foi feita através de armadilhas confeccionadas a partir de garrafas PET, como indicado por Rodgers *et al.*, (2017) e com adaptações de Saranholi *et al.*, (2023), com iscas de carne bovina para que, através do seu odor, fosse possível capturar as moscas saprófagas e coprófagas e um tubo *falcon* contendo etanol para preservação das moscas. Ambas as armadilhas (Fig. 1.2) foram dispostas em pares com um mínimo de quatro e máximo de 11 sendo instaladas em cada fragmento, o que reflete em um mínimo de dois e máximo de seis pontos amostrais por área de amostragem. Os pares contendo um amostrador para cada método (eDNA e iDNA) foram postos a uma distância de 1 km entre cada ponto amostral para aumentar a área de amostragem de cada fragmento e evitar sobreposição do raio de alcance das armadilhas, garantindo assim a independência dos pontos amostrais (Saranholi *et al.*, 2023). Em cada área estudada as armadilhas de iDNA permaneceram ativas por 48h para a realização das coletas. No primeiro dia ocorria a instalação dos pontos de armadilha e a procura por pontos para a coleta da água. Após 24h os pontos eram visitados para troca de bateria das armadilhas de CDC e coleta de água caso não tenha acontecido no dia anterior. No dia seguinte as armadilhas eram desmontadas, as amostras armazenadas e se seguia para o próximo fragmento para repetir o processo.



Figura 1.2 - Armadilhas para coleta de amostras de iDNA. Armadilha para a coleta de moscas (a esquerda) e armadilha CDC (a direita) para coleta de mosquitos hematófagos.

Para a coleta de eDNA a partir de amostras de água foram utilizadas garrafas de plástico que eram lavadas previamente com hipoclorito de sódio para sanitização do recipiente e enxaguadas com a própria água da área amostrada no momento da coleta. As amostras foram coletadas dentro ou no corpo d'água mais próximo da área de estudo e, ao menos, 1 litro para cada localidade, o que totalizou 31 pontos de coleta de água. As amostras de água foram filtradas no mesmo dia em que foram coletadas, em filtro de 47 mm de diâmetro e poro de 1.5 μm (Merck Millipore) usando uma bomba peristáltica manual (Fig. 1.3). Os filtros foram armazenados em sílica-gel, até o momento da extração.



Figura 1.3 - Processo de coleta (esquerda) e filtragem da água (direita) para retenção do DNA disponível no ambiente.

1.2.3 EXTRAÇÃO DO iDNA e eDNA

Os indivíduos de mosquitos capturados pela armadilha de CDC foram triados para a retirada de invertebrados que não são de nosso interesse como formigas, besouros e mariposas. Após esse processo o material foi agrupado em *bulks* de insetos em tubos 1,5ml preenchendo um volume máximo de 0,5ml para cada ponto amostral. O bulk composto por invertebrados é indicado para estudos de *metabarcoding* para acessar a comunidade de um grupo taxonômico de interesse para o estudo, no nosso caso os mamíferos (Lyngaard *et al.*, 2019). Para iDNA das moscas a extração foi feita utilizando o Chelex e seguindo o protocolo de Casquet *et al.*, (2012) com adaptações de acordo com as necessidades das nossas amostras. De forma a otimizar a obtenção do DNA presente no estômago das moscas coletadas, o abdômen foi retirado e apenas esse segmento foi levado para a extração sendo o resto,

descartado. Os abdomens foram triados para a separação por tamanhos visando a separação de moscas com abdomens maiores e menores e agrupamentos em alíquotas (*bulks*) de acordo com seu tamanho. Sendo assim, moscas com abdomens entre 3 mm e 8 mm foram agrupadas em pares, moscas com abdomens maiores que 8 mm foram levados aos tubos de extração individualmente. Indivíduos menores que 3mm foram dispostos inteiros e juntos respeitando os pontos de coleta (Fig. 1.4). Devido a grande quantidade de moscas coletadas em alguns fragmentos, foi colocado um limite máximo de 50 indivíduos grandes por ponto amostral. Previamente a extração os abdomens das moscas foram perfurados com um pistilo de vidro para a exposição do seu conteúdo estomacal em uma solução de 450 µl de Chelex (10%) e 30 ml de proteinase K (20mg/ml). Após isso o material sobrenadante é levado para o procedimento de extração até a obtenção do DNA de interesse, que é purificado para a remoção de resquícios de Chelex e excesso de proteínas resultantes da digestão do tecido da mosca. O processo de purificação se deu com o uso do Kit *Blood and Tissue* (Qiagen) seguindo o protocolo disponível pelo fabricante. A extração do eDNA retido no filtro após a filtração da água foi feita usando o kit de extração *DNeasy Blood and Tissue* (Qiagen, Hilden, Germany), seguindo seu protocolo padrão com algumas modificações de acordo com Carim *et al.* (2016).

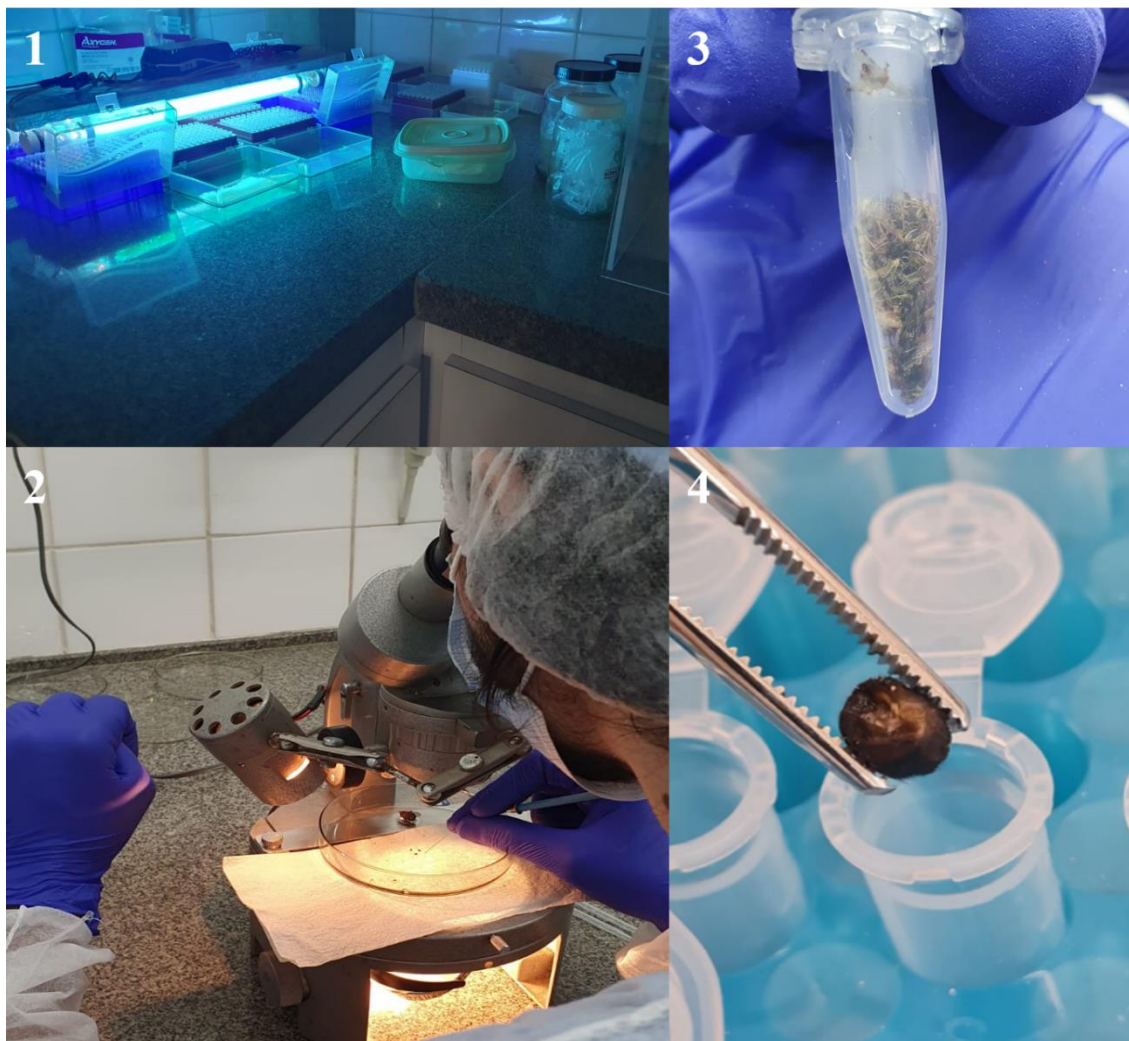


Figura 1.4 - Preparação do material coletado para a extração do iDNA: 1 – Esterilização dos materiais a serem usados; 2 – Triagem para preparação dos bulks; 3 – Bulk preparado para a extração; 4 – Abdomen retirado de mosca e sendo separado por tamanho para a extração.

1.2.4 AMPLIFICAÇÃO DOS MINI-BARCODES E SEQUENCIAMENTO

Após a extração, o eDNA e iDNA das amostras foram amplificados para verificar a presença das espécies-alvo deste projeto. As Reação em Cadeia da Polimerase (PCR, *Polymerase Chain Reaction*) foram feitas utilizando *primers* que amplificam regiões mini-barcodes do DNA mitocondrial, 12S rRNA e 16S rRNA, utilizando os primers descritos por Riaz *et al.* (2011) e Taylor (1996) para detecção de vertebrados e mamíferos, respectivamente. As PCRs foram realizadas em triplicatas para cada primer. Foram utilizados *Tags* ligadas aos primers para que, após o sequenciamento, fosse possível rastrear a origem de cada amostra, como ponto amostral e fonte de origem (mosca, mosquito ou água) como sugerido por Saranholi *et al.* (2022, 2023). Os protocolos utilizados nas PCRs para ambos os primers seguem

o descrito por Saranholi *et al.*, (2024). Tanto o processo de amplificação quanto de amplificação foi realizado em uma sala dedicada apenas para trabalhos voltados para o DNA ambiental, sendo esterilizada antes e após as atividades. Os resultados das PCRs foram enviados para sequenciamento em plataforma Illumina iSeq (San Diego, Califórnia, EUA), usando o *iSeq 100 v2 300 Cycle Reagent Kit* (2 x 150 bp), com uma cobertura de 100.000 *reads* por amostra sequenciada. Os principais passos realizados estão esquematizados na figura 1.5.

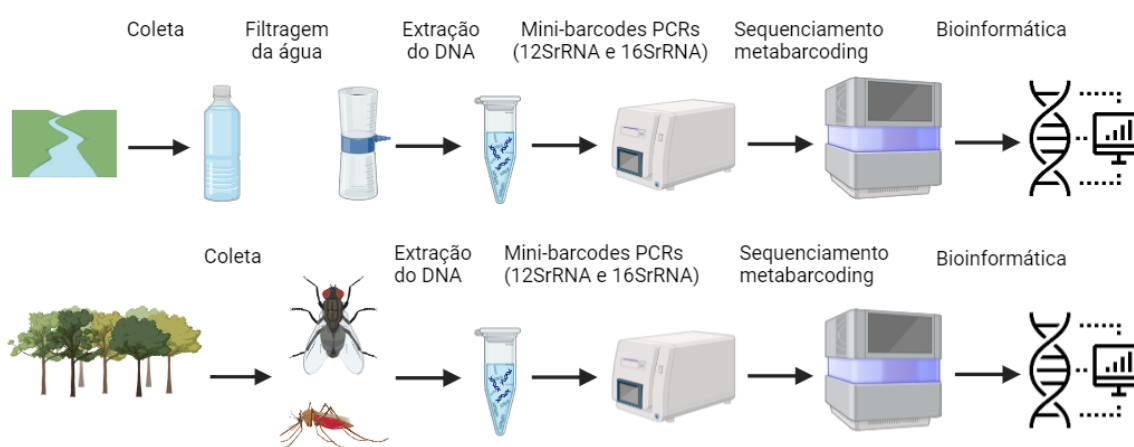


Figura 1.5 – Ilustração esquematizando todo o processo para a obtenção do iDNA e eDNA, desde a coleta de amostras até o processamento por bioinformática.

1.2.5 BIOINFORMÁTICA

As sequências obtidas passaram por um tratamento de qualidade através do software FastQC (Andrews, 2010). O *process_redtags* do programa Stacks v2.62 (Catchen, 2013) foi utilizado para fazer a demultiplexagem, e onde as tags foram identificadas para separar as amostras por ponto de coleta. O próximo passo foi realizado no programa PEAR (Zhang *et al.*, 2014) para mergir as sequências *forward* e *reverse*, seguindo os critérios: pontuação limite de qualidade mínima (-q) de 15, sobreposição mínima (-v) de 100 pb e comprimento mínimo (-n) de 100 pb. Os trechos que representavam os *primers* foram removidos no programa Cutadapt (Martin, 2011), considerando taxa máxima de erro (-e) de 0,2. Foi utilizada a ferramenta VSEARCH (Rognes, *et al.*, 2016) para clusterizar as *reads*, considerando o valor mínimo de 97% de similaridade. Singletons foram desconsiderados e as sequências consenso foram utilizadas para identificação das OTUs (Unidades Taxonômicas Operacionais). As OTUs com abundância relativa inferior a 0,05% do total de cada sequenciamento

foram removidas. As OTUs foram comparadas com sequências de referência disponíveis na base de dados do GenBank (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>), procurando semelhança entre as OTUs e as sequências de referência entre 98% a 100% de correspondência para que tenha um nível de confiança significativo para poder identificar a presença de um táxon à nível de espécie. Para correspondências entre 90 e 97,99%, presumimos o gênero, a família ou a atribuição de ordem, e as correspondências inferiores a 90% foram removidas. Informações sobre ocorrência distribuição das espécies também foram utilizadas para ajudar a definir as OTUs no nível taxonômico mais refinado possível. As sequências das OTUs com sequências de referência produzidas no Laboratório de Biodiversidade Molecular e Conservação (LabBMC) do Departamento de Genética e Evolução (DGE) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), campus São Carlos, SP, também foram utilizadas para auxiliar na definição taxonômica das OTUs, utilizando o software Geneious (Kearse *et al.*, 2012) para realizar os alinhamentos.

1.2.5 LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO DAS ESPÉCIES

De modo a avaliar se as espécies obtidas a partir do resultado obtido molecularmente seria condizente com o esperado para o local de estudo, uma listagem das potenciais espécies presentes no CEP foi realizada a partir da pesquisa bibliográfica utilizando o *Web of Science* e *Google Scholar* em busca de trabalhos publicados e teses e dissertações relacionados a fauna de mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica do Nordeste para os estados que compõem o CEP. Utilizou-se uma combinação das seguintes palavras-chave, tanto em inglês quanto português para a busca: “Atlantic Forest”, “Brazil”, “northeast”, “carnivore”, “mammals”, “Paraíba”, “Pernambuco”, “Alagoas”, “Rio Grande do Norte”, “canidae”, “felidae”, “didelphis”, “procyonidae” e “mustelidae”. Nesses trabalhos foram levantadas as informações das espécies identificadas e sua localidade.

1.3 RESULTADOS

Após análise de bioinformática do material sequenciado e da identificação das OTUs, foi constatado um total de 89.845 *reads* pertencentes aos mesopredadores conforme apresentado na tabela 1.3. Dessas, mais de 90% (82.923 *reads*) foi obtido a partir das amostras de iDNA, sendo quase a sua totalidade, 82.746 *reads*, obtidas a partir das amostras de moscas. Se considerarmos as *reads* pertencentes a OTUs

classificadas à nível de família, podendo possivelmente pertencer a algum mesopredador, o número sobe para 91.913. Em relação a quantidade de *reads* por *mini-barcodes* não houve uma grande diferença de leitura. O minibarcode 16SsRNA resultou em 48.620 *reads*, enquanto o 12SsRNA detectou 41.225 *reads*.

Tabela 1.3 - Total de OTUs e reads detectados por eDNA e iDNA.

	Água		iDNA Mosquitos		iDNA Moscas	
	12SrRNA	16SrRNA	12SrRNA	16SrRNA	12SrRNA	16SrRNA
Total de OTUs	4	0	1	1	5	5
Total de reads	6992	0	86	21	34.147	48.599
Total de reads por método	6992				82.923	

O resultado pós-tratamento de bioinformática confirmou a presença de duas espécies de mesopredadores esperadas para o Centro de Endemismo Pernambuco: *Cerdocyon thous* e *Didelphis albiventris* (Tabela 1.4) Outras OTUs não atingiram a porcentagem de confiança e foram classificadas a nível de família apenas.

DETECÇÃO POR iDNA E eDNA

No que se refere à origem das amostras, o iDNA detectou a presença de ambas as espécies *C. thous* e *D. albiventris* nos dois *mini-barcodes* utilizados, ao passo que o eDNA capturou apenas a presença do cachorro-do-mato, em ambos os minibarcodes. Para as demais OTUs sem definição em nível de espécie, Canidae foi a única OTU a ser detectada pelos dois métodos de amostragem, entretanto apenas pelo minibarcode 16SrRNA. As demais OTUs de didelfídeos e procionídeos foram detectadas somente por iDNA. Das treze áreas amostradas, cinco obtiveram registro de, ao menos, uma das espécies encontradas o que representa uma porcentagem de 38.46% (Tabela 1.4).

Tabela 1.4 - Espécies detectadas por fragmentos em diferentes combinações de marcadores moleculares e métodos de amostragem.

	12SrRNA eDNA	16SrRNA iDNA	12SrRNA eDNA	16SrRNA iDNA
<i>Cerdocyon thous</i>	Mata Sucupira (PB) Mata do Cedro (AL)	ASPLAN (PB) RPPN Mata Estrela (RN)	Mata Sucupira (PB) Mata do Cedro (AL)	ASPLAN (PB) RPPN Mata Estrela (RN) ESEC Murici (AL)
<i>Didelphis albiventris</i>		Mata Capitão (PB)		Mata Capitão (PB)
Procyonidae				Mata Capitão (PB)
Didelphidae*		Mata Capitão (PB) RPPN Gargaú (PB) RPPN Mata Estrela (RN) Mata Capitão (PB)		
Canidae			Mata do Cedro (AL) Maceió-Paripueira (AL)	Mata da Cachoeira (AL) Coimbra (AL)
<i>Canis lupus familiaris</i>		Mata do Cedro (AL)		Mata Capitão (PB) ASPLAN (PB) RPPN Mata Estrela (RN)

*Didelphidae obteve 3 OTUs identificadas

Cerdocyon thous foi a espécie mais detectada no estudo, em um total de cinco fragmentos ao longo dos três estados. Já a espécie *Didelphis albiventris* (gambá-de-orelha-branca) foi registrado apenas no fragmento de Mata Capitão e por ambos mini-barcodes (Fig. 1.7).

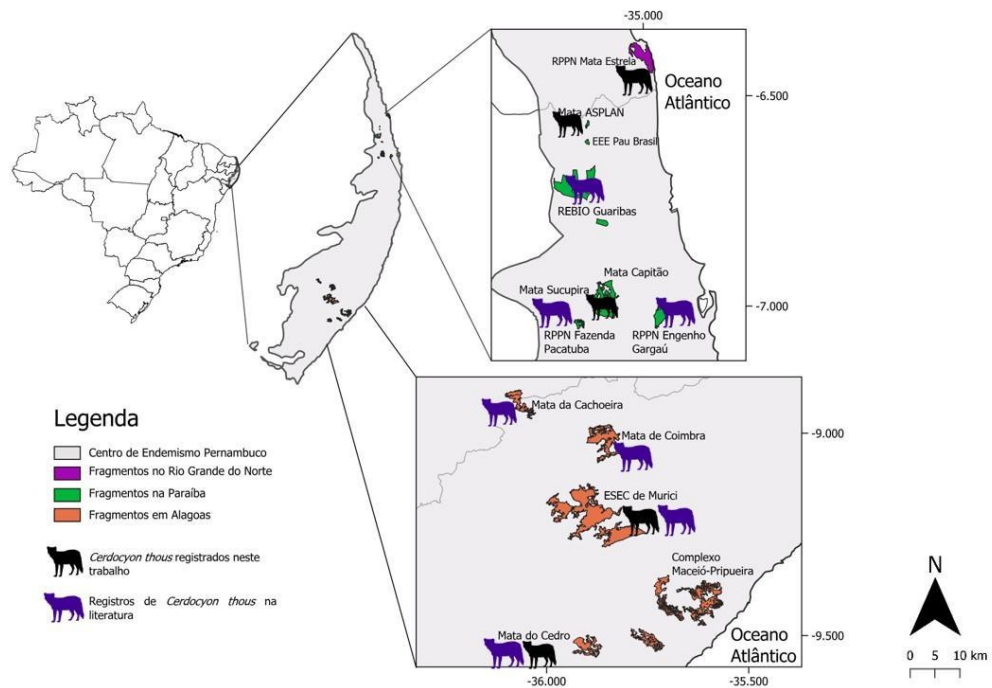


Figura 1.6 - Áreas do Centro de Endemismo Pernambuco nas quais houve detecção de *Cerdocyon thous* neste trabalho e áreas que já possuíam registro prévio da presença da espécie.

REVISÃO DA LITERATURA

No estado da Paraíba os registros de ocorrência de *C. thous* ocorreram nas áreas da REBio Guaribas, RPPN Pacatuba e RPPN Gargaú por Beltrão (2019) e Albuquerque (2017). Ambos os trabalhos utilizaram armadilhas fotográficas com iscas. Albuquerque (2017) dispôs câmeras *trap* em 94 pontos somados os três fragmentos. No total, nove registros foram feitos para *C. thous* com um esforço total de 2.882 armadilhas/dias por pontos e uma frequência de ocorrência de 1,23%. O esforço total foi de 2.882 armadilhas/dias por pontos. Já Beltrão (2019) amostrou 124 pontos em um esforço amostral de 4.241 armadilhas/dia, obtendo 13 registros com uma frequência de ocorrência de 1,6% (Albuquerque, 2017; Beltrão, 2019).

No CEP há a presença de duas espécies do gênero *Didelphis*: *Didelphis aurita*, presente apenas no estado de Alagoas e *Didelphis albiventris*, com ocorrência em

todos os estados (Cáceres *et al.*, 2012). Entretanto alguns trabalhos em AL identificaram a presença de *D. marsupialis* (gambá-comum), espécie que tem sua distribuição voltada para a Bacia Amazônica, o que leva a essas identificações, na verdade, ser ou de *D. aurita* ou de *D. albiventris*.

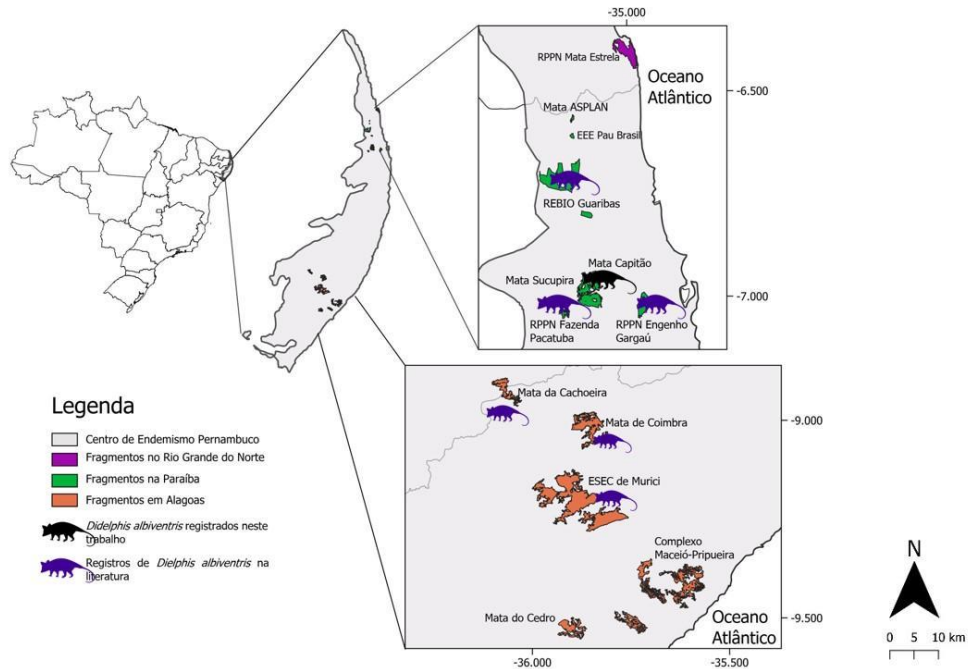


Figura 1.7 - Áreas do Centro de Endemismo Pernambuco nas quais houve detecção de *D. albiventris* neste trabalho e áreas que já possuíam registro prévio da presença da espécie.

Beltrão (2019) em seu trabalho utilizou armadilhas do tipo *Tomahawk* e *Sherman* para fazer captura e recaptura dos animais com um esforço amostral de 37.632 armadilhas/noite com um sucesso de captura de 3% e 1,5% de recaptura. *D. albiventris* foi comum a todos os fragmentos amostrados e a espécie mais abundante com 280 e 446 recapturas. Importante salientar que em sua tese, Beltrão (2019) organizou as áreas que chamamos no nosso trabalho de Mata Capitão e Mata de Sucupira como fragmentos pertencentes ao Complexo da Fazenda Pacatuba, dessa forma os seus registros tanto de cachorro-do-mato quanto de gambá-de-orelha-branca no complexo Pacatuba podem ter sido provenientes das áreas que nomeamos como Matas Sucupira e Capitão. Albuquerque (2017) amostrou indivíduos de *D. albiventris* em todos os fragmentos estudados com 184 registros e uma frequência de 25,27% no total.

Nos demais estudos que apontaram presença de didelfídeos para a região, Fernandes (2003) registrou duas espécies, *D. albiventris* e *D. marsupialis*, mas apenas uma (*D. marsupialis*) durante os censos. Mendes Pontes e colaboradores

(2006) detectaram as mesmas duas espécies em áreas não amostradas neste trabalho.

Em relação as outras espécies de mesopredadores, *Nasua nasua* e *Leopardus pardalis*, os registros da literatura indicam a presença, por métodos tradicionais, de ambas as espécies em fragmentos amostrados nesse trabalho, como REBio Guaribas, RPPN Gargaú, Mata de Coimbra e Mata Cachoeira (Sá-Neto *et al.*, 2013; Mendes Pontes *et al.*, 2016; Beltrão *et al.*, 2019), além de outras áreas (Silva Jr e Mendes Pontes, 2008; Feijó e Langguth, 2013; Marinho *et al.*, 2017) mesmo que com pequenas taxas de avistamento.

1.4 DISCUSSÃO

A baixa detecção reflete a realidade crítica do Centro de Endemismo Pernambuco (CEP) e de sua fauna de mesopredadores, particularmente impactados pelas diversas ameaças enfrentadas na região. Todavia não podemos nos limitar a analisar apenas os resultados sem considerar a atual situação do Centro de Endemismo Pernambuco, bem como os demais estudos realizados na região, que por sua vez nos fornecem informações essenciais para uma compreensão mais ampla dos resultados (Mendes Pontes *et al.*, 2016; Garbino *et al.*, 2018; Mendes Pontes *et al.*, 2019). A área é marcada por uma intensa fragmentação florestal, com poucos remanescentes de cobertura original, geralmente de tamanho reduzido, evidenciando o alto grau de antropização que a Mata Atlântica do Nordeste vem sofrendo desde o início da colonização europeia. Esse cenário resulta em populações de mamíferos sub-representadas e de difícil detecção por métodos tradicionais de amostragem, o que agrava ainda mais os desafios para a conservação da biodiversidade local.

O *Cerdocyon thous*, é uma espécie comumente encontrada em diversos biomas brasileiros, mas que possui sua distribuição pouco conhecida no CEP. Dos cinco fragmentos encontrados, em dois deles, EE ASPLAN e RPPN Mata Estrela, não havia registros para a espécie disponíveis em qualquer tipo de literatura até o momento da realização deste trabalho, dessa forma os dados obtidos por nós indicam dois novos registros para a ocorrência de *Cerdocyon thous* no CEP. Não havia registros publicados do canídeo para a Mata do Cedro e ESEC Murici até 2019 quando de De Oliveira (2023) detectou a presença da espécie a partir de amostras fecais. Novos registros recentes para uma espécie amplamente estudada como o cachorro-

do-mato mostram que há um grande potencial para pesquisas na região, especialmente no que diz respeito à sua fauna, que ainda reserva muitas áreas ainda pouco exploradas.

É preciso considerar também o esforço amostral para cada área que esse trabalho apresentou em relação a estudos anteriores que detectaram as mesmas espécies que nós. Nossas armadilhas ficavam instaladas em cada fragmento por no máximo 48 h. Por mais que em cada fragmento houvesse mais de um ponto de armadilhas, pode não ter sido tempo suficiente para poder amostrar toda uma comunidade de predadores, que apresenta baixa densidade, com eficiência. Porém o sucesso de detecção foi similar ao de outros métodos tradicionais aplicados com maior esforço amostral e é algo que se deve levar em consideração. Além do maior esforço, os estudos encontrados na literatura eram focados em áreas menores, sem a intenção de amostrar toda a região do CEP, e ainda assim a taxa de sucesso de detecção foi baixa, sugerindo, por exemplo, que a presença de cachorro-do-mato no CEP pode ser bem distribuída, mas não abundante.

Em relação as OTUs encontradas a nível de família (Didelphidae, Canidae e Procyonidae) no CEP, os únicos canídeos são o cachorro-do-mato e o cão doméstico, dessa forma essas OTUs encontradas pertencem a uma dessas espécies. Didelphidae por outro lado é um grupo bem representado no CEP com gêneros como *Caluromys*, *Marmosa*, *Monodelphis* e *Gracilinanus* tendo representantes além da já citada *Didelphis*, o que faz com que as OTUs de Didelphidae encontradas possam pertencer a espécies de qualquer uma destes gêneros, representando um mesopredador ou não. Em relação ao procionídeo encontrado essa OTU pode ser de *Nasua nasua*, *Procyon cancrivorus* ou *Potus flavus*, três espécies pertencentes a referida família com presença confirmada no CEP.

Ainda se conhece pouco sobre os mamíferos de médio porte presentes no CEP. Os trabalhos publicados ainda são escassos, não possuem uma continuidade e ocorrem em diferentes locais. Antes dos dados da tese de De Oliveira (2023), com dados coletados em 2019, o último trabalho para amostrar mamíferos em Alagoas havia sido o de Mendes Pontes e colaboradores (2016), cujos registros ocorreram entre 2000 e 2008, ou seja, mais de 10 anos antes. Na região do CEP do Rio Grande do Norte foi encontrado apenas o trabalho de Marinho *et al.*, (2017) com o registro de *Leopardus pardalis*. Registros de espécies em coleções com o local de coleta são

geralmente as evidências mais comuns da presença das espécies para o CEP, mas vale destacar que tais registros representam a presença histórica das espécies na área e não a contemporânea (De Oliveira, 2023; Mendes Pontes *et al.*, 2016; Marinho *et al.*, 2017).

No estudo mais recente de De Oliveira (2023) 50 amostras fecais potencialmente pertencentes a canídeos e felídeos foram analisadas molecularmente, tendo obtido apenas dois registros em nível de espécie (*C. thous* e *Leopardus tigrinus*) e uma não identificada (*Leopardus* sp.). O registro para o gato-do-mato foi primeiro para a espécie no estado de Alagoas em quase 20 anos, o anterior pertencia a Fernandes (2003) e publicado por Sá-Neto e colaboradores em 2013 (Sá-Neto *et al.* 2013). Outros registros *L. tigrinus* para o CEP incluem as de Silva Jr e Mendes Pontes em 2008 (0.0194 visualizações/10 km) e por Beltrão em 2019 (amostragem entre 2016-2017) com apenas dois registros no total. Silva Jr e Mendes Pontes (2008) visualizaram *Herpailurus yagouaroundi* (0.0097/10 km) em um fragmento da RPPN Frei Caneca em Pernambuco sendo até o momento o único registro da espécie para o CEP na natureza (Silva Jr e Mendes Pontes, 2008).

Caso essas espécies ainda estejam presentes na área do CEP, sua provável baixa densidade pode implicar na perda tanto de sua função ecológica como espécie quanto de toda a diversidade funcional da comunidade, especialmente por estarmos tratando de fragmentos, em sua maioria pequenos, representando um grande prejuízo para esse ecossistema (Bovendorp *et al.*, 2019).

Capturar espécies raras através da água em uma região altamente dominada por plantações e presença humana pode ter interferido nos resultados do eDNA, resultado na menor detecção das espécies alvo por este método. Nas áreas coletadas os corpos d'água são estreitos e, assim como os açudes próximos, servem como fonte de água para irrigação, lazer e uso para animais domesticados como os bovinos, além dos cães. Isso faz com que os carnívoros possam ter que competir por esse recurso.

Em relação as hipóteses postuladas em nosso trabalho, duas de nossas hipóteses se confirmaram ao longo do estudo: o iDNA de fato obteve um maior sucesso em detectar espécies de mesopredadores comparado ao eDNA, identificando *C. thous* e *D. albiventris* enquanto apenas o canídeo foi identificado com sucesso a partir de amostras d'água. E tanto o cachorro-do-mato quanto o gambá são espécies com um hábito alimentar onívoro generalista e foram identificadas em maior quantidade do que espécies preferencialmente ou estritamente carnívoras, o que pode

ser um indicativo de que possuir mais opções de fonte de alimento no CEP pode ser uma vantagem.

1.5 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos de certa forma refletem a realidade do CEP sem grandes perspectivas de uma mudança na situação dos mesopredadores ainda presentes na região. O DNA ambiental se mostrou uma boa ferramenta para identificar espécies de baixa densidade no CEP mesmo com um baixo esforço amostral por fragmento. Ainda assim é válido dizer que a técnica possa ser aprimorada para que possamos usufruir de todo o seu potencial, como uma maior periodicidade com campanhas mais longas que apenas um ou dois dias.

De todo modo, é necessário que haja mais estudos de monitoramento para que seja possível registrar de fato a diversidade de espécies presentes no CEP, e que estes trabalhos tenham uma continuidade pois só assim outras ações poderão ser tomadas para preservar os carnívoros do Centro de Endemismo Pernambuco.

1.6 REFERÊNCIAS

ALBERTS, C.C.; SARANHOLI, B.H.; FREI, F.; GALETTI Jr, P.M. Comparing hair-morphology and molecular methods to identify fecal samples from Neotropical felids. **PLoS ONE**, v. 12, n. 9, 2017

ALBUQUERQUE, A.C.F. **Diversidade de mamíferos de médio porte e ocorrência de cães domésticos como espécie invasora em Unidades de Conservação na Mata Atlântica da Paraíba, Brasil**. 129p. Dissertação, (Mestrado em Ciências Biológicas), UFPB, João Pessoa, 2017.

ANDREWS, S. FastQC: A quality tool for high throughput sequence data. **Babraham Bioinformatics**, 2010. Disponível em: <<https://www.bioinformatics.babraham.ac.uk/projects/fastqc/>>. Acesso em: 17 de jan. de 2024.

AVRIN, A.C.; PEKINS, C.E.; WILMERS, C.C.; SPERRY, J.H.; ALLEN, M.L. Can a mesocarnivore fill the functional role of an apex predator? **Ecosphere**, v. 14, n.1, 2023.

BARNES, M.A.; TURNER, C.R.; JERDE, C.L.; RENSHAW, M.A.; CHADDERTON, W.L.; LODGE, D.M. Environmental Conditions Influence eDNA Persistence in Aquatic Systems. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n, 3, p. 1819–1827, 2014.

BELTRÃO, M.G. **Mamíferos terrestres em remanescentes de Mata Atlântica da Paraíba: ilhados num mar de cana-de-açúcar?** Tese, (Doutorado em Ciências Biológicas), UFPB, João Pessoa, 2019.

BELTRÃO, M.G.; FEIJÓ, A.; ALBUQUERQUE, A.C.F.; FREITAS, G.L.; ROCHA, F.L. Recording of relict ocelot (*Leopardus pardalis*) and South American coati (*Nasua nasua*) populations in the biodiversity hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern Atlantic Forest, Brazil. **Mammalia**, v. 83, n. 3, 2019.

BERGER, K.M.; CONNER, M.M. Recolonizing wolves and mesopredator suppression of coyotes: Impacts on pronghorn population dynamics. **Ecological Applications**, v. 18, n. 3, p. 599-612, 2008.

BOHMANN, K.; EVANS, A.; GILBERT, M. T. P.; CARVALHO, G. R.; CREER, S., KNAPP, M.; De BRUYN, M. Environmental DNA for wildlife biology and biodiversity monitoring. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 6, p. 358–367, 2014.

BOHMANN, K; LYNNGGAARD, C. Transforming terrestrial biodiversity surveys using airborne eDNA. **Trends in Ecology & Evolution**. v. 38, p. 119-121, 2022.

BOVENDORP, R.S.; BRUM, F.T.; McCLEERY, R.A.; BAISER, B.; LOYOLA, R.; CIANCIARUSO, M.V.; GALETTI, M. Defaunation and fragmentation erode small

mammal diversity dimensions in tropical forests. **Ecography**, v. 42, n. 1, p. 23-35, 2019.

BURKHOLDER, D.A.; HEITHAUS, M.R.; FOURQUREAN, J.W.; WIRSING, A.; DIL, L.M. Patterns of top-down control in a seagrass ecosystem: could a roving apex predator induce a behaviour-mediated trophic cascade? **Journal of animal ecology**, v. 82, n. 6, p. 1192-1202, 2013.

CALVIGNAC-SPENCER, S.; MERKEL, K.; KUTZNER, N.; KÜHL, H.; BOESCH, C.; KAPPELER, P. M.; LEENDERTZ, F. H. Carrion fly-derived DNA as a tool for comprehensive and cost-effective assessment of mammalian biodiversity. **Molecular Ecology**, v. 22, n. 4, p. 915–924, 2013.

CARDILLO, M.; MACE, G.M.; JONES, K.E.; BIELBY, J.; BININDA-EMONDS, O.R.P.; SECHREST, W.; ORME, C.D.L.; PURVIS, A. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. **American Association for the Advancement of Science**, v. 309, n. 5738, p. 1239-1241, 2005.

CARIM, K. J.; WILCOX, T.; YOUNG, M. K.; MCKELVEY, K. S.; SCHWARTZ, M. K. Protocol for collecting eDNA samples from streams [Version 2.3]. Boise, ID: **US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Boise Aquatic Sciences Lab**. 10 p. 2016.

CARNAVAL, A.C.; MORITZ, C. Historical climate modeling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 7, p. 1187-1201, 2008.

CARVALHO, C.S.; OLIVEIRA, M.E.; RODRIGUEZ-CASTRO, K.G.; SARANHOLI, B.H.; GALETTI Jr, P.M. Efficiency of eDNA and iDNA in assessing vertebrate diversity and its abundance. **Molecular Ecology Resources**, v. 22, n. 4, p. 1262-1273, 2022.

CASQUET, J.; THEBAUD, CHRISTOPHE, T.; GILLESPIE, R.G. Chelex without boiling, a rapid and easy technique to obtain stable amplifiable DNA from small amounts of ethanol-stored spiders. **Molecular Ecology Resources**, v. 12, n. 1, p. 136-141, 2012.

CASSANO, C.R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforest. **Biological Conservation**, v. 169, p. 14-22, 2014.

CATCHEN, J.; HOHENLOHE, P.A.; BASSHAM, S.; AMORES, A.; CRESKO, W.A. Stacks: An analysis tool set for population genomics. **Molecular Ecology**, v. 22, n. 11, p. 3124-3140, 2013.

CHAVES, P.B.; GRAEFF, V.G.; MARÍLIA, B.L.; OLIVEIRA, L.R.; EIZIRIK, E. DNA barcoding meets molecular scatology: short mtDNA sequences for standardized

species assignment of carnivore noninvasive samples. **Molecular Ecology Resources**, v. 12, n. 1, p. 18-35, 2012.

CLARE, E.L.; ECONOMOU, C.K.; FAULKES, C.G.; GILBERT, J.D.; BENNETT, F.; DRINKWATER, R.; LITTLEFAIR, J.E. eDNAir: proof of concept that animal DNA can be collected from air sampling. **PeerJ**, v. 9, e11030, 2021.

COIMBRA-FILHO, A.F.; CÂMARA, I.G. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil. **Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza**, Rio de Janeiro, 1996.

CROOKS, K.R.; Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation biology**, v. 16, n. 2, p. 488-502, 2002.

CROOKS, K.R.; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, v. 400, n. 6744, p. 563-566, 1999.

De OLIVEIRA, M.E. **Análise da ocorrência, distribuição, riqueza e endemidade de mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica brasileira, com ênfase no Centro de Endemismo Pernambuco e nas abordagens não invasivas**. 154p, Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), UFSCar, São Carlos, 2023.

DONADIO, E.; BUSKIRK, S.W. Diet, morphology and interspecific killing in carnivora. **The American Society of Naturalists**, v. 167, n. 4, p. 524-536, 2006.

EDGAR, A. **Usearch**. Lawrence Berkeley National Lab. (LBNL), Berkeley, CA, 2010.

FANCOURT, B.A. Avoiding the subject: the implications of avoidance behaviour for detecting predators. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 70, n. 9, p. 1535-1546, 2016.

FEDRIANI, J.M.; FULLER, T.K.; SAUVAJOT, R.M.; YORK, E.C. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. **Oecology**, v. 125, n. 2, p. 258-270, 2000.

FEIJÓ, A.; LANGGUTH, A. Mamíferos de médio e grande porte do Nordeste do Brasil: distribuição e taxonomia, com descrição de novas espécies. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 22, n.1, p. 3–225, 2013.

FEIJÓ, A.; BELTRÃO, M.; Da COSTA-PINTO, A.L.; Da ROCHA, P.A.; De FREITAS, M.A.; CAMPOS, B.A.T.P.; CORDEIRO-ESTRELA, P. Mammals of the Pernambuco Endemism Center: Diversity, Biogeography, Research Gaps, and Conservation Concerns. *In*: FILHO, G.A.P.; FRANÇA, F.G.R.; ALVES, R.R.N.; VASCONCELOS, A. Animal Biodiversity and Conservation in Brazil's Northern Atlantic Forest. **Springer**, p. 201-228, 2023.

FERNANDES A.C.A. **Censo de mamíferos em alguns fragmentos de floresta atlântica no Nordeste do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal), UFPE, Recife, 2003.

FINNEGAN, S.P.; GANTCHOFF, M.G.; HILL, J.E.; SILVEIRA, L.; TÔRRES, N.M.; JÁCOMO, A.T.; UZAL, A. "When the felid's away, the mesocarnivores play": seasonal temporal segregation in a neotropical carnivore guild. **Mammalian Biology**, v. 101, n. 5, p. 631-638, 2021.

GALETTI, M.; GIACOMINI, H.C.; BUENO, R.S.; BERNARDO, C.S.S.; MARQUES, R.M.; BOVENDORP, R.S.; PERES, C.A. Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1229–1241, 2009.

GARBINO, G.S.T.; REZENDE, G.C.; FERNANDES-FERREIRA, H.; FEIJÓ, A. Reconsidering mammal extinctions in the Pernambuco Endemism Center of the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 41, n. 1. p. 175-184, 2018.

GRILLO, A.; OLIVEIRA, M.A.; TABARELLI, M. Árvores. *In*: PÔRTO, K. C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; TABARELLI, M. (Orgs.). **Diversidade Biológica biológica e conservação da floresta atlântica ao norte do rio São Francisco**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 191-218.

HENKE, S.E.; BRYANT, F.C. Effects of coyote removal on the faunal community in western Texas. **The Journal of Wildlife Management**, v. 63, n. 4, p. 1066-1081, 1999.

JIMÉNEZ, J.; NUNEZ-ARJONA, J.C.; MOUGEOT, F.; FERRERAS, P.; GONZALES, L.M.; GARCIA-DOMINGUEZ, F.; MUNOZ-IGUALADA, J.; PALACIOS, M.J.; PLA, S.; RUEDA, C.; VILLAESPESA, F.; NAJERA, F.; PALOMARES, F.; LOPEZ-BAO, J.V. Restoring apex predator can reduce mesopredator abundances. **Biological Conservation**, v. 238, 10p, 2019.

KNIGHT, T.M.; MCCOY, M.W.; CHASE, J.M.; MCCOY, K.A.; HOLT, R.D. Trophic cascades across ecosystems. **Nature**, v. 436, n. 6, p. 880-883, 2005.

LETNIC, M.; RITCHIE, E.G.; DICKMAN, C.R. Top predators as a biodiversity regulators: the dingo *Canis lupus dingo* as a case study. **Biological reviews**, v. 87, n. 2, p. 390-413, 2012.

LYNGGAARD, C.; NIELSEN, M.; SANTOS-BAY, L.; GASTAUER, M.; OLIVEIRA, G.; BOHMANN, K. Vertebrate diversity revealed by metabarcoding of bulk arthropod samples from tropical forests. **Environmental DNA**, v. 1, n. 4, p. 329-341, 2019.

MARINHO, P.H.; FEIJÓ, A.; GAVILAN, S.A.; MOURA, E.O.; VENTICINQUE, E.M. First records of Ocelot *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) (Carnivora: Felidae) from Rio Grande do Norte, northeastern Brazil. **Checklist**, v. 13, n. 2, 2017.

MASSARA, R.L.; PASCHOAL, A.N.O.; DOHERTY Jr, P.F.; HIRSH, A.; CHIARELLO, A.G. Ocelot Population Status in Protected Brazilian Atlantic Forest. **PLoS ONE**, v. 10, n. 11, 2015.

MELO, G.; SPONCHIADO, J. Distribuição Geográfica dos Marsupiais no Brasil. *In*: CÁCERES, N.C. **Os Marsupiais do Brasil: Biologia, Ecologia e Conservação**. Campo Grande, Editora UFMS, p. 93-110, 2012.

MENDES PONTES, A.R.; BRAZIL, C.M.; NORMANDE, I.C.; PERES, P.H.A.L. Mamíferos do Centro de Endemismo Pernambuco, *In*: PÔRTO, K.C.; ALMEIDA-CORTEZ, J.S.; TABARELLI, M. **Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, p. 303-321, 2006.

MENDES PONTES, A.R.; BELTRÃO, A.C.M.; NORMANDE, I.C.; MALTA, A. de J.R.; SILVA JÚNIOR, A.P. da.; SANTOS, A.M.M. Mass Extinction and the Disappearance of Unknown Mammal Species: Scenario and Perspectives of a Biodiversity Hotspot's Hotspot. **Plos One**, v. 11, n. 5, 2016.

ORDIZ, A.; BISCHOF, R.; SWENSON, J.E.; Saving large carnivores, but losing the apex predator? **Biological conservation**, v. 168, p. 128-133, 2013.

PALOMARES, F; CARO, T.M. Interspecific Killing among Mammalian Carnivores. **The American Naturalist**, v. 153, n. 5, p. 492-508, 1999

PORT, J.A.; O'DONELL, J.L.; ROMERO-MARACCINI, O.C.; LEARY, P.R.; LITVIN, S.Y.; NICKOLS, K.J.; KELLY, R.P. Assessing vertebrate biodiversity in a kelp forest ecosystem using environmental DNA. **Molecular Ecology**, v. 25, n. 2, p. 527–541, 2015.

PRUGH, L.R.; STONER, C.J.; EPPS, C.W.; BEAN, W.T.; RIPPLE, W.J.; LALIBERTE, A.S.; BRASHARES, J.S. The rise of the mesopredator. **American Institute of American Science**, v. 59, n. 9, p. 779-791, 2009.

RAMOS, D.M.S.; SILVA, G.L.; SOUZA-ALVES, J.P.; CARLOS, I.R.; MONTES, M.J. New record of Ocelot, *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) (Felidae), in an Atlantic Forest fragment in the Pernambuco Endemism Center, Northeastern Brazil. **Check List**, v. 17, n. 4, p. 1067-1073, 2021.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELA, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The Fragmented Atlantic Rain Forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity & Conservation**, v. 7. p. 385-403, 1998.

RIAZ, T.; SHEHZAD, W.; VIARI, A.; POMPANON, F.; TABERLET, P.; COISSAC, E. ecoPrimers: inference of new DNA barcode markers from whole genome sequence analysis. **Nucleic Acids Research**, v. 39, n. 21, p. 145-145, 2011.

RICKLEFS, R.; RELYEA, R. **A economia da natureza**. 7 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2016.

RIPPLE, W.J.; BESCHTA, R.L. Restoring Yellowstone's aspen with wolves. **Biological conservation**, v. 138, n.3-4, p. 514-519, 2007.

RIPPLE, W.J.; WIRSING, A.J.; WILMERS, C.C.; LETNIC, M. Widespread mesopredator effects after wolf extirpation. **Biological Conservation**, v. 160, p. 70-79, 2013.

RIPPLE, W.J.; ESTES, J.A.; BESCHTA, R.L.; WILMERS, C.C.; RITCHIE, E.G.; HEBBLEWHITE, M.; BERGER, J.; ELMHAGEN, B.; LETNIC, M.; NELSON, M.P.; SCHMITZ, O.J.; SMITH, D.W.; WALLACH, A.D.; WIRSING, A.J. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science**, v. 343, n. 6167, p. 151-163, 2014.

RIPPLE, W.J.; ESTES, J.A.; SCHMITZ, O.J.; CONSTANT, V.; KAYLOR, M.J.; LENZ, A.; MOTLEY, J.L.; SELF, K.E.; TAYLOR, D.S.; WOLF, C. What is a trophic cascade? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 11, p. 842-849, 2016.

RITCHIE, E.G.; JOHNSON, C.N. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. **Ecology letters**, v. 12, n. 9, p. 982-998, 2009.

RODGERS, T.W.; XU, C.C.Y.; GIACALONE, J.; KAPHEIM, K.M.; SALTONSTALL, K.; VARGAS, M.; JANSEN, P.A. Carrion fly-derived DNA metabarcoding is an effective tool for mammal surveys: Evidence from a known tropical mammal community. **Molecular Ecology Resources**, v. 17, n. 6, p. 133–145, 2017.

SÁ-NETO, R.J.; FERNANDES, A.C.A.; SILVA JÚNIOR, A.P.; MENDES PONTES, A.R. A fauna de mamíferos remanescente do Centro de Endemismo Pernambuco: O caso da Usina Serra Grande. In: TABARELLI, M. (Org.) **Serra Grande: uma Floresta de idéias**. Recife: Editora Universitária UFPE, p. 251-268, 2013.

SALES, N.G.; MCKENZIE, M.B.; DRAKE, J.; HARPER, L.R.; BROWETT, S.S.; COSCIA, I.; McDEVITT, A.D. Fishing for mammals: Landscape-level monitoring of terrestrial and semi-aquatic communities using eDNA from riverine systems. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 4, p. 707–716, 2020.

SARANHOLI, B.H.; RODRIGUEZ-CASTRO, K.G.; CARVALHO, C.S.; CHAHAD-EHLERS, S.; GESTICH, C.C.; ANDRADE, S.C.S.; FREITAS, P.D.; GALETTI Jr, P.M. Comparing iDNA from mosquitoes and flies to survey mammals in a semi-controlled Neotropical area. **Molecular Ecology Resources**, v. 23, n. 8, p. 1790-1799, 2023.

SARANHOLI, B. H.; FRANÇA, F. M.; VOGLER, A. P.; BARLOW, J.; VAZ DE MELLO, F. Z.; MALDANER, M. E.; CARVALHO, E.; GESTICH, C. C.; HOWES, B.; BANKS-LEITE, C.; GALETTI, P. M. JR.; Testing and optimizing metabarcoding of iDNA from dung beetles to sample mammals in the hyperdiverse Neotropics. **Molecular Ecology Resources**, v. 24, n. 5, 2024.

SILVA JR., A.P.; MENDES PONTES, A.R. The effect of a megafragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 6, p. 1455–1464, 2008.

SOULÉ, M.E.; BOLGER, D.T.; ALBERTS, A.C.; WRIGHT, J.; SORICE, M.; HILL, S. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. **Conservation Biology**, v. 2, n. 1, p. 75-92, 1988.

SWITALSKI, T.A. Coyote foraging ecology and vigilance in response to gray wolf reintroduction in Yellowstone National Park. **Canadian Journal of Zoology**, v. 81, n. 6, p. 958-993, 2003.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.

TABERLET, P.; COISSAC, E.; HAJIBABAEI, M.; RIESEBERG, L.H. Environmental DNA. **Molecular Ecology**, v. 21, p. 1789–1793, 2012.

TAYLOR, P.G. Reproducibility of ancient DNA sequences from extinct Pleistocene fauna. **Molecular Biology and Evolution**, v. 13, p. 283-285, 1996.

USHIO, M.; FUKUDA, H.; INOUE, T.; MAKOTO, K.; KISHIDA, O.; SSATO, K.; MIYA, M. Environmental DNA enables detection of terrestrial mammals from forest pond water. **Molecular Ecology Resources**, v. 17, n. 6, p. 63–75, 2017.

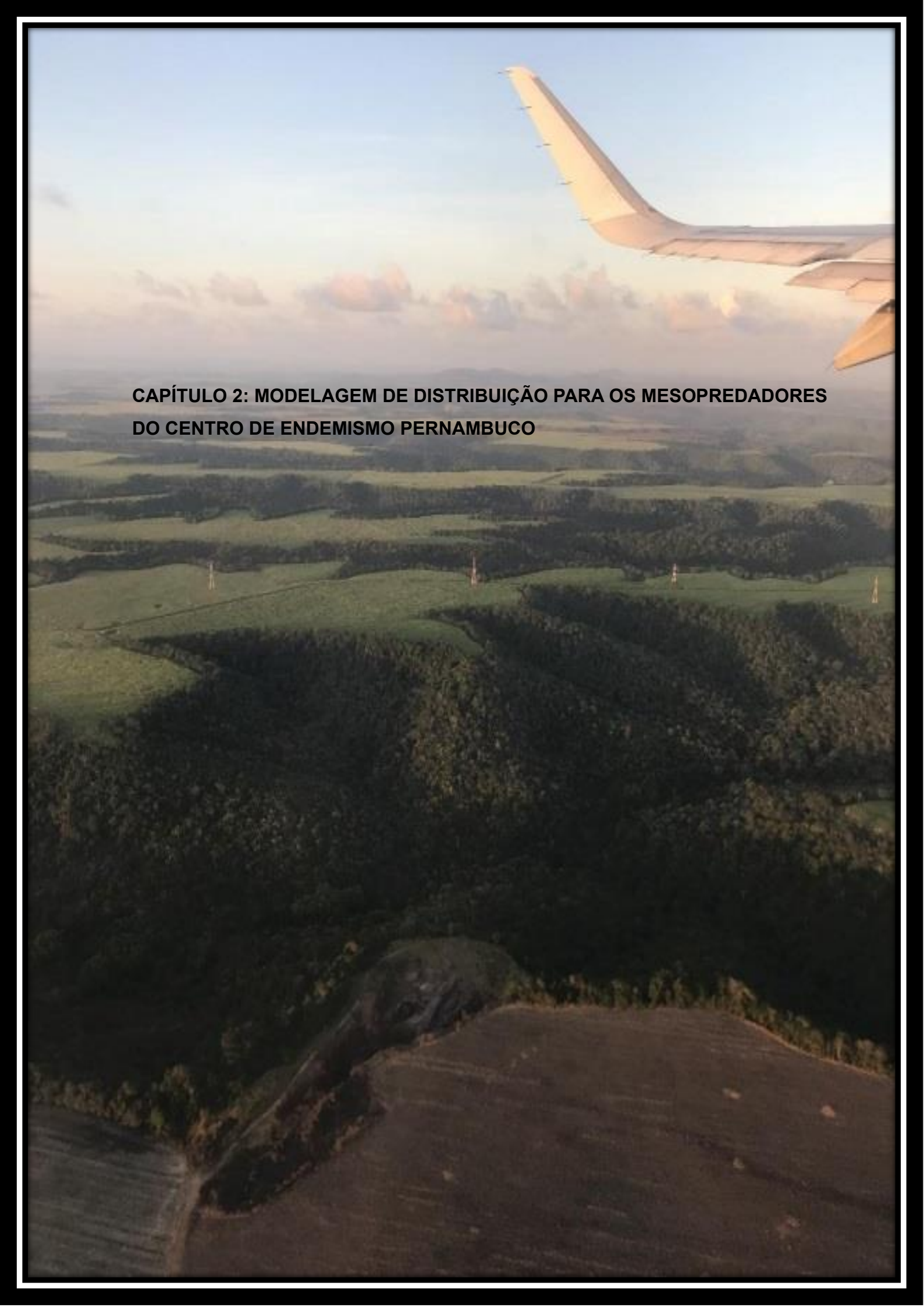
WALLACH, A.D.; IZHAKI, I.; TOMS, J.D.; RIPPLE, W.J.; SHANAS, U. What is an apex predator. **Oikos**, v. 124, n. 11, p. 1453-1461, 2015.

WANG, P.; YAN, Z.; YANG, S.; WANG, S.; ZHENG, X.; FAN, J.; ZHANG, T. Environmental DNA: An Emerging Tool in Ecological Assessment. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 103, n. 5, p. 651-656, 2019.

WOODROFFE, R.; GINSBERG, J.R. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. **Science**, v. 280, n. 5372, p. 2126-2128, 1998.

ZHANG, J.; KOBERT, K.; FLOURI, T.; STAMATAKIS, A. PEAR: A fast and accurate Illumina paired-end read merger. **Bioinformatics**, v. 30, n. 5, p. 614-620, 2014.

ZINGER, L.; DONALD, J.; BROSE, S.; GONZALEZ, M.A.; IRIBAR, A.; LEROY, C.; MURIENNE, J.; ORIVEL, J.; SCHIMANN, H.; TABERLET, P.; LOPES, C.M. Advances and prospects of environmental DNA in neotropical rainforests. **Advances in Ecological Researches**, v. 62, p. 331–373, 2020.

An aerial photograph showing a vast landscape. In the foreground, there is a large, dark, dense forest. To the right, a large, dark, rectangular field is visible. The middle ground consists of rolling green hills and fields, interspersed with smaller patches of forest. In the background, more distant hills and a hazy horizon are visible under a sky with soft, golden light, suggesting sunrise or sunset. The wing of an airplane is visible in the top right corner, indicating the photo was taken from an aircraft.

**CAPÍTULO 2: MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO PARA OS MESOPREDADORES
DO CENTRO DE ENDEMISMO PERNAMBUCO**

RESUMO

A intensa fragmentação e perda de biodiversidade na Mata Atlântica têm colocado diversas espécies sob risco, sendo o Centro de Endemismo Pernambuco (CEP) uma das suas áreas mais afetadas. Localizado ao norte da foz do rio São Francisco, o CEP é caracterizado por uma vegetação isolada do restante do bioma e pressionada por atividades humanas, o que agrava os desafios para a sobrevivência das espécies locais. A ausência de grandes predadores, somada à baixa densidade de mesopredadores, compromete ainda mais o equilíbrio ecológico dessa região. Nesse contexto, a modelagem de distribuição de espécies (SDM) é uma ferramenta importante, pois permite identificar áreas com condições propícias à ocorrência das espécies, auxiliando na definição de estratégias de conservação para habitats fragmentados como o CEP. Este capítulo foca na modelagem de distribuição de seis espécies de mesopredadores: *Leopardus pardalis*, *Didelphis aurita*, *Didelphis albiventris*, *Procyon cancrivorus*, *Nasua nasua* e *Cerdocyon thous*. Os resultados visam subsidiar ações de manejo e conservação, fornecendo uma base para direcionar esforços de monitoramento para áreas prioritárias no CEP. Na metodologia, foram utilizados dados de ocorrência das espécies obtidos a partir de bases de dados públicos, juntamente com resultados de análises de eDNA e iDNA realizadas previamente. Foram utilizadas variáveis ambientais e climáticas, de uso e cobertura do solo, variáveis humanas e topográficas. Foi adotada a abordagem de ensemble modeling, que combina diversos algoritmos para criar um consenso entre os modelos com maior capacidade preditiva. A modelagem foi conduzida no ambiente R, com o pacote biomod2, e os modelos foram avaliados usando a métrica ROC, o que permitiu avaliar a precisão preditiva dos resultados. De forma geral, os resultados mostraram-se coerentes com a biologia das espécies, indicando que os quatro estados que compõem o CEP apresentam condições adequadas para a ocorrência de pelo menos uma das espécies estudadas. Essas áreas prioritárias identificadas podem ser estratégicas para direcionar esforços de conservação e manejo, assegurando uma proteção mais eficaz para os mesopredadores e contribuindo para a manutenção da biodiversidade regional. Os achados deste trabalho oferecem uma contribuição valiosa ao cenário de conservação no CEP, ao identificar locais propícios para o estabelecimento de ações de monitoramento e proteção. Além de informar a conservação dos mesopredadores, os resultados também têm potencial para

beneficiar a comunidade faunística como um todo, promovendo um manejo mais sustentável e adequado às condições ambientais e à dinâmica ecológica da região.

Palavras-chave: conservação, áreas prioritárias, *ensemble modeling*, biodiversidade

2.INTRODUÇÃO

Os mesopredadores são espécies que se encontram nas posições intermediárias das cadeias tróficas dos ecossistemas do qual fazem parte, estando fortemente conectados tanto com as espécies abaixo na cadeia quanto com as de topo interagindo diretamente com ambas. As espécies de mesopredadores tendem a ser reguladas populacionalmente e têm o seu comportamento moldado a partir da presença de um ou mais predadores de topo (Ritchie e Johnson, 2009). O mesmo acontece na interação deles com as suas presas, todavia, na ausência do seu predador de topo, o aumento populacional de mesopredadores, chamado de liberação do mesopredador, pode levar a um desequilíbrio também nas populações das suas presas (Soulé *et al*, 1988).

Com a constante fragmentação e perda de habitat, as espécies de mamíferos têm constantemente perdido seu espaço para outras formas de uso da terra, como a cultura agrícola, a pecuária e expansão imobiliária, o que têm aumentado o declínio populacional dessas espécies (Woodroffe e Ginsberg, 1998; Trombulak e Frissel, 2000; Laurance; Goosem; Laurance, 2009; Barbosa; Aguiar; Alves, 2022). A Mata Atlântica, um dos *hotspots* brasileiros da biodiversidade, abrigando mais de 8.000 espécies endêmicas e ainda possui 12% da sua cobertura florestal original (Tabarelli *et al.*, 2005; Ribeiro *et al.*, 2009; Galetti *et al.*, 2016). No Centro de Endemismo Pernambuco, uma das regiões de refúgio histórico climático estável para mamíferos de acordo com Carnaval e Moritz (2008), que compreende a porção do bioma ao norte da foz do Rio São Francisco, cerca de apenas 2% de sua área total ainda restam conservada, representando assim uma das regiões de Mata Atlântica mais ameaçadas do país (Tabarelli *et al.*, 2005; Asfora e Mendes Pontes, 2009). Além de ser uma região altamente desflorestada, cerca de 90% de seus fragmentos são menores que 10 ha, sendo a média dos fragmentos restantes de apenas 11 ha e apenas quatro fragmentos do Centro de Endemismo Pernambuco são maiores que 5.000 hectares. Dessa forma, identificar áreas prioritárias para conservação dentro do CEP torna-se essencial.

A modelagem de distribuição de espécies (SDM) pode ser uma importante ferramenta nesse contexto, pois permite prever a distribuição potencial de espécies com base em variáveis ambientais, como temperatura e precipitação, e em registros de ocorrência da espécie, identificando locais de alta relevância para sua

sobrevivência (Galetti *et al.*, 2009; Miller, 2010; Beale e Lennon, 2012; Elith e Franklin, 2013). A abordagem a partir da modelagem de distribuição de espécies tem sido utilizada em trabalhos que visam a conservação das espécies, pois permite identificar novas áreas de ocorrência para as espécies, como também a delinear áreas-chave que maximizam os esforços de manutenção das populações e preservação da biodiversidade, podendo auxiliar na criação de estratégias mais eficazes para a proteção, monitoramento e manejo dessas espécies (Cayuela *et al.*, 2009; Giné e Faria, 2018; Almasieh, Mohammadi, Alvandi, 2022; Gantchoff, Conlee, Bellant, 2019).

Em um trabalho recente sobre modelagem de espécies em toda a Mata Atlântica, De Oliveira e colaboradores (2023) constataram que o Centro de Endemismo Pernambuco é a região do bioma que apresenta uma menor riqueza de mamíferos dentre todos os refúgios históricos do bioma. O trabalho também projetou a distribuição de espécies sob diferentes cenários possíveis de mudanças climáticas futuras. No cenário mais quente e seco, 10% das espécies presentes no CEP apresentarão diminuição na sua distribuição, levando-as a provável extinção. Ao menos em um dos quatro cenários prospectados, 53% das espécies perderão mais da metade do seu habitat. Também não há perspectiva de que haja alguma espécie no CEP que possa apresentar expansão na distribuição frente às mudanças climáticas previstas.

Os grandes carnívoros são amplamente conhecidos por serem espécies-chave para o ecossistema, *key stone species*, ao controlar populações de presas e demais predadores e por seus efeitos nas cadeias tróficas, causando cascatas tróficas que impactam os demais níveis tróficos em caso de alguma perturbação (Ripple *et al.*, 2014; Ripple *et al.*, 2016). Assim agem como sentinelas da integridade de um ecossistema uma vez que ambientes que suportam esses predadores vão possuir condições ambientais saudáveis. Não obstante recentemente novos estudos têm apontado que o monitoramento de mamíferos menores, predadores intermediários, podem mais responsivos a disfunções ecológicas provocadas por mudanças ambientais (Marneweck *et al.*, 2022; Jachowski *et al.*, 2024; Do Linh San, 2024).

Características como áreas de vida e uma baixa densidade populacional levam as grandes espécies a uma maior dificuldade de monitoramento já que se trata de uma relativa grande área para poucos indivíduos, em relação a carnívoros menores. Além disso, a posição trófica também é algo importante a se considerar na escolha de

uma espécie sentinela. O tempo de detecção de uma perturbação nos níveis mais baixos da cadeia trófica pode ser relativamente alto demais se observado a partir dos grandes predadores, o que diminui o tempo de resposta para alguma ação ser tomada. Dessa forma, espécies posicionadas intermediariamente nas cadeias tróficas são mais afetadas diretamente por ambos os lados das cadeias e podem ser mais responsivas tanto em sistemas *bottom-up* como *top-down* (Marneweck *et al.*, 2022; Jachowski *et al.*, 2024; Do Linh San, 2024).

Atualmente o CEP é a região mais degradada da Mata Atlântica. Entretanto, o CEP ainda preserva uma alta diversidade filogenética, o que pode indicar que a região tenha uma diversidade funcional bem preservada mesmo com uma menor quantidade de espécies (De Oliveira *et al.*, 2023). Considerando que os predadores de topo do CEP já se encontram extintos localmente (Mendes Pontes *et al.*, 2016; Garbino *et al.*, 2018; Mendes Pontes *et al.*, 2019), espera-se que os mesopredadores sejam mais abundantes na área. Entender como esses animais estão respondendo aos altos níveis de fragmentação e perda de cobertura da região é importante priorizar áreas para ações de conservação.

Dessa maneira 6 espécies de mamíferos foram escolhidas para realizar a sua modelagem de ocorrência: *Leopardus pardalis*, *Cerdocyon thous*, *Nasua nasua*, *Procyon cancrivorus*, *Didelphis albiventris* e *Didelphis aurita*. As espécies selecionadas para este estudo incluem representantes de diferentes famílias de mamíferos, abrangendo tanto carnívoros estritos quanto onívoros com hábitos predatórios. A escolha das espécies foi baseada na diversidade taxonômica e ecológica, incluindo espécies de médio porte com hábitos variados, típicas da fauna neotropical.

A jaguatirica, *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) é um mesocarnívoro neotropical, de hábito solitário, médio porte e de atividade predominantemente noturna (Murray & Gardner 1997). É uma espécie que apresenta uma ampla distribuição neotropical, estando presente em praticamente todo o continente americano, como o sul dos Estados Unidos e por toda a América Latina (com exceção do Chile) até o norte da Argentina (Murray e Gardner, 1997; Haines *et al.*, 2006). No Brasil, a espécie ocorre em todos os biomas, com exceção do pampa, no Rio Grande do Sul, ocupando assim, ambientes que variam desde o clima semiárido de vegetação arbustiva com árvores de pequeno porte como a Caatinga, a ambientes de cobertura vegetal densa como a floresta tropical úmida, onde é mais frequentemente associada (Murray e Gardner, 1997; Sunquist e Sunquist, 2002; Oliveira *et al.*, 2013; Penido *et al.*, 2016).

L. pardalis é uma espécie estritamente carnívora e oportunista, sendo bem adaptada à disponibilidade de presas de acordo com o local em que vivem (Moreno *et al.*, 2006). Possui uma dieta variada em tamanho, se alimentando desde presas de pequeno porte até grandes mamíferos. Sua principal fonte de alimento são os mamíferos de pequeno porte (< 1kg) como pequenos roedores e marsupiais (Ludlow & Sunquist 1987; Abreu *et al.*, 2008) com répteis e aves também compondo sua dieta ocasionalmente (Bianchi; Lucena; Júnior, 2010). Apesar da preferência por presas pequenas, estudos têm evidenciado que a presença de mamíferos de tamanho médio e grande em sua dieta têm sido representativos sendo presas importantes quando se considera a biomassa consumida (Bachega, 2004; Moreno *et al.*, 2006, Bianchi e Mendes, 2007; Santos *et al.*, 2014). Dentre este tipo de presa é possível citar pacas, quatis, preguiças, macacos e veados.

Seu nível de risco é classificado pela IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) como “Pouco Preocupante” em sua lista vermelha de espécies ameaçadas (Paviolo *et al.*, 2015), porém, a lista faz um alerta para uma diminuição populacional de seus indivíduos maduros. Os principais fatores que contribuem para esse declínio são a caça, preventiva, retaliativa, ou até mesmo para consumo próprio. Comércio de peles, fragmentação e perda de habitat, principalmente para áreas de plantação e de exploração madeireira e atropelamento em rodovias.

Por ser uma espécie que possui uma boa flexibilidade adaptativa, a jaguatirica consegue viver em áreas abertas e alteradas pela agricultura desde que esteja próxima também da vegetação natural, que não podem ser substituídas pois são importantes para sua sobrevivência (LUDLOW e SUNQUIST, 1987; OLIVEIRA *et al.*, 2013).

Cerdocyon thous é um canídeo onívoro oportunista de hábito generalista, amplamente distribuído pela América do Sul, ocorrendo desde o norte da Colômbia e Venezuela até o norte da Argentina. No Brasil, excluindo a bacia Amazônica é encontrado em todos os biomas. É considerado uma espécie relativamente abundante pela sua alta distribuição é uma espécie que pode ser encontrada em diferentes ambientes como regiões montanhosas, costas, campos, florestas, cerrados e áreas abertas (Brady, 1979; Tchaika *et al.*, 2007; Beisiegel *et al.*, 2013). De hábito noturno e crepuscular, sua dieta pode ser considerada flexível, podendo variar de acordo com as estações, mas inclui principalmente diversas espécies de frutos, artrópodes e

pequenos vertebrados, em especial roedores, mas também é possível encontrar répteis, anfíbios e aves. Também se alimenta de ovos de outros animais e até carcaça, tanto de espécies silvestres como de animais domesticados (Vieira e Port, 2007; Vasconcellos-Neto *et al.*, 2009; Lemos *et al.*, Bianchi *et al.*, 2013). Sua alta alimentação de frutos o torna importante na dispersão de sementes nativas e cultivadas (Beisiegel, 1999; Courtenay e Maffei, 2004).

É uma espécie listada como “Pouco Preocupante” pela IUCN e suas maiores ameaças estão relacionadas à caça de retaliação, confrontos com cães e enfermidades como sarna, cinomose e outras, contraídas a partir do contato com animais domésticos (Whiteman, 2007; Beisiegel *et al.*, 2013). Devido a perda de habitat, muitas vezes os indivíduos precisam se deslocar além da sua área de vida para forrageio, sendo comumente encontrado atrás de alimento perto de estradas, sendo vítimas de atropelamento. Assim, *C. thous* é uma das espécies de mamíferos mais atropeladas no Brasil (Beisiegel *et al.*, 2013)

O cachorro-do-mato, de acordo com os estudos, é tolerante a perturbações antrópicas, podendo ser encontrada em torno de áreas urbanas, e ambientes naturais modificados, utilizando diferentes tipos de paisagem. Estudos relataram que no uso de áreas abertas, os indivíduos de cachorro-do-mato ficavam próximos as bordas das florestas adjacentes (Courtenay e Maffei, 2004; Lemos *et al.*, 2011). Sua plasticidade e capacidade de adaptação a locais urbanizados, entretanto aumenta seu contato com animais domésticos o que pode trazer riscos à saúde das populações de *C. thous*.

Nasua nasua (quati) é uma espécie da família Procyonidae, que possui hábitos diurnos, podendo formar grandes grupos. Ocorre amplamente pelo território sul-americano desde norte da Colômbia até o norte de Uruguai e Argentina. No Brasil pode ser encontrado em praticamente toda a extensão territorial, estando presente em todos os biomas. Apesar de ser uma espécie abundante apresenta poucos estudos na natureza (Beisiegel e Mantovani, 2006; Beisiegel e Campos, 2013). Quanto a dieta são animais onívoros, se alimentando principalmente de frutos e invertebrados. Seus indivíduos também podem se alimentar de alguns répteis, anfíbios, aves, e pequenos mamíferos em algumas situações (Alves-Costa *et al.*, 2004; Hirsch, 2009; Bianchi *et al.*, 2013).

É reportado que a espécie vive em habitats com bastante cobertura florestal, utilizando das árvores para forrageio, alimentação e construção dos ninhos em épocas reprodutivas (Beisiegel e Mantovani, 2006; Beisiegel e Campos, 2013). Apesar disso são adaptáveis a áreas antropizadas. Nas áreas urbanas o quati se beneficia da falta de predadores e da alta disponibilidade de alimentos, principalmente em lixeiras, atinge altas densidades (Souza e Beisiegel, 2002; Alves Costa *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2009).

É considerado pela IUCN uma espécie “Pouco Preocupante”, todavia as populações da espécie podem se encontrar em declínio devido a sensibilidade a perda de habitat florestal e caça (Bisbal, 1993; Emmons e Helgen, 2016; Michalski e Perez, 2007). Doenças contraídas a partir do contato com outras espécies e o atropelamento também impactam negativamente a espécie.

O guaxinim *Procyon cancrivorus*, conhecido como mão-pelada também é pertencente à família dos procionídeos e possui uma ampla distribuição, desde América Central até a Argentina, na América do Sul. É comum em boa parte do território brasileiro, estando fortemente associado a ambientes próximos a corpos d’água como rios e banhados por exemplo. São encontrados no cerrado, caatinga, e em diversos tipos de formações florestais (Cheida, Guimarães, Beisiegel, 2013). De hábito noturno, solitário e terrestre, o mão-pelada é considerado onívoro e sua alimentação é constituída por frutos, invertebrados e vertebrados como peixes e pequenos mamíferos (Gatti *et al.*, 2006; Quintela, Iob, Artioli, 2014). Apesar de poucos estudos, há registros de usos de habitats modificados por parte da espécie, como, pastagens, fragmentos de mata e mosaicos de plantações desde essas paisagens estejam associadas a fontes de água (Cheida; Guimarães; Beisiegel; 2013).

Pesquisadores têm considerado a diminuição da população de *P. cancrivorus* devido a perda do habitat, a caça pelas suas peles, considerável número de atropelamentos. Há também evidências de infecção de patógenos na espécie como *Leishmania*, raiva e leptospirose. É classificada como “Pouco Preocupante pela IUCN (Coelho; Kindel; Coelho, 2008; Meneguetti; Meneguetti; Trevisan; 2010; Jorge *et al.*, 2010, Jorge *et al.*, 2011; Reid e Helgen; 2016).

Didelphis albiventris (gambá-de-orelha-branca) e *Didelphis aurita* (gambá-de-orelha-preta) são espécies de didelfídeos com uma distribuição ao longo pelo

continente, especialmente no Brasil, estando presentes ao longo da Mata Atlântica dentre outros biomas como o pampa, cerrado, caatinga e pantanal. A extensão do *D. aurita* na Mata Atlântica se estende até os estados de Alagoas e Pernambuco, com a sua presença sendo rara nessa região ao contrário do *D. albiventris*, que é bem abundante na área do CEP (Cerqueira e Lemos, 2000; Cerqueira e Tribe, 2008). As espécies desse grupo são bem adaptadas a ambientes antropizados sendo frequentemente encontradas em grandes centros urbanos e em fragmentos florestais e mosaicos de paisagens. Nas cidades é comum se abrigam em terrenos baldios, telhados de residências e forrageiam sobretudo os lixos em busca de alimento se tornando um problema sanitário (Cruz-Salazar *et al.*, 2016; Faria; Lanes; Bonvicino, 2019; Püttker *et al.*, 2020).

Embora os marsupiais não sejam carnívoros em sentido estrito, seu comportamento onívoro e oportunista os torna relevantes na dinâmica ecológica local. O hábito alimentar onívoro oportunista é um trunfo para a adaptação de ambas as espécies. Consomem frutos, insetos, aves e pequenos mamíferos. O alto consumo de frutos faz da espécie, dispersora de sementes, possuindo papel importante na sucessão de ambientes degradados (Cáceres, 2009; Cantor *et al.*, 2010; Casella, 2011; Rossi e Bianconi, 2011). Ambas as espécies estão listadas como “Pouco Preocupante”.

O objetivo deste capítulo foi modelar a distribuição das espécies selecionadas com base em registros de ocorrência e variáveis ambientais relevantes para as espécies. Através dessa abordagem, esperamos que seja possível prever a distribuição potencial das espécies de mesopredadores no Centro de Endemismo Pernambuco (CEP) e identificar áreas prioritárias para a conservação, encontrando regiões com maior probabilidade de presença e relevância ecológica para as espécies.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O Centro de Endemismo Pernambuco (CEP) é uma região biogeográfica da Mata Atlântica que se encontra acima da foz do Rio São Francisco englobando os estados do Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte (Fig. 2.1). Com uma extensão de um pouco mais de 500 mil hectares a região engloba uma fitofisionomia diversa, sendo composta por um mosaico de floresta ombrófila densa, floresta ombrófila aberta, floresta estacional semidecidual, áreas de formações pioneiras e áreas de tensão ecológica. A média da pluviosidade anual do CEP varia entre 750 a 1500 mm, com as chuvas estando mais concentradas durante as estações do outono e inverno (Tabarelli *et al.*, 2005).

Há também, mais em direção ao continente, a presença de manchas de floresta estacional semidecidual isoladas do restante da Mata Atlântica pelo bioma da Caatinga chamadas de brejos de altitude (Veloso; Rangel-Filho; Lima, 1991; Santos, 2006). Esses enclaves embora separados do contínuo de Mata Atlântica, também estão incluídos nesse trabalho. Assim, foi criado um *buffer* de 0,5 grau ao redor dos limites do CEP, considerando os brejos, para incluir áreas de transição que, mesmo fora da área de estudo, podem estar sendo utilizadas pelas espécies.

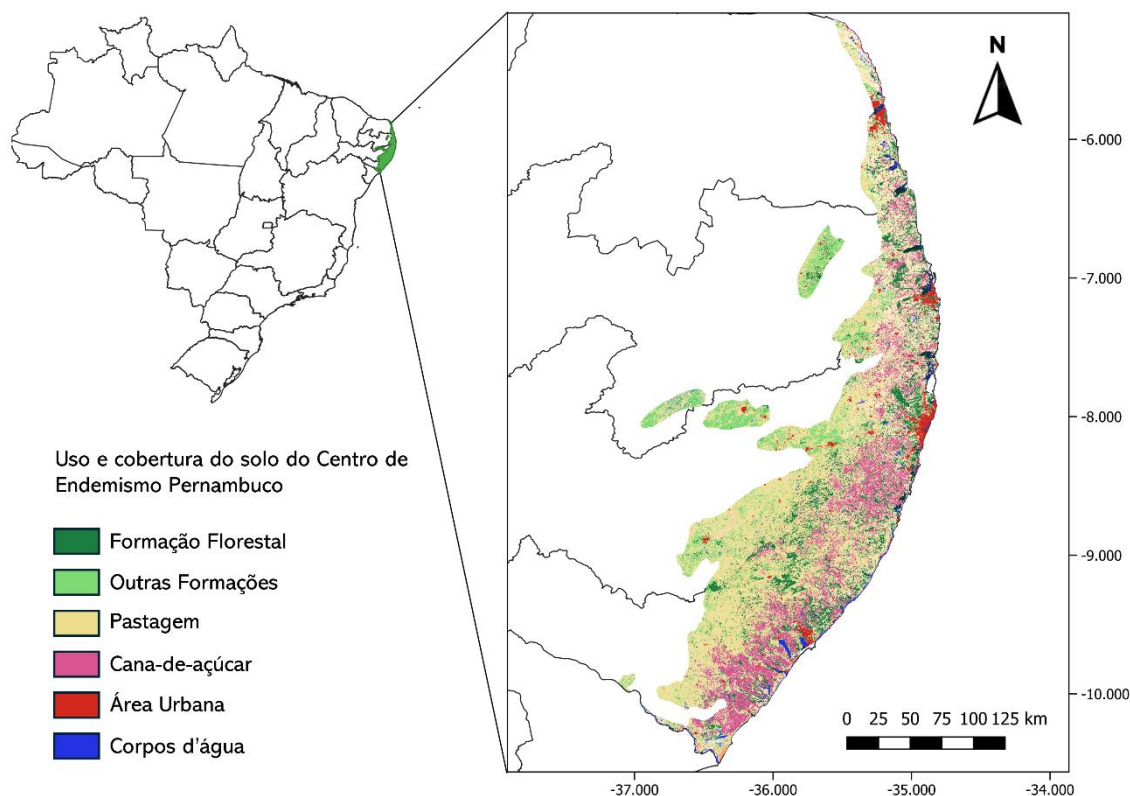


Figura 2. 1 - Uso e cobertura do solo do Centro de Endemismo Pernambuco juntamente com os brejos de altitude. Fonte: MapBiomas

Levantamento de dados de ocorrência das espécies de interesse

O levantamento de dados sobre a ocorrência das espécies alvo deste estudo foi feito a partir de consultas em bases de dados online: GBIF (Global Biodiversity Information Facility), *Species Link*, SALVE – ICMBIO (Sistema de Avaliação do Risco da Extinção da Biodiversidade) e iNaturalist bem como *datapapers* publicados: *Atlantic Mammals* (Souza, *et al.*, 2019), *Atlantic Small-Mammal* (Bovendrop *et al.*, 2017), *Neotropical Carnivores* (Nagy-Reis *et al.*, 2020). Trabalhos disponíveis na literatura também foram utilizados para levantar os dados de ocorrência, tanto estudos publicados quanto na literatura cinza, com todos os dados selecionados passando por um tratamento prévio. As ocorrências de *Cerdocyon thous* e *Didelphis albiventris* encontradas no capítulo anterior também foram utilizadas nesse capítulo. Foram selecionados apenas ocorrências que datassem a partir de 1980 a fim de obter registros de GPS mais precisos para latitude e longitude (Kumar e Moore, 2002). Dados que não apresentavam o ano de registro e localidade foram retiradas.

Trabalhos realizados no CEP, mas que não apresentavam os pontos de captura do registro também não foram utilizados.

Nesse trabalho apenas foi utilizado registros obtidos a partir de câmeras trap ou de outras armadilhas como o *tomahawk*, indivíduos vítimas de atropelamento, busca ativa, transecto linear e registros indiretos como pegadas, fezes e carcaça. Dados de entrevistas foram descartados por não apresentar informações confiáveis. Espécimes depositados coleções também foram descartados. Em relação aos dados obtidos pelo iNaturalist foram selecionados registros fotográficos classificadas como 'Nível de Pesquisa', que é concedido quando outros usuários da plataforma conferem a identificação taxonômica do animal. Após isso, os pontos duplicados foram retirados da planilha de todas as espécies e então se utilizou o QGIS (*Quantum Geographic Information System*) para selecionar apenas as coordenadas de ocorrência dos indivíduos que se encontrassem dentro do *buffer* de 0,5 graus estabelecido a partir dos limites do CEP.

Variáveis utilizadas para a modelagem

Um total de 21 variáveis foram escolhidas para a modelagem e estão categorizadas em: variáveis climáticas, antropogênicas, topográficas e cobertura do solo. Elas foram acessadas a partir do *WorldClim V1 Bioclim* (Hijmans *et al.*, 2005), do Projeto MapBiomas, na Coleção 8 (Souza *et al.*, 2020) e no DNIT (Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes do Brasil). Os dados foram acessados a partir do *Google Earth Engine* (GEE). Para maiores detalhes sobre as variáveis utilizadas no trabalho consultar a tabela 2.1. Todas as variáveis de distância foram projetadas para a resolução espacial de 1 km.

Após a coleta das variáveis, foi feita uma correlação de Pearson para exclusão de variáveis que apresentaram valores de $r > 0,7$ e/ou correlações com duas ou mais variáveis, tentando manter pelo menos uma variável de cada categoria (Collart *et al.*, 2020; Dormann *et al.*, 2013). Após isso, foi feito o cálculo de multicolinearidade, utilizando o Fator de Inflação da Variância (VIF). Este cálculo foi feito sucessivamente, removendo-se a variável com maior VIF, até não houvesse mais variáveis com o valor de $VIF > 4$ (França, 2023; Gao *et al.*, 2023; Polaina; Pärt; Recio, 2020).

Categoria	Variável	Código	Unidade de medida	Descrição	Provedor de dados	Referência	73
Climática	Precipitação no mês mais seco	precDry	mm	Precipitação no mês mais seco do WorldClim V1	University of California, Berkeley	Hijmans <i>et al.</i> , 2005	
	Sazonalidade da precipitação	precSeason	°C*10	Sazonalidade da precipitação do WorldClim V1	University of California, Berkeley	Hijmans <i>et al.</i> , 2005	
	Média da temperatura	tempMean	°C*10	Média da temperatura do WorldClim V1	University of California, Berkeley	Hijmans <i>et al.</i> , 2005	
	Sazonalidade da temperatura	tempSeason	°C*100	Sazonalidade da temperatura do WorldClim V1	University of California, Berkeley	Hijmans <i>et al.</i> , 2005	
	Temperatura máxima de mês mais quente	tempMax	°C*10	Temperatura máxima do mês mais quente do WorldClim V1	University of California, Berkeley	Hijmans <i>et al.</i> , 2005	
	Temperatura mínima do mês mais quente	tempMin	°C*10	Temperatura mínima do mês mais frio do WorldClim V1	University of California, Berkeley	Hijmans <i>et al.</i> , 2005	
	Precipitação anual	precAnual	mm	Precipitação anual do WorldClim V1	University of California, Berkeley	Hijmans <i>et al.</i> , 2005	
	Precipitação no mês mais úmido	precWet	mm	Precipitação do mês mais úmido do WorldClim V1	University of California, Berkeley	Hijmans <i>et al.</i> , 2005	
Topográfica	Elevação	elevation	m	Modelo de elevação digital	Copernicus	European Space Agency; Airbus, 2022	
	Declividade	slope	m	Modelo de elevação digital	Copernicus	European Space Agency; Airbus, 2022	

Diversidade <u>Topográfica</u>	topDiv	NA	Variedade de condições de temperatura e umidade disponíveis para espécies em habitats locais.	Conservation Science Partners	Theobald <i>et al.</i> , 2015
Cobertura de árvore	treeCover	%	Porcentagem de pixels cobertura por árvores	NASA LP DAAC at theUSGS EROS Center	Sexton <i>et al.</i> , 2013
Porcentagem agropastoril	percAgropastoril	%	Porcentagem de matriz agropastoril em <i>buffer</i> de 1km de raio	MapBiomas Coleção 8.0	Souza <i>et al.</i> , 2020
Porcentagem de outras florestas	percOtherForests	%	Porcentagem de formações florestais não de Mata Atlântica em um <i>buffer</i> de 1km de raio	MapBiomas Coleção 8.0	Souza <i>et al.</i> , 2020
Distância para corpo d'água	agua	m	Distância de um pixel para os corpos d'água	MapBiomas Coleção 8.0	Souza <i>et al.</i> , 2020
Número de fragmentos florestais	nFrag	%	Número de fragmentos de Mata Atlântica em um <i>buffer</i> de 1km de raio	MapBiomas Coleção 8.0	Souza <i>et al.</i> , 2020
Heterogeneidade do habitat	hetHabitat	(Enhanced Vegetation Index) EVI	Heterogeneidade do habitat ao expressar a variação espacial de uma característica ambiental em relação à sua média	EarthEnv	Tuanmu e Jetz, 2015
Porcentagem de florestas	percFlorestas	%	Porcentagem de formações florestais de Mata Atlântica em um <i>buffer</i> de 1km de raio	MapBiomas Coleção 8.0	Souza <i>et al.</i> , 2020

Humana	Global Human Modification	gHM	%	Medida cumulativa de modificação humana	Conservation Science Partners	Kennedy <i>et al.</i> , 2019
	Distância para áreas protegidas	disProtArea	m	Distância euclidiana para áreas protegidas com dados do <i>World Database on Protected Areas</i>	UN Environment World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC) / Protected Planet	UNEP-WCMC; IUCN, 2023
	Distância para rodovias	distRoads	m	Distância euclidiana para rodovias federais e estaduais com dados do DNIT	DNIT	Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes do Brasil (DNIT)

Tabela 2.1 – Variáveis escolhidas para a modelagem de distribuição de espécie.

Modelagem

As análises de modelagem foram feitas usando-se o pacote *biomod2* (Thuiler *et al.*, 2023) em ambiente R 4.2 (R Core Team, 2023). Foram utilizados 10000 pontos de pseudoausência com distância mínima de 1 km de ponto para ponto (Breiner *et al.*, 2015), considerando toda área do CEP. As distâncias entre esses pontos foram as mesmas do comprimento dos raios adotados para os *buffers*. Foram feitas 100 replicações para cada algoritmo (Scherrer *et al.*, 2019). Para gerar os modelos, os dados de ocorrência da espécie e de variáveis ambientais e climáticas foram separados em dois grupos, de treino e de teste, considerando 80% dos dados para treino e 20% para teste (Scherrer *et al.*, 2019).

Os modelos foram gerados utilizando os seguintes algoritmos: *generalized linear models* (GLM), *classification and regression trees* (CTA) (Breiman *et al.*, 1984), *artificial neural networks* (ANN) (Ripley, 1996), *surface range envelopes* (SRE) (Busby, 1991; Booth *et al.*, 2014), *flexible discriminant analysis* (FDA) (Hastie *et al.*, 1994), *multivariate adaptative regression splines* (MARS) (Friedman, 1991), *random forests* (RF) (Breiman, 2001) e *eXtreme Gradient Boosting Training* (XGBOOST) (Chen e Guestrin, 2016).

Para a modelagem de todas as espécies deste trabalho foi utilizado *ensemble modeling* (EM), uma abordagem que envolve uma combinação de vários modelos gerados por algoritmos distintos para posteriormente gerar um modelo consenso, dessa maneira melhorando a robustez e precisão do modelo aumentando a acurácia em suas predições, principalmente quando comparado com algoritmos individuais (Engler *et al.*, 2013; Hao *et al.*, 2019). considerando valores de Receiver Operating Characteristic Curve (ROC).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Das 21 variáveis escolhidas inicialmente, 4 foram retiradas do processo de modelagem para os mesopredadores estudados após as análises dos testes de correlação de Pearson (Fig. 2.2). Em seguida, das 17 que seguiram para a verificação de multicolinearidade (Tabela 2.2) duas variáveis foram removidas por apresentarem valores de VIF > 4,0. Ao final as 15 variáveis mantidas foram: Cobertura; Declividade; Distância para áreas protegidas; Distância para rodovias; Florestas; gHM; Heterogeneidade do habitat; Porcentagem agropastoril; Porcentagem de florestas;

Porcentagem de outras florestas; Sazonalidade da precipitação; Temperatura máxima do mês mais quente; Sazonalidade de temperatura; Diversidade topográfica; Cobertura de água.

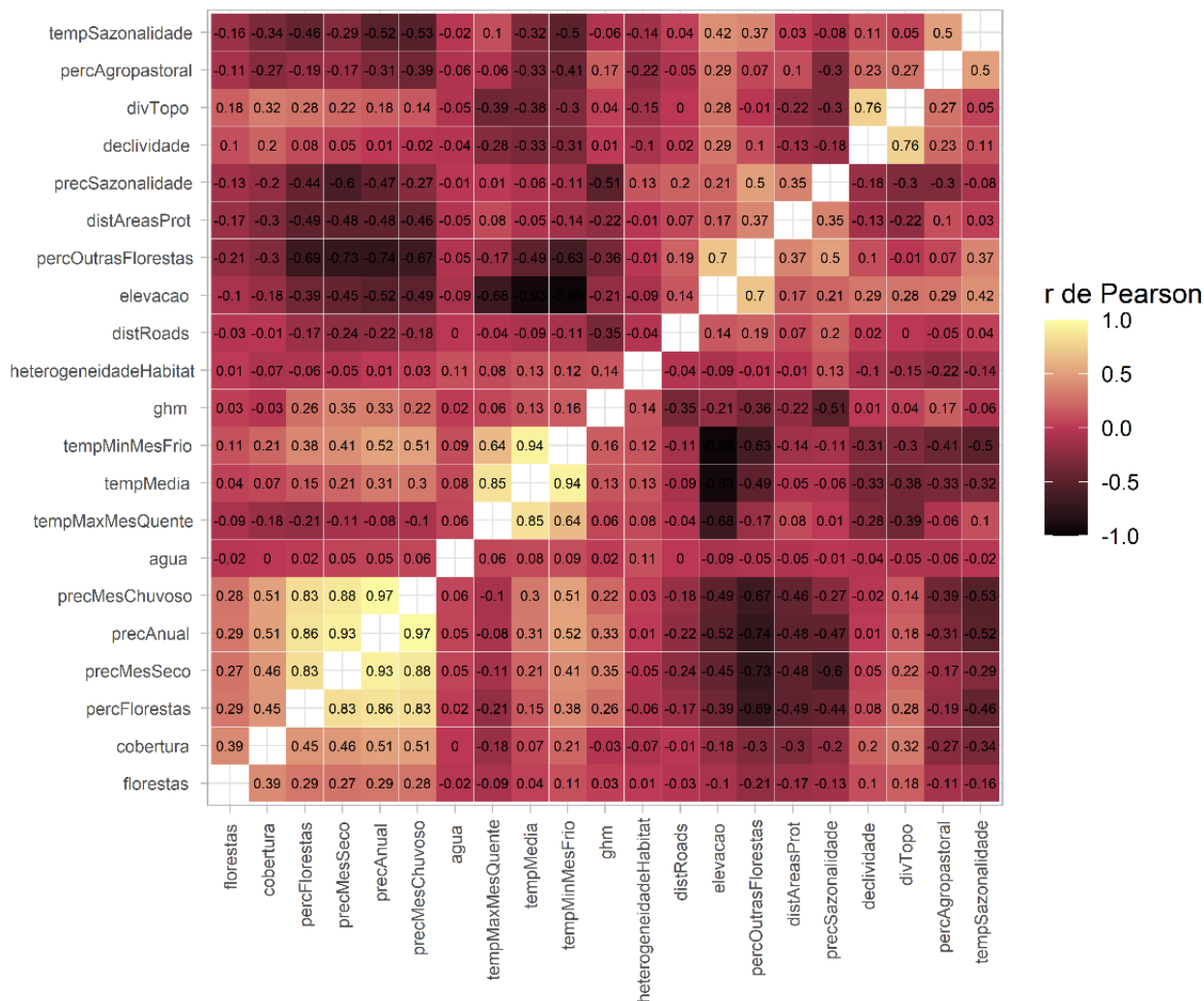


Figura 2.2 - Matriz de correlação mostrando o valor do r de Pearson para as variáveis ambientais pré-definidas para as modelagens de distribuição de espécies.

Tabela 2.2 - Valores de VIF para as variáveis, VIF inicial e VIF final depois da remoção da variável com maior multicolinearidade.

Variáveis	VIF Inicial	VIF Final
Cobertura	1.846642131	1.756924699
Declividade	2.447264352	2.527493732
DistAreasProt	1.599320068	1.545150321
DistRoads	1.165605685	1.160172516
Florestas	1.214566734	1.232796487
GHM	1.688403134	1.641192115
HeterogeneidadeHabitat	1.202046499	1.203089818

PercAgropastoril	2.255627075	1.975468016
PercFlorestas	4.976818885	3.532154036
PercOutrasFlorestas	4.078360838	3.033197014
PrecSazonalidade	2.312675471	2.158098103
TempMaxMesQuente	4.230614497	1.528121265
TempSazonalidade	2.749272063	2.081357424
DivTopo	3.229307843	3.339456818
DistÁgua	1.032086572	1.034642377
TempMinMesFrio	7.504066044	Removida
PrecAnual	6.936637565	Removida

Cerdocyon thous

Para o *Cerdocyon thous*, as variáveis que apresentaram uma maior importância para a predição de distribuição da espécie para o CEP foi a porcentagem de matriz agropastoril, seguida pela heterogeneidade do habitat e porcentagem de outras florestas (Fig. 2.3). As curvas resposta (Fig. 2.4) para as variáveis utilizadas na modelagem, gerada pelo EM, indicam uma maior probabilidade de ocorrência da espécie para ambientes preferencialmente distantes de rodovias, com coberturas de árvores e concentração de florestas, o que se relaciona com sua menor probabilidade de ocorrência em ambientes com alta modificação humana e matrizes agropastoris.

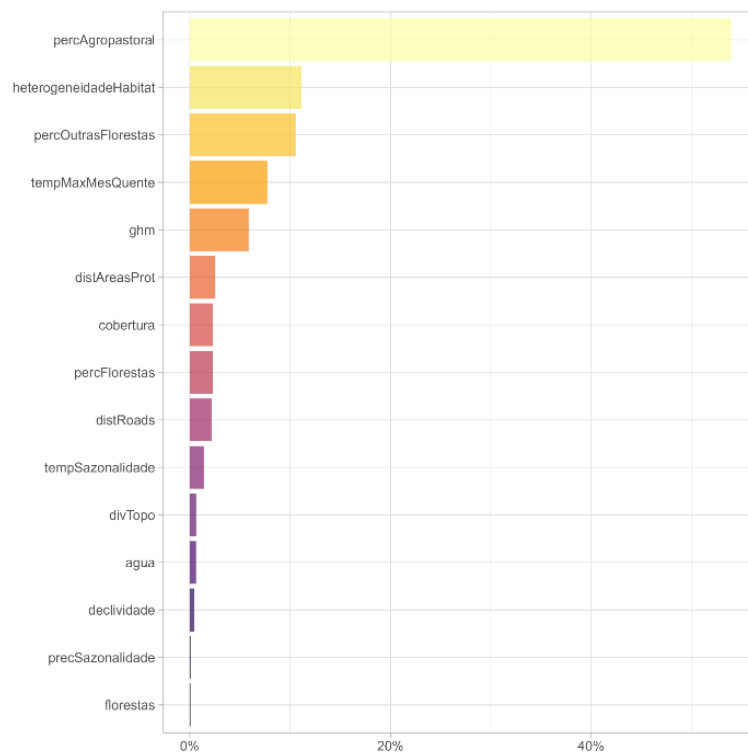


Figura 2. 3 - Importância média das variáveis ambientais para previsão da distribuição de *Cerdocyon thous* no Centro de Endemismo Pernambuco.

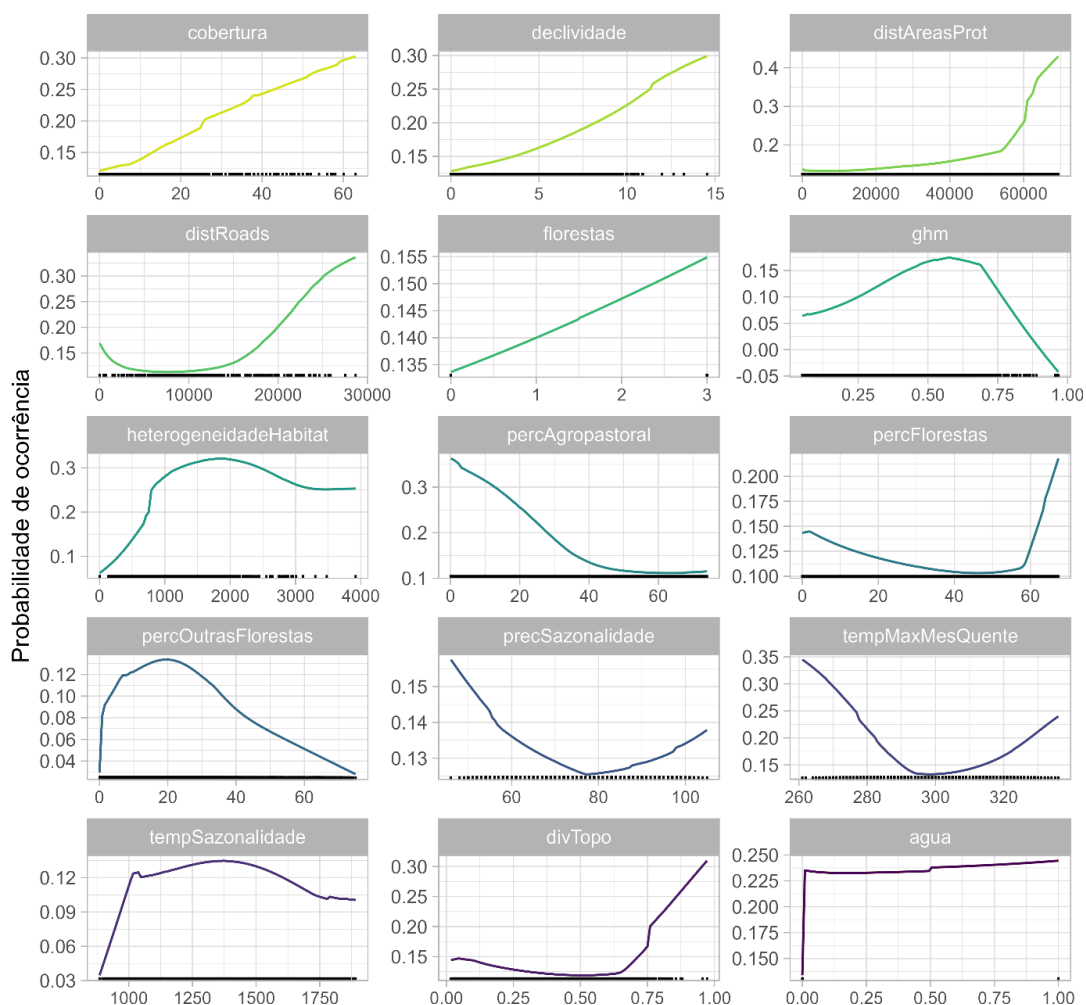


Figura 2. 4 - Curvas resposta para a distribuição de *Cerdocyon thous* para a cada variável ambiental selecionada para a modelagem.

Os gráficos mostram que a probabilidade de ocorrência para a espécie aumenta à medida que a cobertura de árvores, florestas e heterogeneidade de habitat também aumentam, sugerindo que estas variáveis oferecem recursos para a espécie, assim como as florestas e heterogeneidade de habitat. A declividade também apresentou um aumento na probabilidade de ocorrência da espécie, o que é explicado pelo fato de áreas com maior declive não serem tão utilizadas pela agricultura.

Estudos na literatura indicam que, mesmo quando explorando áreas abertas e modificadas, os indivíduos de cachorro-do-mato procuram não se distanciar muito das áreas de borda da floresta, possuindo, portanto, uma forte preferência por esse tipo de formação (Courtenay e Maffei, 2004; Lemos *et al.*, 2011).

A sua capacidade de se adaptar a áreas antropizadas faz com que a espécie não se restrinja as áreas protegidas como unidades de conservação e, ainda assim, evitar regiões muito modificadas pelos humanos. À medida que o valor de GHM sobe, a probabilidade de ocorrência da espécie diminui, tendo ocorrência preferível em áreas de média ou baixa interferência. Embora não seja possível afirmar, a proximidade de áreas protegidas com as estradas pode ter alguma interferência nos resultados, já que podem aumentar a vulnerabilidade das áreas e das espécies, deixando-as suscetíveis a pressões negativas, por exemplo, do atropelamento, algo comum para a espécie (Costa *et al.*, 2022; Santos Neta *et al.*, 2023).

Embora já tenha sido relatado para a espécie o uso de áreas cultivadas, principalmente de cana-de-açúcar (Rocha *et al.*, 2008; Ferraz *et al.*, 2010; Gheler-Costa, 2006), a curva de porcentagem agropastoril mostra uma redução na probabilidade de ocorrência, conforme o percentual das áreas cultiváveis aumenta. Apesar de ser uma fonte de recurso alimentar para a espécie, os indivíduos podem evitar grandes áreas agropecuárias por ficarem muito expostos e longe de áreas cobertas. Em relação ao tipo de formação florestal, de acordo com os resultados obtidos neste trabalho, o cachorro-do-mato deve possuir uma maior ocorrência em formações mais preservadas de Mata Atlântica, do que em áreas denominadas de 'Outras florestas', que englobam outros tipos de vegetação da Mata Atlântica. Estes resultados ressaltam a importância da preservação dos fragmentos de Mata Atlântica no CEP para a conservação da espécie na região.

A distribuição do *C. thous*, de acordo com a literatura, é ampla, ocupando regiões com diferentes variações de temperatura, precipitação e altitude. Os dados obtidos indicam uma presença mais comum em áreas com temperaturas máximas não muito altas, mais amenas, abaixo dos 28°. Como a temperatura aumenta conforme a vegetação é retirada podemos relacionar a temperatura ideal apresentada pelas variáveis com a predisposição da espécie para ambientes florestados. A diversidade topográfica se mostrou positiva para a espécie estando positivamente relacionada com a probabilidade de ocorrência, possivelmente por poder fornecer abrigo e recursos. A curva de distância para corpos d'água se mantém numa constante, levemente inclinada para áreas com maior proximidade a água o que pode indicar que apesar de importante a água não é, de certa forma, essencial.

Estes resultados ressaltam a importância da manutenção dos fragmentos para a conservação do *C. thous* no CEP. Mesmo o *C. thous* tendo uma plasticidade se adaptando a uma diversidade de condições, ele prefere ambientes com alta cobertura vegetal, baixa pressão humana direta, e áreas heterogêneas. Embora a espécie tolere algumas modificações humanas, grandes áreas agropecuárias e estradas afetam negativamente sua ocorrência.

O mapa de projeção (Fig. 2.5) para o *C. thous* indica uma alta probabilidade de ocorrência da espécie nos estados da Paraíba e Rio Grande do Norte indicando que uma maior adequabilidade nas suas áreas para a espécie. A divisa do estado de Pernambuco com a Paraíba também apresenta características propícias para a espécie.

Há registros na literatura da presença da espécie para os quatro estados pertencentes ao CEP sendo os estados de Alagoas e Paraíba concentrando a maioria desses estudos e as detecções encontradas para a espécie, apresentadas no capítulo anterior também se concentram nestes dois estados (Beltrão, 2019; Oliveira, 2023; Feijó e Langguth, 2023). Apesar disso o estado de Alagoas apresentou uma baixa probabilidade de ocorrência para o canídeo. É importante levar em consideração que alguns dos registros mais recentes da espécie foram os primeiros nos fragmentos estudados, e a partir de amostras fecais, sem contato direto com a espécie o que pode indicar uma baixa densidade de indivíduos para o estado.

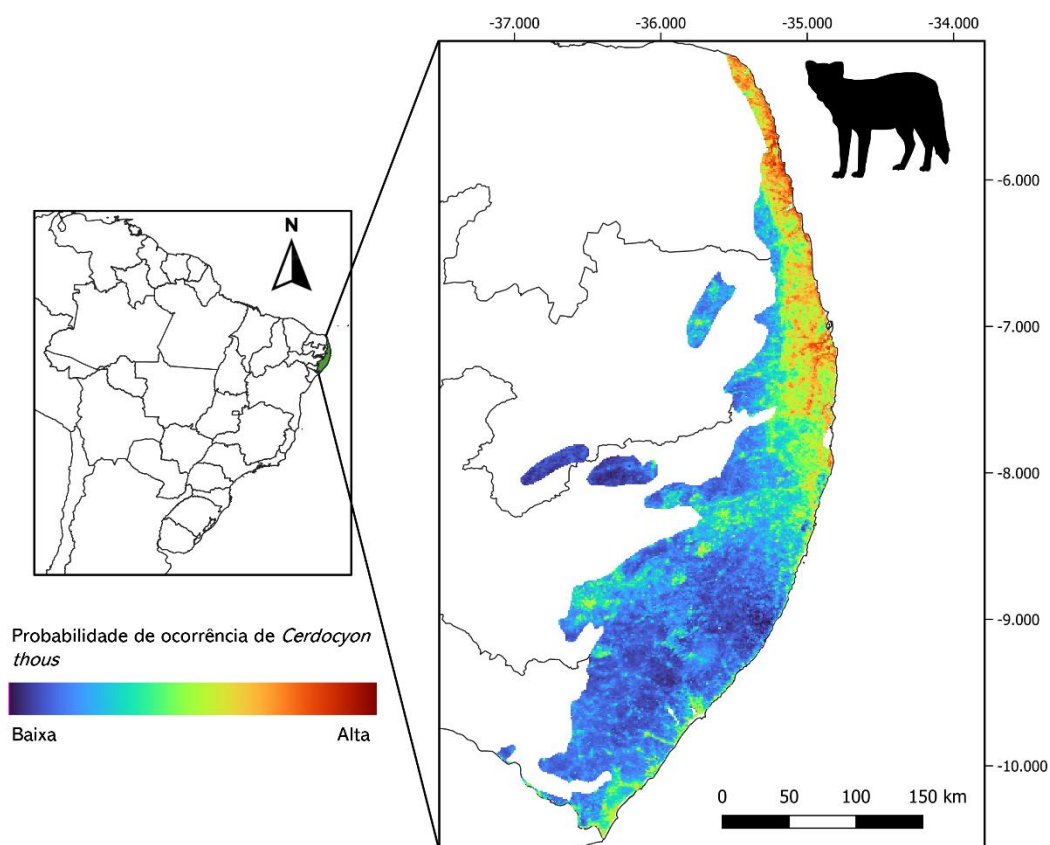


Figura 2.5 - Mapa de probabilidade da distribuição de *Cerdocyon thous* no Centro de Endemismo Pernambuco.

É possível visualizar que a presença do cachorro-do-mato nos locais projetados para a sua presença há uma ocupação litorânea, se aproximando das áreas urbanas, mas há também uma presença da espécie em áreas mais voltadas para a porção a oeste do CEP, afastando-se dos grandes centros urbanos representando a plasticidade e da espécie em ocupar diferentes áreas. No estado do Rio Grande do Norte, a probabilidade da espécie é alta em locais próximos ao bioma da Caatinga, uma região com estudos que indicam uma distribuição da espécie ao longo de boa parte desse bioma, que se encontra com a Mata Atlântica do CEP em toda a sua extensão (Ataide *et al.*, 2012; Bezerra *et al.*, 2014; Dias e Bocchiglieri, 2016; Souza, da Silva, Bocchiglieri, 2021; Santos Neta

et al., 2024). Santos e colaboradores publicaram recentemente (2024) um estudo sobre a ecologia espacial e temporal da espécie para áreas prioritárias de caatinga no estado e encontraram que a ocorrência e intensidade de uso e seu padrão de atividade são afetados negativamente pelos níveis de antropização da paisagem.

Didelphis albiventris

As variáveis utilizadas que tiveram maior importância relativa para a modelagem de distribuição do *Didelphis albiventris* foram as da categoria gHM, cobertura de árvores e porcentagem de florestas. A modificação humana é a variável mais influente com mais de 60% da importância total, como ilustra a figura 2.6, com a cobertura de árvores em seguida. O nível de modificação humana e cobertura florestal serem as variáveis mais importantes para o gambá-de-orelhas-brancas pode ser explicado pela sua ecologia comportamental, já que é uma espécie afetada pela urbanização e infraestrutura nas áreas urbanas e a agricultura nas regiões mais rurais, mas que também se encontra inserida nos fragmentos florestais, com esses sendo essenciais para a sua ocorrência.

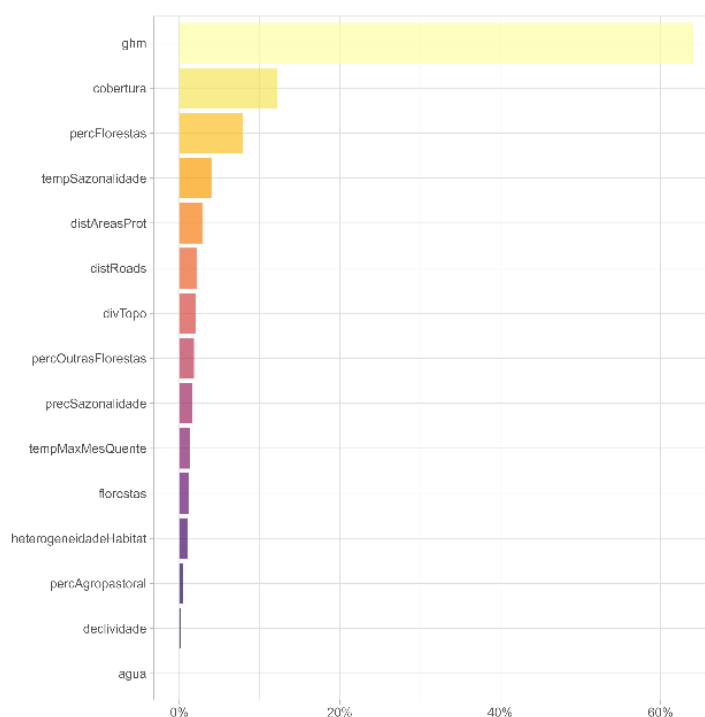


Figura 2.6 - Importância média das variáveis ambientais para previsão da distribuição de *Didelphis albiventris* no Centro de Endemismo Pernambuco.

As curvas de resposta ilustradas na figura 2.7 para o *D. albiventris* também indicam uma maior probabilidade de ocorrência da espécie a medida que a influência humana aumenta, ao mesmo passo a análise também é verdadeira quando se observa para as variáveis de porcentagem de florestas, cobertura de árvores e florestas (formação de Mata Atlântica). Essas características se confirmam ao visualizar o mapa de projeção (Fig. 2.8) da espécie onde a sua distribuição está fortemente relacionada as áreas urbanas e áreas florestadas. Beltrão (2019) ao estudar quatro fragmentos no estado da Paraíba reportou que *D. albiventris* foi a espécie mais representativa entre os pequenos mamíferos e foi registrada em todos os fragmentos estudados. Adicionalmente também foi analisado que a matriz de cana-de-açúcar não foi considerada uma área permeável para a espécie, atuando mais como uma barreira para seus indivíduos. Ao analisar a o gráfico de porcentagem agropastoril percebe-se que a probabilidade de ocorrência da espécie é menor comparada a outras variáveis e diminui ao passo que a área de cultivo aumenta, reforçando a afirmação de Beltrão (Beltrão, 2019; Sanches *et al.*, 2021).

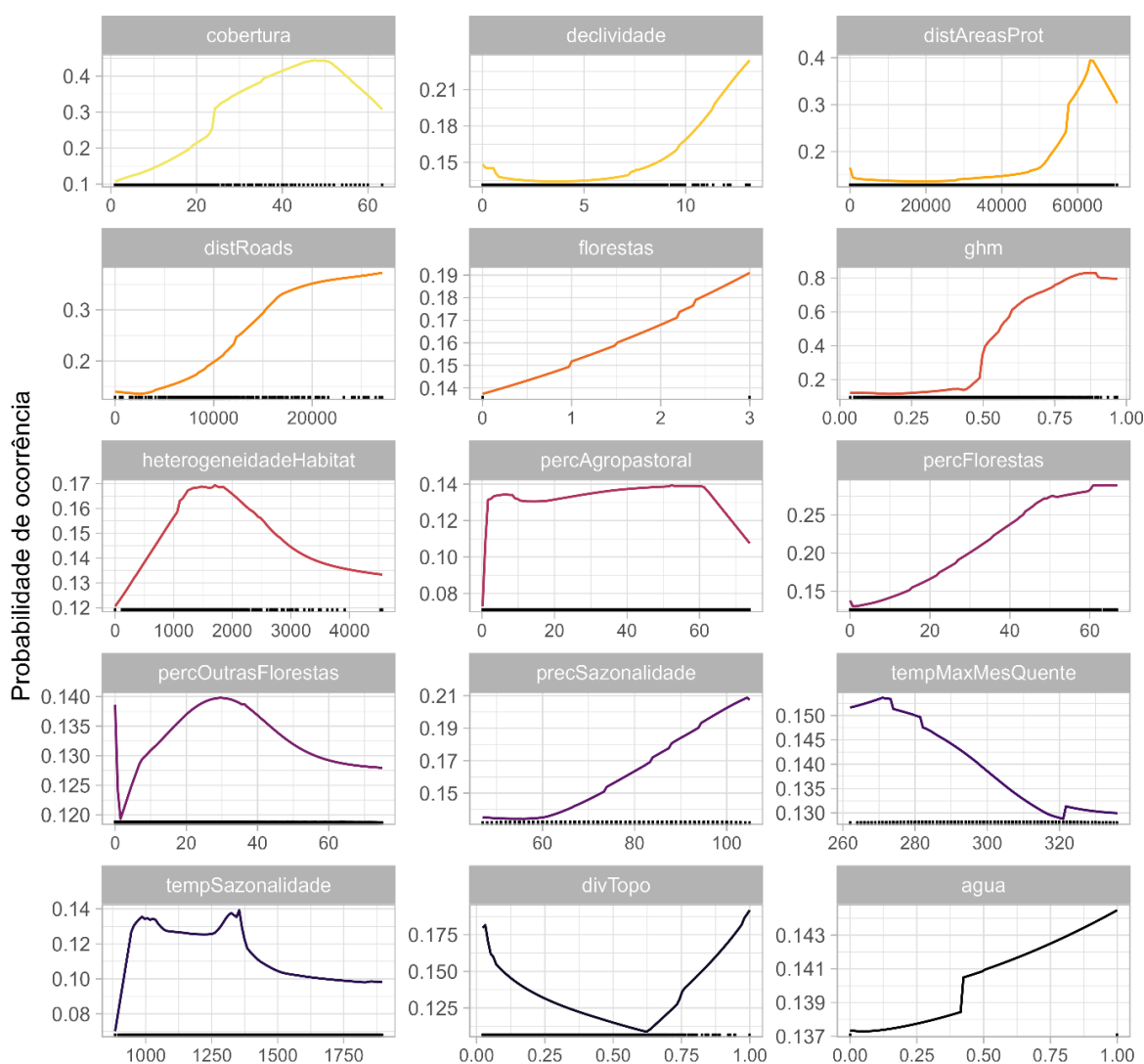


Figura 2.7 - Curvas resposta para a distribuição de *Didelphis albiventris* para a cada variável ambiental selecionada para a modelagem.

Cáceres, Prevedello e Loretto (2012) afirmam que a disponibilidade de alimento e o tipo de dieta são fatores determinantes que regulam o tamanho da área de vida de um marsupial e o fato do gênero *Didelphis* ser frugívoro-onívoro pode contribuir para a sua expansão (Cáceres; Prevedello; Loretto, 2012). O modelo em geral reforça a característica generalista da espécie, adaptando-se a diferentes ambientes, florestais e urbanos, habitando inclusive tanto áreas verdes como outros espaços dentro das áreas urbanas, conhecido por explorar recursos alimentares variados como resíduos em lixeiras, frutos e pequenos invertebrados, que possuem algumas espécies em abundância nas cidades,

além de usar estruturas de construções como abrigo (Hopkins e Forbes, 1980; Almeida; Torquetti; Talamoni, 2008)

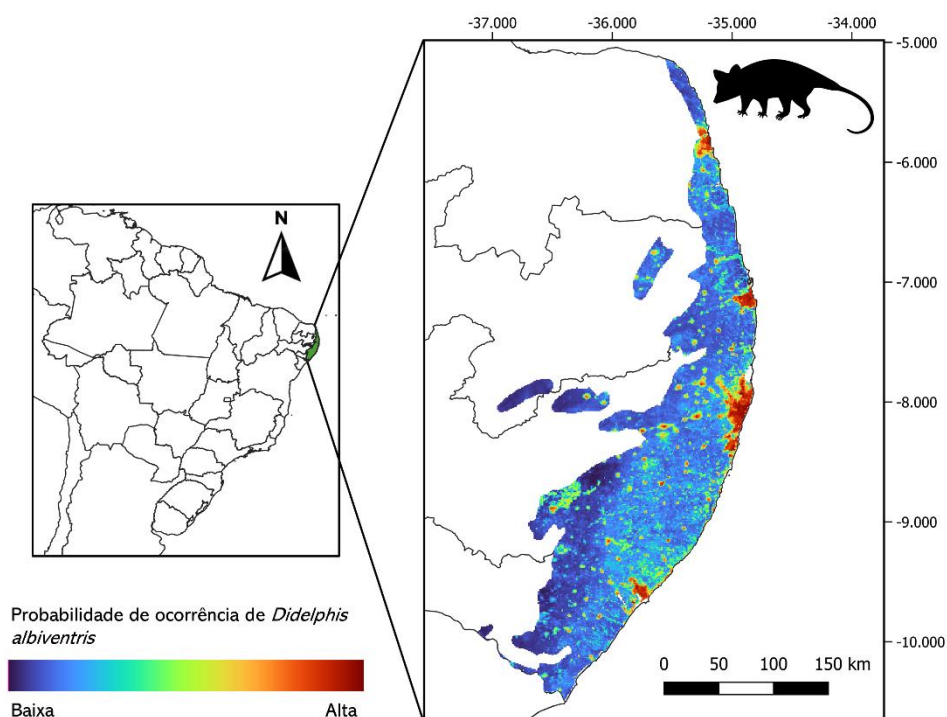


Figura 2.8 - Mapa de probabilidade da modelagem da distribuição de *Didelphis albiventris* no Centro de Endemismo Pernambuco.

Procyon cancrivorus

Ao analisar as barras de importância (Fig. 2.8) percebemos que a variável de distância para água possui baixa relevância para a projeção do modelo, entretanto seu gráfico de resposta (Fig. 2.9) indica uma alta dependência desse recurso o que é condizente com a ecologia por parte da espécie já que usam a área para forrageio e abrigo (Cheida *et al.*, 2006; Cheida *et al.*, 2011; Leuchtenberger *et al.*, 2023).

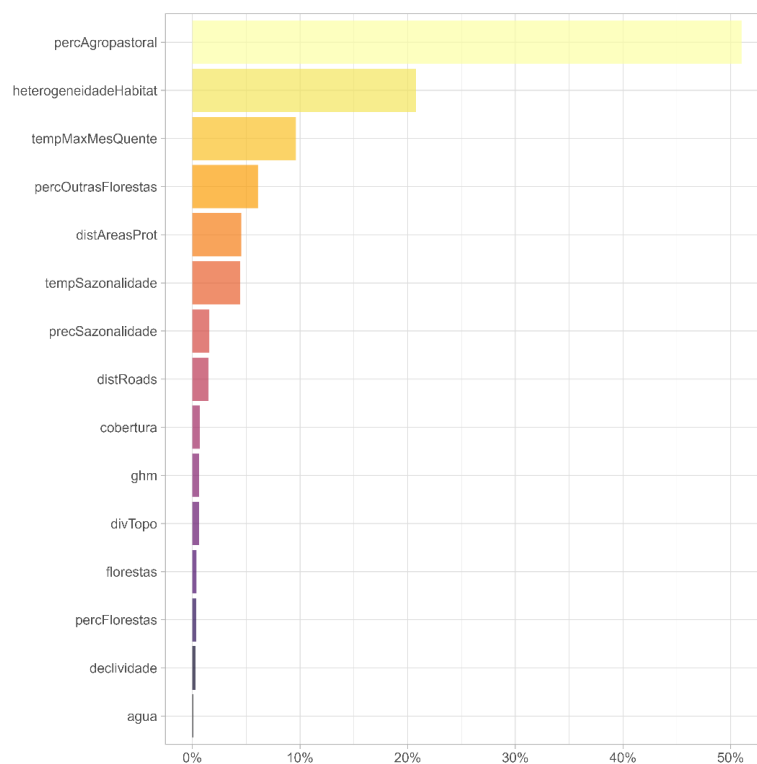


Figura 2.9 - Importância média das variáveis ambientais para previsão da distribuição de *Procyon cancrivorus* no Centro de Endemismo Pernambuco.

A alta importância das áreas agropecuárias e mosaicos de habitats mostrados pelos gráficos indica que o mão-pelada é capaz de se adaptar a paisagens modificadas pelo homem, sugerindo que ele não depende exclusivamente de áreas naturais e pode utilizar recursos em mosaicos agroflorestais e rurais. A curva de resposta para percentual agropecuário mostra uma leve queda na probabilidade de ocorrência em áreas onde essa porcentagem é muito alta, mas valores moderados (até 20%) parecem favorecer a presença da espécie, como já foi publicado registros da espécie utilizando paisagens como culturas de eucalipto, canaviais e áreas de pastagem (Oliveira, 2002; Dotta e Verdade, 2007; Magioli *et al.*, 2016).

A heterogeneidade de habitat é outra variável importante, indicando que o *Procyon cancrivorus* pode preferir áreas com variação estrutural, como ecótonos e ambientes de transição, onde pode encontrar uma diversidade de recursos e abrigos. No caso, há registros de ocupação da espécie em territórios da Caatinga nos estados que compõem o CEP como em Pernambuco e Rio Grande do Norte, além de outros estados do nordeste (Marinho *et al.*, 2018; Leuchtenberger *et al.*, 2023)

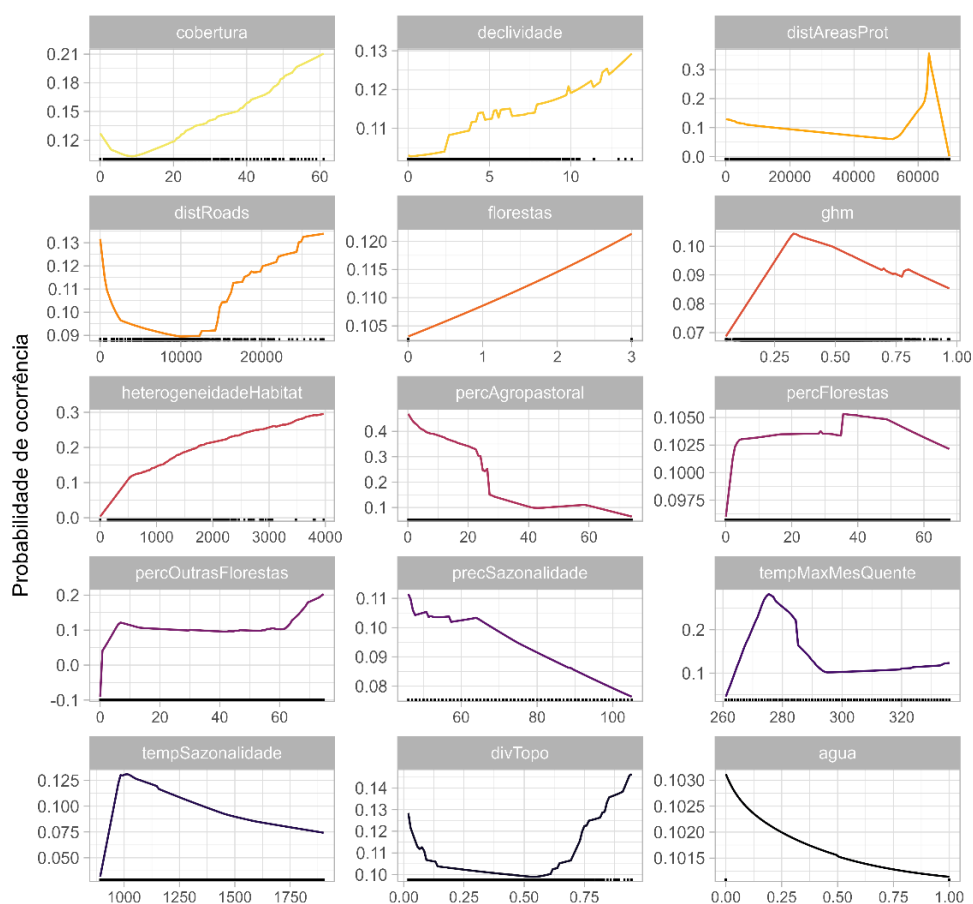


Figura 2.10 - Curvas resposta para a distribuição de *Procyon cancrivorus* para a cada variável ambiental selecionada para a modelagem.

Os resultados da modelagem indicam que fragmentos florestais em toda a área do CEP apresentam, no mínimo, uma média probabilidade de ocorrência para *P. cancrivorus*. Entretanto, os estados da Paraíba e Rio Grande do Norte possuem maiores probabilidades de ocorrência. Esse padrão é consistente com as curvas de resposta, que mostram um aumento na probabilidade de ocorrência à medida que cresce a cobertura de árvores e a quantidade de florestas na paisagem.

Resultados semelhantes foram obtidos em um estudo anterior que mediu a probabilidade de detecção, ocupação e padrão de atividades do mão-pelada e quati *Nasua nasua* na Mata Atlântica do Rio Grande do Sul, reforçando a robustez desses padrões. Isso sugere que, mesmo em diferentes regiões, o *Procyon cancrivorus* apresenta uma forte afinidade por ambientes florestados, adaptando-se bem a

fragmentos que ainda mantêm uma boa proporção de vegetação arbórea, mesmo em paisagens antropizadas (Dutra *et al.*, 2023).

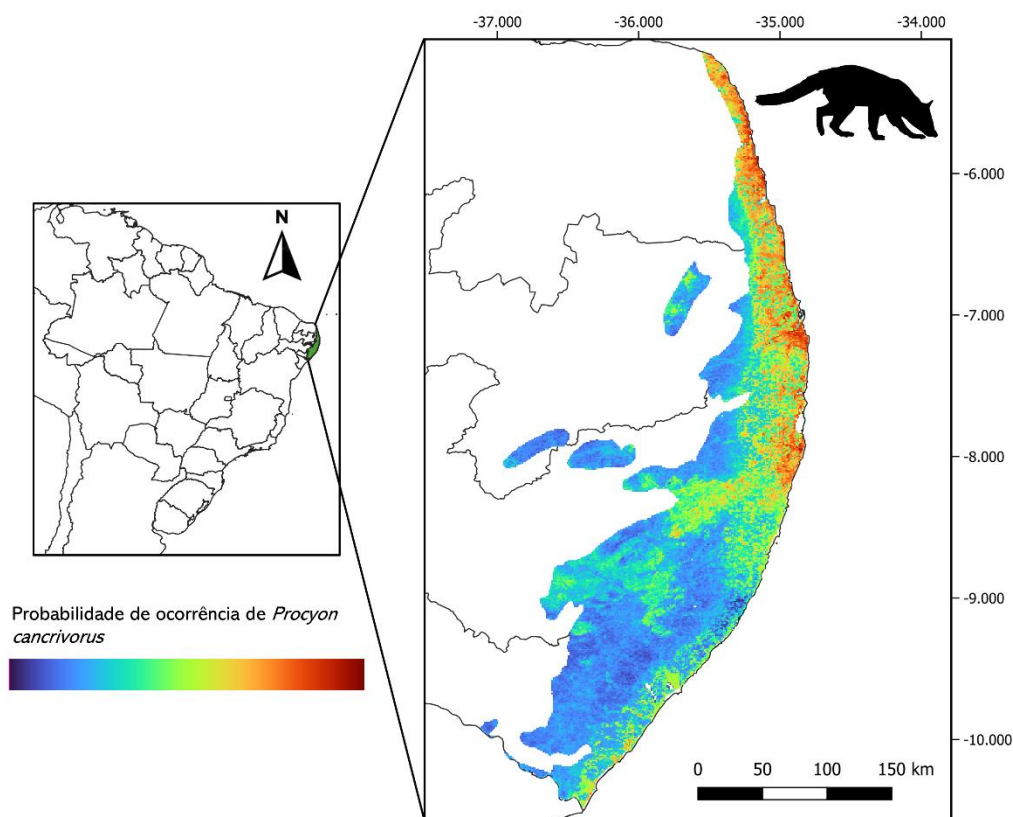


Figura 2.10 - Mapa de probabilidade da modelagem da distribuição de *Procyon cancrivorus* no Centro de Endemismo Pernambuco.

Nasua nasua

A variável de porcentagem de florestas foi a mais importante para a produção do modelo de distribuição da espécie, de acordo com o gráfico de barras (Fig. 2.12). A variável de temperatura máxima do mês mais quente também está entre as mais importantes para o quati, assim como foi para o outro procionídeo estudado, o mão-pelada. A porcentagem de outras florestas e distância para áreas protegidas também possuem sua importância.

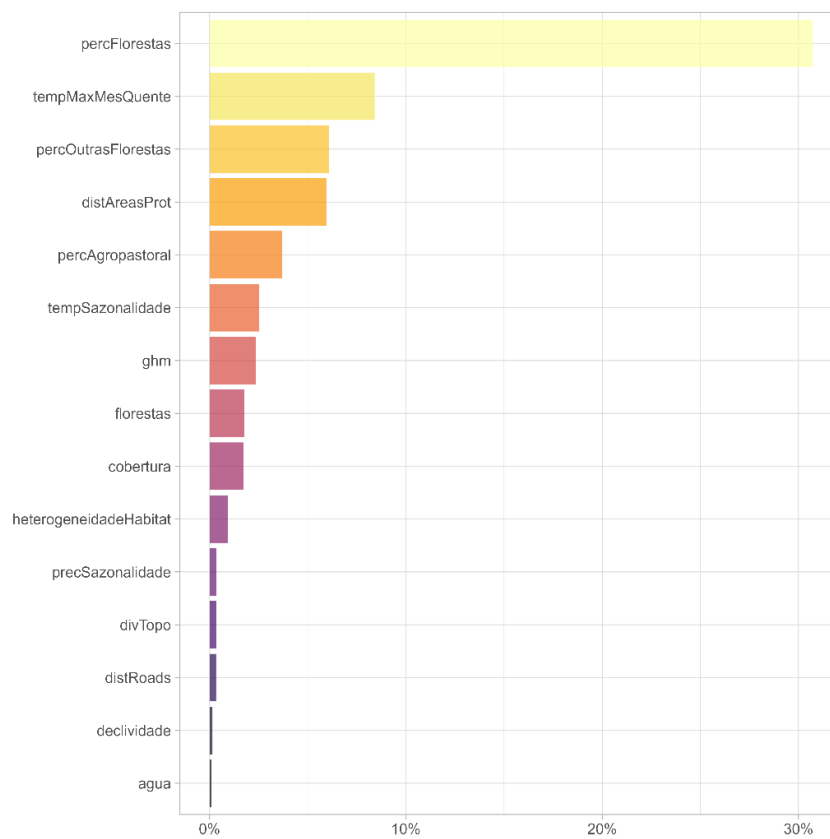


Figura 2.11 - Importância média das variáveis ambientais para previsão da distribuição de *Nasua nasua* no Centro de Endemismo Pernambuco.

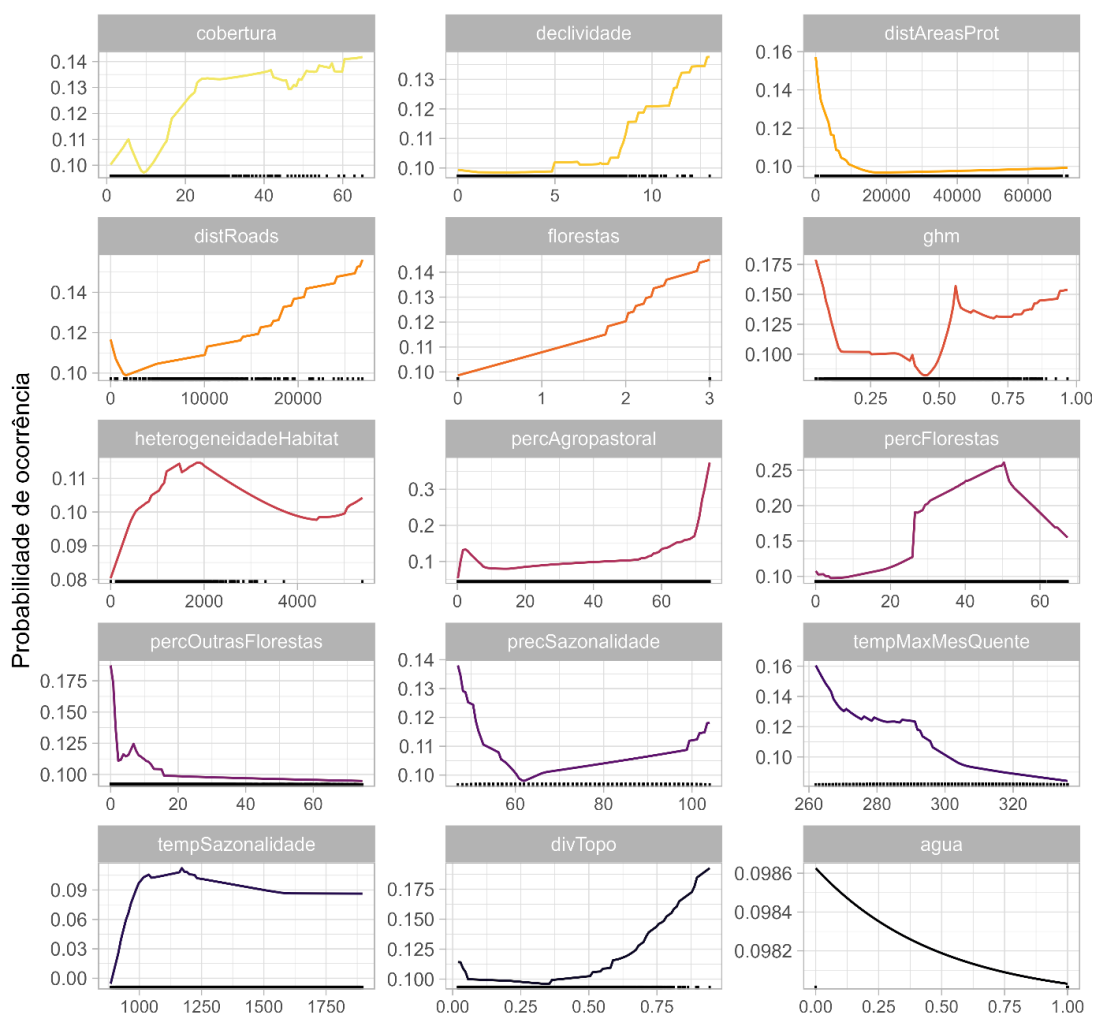


Figura 2.12 - Curvas resposta para a distribuição de *Nasua nasua* para a cada variável ambiental selecionada para a modelagem.

Dutra e colaboradores (2023) encontraram uma maior probabilidade de ocorrência da espécie próxima a estradas, o que contrasta com o resultado obtido por nós e por Oliveira (2011) onde a probabilidade de presença da espécie aumenta conforme se distanciam das estradas (Oliveira, 2011; Dutra *et al.*, 2023). Nossos resultados também confirmam o relatado por Desbiez e Borges (2010) onde nossos gráficos sugerem que a probabilidade de presença do quati se torna maior com a quantidade de florestas e cobertura de árvores, o que é esperado pela espécie já que ela se utiliza de árvores para fazer ninhos para descanso e reprodução bem como forragear alimentos (Olifiers *et al.*, 2009; Desbiez e Borges, 2010). Também é possível perceber que o quati também pode estar presente em áreas de cultivo como indicado

tanto pelas barras quanto a curva resposta, indicando que pode ser uma área de obtenção de alimento para os indivíduos.

O gráfico também aponta que a espécie possui uma certa resistência a ambientes antropizados, como em áreas verdes dentro das cidades ou em suas proximidades, possuindo uma relativa probabilidade de ocorrência nesses locais, o que já foi constatado em trabalhos anteriores, podendo se beneficiar de recursos como abrigos e fontes de alimentos (Alves-Costa e Eterovick, 2007; Hirsch, 2009; Hirsch e Maldonado, 2011; Allevato, 2013). O mapa da modelagem (Fig. 2.14) reforça a sua plasticidade, já que indica uma probabilidade de indivíduos da espécie próxima a algumas cidades, entretanto não é uma relação tão forte como para espécies totalmente adaptadas a esse ambiente como *D. albiventris*. De maneira geral a probabilidade de ocorrência da espécie se mostrou baixa quando comparada a outras espécies com a sua distribuição estando mais voltada para os estados de Alagoas e Pernambuco.

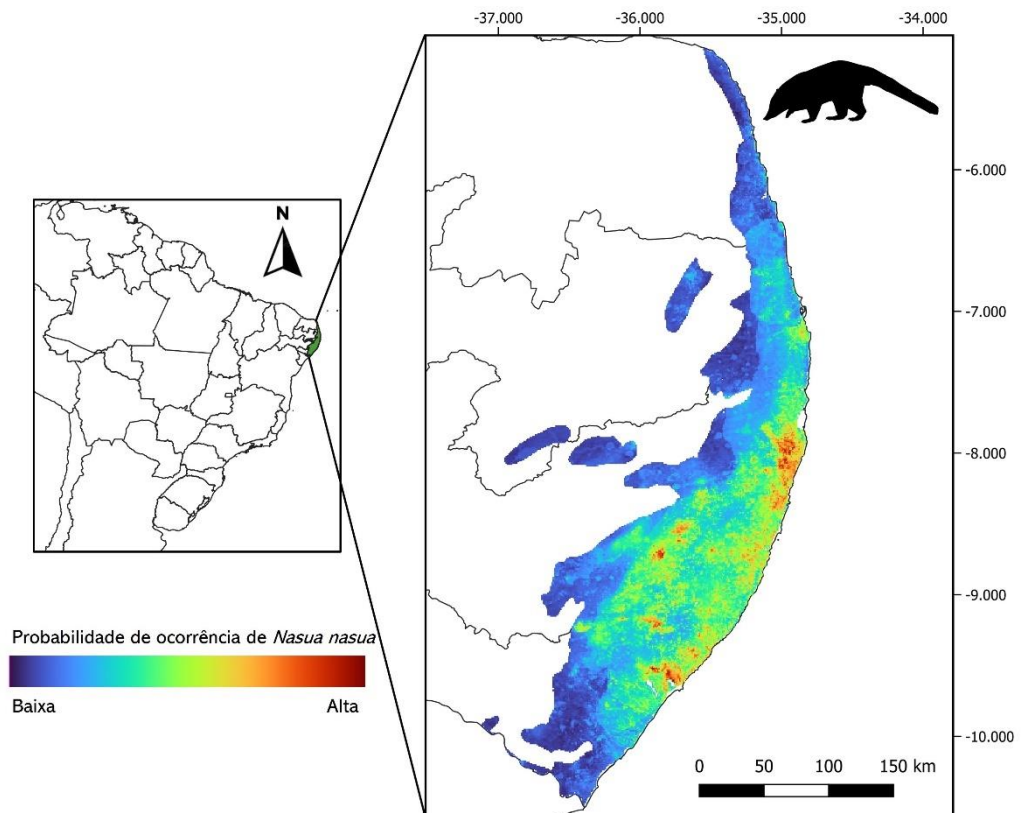


Figura 2.13 - Mapa de probabilidade da modelagem da distribuição de *Nasua nasua* no Centro de Endemismo Pernambuco.

Didelphis aurita

Para o *Didelphis aurita* os padrões da modelagem foram semelhantes com o ocorrido para o quati. Seu gráfico de importância relativa (Fig. 2.15) indica um peso maior da porcentagem de florestas e cobertura de árvores para o seu modelo. Essas variáveis também ficaram entre as mais importantes para a outra espécie do gênero avaliada neste trabalho, *D. albiventris*, mas elas ficaram atrás do gHM enquanto para o *D. aurita* esse índice humano não teve um peso tão grande ficando próximo do 0% de importância.

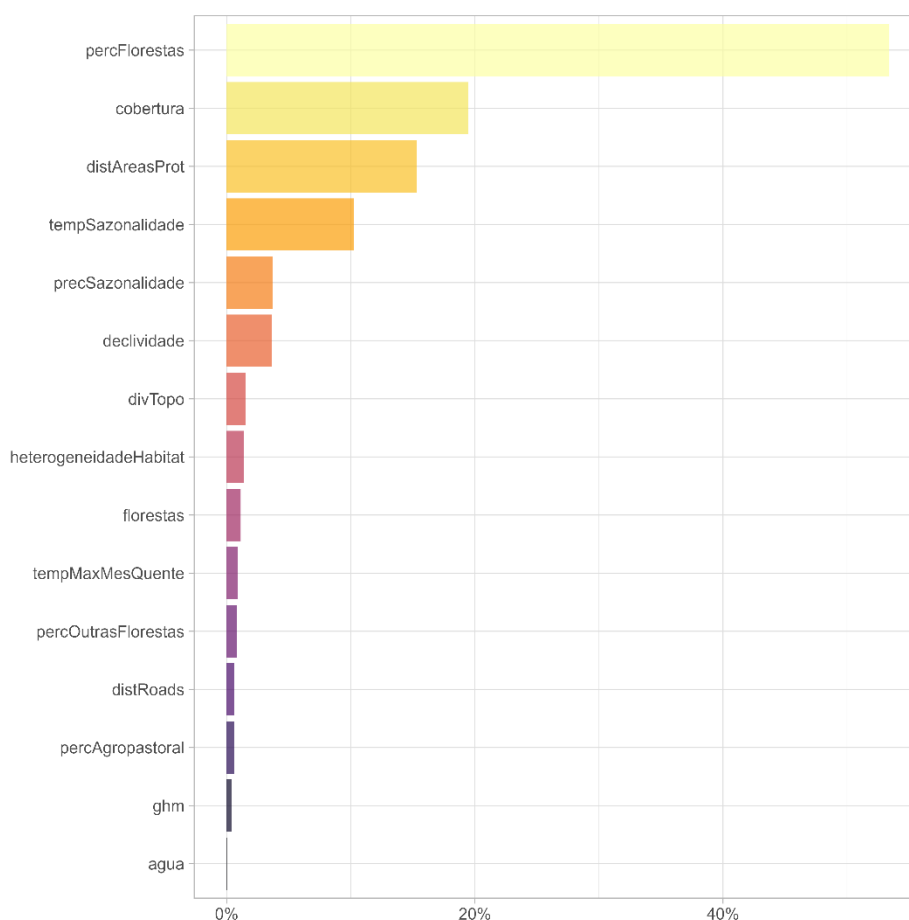


Figura 2.14 - Importância média das variáveis ambientais para previsão da distribuição de *Didelphis aurita* no Centro de Endemismo Pernambuco.

Seu mapa de distribuição (Fig. 2.16), se restringe a Alagoas e Pernambuco como o registrado para a espécie. Nota-se que as poucas áreas com alta probabilidade de ocorrência para a espécie estão situadas para regiões mais distantes do litoral, mais próximas a áreas de fragmentos florestais e distantes dos grandes centros urbanos.

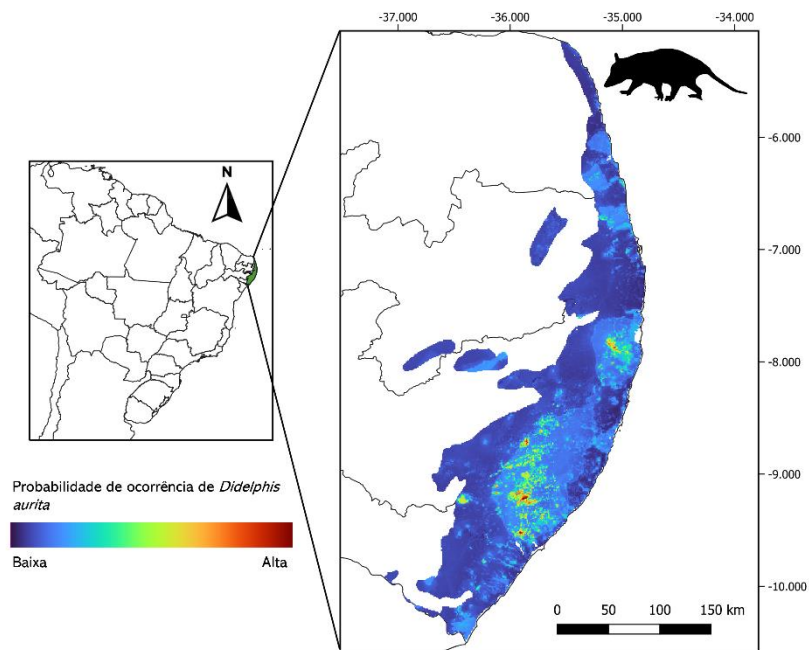


Figura 2.16- Mapa de probabilidade da modelagem da distribuição de *Didelphis aurita* no Centro de Endemismo Pernambuco.

Leopardus pardalis

A importância relativa das variáveis (Fig. 2.17) indica que as variáveis mais influentes para a distribuição da jaguatirica incluem a sazonalidade da temperatura, indicando que a espécie pode apresentar uma sensibilidade a variações na temperatura; distância de áreas protegidas, porcentagem de florestas. Outras variáveis se mostram importantes, mas com valores abaixo dos 20% (porcentagem de cobertura agropastoril, temperatura máxima do mês mais quente e distância de rodovias).

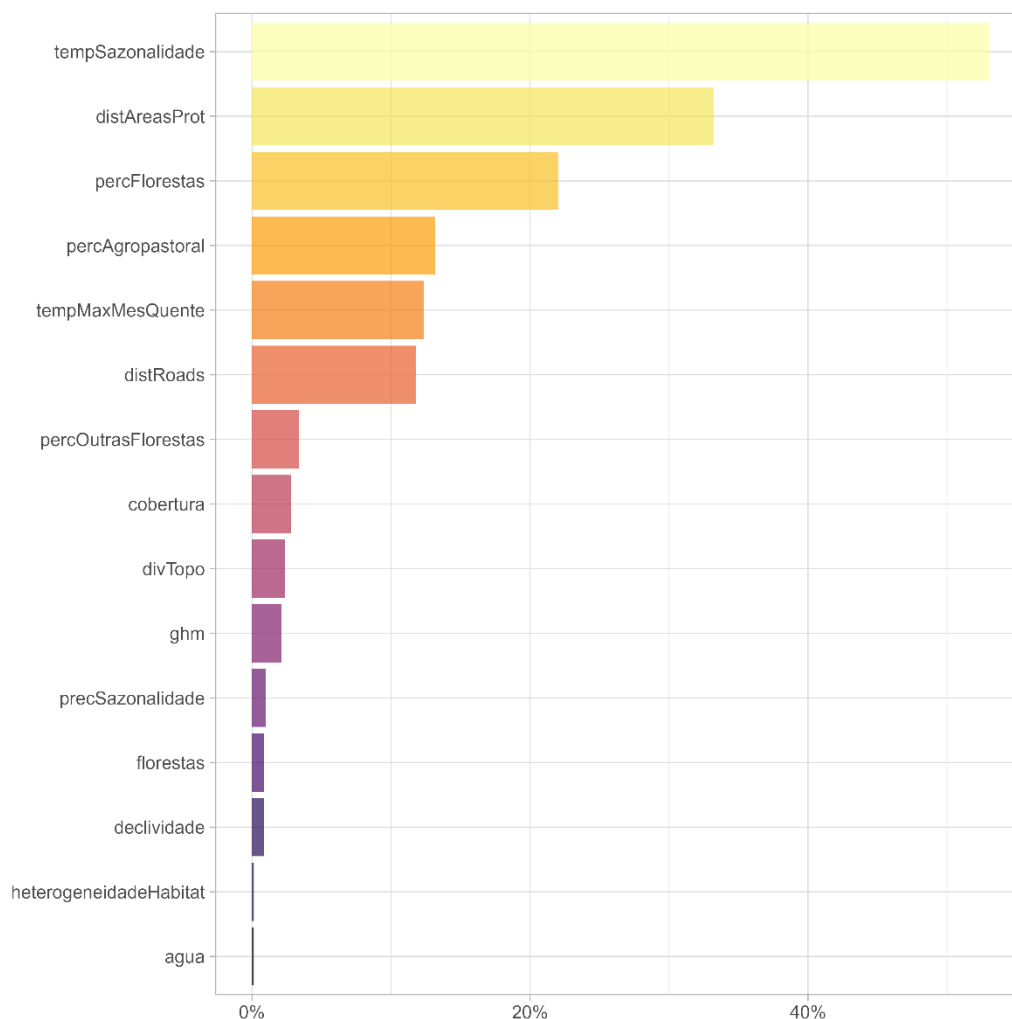


Figura 2.17 - Importância média das variáveis ambientais para previsão da distribuição de *Leopardus pardalis* no Centro de Endemismo Pernambuco.

Ao observar as curvas de respostas vemos a importância que áreas de proteção desempenham para a espécie já que a probabilidade de ocorrência para a espécie aumenta quanto mais próximo a essas áreas e também à medida que a quantidade de florestas aumenta, o que condiz com os dados de registros obtidos por nós onde grande parte estão inseridos em algum tipo de UC (Beltrão *et al.*, 2019; Silva Jr *et al.*, 2008). Esse padrão reforça a importância das UCs para a conservação da espécie.

A porcentagem de cobertura florestal e de áreas agropastoris (Fig. 2.18) são relevantes para a espécie, tendo uma probabilidade de ocorrência maior em regiões com uma cobertura florestal entre 40-60%, e há uma relação positiva moderada com

áreas agropastoris de até cerca de 40%, o que pode indicar algum grau de adaptação a paisagens alteradas, mas sem se aproximar de áreas urbanas.

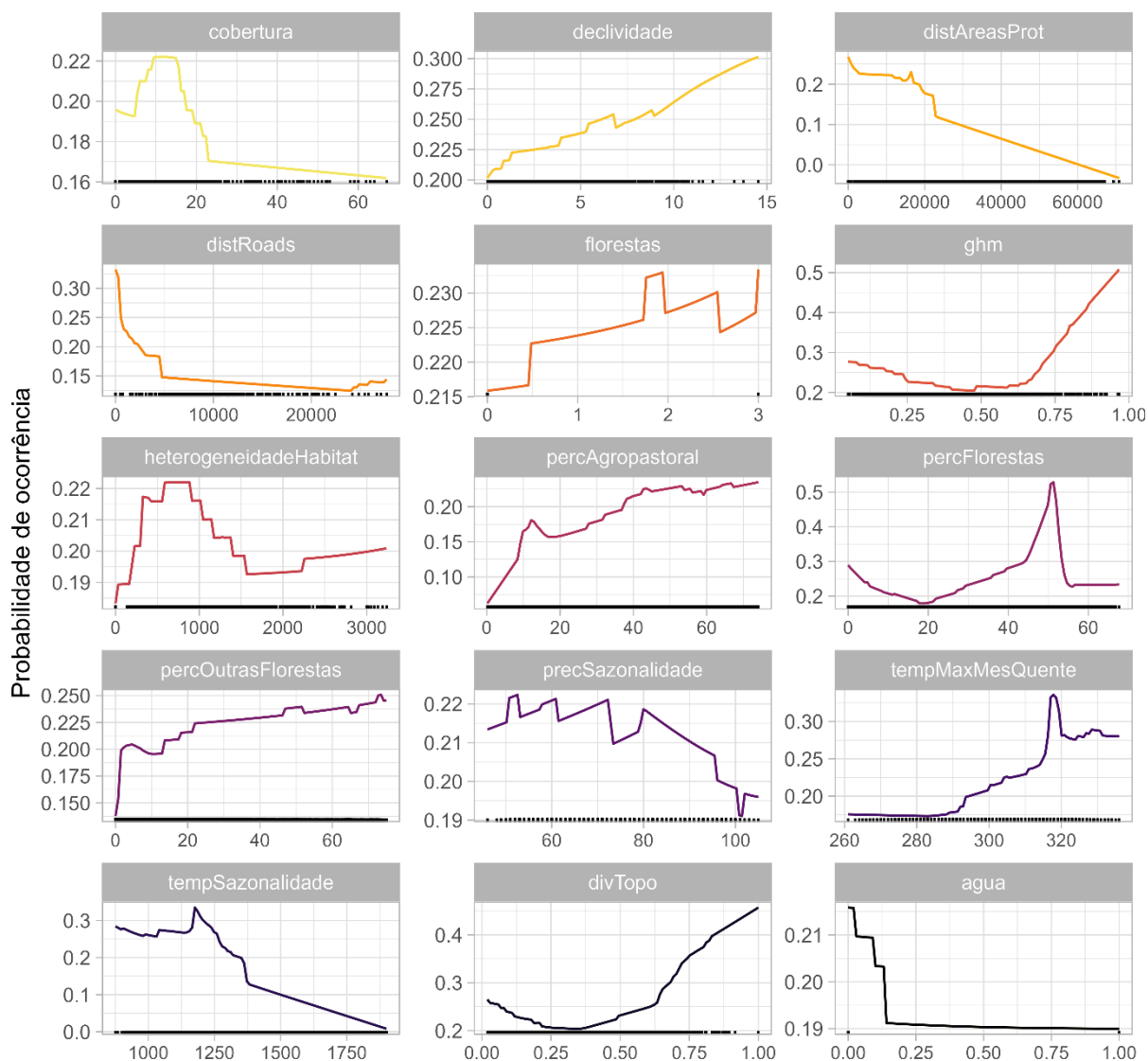


Figura 2.18 - Curvas resposta para a distribuição de *Leopardus pardalis* para a cada variável ambiental selecionada para a modelagem.

A porcentagem de outras florestas e heterogeneidade do habitat também aparecem com uma alta probabilidade de ocorrência para indivíduos de *L. pardalis* indicando que a espécie não se limita apenas a áreas de Mata Atlântica, explorando outras zonas como ecótonos e áreas de caatinga onde já foi registrado a sua presença (Feijó e Langguth, 2013; Marinho *et al.*, 2017).

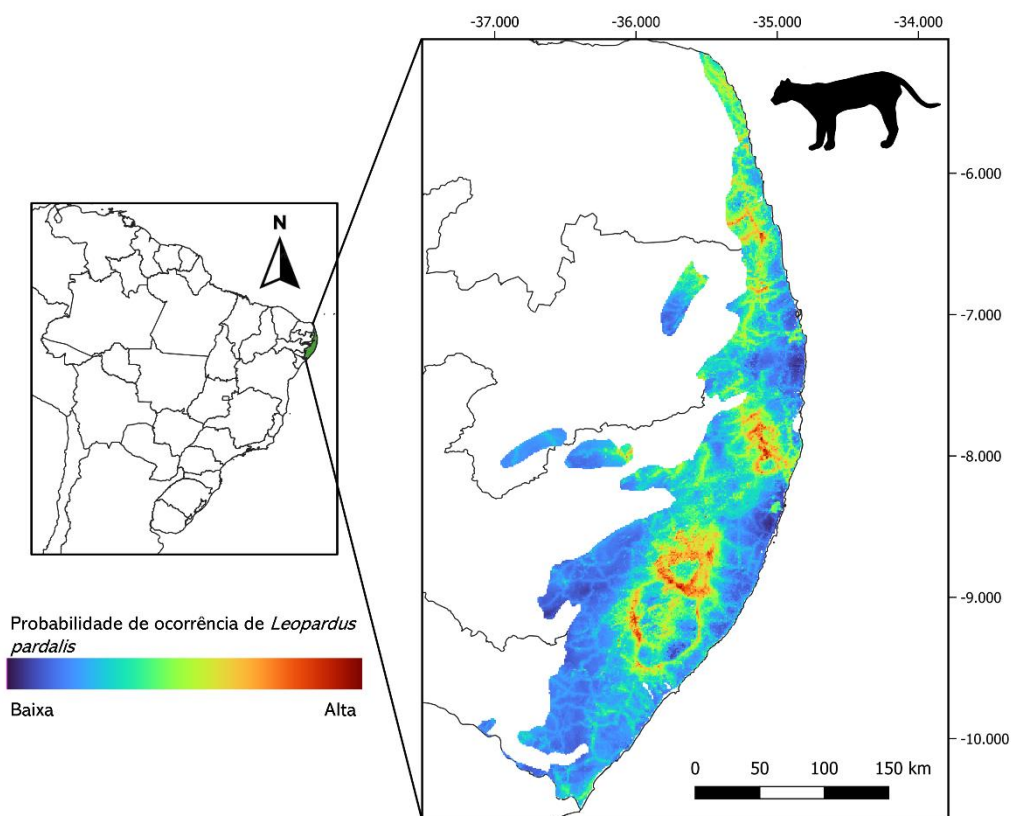


Figura 2.19 - Mapa de probabilidade da modelagem da distribuição de *Leopardus pardalis* no Centro de Endemismo Pernambuco.

O mapa de predição de ocorrência para *L. pardalis* (Fig. 2.19) indica que as áreas do estado de Pernambuco são mais propensas em possuir as características mais favoráveis para a presença da espécie. Outras áreas em Alagoas, Paraíba, Rio Grande do Norte e até dos brejos de altitude também possuem uma probabilidade média, mas as chances mais altas estão no estado pernambucano. Os indivíduos, de acordo com o mapa, tendem a evitar as áreas mais litorâneas permanecendo mais a porção ocidental do CEP em zonas de transição para a caatinga.

CONCLUSÃO

A modelagem de distribuição de espécies realizada neste trabalho permitiu identificar áreas propícias para a ocorrência das seis espécies de mesopredadores estudadas na região do Centro de Endemismo Pernambuco. Esses resultados são fundamentais para a compreensão da distribuição espacial e dos fatores ambientais que influenciam a presença desses mesopredadores em uma região que enfrenta graves pressões antrópicas e processos de degradação ambiental. A identificação dessas áreas favoráveis pode fornecer informações fundamentais para o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação contribuindo para a proteção das espécies. Nota-se que as áreas mais propícias para cada espécie são diferentes dentro do CEP, indicando um padrão de distribuição espacial único para cada uma delas.

Assim, este trabalho contribui não apenas para o conhecimento científico sobre a ecologia e distribuição dos mesopredadores no CEP, mas também oferece subsídios práticos para a formulação de políticas de conservação. A partir dos modelos gerados, gestores das reservas e pesquisadores podem trabalhar em priorizar áreas para a criação de corredores ecológicos e projetos de restauração ambiental, por exemplo, mitigando os impactos da degradação e promovendo a resiliência do ecossistema. Dessa forma, a modelagem de distribuição de espécies surge como uma ferramenta poderosa e essencial no planejamento da conservação em áreas críticas como o CEP.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, K.C.; MORO-RIOS, R.F.; SILVA-PEREIRA, J.E.; MIRANDA, J.M.D.; JABLONSKI, E.F.; PASSOS, F. Feeding habits of ocelot (*Leopardus pardalis*) in Southern Brazil, **Mammalian Biology**, v. 73, n. 5, p. 407-411, 2008.

ALLEVATO, H.L. Padrões espaciais e uso do habitat pelo quati *Nasua nasua*, (Carnivora; Procyonidae), em um fragmento de floresta atlântica urbana sob influência de recursos antropogênicos. Dissertação. (Mestrado em Ecologia), UFRJ, Rio de Janeiro, 2013.

ALMASIEH, K.; MOHAMMADI, A.; ALVANDI, R. Identifying core habitats and corridors of a near threatened carnivore, striped hyaena (*Hyaena hyaena*) in southwestern Iran, **Scientific Reports**, v. 12, n. 3425

ALMEIDA, A.J.; TORQUETTI, C.G.; TALAMONI, S.A. Use of space by neotropical marsupial *Didelphis albiventris* (Didelphimorphia: Didelphidae) in an urban forest fragment. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 2, p. 214-219, 2008

ALVES-COSTA, C.P.; FONSECA, G.A.B.; CHRISTÓFARO, C. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 85, p. 478-482, 2004.

ALVES-COSTA, C.P.; ETEROVICK, P.C.; Seed dispersal services by coati (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. **Acta Oecologia**, v. 32, n. 1, p. 77-92, 2007.

AVRIN, A. C.; PEKINS, C. E.; WILMERS, C. C.; SPERRY, J. H.; ALLEN, M. L. Can a mesocarnivore fill the functional role of an apex predator? **Ecosphere**, v. 14, n. 1, 2023. John Wiley and Sons Inc.

ASFORA, P.H.; MENDES PONTES, A.R.; **The small mammals of the highly impacted North-eastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco Endemism Center.** Biota Neotropica, v. 9, n. 1, p. 31-35, 2009.

BACHEGA, I. **Ecologia alimentar de três carnívoros simpátricos (Mammalia: Carnivora) na RPPN do SESC Pantanal, Barão de Melgaço, Mato Grosso.** Dissertação, (Mestrado), UFMT, Cuiabá, 2004.

BARBOSA, J.A.A.; AGUIAR, J.O.; ALVES, R.R.N. **Hunting and wildlife use in protected areas of the Atlantic Rainforest, northeastern Brazil.** Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 60, p. 249-270, 2022.

BEALE, C.M.; LENNON, J.J.; **Incorporating uncertainty in predictive species distribution modeling.** Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences, v. 367, n. 1586, p. 247-258, 2012.

BEISIEGEL, B.M. Contribuição ao estudo da história natural do cachorro do mato, *Cerdocyon thous*, e do cachorro vinagre, *Speothos venaticus*. Tese (Doutorado em Etologia), Instituto de Psicologia, USP, 1999.

- BEISIEGEL, B.M.; MANTOVANI, W. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic Forest area. **Journal of Zoology**, v. 269, p. 77-87, 2006
- BEISIEGEL, B.M.; LEMOS, F.G.; AZEVEDO, F.C.; QUEIROLO, D.; JORGE, R.S.P.; Avaliação do risco de extinção do Cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, 2013.
- BEISIEGEL, B.M.; CAMPOS, C.B. Avaliação do risco de extinção do quati *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 269-276, 2013.
- BELTRÃO, M. G.; FEIJÓ, A.; ALBUQUERQUE, A. C. F.; FREITAS, G. L.; ROCHA, F. L. Recording of relict ocelot (*Leopardus pardalis*) and South American coati (*Nasua nasua*) populations in the biodiversity hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern Atlantic Forest, Brazil. **Mammalia**, v. 83, n. 3, p. 298–306, 2019a. De Gruyter.
- BELTRÃO, M. G.; FEIJÓ, A.; ALBUQUERQUE, A. C. F.; FREITAS, G. L.; ROCHA, F. L. Recording of relict ocelot (*Leopardus pardalis*) and South American coati (*Nasua nasua*) populations in the biodiversity hotspot Pernambuco Endemism Center, Northern Atlantic Forest, Brazil. **Mammalia**, v. 83, n. 3, p. 298–306, 2019b. De Gruyter.
- BERGER, K. M.; CONNER, M. M. RECOLONIZING WOLVES AND MESOPREDATOR SUPPRESSION OF COYOTES: IMPACTS ON PRONGHORN POPULATION DYNAMICS. **Ecological Applications**, v. 18, n. 3, p. 599–612, 2008.
- BEZERRA, A.M.R.; LAZAR, A.; BONVICINO, C.R.; CUNHA, A.S. Subsidies for a poorly known endemic semiarid biome of Brazil: non-volant mammals of an eastern region of Caatinga, **Zoological studies**, v. 53, n. 1, pp. 13, 2014
- BIANCHI, R.C.; MENDES, S.L.; Ocelot (*Leopardus pardalis*) predation on primates in Caratinga Biological Station, Southeast Brazil, **American Journal of Primatology**, v. 69, n. 10, p. 1173-1178, 2007.
- BIANCHI, R.C.; MENDES, S.L.; JÚNIOR, P.M. Food habits of the ocelots, *Laopardus pardalis*, in two areas in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 45, n. 3, 2010.
- BIANCHI, R.C.; CAMPOS, R.C.; XAVIER-FILHO, N.L.; OLIFIERS, N.; GOMPPER, M.E.; MOURÃO, G. Intraspecific, interspecific, and seasonal differences in the diet of three mid-sized carnivores in a large neotropical wetland. **Acta Theriologia Sinica**, v. 59, n. 1, 2013.
- BISBAL, F.J. Impacto humano sobre los carnívoros de Venezuela. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 28, p. 145-156, 1993.
- BOOTH, T. H.; NIX, H. A.; BUSBY, J. R.; HUTCHINSON, M. F. Bioclim: The first species distribution modelling package, its early applications and relevance to most current MaxEnt studies. **Diversity and Distributions**, v. 20, p. 1–9, 2014.

BOVENDROP, R.S; VILLAR, N.; ABREU-JUNIOR, E.F.; BELLO, C.; REGOLIN, A.L.; PERCEQUILLO, A.R.; GALETTI, M. Atlantic small-mammal: a dataset of communities of rodents and marsupials of the Atlantic Forests of South America. **Ecology**, v. 98, n. 8, pp. 2226. 2017.

BRADY, C.A. 1979. Observations on the behavior and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). In: J.F. EISENBERG (Ed). **Vertebrate ecology in the Northern Neotropics**. Washington, Smithsonian Institution Press, p. 161-167, 1979.

BREIMAN, L.; FRIEDMAN, J. H.; OLSHEN, R. A.; STONE, C. J. **Classification and regression trees**. Monterey, CA: Wadsworth and Brooks/Cole, 1984.

BREIMAN, L. Random forests. **Machine Learning**, v. 45, p. 5–32, 2001.

BUSBY, J. R. BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system. In: MARGULES, C. R.; AUSTIN, M. P. (Eds.), **Nature conservation: Cost-effective biological surveys and data analysis**. Melbourne, Vic.: CSIRO, 1991. p. 64-68.

BUSKIRK. Mesocarnivores of Yellowstone. In: T. W. Clark; P. A. Curlee; S. C. Minta; P. Kareiva IV (Orgs.); **Carnivores in Ecosystems: The Yellowstone Experience**. p.165–188, 1999. NewHaven: YaleUniversityPress.

CÁCERES, N.C.; PRATES, L.Z.; GHIZONI-JUNIOR, I.R.; GRAIPEL, M.E. 2009. Frugivory by the black-eared opossum *Didelphis aurita* in the Atlantic Forest of southern Brazil: Roles of sex, season, and sympatric species. **Biotemas**, v. 22, n. 3, p. 203-211, 2009.

CÁCERES, N.C.; PREVEDELLO, J.A.; LORETTO, D. Uso do espaço por marsupiais: Fatores influentes sobre a área de vida, seleção de habitat e movimentos. In: Cáceres, N.C. (Org.) **Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e conservação**. Editora da UFMS, Campo Grande, 2012, pp. 530.

CANTOR, M.; FERREIRA, L.A.; SILVA, W.R.; SETZ, E.Z.F. Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialis, Didelphidae) in highly disturbed environment. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 45-51, 2010.

CARNAVAL, A.C.; MORITZ, C. **Historical climate modeling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic Forest**. Journal of Biogeography, v. 35, n. 7, p. 1187-1201, 2008.

CASELLA, J. 2011. Diet of *Didelphis aurita* and *Micoureus paraguayanus* and the fruit availability in a semideciduous Atlantic forest in Southern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, n. 2, p. 85-93, 2011.

CAYUELA, L.; GOLICHER, D. J.; NEWTON, A. C.; KOLB, M.; DE ALBURQUERQUE, F. S.; ARETS, E. J. M. M.; ALKEMADE, J. R. M.; PÉREZ, A. M. Species distribution modeling in the tropics: Problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. **Tropical conservation science**, v. 2, n. 3, p. 319–352, 2009.

CERQUEIRA, R.; LEMOS, B. Morphometric differentiation between Neotropical black eared opossums *Didelphis marsupialis* and *Didelphis aurita* (Didelphimorphia, Didelphidae). **Mammalia**, v. 64, n. 3, p. 319-327, 2000.

CERQUEIRA, R.; TRIBE, C. Genus *Didelphis*. In: Gardner, A.L. (Org.) **Mammals of South America, Vol. 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats**, University of Chicago Press, 2008.

CHEIDA, C.C.; NAKANO-OLIVEIRA, E.; FUSCO-COSTA, R.; ROCHA-MENDES, F.; QUADROS, J. Ordem Carnivora. Pp. 233-286. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A.; Lima, I.P. (Orgs.). **Mamíferos do Brasil**. 2ª Ed. Edur – UFRRJ, 2011, P. 439

CHEIDA, C.C.; GUIMARÃES, F.H.; BEISIEGEL, B.M.; Avaliação do risco de extinção do guaxinim *Procyon cancrivorus* (Cuvier, 1798) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 283-290, 2013.

CHEN, T.; GUESTRIN, C. XGBoost: A Scalable Tree Boosting System. In: **Proceedings of the 22nd ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining**. Association for Computing Machinery, New York, NY, USA: ACM, 2016.

COELHO, I.P.; KINDEL, A.; COELHO, A.V.P. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, p. 689-699, 2008.

COLLART, F.; HEDENÄS, L.; BROENNIMANN, O.; GUIBAN, A.; VANDERPOORTEN, A. Intraspecific differentiation: Implications for niche and distribution modelling. **Journal of biogeography**, v. 48, n. 2, p. 415–426, 2021.

CONNER, L. M.; MORRIS, G. Impacts of mesopredator control on conservation of mesopredators and their prey. **PLoS ONE**, v. 10, n. 9, 2015. Public Library of Science.

COSTA, E.M.J.; MAURO, R.A.; Silva, J.S.V. Group composition and activity patterns of brown-nosed coatis in savanna fragments, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 985-991, 2009.

COURTENAY, O.; Maffei, L. Crab-eating fox *Cerdoyon thous* (Linnaeus, 1766). In: Sillero-Zubiri, C.; Hoffmann, M.; Macdonald, D.W. (Orgs.). *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan*. IUCN, p. 32-38, 2004.

CROOKS, K. R. **Society for Conservation Biology Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation**. 2002.

CROOKS, K. R.; SOULE, M. E. **Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system**. 1999.

CRUZ-SALAZAR, B.; RUIZ-MONTOYA, L.; VÁZQUEZ-DOMINGUEZ, E.; NAVARRETE-GUTIÉRREZ, D.; ESPINOZA-MEDINILLA, E.E.; VÁZQUEZ, L.B. Genetic diversity of *Didelphis virginiana* related to different levels of disturbance in the

Highlands and the Central Depression regions of Chiapas, Mexico, **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, n. 2, p. 146-157, 2016.

DA SILVA, A. P.; MENDES PONTES, A. R. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 6, p. 1455–1464, 2008. Springer Netherlands.

DE OLIVEIRA, M.E.; GONÇALVES, C.F.; MACHADO, C.B.; GALETTI, P.M. Modeling responses of Brazilian Atlantic Forest mammals assemble to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 33, p. 463-483, 2023.

DESBIEZ, A.L.J.; BORGES, P.A.L. 2010. Density, habitat selection and observations of South American coati *Nasua nasua* in the central region of the Brazilian Pantanal wetland. **Small Carnivore Conservation**. v. 42, p. 14-18, 2010.

DIAS, D.M.; BOCCHIGLIERI, A. Riqueza e uso de habitat por mamíferos de médio e grande porte na Caatinga, nordeste do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 11, n. 1, p. 38-46, 2016.

DO LINH SAN, E. Time for a paradigm shift? Small carnivores' sensitivity highlights the importance of monitoring mid-rank predators in future global change studies. **Journal of Animal Ecology**, v. 93, n. 2, p. 126-131, 2024.

DORMANN, C. F.; ELITH, J.; BACHER, S.; BUCHMANN, C.; CARL, G.; CARRÉ, G.; MARQUÉZ, J. R. G.; GRUBER, B.; LAFOURCADE, B.; LEITÃO, P. J.; MÜNKEMÜLLER, T.; MCCLEAN, C.; OSBORNE, P. E.; REINEKING, B.; SCHRÖDER, B.; SKIDMORE, A. K.; ZURELL, D.; LAUTENBACH, S. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27–46, 2013.

DOTTA, G.; VERDADE, L.M. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in na agricultural landscape. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 287-292, 2007.

DUTRA, J.; PEREIRA, M.J.R.; TIRELLI, F.; HORN, P.E.; GRAVES, V. Sympatric procyonids in the Atlantic Forest: revealing differences in detection, occupancy, and activity of the coati and the crab-eating-raccoon in a gradiente of anthropogenic alteration. **Mammalian Biology**, v. 103, n. 23, p. 289-301, 2023.

ELITH, J.; FRANKLIN, J. Species distribution modeling. *In*: LEVIN, S. A. (org.). **Encyclopedia of Biodiversity**: Second Edition. [S. I.]: Elsevier, 2013. p. 692–705.

EMMONS, L.; HELGEN, K. 2016. *Nasua nasua*. **The IUCN Red List of Threatened Species** 2016: e.T41684A45216227, 2016. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41684A45216227.en>>.

ENGLER, R.; WASER, L. T.; ZIMMERMANN, N. E.; SCHAUB, M.; BERDOS, S.; GINZLER, C.; PSOMAS, A. Combining ensemble modeling and remote sensing for

mapping individual tree species at high spatial resolution. **Forest ecology and management**, v. 310, p. 64–73, 2013.

EUROPEAN SPACE AGENCY; AIRBUS. **Copernicus DEM. Copernicus DEM.** [S. l.]: European Space Agency, 2022.

FARIA, M.B.; LANES, R.O.; BONVICINO, C.R. **Marsupiais do Brasil: guia de identificações com base em caracteres morfológicos externos e cranianos.** Amélie Editorial, São Caetano do Sul, 2019.

FEDRIANI, J. M.; FULLER, T. K.; SAUVAJOT, R. M.; YORK, E. C. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. **Oecologia**, v. 125, n. 2, p. 258–270, 2000. Springer Verlag.

FEIJÓ, A.; LANGGUTH, A. **Mamíferos de médio e grande porte do Nordeste do Brasil: distribuição e taxonomia, com descrição de novas espécies.** Revista Nordestina de Biologia, João Pessoa, v. 22, n. 1, p. 3-40, 2013.

FERNANDES, A. C. A. **CENSO DE MAMÍFEROS EM ALGUNS FRAGMENTOS DE FLORESTA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL.** Dissertação, (Mestrado em Biologi Animal), UFPE, Recife, 2003.

FERRAZ, K.M.P.M.B.; SIQUEIRA, M.F.; MARTIN, P.S.; ESTEVES, C.F.; COUTO, H.T.Z. Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in na agricultural mosaic, southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 74, p. 275-280, 2010.

FRANÇA, S. Changes in the functional role of the Tejo estuary (Portugal, Europe) according to fish ecological guilds. **Fishes**, v. 8, n. 11, p. 545, 2023.

FRIEDMAN, J. H. Multivariate adaptive regression splines. **The Annals of Statistics**, n. 19, p. 1–67, 1991.

GALETTI, M.; GIACOMINI, H.C.; BUENO, R.S.; BERNARDO, C.S.S.; MARQUES, R.M.; BOVENDORP, R.S.; STEFFLER, C.E.; RUBIM, P.; GOBBO, S.K.; DONATTI, C.I.; BEGOTTI, R.A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R.A.; CHIARELLO, A.G.; PERES, C.A. **Priority áreas for the conservation of Atlantic Forest large mammals.** Biological conservation, v. 142, n. 6, p. 1229-1241, 2009.

GANTCHOFF, M.; CONLEE, L.; BELANT, J. Conservation implications of sex-specific landscape suitability for a large generalista carnivore, **Diversity and Distribution.** v. 25, n. 9, p. 1488-1496, 2019.

GAO, X.; JIANG, Y.; YUAN, X.; YANG, L.; LING, J.; LI, S. Modeling spatio-temporal variations in the habitat utilization of swordtip squid (*Uroteuthis edulis*) in the East China Sea and southern Yellow Sea. **Animals: an open access journal from MDPI**, v. 13, n. 22, p. 3492, 2023.

GARBINO, G. S. T.; REZENDE, G. C.; FERNANDES-FERREIRA, H.; FEIJÓ, A. Reconsidering mammal extinctions in the pernambuco endemism center of the

brazilian atlantic forest. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 41, n. 1, p. 175–184, 2018.

GATTI, A.; BIANCHI, R.T.; ROSA, C.R.X.; MENDES, S.L. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo state, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p. 227-230, 2006.

GEHRT, S. D.; CLARK, W. R. Raccoons, Coyotes, and Reflections on the Mesopredator Release Hypothesis. **Wildlife Society Bulletin**, v. 31, n. 3, p. 836–842, 2003.

GHELIER-COSTA, C. Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em relação à estrutura da paisagem: a sub-bacia do Rio Passa-Cinco como modelo. Tese, (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) USP, 2006.

GINÉ, G. A. F.; FARIA, D. Combining species distribution modeling and field surveys to reappraise the geographic distribution and conservation status of the threatened thin-spined porcupine (*Chaetomys subspinosus*). **PloS one**, v. 13, n. 11, p. e0207914, 2018.

HAINES, A.M.; JANECKA, J.; TEWES, M.; GRASSMAN JR, L.I.; MORTON, P. The importance of private lands for ocelots *Leopardus pardalis* conservation in United States, **Oryx**, v. 40, n. 1, p. 90-94, 2006.

HAO, T.; ELITH, J.; GUILLERA-ARROITA, G.; LAHOZ-MONFORT, J. J. A review of evidence about use and performance of species distribution modelling ensembles like BIOMOD. **Diversity & distributions**, v. 25, n. 5, p. 839–852, 2019.

HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R.; BUJA, A. Flexible discriminant analysis by optimal scoring. **Journal of the American statistical association**, v. 89, n. 428, p. 1255-1270, 1994.

HENKE, S. E.; BRYANT, F. C. Effects of Coyote Removal on the Faunal Community in Western Texas. **The Journal of Wildlife Management**, v. 63, n. 4, p. 1066, 1999.

HIJMANS, R. J.; CAMERON, S. E.; PARRA, J. L.; JONES, P. G.; JARVIS, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International journal of climatology: a journal of the Royal Meteorological Society**, v. 25, n. 15, p. 1965–1978, 2005.

HIRSCH, B.T. Seasonal variation in the diet of ring-tailed coatis (*Nasua nasua*) in Iguazu, Argentina. **Journal of Mammalogy**, v. 90, p. 136-146, 2009.

HIRSCH, B.T.; MALDONADO, J.E. Familiarity breeds progeny: sociality increases reproductive success in adult male ring-tailed coatis (*Nasua nasua*). **Molecular Ecology**, v. 20, p. 409-419.

HOPKINS, D.; FORBES, R. Dietary patterns of the Virginia opossum in an urban environment. **The murrelet**, v. 61, p. 20-30, 1980.

JACHOWSKI, D.S.; MARNEWECK, C.J.; OLFENBUTTEL, C.; HARRIS, S.N. Support for the size-mediated sensitivity hypothesis within a diverse carnivore community. **Journal of Animal Ecology**, v. 93, n. 1, p. 109-122, 2024.

JORGE, R.S.P.; PEREIRA, M.S.; MORATO, R.G.; SCHEFFER, K.C.; CARNIELI, P.; FERREIRA, F.; FURTADO, M.M.; KSHIVAKURA, C.K.; SILVEIRA, L.; JACOMO, A.T.A.; LIMA, E.S.; PAULA, R.C.; MAY-JUNIOR, J.A. 2010b. Detection of rabies virus antibodies in Brazilian free-ranging wild carnivores. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 46, p. 1310-1315, 2010.

JORGE, R.S.P.; FERREIRA, F.; FERREIRA NETO, J.S.; VASCONCELLOS, S.A.; Lima, E.S.; MORAIS, Z.M.; SOUZA, G.O. Exposure of free-ranging wild carnivores, horses and domestic dogs to *Leptospira* spp. in the northern Pantanal, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 106, p. 441-444, 2011.

KASPER, C. B.; SCHNEIDER, A.; OLIVEIRA, T. G. Home range and density of three sympatric felids in the Southern Atlantic Forest, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 1, p. 228–232, 2016.

KNIGHT, T. M.; MCCOY, M. W.; CHASE, J. M.; MCCOY, K. A.; HOLT, R. D. Trophic cascades across ecosystems. **Nature**, v. 437, n. 7060, p. 880–883, 2005.

KUMAR, S.; MOORE, K. B. The Evolution of Global Positioning System (GPS) Technology. **Journal of science education and technology**, v. 11, n. 1, p. 59–80, 2002.

LAURANCE, W.F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S.G.W. **Impacts of roads and linear clearings on tropical forests**. Trends in Ecology & Evolution, v. 24, n. 12, 2009.

LETNIC, M.; RITCHIE, E. G.; DICKMAN, C. R. Top predators as biodiversity regulators: the dingo *Canis lupus dingo* as a case study. **Biological Reviews**, v. 87, n. 2, p. 390–413, 2012.

LEMOS, F.G.; FACURE, K.G.; AZEVEDO, F.C. A first approach to the comparative ecology of the hoary fox and the crab-eating fox in a fragmented human altered landscape in the Cerrado biome at Central Brazil. In Rosalino, L.M.; Gheler-Costa, C. (Orgs.). **Middle-sized carnivores in agricultural landscapes**. Nova Science Publishers, New York, p. 143-160, 2011.

LEUCHTENBERGER, C.; CHEIDA, C.C.; DIAS, D.M.; ABRA, F.; OLIVEIRA, T.G. *Procyon cancrivorus* (G. Cuvier, 1798). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. 2023.

LUDLOW, M.E.; SUNQUIST, M.E. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. **National Geographic Research**, v. 3, p. 447-461, 1987.

MAGIOLI, M.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; SETZ, E.F.; PERCEGUILLO, A.R.; RONDON, M.V.S.S.; KUHNEN, V.V.; CANHOTO, M.C.S.; SANTOS, K.E.A.; KANDA, C.Z.; FREGONEZI, G.L.; PRADO, H.A.; FERREIRA, M.K.; RIBEIRO, M.C.; VILLELA,

P.M.S.; COUTINHO, L.L.; RODRIGUES, M.G. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European Journal of Wildlife**, v. 62, n. 4, p. 431-446, 2016.

MARINHO, P.H.; FEIJÓ, A.; GAVILAN, S.A.; MOURA, E.O.; VENTICINQUE, E.M. **First records of Ocelot *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) (Carnivora: Felidae) from Rio Grande do Norte, northeastern Brazil**. Notes on Geographical Distribution, v. 13, n. 2, 2017.

MARINHO, P.H.; BEZERRA, D.; ANTOGIOVANNI, M.; FONSECA, C.R.; VENTICINQUE, E.M. Mamíferos de médio e grande porte da Caatinga do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. **Mastozoología Neotropical**, v. 25, n.2, p. 85, 2018.

MARNEWECK, C.J.; ALLEN, B.L.; BUTLER, A.R.; DO LINH SAN, E.; HARRIS, S.N.; JENSEN, A.J.; SALDO, E.A.; SOMERS, M.J.; KEIFER, T.; MICHAEL, M.; VANAK, A.; JACHOWSKI, D.S. Middle-out ecology: small carnivores as sentinels of global change. **Mammal Review**. v. 52, n. 4, p. 471-479, 2022.

MENDES PONTES, A. R.; BELTRÃO, A. C. M.; NORMANDE, I. C.; *et al.* Mass extinction and the disappearance of unknown mammal species: Scenario and perspectives of a biodiversity hotspot's hotspot. **PLoS ONE**, v. 11, n. 5, 2016.

MENDES PONTES, A. R.; BRAZIL, C. M.; NORMANDE, I. C.; PERES, P. H. A. L. Mamíferos do Centro de Endemismo Pernambuco. In TABARELLI, M.; PÔRTO, K. C. (Org.) **Diversidade biológica e conservação da Floresta atlântica ao norte do Rio São Francisco**, 2006.

MENDES PONTES, A.R.; BELTRÃO, A.C.M.; SANTOS, A.M.M.; Reconsidering mammal extinctions in the Pernambuco Endemism Center of the Brazilian Atlantic Forest: a critique. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 42, n. 1, p. 69-77, 2019.

MENEGUETTI, D.U.O.; MENEGUETTI, N.F.S.; TREVISA, O. Georreferenciamento e reavaliação da mortalidade por atropelamento de animais silvestres na linha 200 entre os municípios de Ouro Preto do Oeste e Vale do Paraíso – RO. **Revista Científica da Faculdade de Educação e Meio Ambiente**, v. 1, n. 1, p. 58-64, 2010.

MICHALSKI F.; PERES, C. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian Forest fragments, **Conservation Biology**, v. 21, n. 6, p. 1626-1640, 2007.

MILLER, J. **Species distribution modeling**. Geography compass, v. 4, n. 6, p. 490–509, 2010.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; MITTERMEIER, C. G.; ROBLES GIL, P. **Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. CEMEX, SA, Agrupación Sierra Madre, SC, 1999.

MORENO, R.S., KAYS, R.W.; SAMUDIO, Jr., R. Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. **Journal of Mammalogy**, v. 87, p. 808-816, 2006.

MURRAY, J.L.; GARDNER, G.L.; *Leopardus pardalis*. **Mammalian species**, n. 548, p. 1-10, 1997.

NAGY-REIS, M.B.; OSHIMA, J.E.F.; KANDA, C.Z.; PALMEIRA, F.B.L.; MELO, F.R.; MORATO, R.G.; BONJORLE, L.; MAGIOLI, M.; ... RIBEIRO, M.C. Neotropical carnivores: a dataset on carnivore distribution in the Neotropics, **Ecology**, v. 101, n. 11, 2020.

OLIFIERS, N.; BIANCHI R.C.; MOURÃO, G.M.; GOMPPER, M.E.; Construction of arboreal nests by brown-nosed coatis, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in the Brazilian Pantanal, **Zoologia**, v. 26, n. 3, 2009.

OLIVEIRA, E.N.C. **Ecologia alimentar e área de vida de carnívoros da Floresta Nacional de Ipanema, Ipero, SP (Carnivora: Mammalia)**. Dissertação. (Mestrado em Ecologia). Unicamp, 2002.

OLIVEIRA, T.G; TORTATO, M.; SILVEIRA, L.; *et al.* Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. In: D. Macdonald; A. Loveridge (Orgs.); **Biology and Conservation of Wild Felids**. p.559–580, 2010. Oxford University Press.

OLIVEIRA, T.G.; ALMEIDA, L.B.; CAMPOS, C.B. Avaliação do risco de extinção da jaguatirica, *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) no Brasil. Avaliação do estado de conservação dos carnívoros. **Biodiversidade Brasileira**, v.3, p.66-75, 2013.

OLIVEIRA, T. G.; FOX-ROSALES, L. A.; PAEMELAERE, E. A. D.; DE BARROS FERRAZ, K. M. P. M. The dominant mesopredator and savanna formations shape the distribution of the rare northern tiger cat (*Leopardus tigrinus*) in the Amazon. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, 2022. Nature Research.

ORDIZ, A.; BISCHOF, R.; SWENSON, J. E. Saving large carnivores, but losing the apex predator? **Biological Conservation**, dez. 2013.

PAVIOLO, A., CRASHAW, P., CASO, A., Oliveira, T., LOPEZ-GONZALEZ, C.A., KELLY, M., DE ANGELO, C.; PAYAN, E. *Leopardus pardalis* (errata version published in 2016). **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**: e.T11509A97212355, 2015. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T11509A50653476.en>>.

PENIDO, G.; ASTETE, S.; FURTADO, M.M.; JÁCOMO, A.T.A.; SOLLMANN, R.; TORRES, N.; SILVEIRA, L.; FILHO, J.M. Density of ocelots in a semiarid environment in northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 16, n. 4, p. e20160168, 2016.

POLAINA, E.; PÄRT, T.; RECIO, M. R. Identifying hotspots of invasive alien terrestrial vertebrates in Europe to assist transboundary prevention and control. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, 2020.

PRUGH, L. R.; STONER, C. J.; EPPS, C. W.; *et al.* The rise of the mesopredator. **BioScience**, v. 59, n. 9, p. 779–791, 2009.

PÜTTKER, T.; CROUZEILLES, R.; ALMEIDA-GOMES, M.; SCHMOELLER, M.; MAURENZA, D.; ALVES-PINTO, H.; PARDINI, R.; VIEIRA, M.V.; BANKS-LEITE, C.; FONSECA, C.R.; METZGER, J.P.; ACCACIO, G.M.; ALEXANDRINO, E.R.; BARROS, C.S.; BOGONI, J.A.; BOSCOLO, D.; BRANCALION, P.H.S.; BUENO, A.A.; CAMBUJ, E.C.B.; CANALE, G.R.; ... PREVEDELLO, J. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological conservation**, v. 241, 108368, 2020.

QUINTELA, F.M.; IOB, G.; ARTIOLI, L.G.S. Diet of *Procyon cancrivorus* (Carnivora, Procyonidae) in restinga and estuarine environments of southern Brazil. **Iheringia, Série Zoológica**, v. 104, n. 2, p. 143-149, 2014.

RAMOS, D. M. S.; DA SILVA, L. G.; SOUZA-ALVES, J. P.; CARLOS, I. R.; MONTES, M. A. New record of ocelot, leopardus pardalis (Linnaeus, 1758) (felidae), in an atlantic forest fragment in the pernambuco endemism center, northeastern brazil. **Check List**, v. 17, n. 4, p. 1067–1073, 2021. Pensoft Publishers.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELA, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 3, p. 385–403, 1998.

REID, F.; HELGEN, K.; GONZÁLEZ-MAYA, J.F. *Procyon cancrivorus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**: e.T41685A45216426, 2016. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41685A45216426.en>>.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RICKLEFS, R. E.; RELYEA, R. A. **A economia da natureza**. 7º ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2016.

RIPLEY, B. D. **Pattern recognition and neural networks**. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1996.

RIPPLE, W. J.; BESCHTA, R. L. Restoring Yellowstone's aspen with wolves. **Biological Conservation**, v. 138, n. 3–4, p. 514–519, 2007.

RIPPLE, W.J.; ESTES, J.A.; BESCHTA, R.L.; WILMERS, C.C.; RITCHIE, E.G.; HEBBLEWHITE, M.; BERGER, J.; ELMHAGEN, B.; LETNIC, M.; NELSON, M.P.; SCHMITZ, O.J.; SMITH, D.W.; WALLACH, A.D.; WIRSING, A.J. **Status and**

ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, v. 343, n. 6167, p. 151-163, 2014.

RIPPLE, W. J.; ESTES, J. A.; SCHMITZ, O. J.; CONSTANT, V.; KAYLOR, M. J.; LENZ, A.; MOTLEY, J. L.; SELF, K. E.; TAYLOR, D. S.; WOLF, C. What is a Trophic Cascade? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 31, n. 11, p. 842-849, 2016.

RIPPLE, W. J.; WIRSING, A. J.; WILMERS, C. C.; LETNIC, M. Widespread mesopredator effects after wolf extirpation. **Biological Conservation**, abr. 2013.

RITCHIE, E. G.; JOHNSON, C. N. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 12, n. 9, p. 982–998, 2009.

ROCHA, V.J.; AGUIAR, L.M.; SILVA-PEREIRA, J.E.; MORO-RIOS, R.F.; PASSOS, F.C. Feeding habits of the crab-eating-fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 4, p. 594-600, 2008.

ROSSI, R.V.; BIANCONI, G.V. Ordem Didelphimorphia. *In*: REIS, N.R, PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Orgs.) **Mamíferos do Brasil**. Universidade Estadual de Londrina Londrina, 2011, p. 31-70.

SÁ-NETO, R.; FERNANDES, A.C.A.; SILVA JR, A.P.; MENDES PONTES, A.R. A fauna de mamíferos remanescente do Centro de Endemismo Pernambuco: O caso da Usina Serra Grande. *In*: M. Tabarelli; A. V. Aguiar; I. R. Leal; A. V. Lopes (Orgs.); **Serra Grande: uma floresta de idéias**. p.251–268, 2013. Pernambuco: Editoria Universitária UFPE.

SANCHES, V.Q.A.; MENEZES, J.F.S.; PREVEDELLO, J.A.; ALMEIDA-GOMES, M.; OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R. Can matrix structure affect animal navigation between fragments? A dispersal experimente using release platforms. **bioTropica**, v. 52, n. 2, p. 370-380, 2021.

SANTOS, A.M.M. **Flora do Centro de Endemismo Pernambuco: Biogeografia e Conservação**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), UFPE, Recife, 2006.

SANTOS, JL.; PASCHOAL, A.M.O.; MASSARA, R.L.; CHIARELLO, A.G. High consumption of primates by pumas and ocelots in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n.3, p. 632-641, 2014.

SANTOS NETA, C.S.; ABRA, F.D.; SANTOS, L.B.; COSTA, E.P.L.; DINIZ, M.F.; MORATO, R.G. Identificação de áreas críticas de atropelamento de fauna na região do parque nacional da serra da capivara, Piauí. **Biodiversidade Brasileira**, v. 13, n. 4, p. 1-18, 2023.

SEXTON, J. O.; SONG, X.-P.; FENG, M.; NOOJIPADY, P.; ANAND, A.; HUANG, C.; KIM, D.-H.; COLLINS, K. M.; CHANNAN, S.; DIMICELI, C.; TOWNSHEND, J. R. Global, 30-m resolution continuous fields of tree cover: Landsat-based rescaling of

MODIS vegetation continuous fields with lidar-based estimates of error. **International journal of digital earth**, v. 6, n. 5, p. 427–448, 2013.

SILVA JR, A.P.; MENDES PONTES, A.R. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Center, north-eastern Brazil, **Biodiversity Conservation**, v. 17, n. 6, p. 1455-1464, 2008.

SUNQUIST, M.; SUNQUIST, F. **Wild cats of the World**. Chicago, University of Chicago Press, 2002.

SOULÉ, M.E.; BOLGER, D.T.; ALBERTS, A.C.; WRIGHT, J.; SORICE, M.; HILL, S. **Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands**. *Conservation Biology*, v. 2, n. 1, p. 75-92, 1988.

SOUZA, A.P.; BEISIEGEL, B.M. O comportamento do quati, *Nasua nasua*, em situação de alta densidade populacional. *In: XX Encontro Anual de Etologia*. Anais do... 304, 2002.

SOUZA, Y.; GONÇALVES, F.; LAUTENSCHLAGER, L.; AKKAWI, P.; MENDES, C.; CARVALHO, M.M.; BOVENDORP, R.S.; FERNANDES-FERREIRA, H.; ... GALETTI, M. Atlantic mammals: a data set of assemblages of medium and large-sized mammals of the Atlantic Forest of South America. **Ecology**, v. 100, n. 10, p. e02785, 2019.

SOUZA, C. M., Jr; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; G. FERREIRA, L.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; DE OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; ... AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and earth engine. **Remote sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.

SOUZA, F.H.; SILVA, E.C.; BOCCHIGLIERI, A. A neotropical canid as seed disperser in semiarid areas of Brazil. **Acta Oecologica**, v. 111, 103735, 2021.

SCHERRER, D.; CHRISTE, P.; GUIBAN, A. Modelling bat distributions and diversity in a mountain landscape using focal predictors in ensemble of small models. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 5, p. 770–782, 2019.

SWITALSKI, T. A. Coyote foraging ecology and vigilance in response to gray wolf reintroduction in Yellowstone National Park. **Canadian Journal of Zoology**, v. 81, n. 6, p. 985–993, 2003.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, p. 132–138, 2005.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging

human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.

TCHAICKA, L.; EIZIRIK, E.; OLIVEIRA, T.G.; CÂNDIDO Jr, J.F.; FREITAS, T.R.O. 2007. Phylogeography and population history of the crab eating fox (*Cerdocyon thous*). **Molecular Ecology**, v. 16, p. 819-838, 2007.

TROMBULAK, S.S.; FRISSELL, A.C. **Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities**. *Conservation Biology*, v. 14, n. 1, p. 18-30, 2000.

THUILLER, W.; GEORGES, D.; GUEGUEN, M.; ENGLER, R.; BREINER, F.; LAFOURCADE, B.; PATIN, R. **biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling**. R package version 4.2.2, 2023.

VASCONCELLOS-NETO, J.; ALBUQUERQUE, L.B.; SILVA, W.R.; Seed dispersal of *Solanum thomaasiifolium* Sendtner (Solanaceae) in the Linhas Forest, Espírito Santo state, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1171-1179, 2009.

VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.; LIMA, J.C.A.; **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

VIEIRA, E.M.; PORT, D. Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 272, p. 57-63, 2007.

WALLACH, A. D.; IZHAKI, I.; TOMS, J. D.; RIPPLE, W. J.; SHANAS, U. What is an apex predator? **Oikos**, v. 124, n. 11, p. 1453–1461, 2015. Blackwell Publishing Ltd.

WHITEMAN, C.W. Conservação de carnívoros e a interface homem-fauna doméstica-fauna silvestre em uma área fragmentada da Amazônia Oriental brasileira. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada), USP, 2007.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste trabalho representam avanços significativos na compreensão da diversidade de mesopredadores no Centro de Endemismo Pernambuco (CEP) e oferecem contribuições importantes para estratégias de conservação na região. A aplicação de métodos inovadores, como o DNA ambiental (eDNA) e o DNA de insetos (iDNA), mostrou-se promissora para a detecção de espécies de baixa densidade, mesmo com esforço amostral limitado. Essas técnicas oferecem uma alternativa prática e potencialmente mais econômica para o monitoramento da fauna em áreas de difícil acesso. Os métodos moleculares, especialmente com o uso do marcador 16SrRNA, demonstraram alta eficácia na identificação de espécies de mamíferos, proporcionando uma visão mais detalhada da composição dos mesopredadores e evidenciando a necessidade de aprimorar as técnicas para aumentar a detecção de espécies menos abundantes, como os carnívoros.

A modelagem de distribuição de espécies acrescentou uma dimensão valiosa à investigação, permitindo identificar áreas com condições ambientais adequadas para a ocorrência das seis espécies de mesopredadores analisadas. Esses dados oferecem informações para futuras ações de conservação, especialmente no contexto de intensa degradação do CEP, onde a perda de habitat e a fragmentação florestal representam ameaças contínuas à biodiversidade.

O cumprimento dos objetivos e a validação das hipóteses reforçam a relevância dos métodos empregados. O iDNA, coletado principalmente por meio de moscas, demonstrou superioridade na detecção de OTUs, corroborando sua utilidade em estudos de monitoramento. Além disso, a não similaridade na estrutura da comunidade de mesopredadores entre os fragmentos amostrados sugere uma relativa heterogeneidade ecológica entre as espécies estudadas, cujo conhecimento pode ajudar a definição de estratégias de conservação.

Dessa forma, este trabalho contribui de forma significativa para o campo da ecologia de conservação, ao apresentar uma abordagem metodológica integrada que combina técnicas moleculares e modelagem espacial para aprofundar o conhecimento sobre a fauna de mesopredadores no CEP. Ao oferecer subsídios práticos para a formulação de políticas de conservação, este estudo reforça a importância de estratégias fundamentadas em evidências científicas para a preservação de áreas de

alta vulnerabilidade e riqueza biológica, promovendo, assim, uma conservação mais eficaz e direcionada à biodiversidade local.