

**MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE  
INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE  
NÚCLEO DE GESTÃO INTEGRADA EM JUAZEIRO**

**Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica do Instituto  
Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade- PIBIC/ICMBio**

**Relatório Final  
(2020-2021)**

**Abundância e Probabilidade de Ocupação de Aves e Mamíferos  
Terrestres de Médio e Grande Porte no Refúgio de Vida Silvestre e  
na Área de Proteção Ambiental da Ararinha Azul**

**Thais Pereira dos Santos**

**Orientadora: Camile Lugarini**

**Co-orientador: Paulo Henrique Dantas Marinho**

**Petrolina-PE  
Junho/2021**

## Resumo

Os mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte são bons indicadores da qualidade do ambiente. Desta forma, seu monitoramento em unidades de conservação (UC) é importante para a avaliação da sua efetividade. Em 2017 foi realizado o primeiro levantamento sistemático desses vertebrados terrestres na área de distribuição histórica da ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*), onde foram criadas duas UC: a Área de Proteção Ambiental e o Refúgio de Vida Silvestre da Ararinha Azul. Nosso objetivo foi monitorar a dinâmica da comunidade e as tendências populacionais e de preferência de *habitat* de aves e mamíferos terrestres nessas UC entre 2017 e 2020-2021, por meio de parâmetros como riqueza, abundância, detecção e ocupação. O esforço amostral de 2020-2021 foi de 1.553 câmeras-dias, com um total de 625 registros dos grupos alvo: 478 de mamíferos e 147 de aves; além de 1.395 registros de animais domésticos. A riqueza de 2020-2021 foi de 15 espécies dos grupos alvo: 12 de mamíferos e três espécies de aves terrestres; comparada 17 espécies registradas em 2017, quando foi aplicado um maior esforço amostral. Maiores abundâncias, detecções e ocupações encontradas em 2020-2021 para espécies como *Cariama cristata*, *Euphractus sexcinctus* e *Dasyus novemcinctus*, além de *Didelphis albiventris*, potencial predador de ninhos de psitacídeos, possivelmente refletem as melhores condições ambientais deste período em comparação com 2017, provavelmente devido a maior pluviosidade. Os dados apresentados aqui reforçam a importância biológica das UC da Ararinha Azul para a conservação da fauna da Caatinga.

**Palavras-chave:** Caatinga, unidades de conservação, armadilhas fotográficas.

## *Abstract*

Medium and large terrestrial mammals and birds are good indicators of the quality of the environment. Therefore, their monitoring is important to assess protected areas' effectiveness. In 2017, the first systematic survey of these terrestrial vertebrates was carried out in the historical distribution area of the Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*), where two Conservation Units were raised: the Environmental Protection Area and the Wildlife Refuge of Spix's Macaw. Our objective was to monitor community dynamics, population trends and habitat preferences for birds and terrestrial mammals in these protected areas between 2017 and 2020-2021, through parameters such as richness, abundance, detection and occupancy. The 2020-2021 sampling effort was 1,553 camera-days, with a total of 625 records from the target groups: 478 from mammals and 147 from birds; in addition to 1,395 records of domestic animals. The richness of 2020-2021 was 15 species from the target groups: 12 mammals and three terrestrial bird species; compared 17 species produced in 2017, when a greater sampling effort was applied. Greater abundances, detections and occupancy found in 2020-2021 for species as *Cariama cristata*, *Euphractus sexcinctus* and *Dasypus novemcinctus*, in addition to *Didelphis albiventris*, a potential predator of parrot nests, possibly reflect better environment conditions, and greater precipitation. The data expressed here reinforce the biological importance of the Spix's Macaw protected areas for the conservation of the Caatinga fauna.

**Keywords:** Caatinga, protected areas, camera traps.

## Lista de Figuras

- Figura 1 – Mapa demonstrando os pontos de amostragem da APA (polígono laranja) e RVS (polígono verde) da Ararinha Azul. A imagem à direita mostra a localização geográfica das UC na região de Curaçá e Juazeiro, no norte da Bahia.....09
- Figura 2 – Espécies de vertebrados terrestres silvestres registradas por meio de armadilhamento fotográfico durante a amostragem de 2020-2021 na APA e no RVS da Ararinha Azul, em Curaçá, no norte da Bahia. De cima para baixo, da esquerda para a direita: *Didelphis albiventris*, *Dasypus novemcinctus*, *Euphractus sexcinctus*, *Tamandua tetradactyla*, *Cerdocyon thous*, *Conepatus amazonicus*, *Procyon cancrivorus*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Leopardus tigrinus*, *Mazama gouazoubira*, *Pecari tajacu*, *Rhea americana*, *Penelope jacucaca* e *Cariama cristata*.....14
- Figura 3 – Gráfico com a curva de rarefação representando a riqueza de aves e mamíferos silvestres detectados em 2017 (curva laranja), 2020-2021 (curva azul) e nas duas amostragens na APA e no RVS da Ararinha Azul (curva lilás). A linha contínua é a interpolação, relativa á curva média obtida a partir da estimativa de riqueza. A linha tracejada é a extrapolação, que é uma estimativa acima do que foi observado, obtida a partir do valor de riqueza registrada na área.....17
- Figura 4 – Composição de mamíferos e aves terrestres silvestres por Ordem, obtidos durante as amostragens de 2017 (A) e 2020-2021 (B) na APA e no RVS da Ararinha Azul, em Curaçá, norte da Bahia.....18
- Figura 5 – Registros de animais domésticos obtidos por meio do armadilhamento fotográfico na APA e no RVS da Ararinha Azul. De cima para baixo, da esquerda para a direita: *Capra hircus*, *Ovis aries*, *Bos taurus*, *Equus caballus*, *Equus asinus* e *Canis familiaris*.....19
- Figura 6 – Índice de abundância relativa dos vertebrados terrestres silvestres registrados na APA e no RVS da Ararinha Azul, em Curaçá, no norte da Bahia, obtido por meio de armadilhamento fotográfico entre 2017 e 2020-2021.....20
- Figura 7 – Índice de abundância relativa dos animais domésticos registrados na APA e no RVS da Ararinha Azul em Curaçá, no norte da Bahia, por meio do armadilhamento fotográfico entre 2017 e 2020-2021.....21

## Tabelas

Tabela 1 – Relação dos vertebrados de pequeno, médio e grande porte registrados na APA e no RVS da Ararinha Azul entre outubro de 2020 a janeiro de 2021, por armadilhamento fotográfico.....	16
Tabela 2 – Ocupação simples (naïve ou observada), ocupação ( $\psi$ ) e detecção ( $p$ ) estimadas para os mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas na APA e no RVS da Ararinha Azul em Curaçá, Bahia em 2017 e 2020-2021. Os valores estimados apresentados foram obtidos por meio da média dos modelos. Para algumas espécies com poucos registros os modelos não puderam ser desenvolvidos.....	21
Tabela 3 – Covariáveis consideradas importantes para explicar a probabilidade de ocupação ( $\psi$ ) e detecção ( $p$ ) dos mamíferos e das aves terrestres na APA e no RVS da Ararinha Azul em Curaçá, no norte da Bahia. Abaixo estão os coeficientes $\beta$ , erros padrão ( $EP$ ) e as somas dos pesos obtidos ( $W+$ ) para cada covariável a partir dos melhores modelos e da média dos modelos, respectivamente. Os valores em negrito representam os coeficientes que não sobrepuseram ao 0 (considerando seus intervalos de confiança de 95%).....	23

## SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO.....	6
2.OBJETIVOS .....	8
Objetivos específicos.....	8
3.MATERIAL E MÉTODOS.....	8
Área de estudo.....	8
Amostragem.....	10
Triagem das imagens e tabulação de dados.....	10
Riqueza de espécies.....	11
Índice de abundância relativa.....	11
Probabilidade de detecção e ocupação.....	11
4.RESULTADOS.....	13
Esforço amostral e riqueza de espécies.....	13
Índice de abundância relativa.....	19
Ocupação simples.....	21
Modelagem de ocupação e detecção.....	22
5.DISSCUSSÃO E CONCLUSÕES.....	23
6.RECOMENDAÇÕES PARA O MANEJO.....	28
7.AGRADECIMENTOS.....	29
REFERÊNCIAS.....	29
ANEXOS.....	37

## 1. INTRODUÇÃO

Os animais silvestres de grande porte constituem um grupo apropriado para avaliar a representatividade de áreas protegidas para a conservação da biodiversidade (GONZALEZ-MAYA *et al.*, 2015). Os mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte (*e.g.* > 1 kg) são bons indicadores da qualidade do ambiente (GIBSON *et al.*, 2011). Desta forma, a presença destes grupos em uma área é um indicativo de relativa integridade biológica (CHEYNE *et al.*, 2016). Seu declínio populacional pode provocar inúmeros efeitos em cascata para o ecossistema ((BELLE; FORGET; VANTHOMME, 2010), pois desempenham importantes funções ecológicas, como controle de populações de herbívoros, modulação do ciclo de nutrientes por meio do consumo da biomassa vegetal e dispersão de sementes grandes, sendo essenciais para a estruturação e regeneração das florestas tropicais (CARDILLO *et al.*, 2005; CHIARELLO, 1999; DIRZO; GALETTI, 2013; SOBRAL *et al.*, 2017; TERBORGH *et al.*, 2001). Portanto, são alvos importantes de conservação e de monitoramentos sistemáticos (BALMFORD *et al.*, 2005; DOBSON, 2010).

Entre os possíveis preditores ambientais de ocorrência de vertebrados de médio e grande porte estão aqueles ligados às condições microclimáticas mais adequadas e à disponibilidade de recursos como alimento, água ou refúgio (ASTETE *et al.*, 2017; MARINHO *et al.*, 2018; NAGY-REIS *et al.*, 2017). Esses recursos e condições podem ser representados por características da vegetação, considerando que ambientes mais florestais podem oferecer mais alimento e abrigo (SCHUETTE *et al.*, 2013); e pela proximidade de corpos d'água ou densidade de drenagem, com conseqüente maior disponibilidade de água (superficial ou subterrânea), que aumenta a produtividade local e alimento (SCHUETTE *et al.*, 2013).

Apesar da Caatinga, a floresta tropical sazonalmente seca do Nordeste do Brasil, possuir um patrimônio biológico valioso, ela é alvo constante de desmatamento e caça, que ameaçam a existência e sobrevivência de diversas espécies, principalmente, aves e mamíferos de grande porte (SOARES, 2016). A caça é um hábito comumente praticado na Caatinga e que desempenha um papel socioeconômico importante para os moradores da região (ALVES; GONÇALES; VIEIRA, 2012), e em muitos casos, é uma atividade recreativa. A caça de algumas espécies como carnívoros também ocorre por conflitos humano-fauna, onde essas espécies são vistas como ameaças às criações domésticas (ALVES; GONÇALES; JACKSON, 2011; LOVERIDGE *et al.*, 2011; VIEIRA, 2012).

O ciclo do gado ou do couro, iniciou no Vale do São Francisco em 1549 e desde então,

expandiu-se para todo o interior do Nordeste. Isso ocasionou em uma grande conversão de zonas ripárias em pastagens, impactando profundamente as matas ciliares do rio (FILHO, 2015). A criação de gado (bovino, caprino e ovino) em áreas naturais, é uma prática comum no semiárido brasileiro, que reduz a qualidade do *habitat*, causando a degradação e prejudicando a regeneração da vegetação pelo pastejo e pisoteio (MARINHO *et al.*, 2016).

Este é o cenário atual das Unidades de Conservação (UC) da ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*), criadas em 2018 para propiciar os meios necessários para a reintrodução da espécie. Tem predominância de uma mata de galeria composta por caraibeiras (*Tabebuia aurea*), que ocorrem ao longo dos riachos sazonais e eram utilizadas para nidificação desse psitacídeo (JUNIPER; YAMASHITA, 1991). Em 1990, Juniper e Yamashita lideraram uma expedição e encontraram nessa localidade um único remanescente de ararinha na natureza, que veio a desaparecer em 2000 e, desde então, a espécie tem sido classificada como extinta na natureza (BARROS *et al.*, 2012). O esforço para a recuperação da ararinha-azul iniciou após a descoberta da última população selvagem nesta região, composta por apenas três indivíduos, em 1986. Representa o último refúgio da ararinha-azul (JUNIPER; YAMASHITA, 1991), sendo considerada de extrema importância biológica e elevada prioridade para a conservação (SILVA *et al.*, 2004). Em 2017 foi realizado o primeiro levantamento sistemático de aves e mamíferos de médio e grande porte na região, por meio de armadilhamento fotográfico (MARINHO, 2020). Os resultados deste estudo reforçaram a importância biológica da área e auxiliaram na criação das duas UC: a Área de Proteção Ambiental (APA) e o Refúgio de Vida Silvestre (RVS) da Ararinha Azul.

O Nordeste brasileiro passou por um período de seca extrema entre 2012 e 2017, o que deve ter interferido diretamente na dinâmica do ecossistema. Nos anos seguintes houve aumento no índice de pluviosidade, que pode ter beneficiado as espécies de vertebrados com as melhores condições ambientais. Além disso, com a criação da APA e do RVS da Ararinha Azul em 2018, espera-se um aumento gradativo na proteção e consequente diminuição de atividades humanas como caça, desmatamento e impacto da pecuária. Com isso, espera-se que as espécies se beneficiem de melhores condições ambientais, em consequência das chuvas mais abundantes e da diminuição de atividades antrópicas, com reflexo na probabilidade de ocupação, abundância e riqueza de mamíferos e aves no RVS e na APA da Ararinha Azul.

Neste contexto, o presente estudo comparou parâmetros populacionais e da comunidade de mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte, considerando monitoramentos sistemáticos realizados em 2017 e 2020-2021, para investigar as tendências



populacionais, tendo como expectativas: 1) a abundância e a probabilidade de ocupação serão maiores em áreas mais arbóreas, que oferecem melhores condições de abrigo, alimento e acesso a água; 2) a riqueza, detecção, ocupação e a abundância serão maiores na amostragem de 2020-2021 em comparação com 2017, influenciadas pelas melhores condições de chuva e proteção do *habitat*.

## **2. OBJETIVOS**

### **Objetivo geral**

Monitorar a dinâmica da comunidade e as tendências populacionais e de preferência de *habitat* de aves e mamíferos de médio e grande porte na APA e no RVS da Ararinha Azul.

### **Objetivos específicos**

- Acessar a riqueza, abundância, probabilidade de detecção e ocupação de mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte, incluindo espécies ameaçadas ou quase ameaçadas e potenciais predadores/competidores de nicho de psitacídeos que nidificam em ocos.
- Avaliar o efeito de covariáveis ambientais e antrópicas sobre a probabilidade de detecção e ocupação de mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte, incluindo espécies ameaçadas ou quase ameaçadas e potenciais predadores/competidores de psitacídeos que nidificam em ocos.
- Investigar potenciais variações na riqueza, probabilidade de detecção, ocupação e abundância das espécies entre 2017 e 2020-2021, quando as condições ambientais e o estado de conservação da área mudaram.

## **3. MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

A amostragem foi realizada na APA e no RVS da Ararinha Azul, criados pelo Decreto 9.402, de 05 de junho de 2018, com área de aproximadamente 120.000 hectares, nos municípios de Curaçá e Juazeiro, no norte da Bahia (BRASIL, 2018; Figura 1). O RVS é uma UC de proteção integral, com o objetivo de proteger amostras da Caatinga, dando maior atenção aos fragmentos florestais de mata ciliar e savana estépica, que são importantes para o ciclo de vida da ararinha-azul, além de auxiliar na adoção de boas práticas no uso do solo, que

sejam compatíveis com a reintrodução e manutenção da ararinha-azul. A APA é uma UC de uso sustentável e tem o intuito de proteger a diversidade biológica, a fauna e flora e ordenar o processo de ocupação das bacias hidrográficas da região, com ênfase nas bacias dos riachos da Melancia e da Barra Grande, auxiliando na proteção e recuperação da vegetação da área e conciliando as ações antrópicas com a reintrodução e a manutenção da ararinha-azul na natureza (BRASIL, 2018).

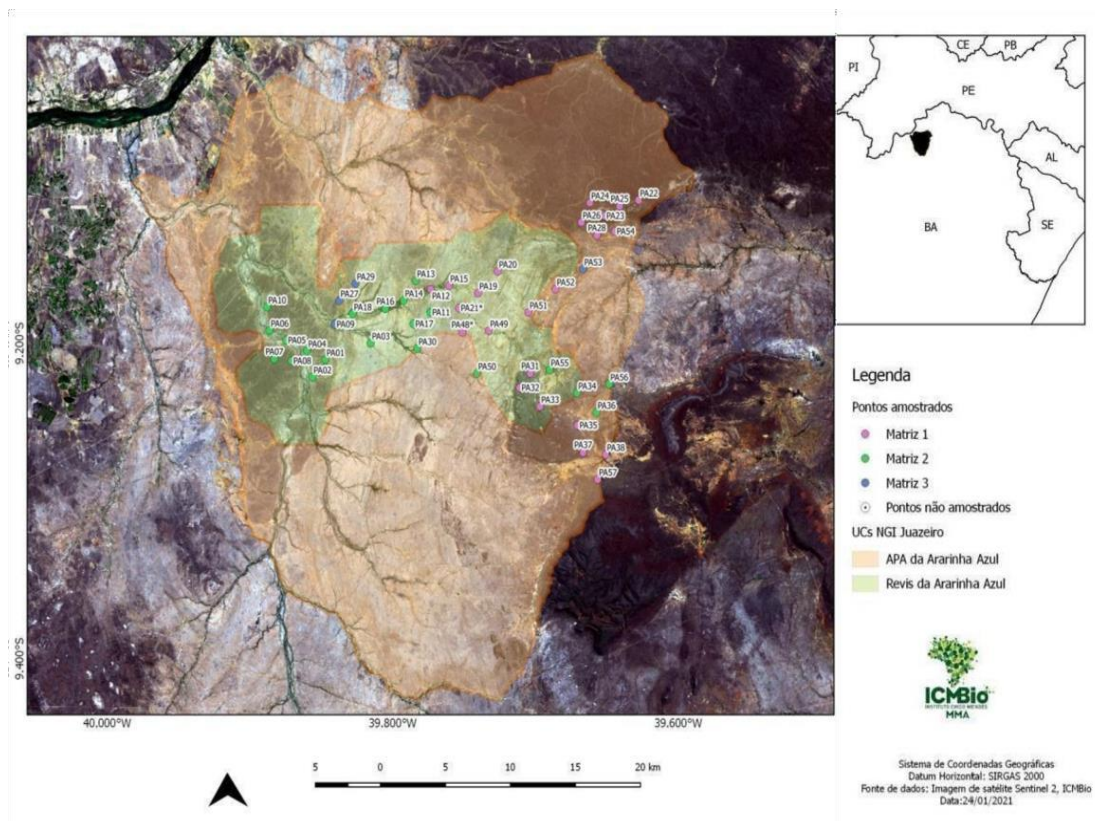


Figura 1 - Mapa demonstrando os pontos de amostragem da APA (polígono laranja) e RVS (polígono verde) da Ararinha Azul. A imagem à direita mostra a localização geográfica das UC na região de Curaçá e Juazeiro, no norte da Bahia.

Localiza-se no domínio morfoclimático da Caatinga, onde predomina o clima quente e semiárido (VELLOSO *et al.*, 2002), com precipitação média anual de 429 mm, temperatura média anual mínima de 25°C e máxima de 34°C, e chuvas mais frequentes entre dezembro e março (JUNQUEIRA *et al.*, 2020). A fitofisionomia da área é definida por três formações: arbustivo-arbórea aberta a esparsa, arbustiva densa e arbórea aberta à fechada (SOUZA *et al.*, 2020).

A floresta decidual é composta frequentemente por caraibeira, baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), umbuzeiro (*Spondias tuberosa*), velame (*Croton spp.*), marmeleiro (*Croton spp.*) imburana-de-cheiro (*Amburana cearensis*) e imburana-de-cambão (*Commiphora leptophloeos*). Faveleira (*Cnidocolus quercifolius*), xique-xique (*Pilosocereus gounellei*),

catingueira (*Cenostigma pyramidale*) e pinhão (*Jatropha mollissima*) ocorrem geralmente em áreas mais abertas e degradadas pela pecuária (SOUZA *et al.*, 2020).

### **Amostragem**

Para o levantamento de aves e mamíferos de médio e grande porte foi seguido o mesmo protocolo utilizado para a amostragem realizada em 2017 (MARINHO, 2020) com uma variação apenas no número de pontos amostrais (ver adiante). Foram utilizadas armadilhas fotográficas automáticas, da marca Bushnell, modelos Essential E2 e Trophy Cam HD, que são ativadas por calor e movimento. As armadilhas foram distribuídas em 48 pontos dentro das UC da Ararinha Azul (sem considerar os 12 pontos fora das UC amostrados em 2017), entre 05 de outubro de 2020 e 23 de janeiro de 2021, com distância mínima aproximada de 1,5 km entre pontos amostrais (Figura 1; Anexo 1). As câmeras permaneceram ativas 24h durante o período de amostragem, por aproximadamente 30 dias consecutivos.

As armadilhas foram instaladas em trilhas de caçadores e de animais, em leitos de riacho e matas ciliares, a 30-40 cm do solo e foram programadas de acordo com o Anexo 2. Devido à limitação no número de equipamentos, a instalação das armadilhas foi dividida em dois blocos de amostragem: 24 pontos de 05 de outubro a 12 de novembro de 2020, e 24 pontos de 16 de novembro a 22 de dezembro de 2020. Um terceiro momento de amostragem ocorreu entre 18 de dezembro de 2020 e 23 de janeiro de 2021 para a reamostragem de três pontos que não foram amostrados adequadamente. A amostragem ocorreu na sua maior parte no período seco, semelhante à amostragem de 2017 (MARINHO, 2020), mas os dias finais de amostragem em 2021 ocorreram durante as primeiras chuvas.

Houve um cuidado em cobrir a heterogeneidade dos ambientes encontrados na área, bem como de abranger o gradiente altitudinal (AHUMADA; HURTADO; LIZCANO, 2013; TEAM, 2011), incluindo desde as áreas mais baixas até as serras.

A classificação taxonômica das espécies seguiu Feijó e Langguth (2013) para mamíferos e Pacheco *et al.* (2021) para aves. O estado de conservação foi baseado nas listas vermelhas da Bahia (CASSANO *et al.*, 2017), do Brasil (MMA, 2014) e da IUCN (2021).

### **Triagem das imagens e tabulação de dados**

A triagem das fotos foi realizada por meio de observação direta e comparação dos registros da literatura (MARINHO, dados não publicado; MARINHO *et al.*, 2018; MARINHO, 2020). A tabulação dos dados após a triagem das fotos foi realizada por meio do

pacote camtrapR, no programa R (NIEDBALLA *et al.*, 2016).

### **Riqueza de espécies**

A riqueza de espécies (observada e extrapolada) foi avaliada por meio de curvas de rarefação de espécies, baseadas no número de registros em cada amostragem nos dois períodos (2017 e 2020-2021), desenvolvidas no programa online i-NEXT (<https://chao.shinyapps.io/iNEXTOnline/>). A comparação entre as amostragens (2017 e 2020-2021) foi realizada visualmente, considerando os intervalos de confiança das curvas.

### **Índice de abundância relativa**

Os registros independentes (> 1 h) obtidos foram utilizados para calcular o índice de abundância relativa (IAR) ou sucesso de captura de cada espécie para as amostragem de 2017 e 2020-2021 para fins de comparação. O IAR é medido como a razão entre o número de registros independentes e o esforço amostral em 100 câmeras-dias (O'BRIEN, 2011), como descrito abaixo:

$$IAR = \frac{n^{\circ} \text{ de registros}}{\text{esforço amostral} \times 100}$$

### **Probabilidade de ocupação e detecção**

A ocupação, entendida como a proporção de uma área, local ou mancha ocupadas por uma espécie ou grupo focal (MACKENZIE *et al.*, 2002), é um parâmetro populacional cada vez mais utilizado para investigar e monitorar o estado de populações animais (AHUMADA; HURTADO; LIZCANO, 2013), uma vez que não exige a individualização dos espécimes. Ao mesmo tempo, corrige vieses de detecção imperfeita e permite a modelagem de covariáveis preditoras (MACKENZIE *et al.*, 2002, 2006).

Para modelar a ocupação e detecção dos vertebrados terrestres neste estudo foram utilizados modelos de uma única estação (*single season models*), com os dados das amostragens de 2017 e 2020-2021, os quais pressupõem uma ocupação constante durante o curto período de amostragem em cada local (*site*) (MACKENZIE *et al.*, 2002). Para incorporar a variação na ocupação entre as amostragens nos dois períodos diferentes, foi utilizada a abordagem de grupos do programa Mark (WHITE; BURNHAM, 1999), sendo um grupo para os dados de 2017 e outro para 2020-2021.

Com base nos dados, foram construídos os históricos de detecção (1) e não detecção

(0) de cada espécie ao longo dos períodos amostrais (2017 e 2020-2021) em cada ponto. Os modelos foram rodados individualmente para todas as espécies que tiveram quantidade de registros suficiente para convergência dos modelos. A partir de um modelo global foi realizada a modelagem de todas as combinações aditivas possíveis (MASSARA *et al.*, 2018), considerando quatro variáveis por modelo para diminuir a sobredispersão. As nossas unidades amostrais para a modelagem de ocupação foram representadas por cada ponto de levantamento de dados replicados em 2017 e 2020-2021, sendo 48 pontos por amostragem, e assim somando 108 unidades amostrais, utilizando dois grupos (2017 e 2020-2021) para controlar a variação entre amostragens. A modelagem de ocupação e detecção foi realizada para oito espécies que tiveram >18 registros, sendo que *D. albiventris* foi modelado apenas com os dados de 2020-2021. Entre as espécies que obtiveram poucas detecções e não puderam ser modeladas estão: *Rhea americana*, *Tamandua tetradactyla*, *Mazama gouazoubira*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Pecari tajacu*, *Procyon cancrivorus* e *Kerodon rupestris*.

A modelagem de ocupação possibilita investigar quais variáveis podem explicar a ocupação de uma determinada espécie. Com base na literatura, as covariáveis utilizadas para os modelos de ocupação e detecção foram as mesmas utilizadas por Marinho (2020), sendo características antrópicas e ambientais potencialmente capazes de explicar o padrão de ocorrência de grandes e médios vertebrados.

Todas as armadilhas foram instaladas em trilhas pré-existentes, pois vertebrados de médio e grande porte tendem a se deslocar por áreas de fácil movimentação. Para a probabilidade de detecção foram consideradas duas variáveis: trilha secundária (geralmente são ramificações de uma trilha principal ou trilhas, que são pouco utilizadas, *e.g* < 0,5 m de largura) ou principal (sendo aquelas mais largas, onde nota-se uso intensivo, *e.g* > 0,5 m de largura) e atividade de gado em cada ponto, obtida por meio do IAR de gado caprino, ovino e bovino de forma conjunta.

Para investigar a ocupação foram utilizadas cinco covariáveis, sendo duas ambientais: 1) cobertura de *habitat* florestal (floresta), derivada da soma das porcentagens de floresta densa e aberta em um *buffer* de 1 km (3,142 km<sup>2</sup>), utilizando-se os dados disponíveis no MAPBIOMAS; e 2) distância do rio ou riacho intermitente (rio), medida como a distância euclidiana para a drenagem mais próxima através do Google Earth. E ainda três covariáveis antrópicas: 1) distância da estrada principal (estrada), medida como a distância euclidiana para a estrada mais próxima, por meio do Google Earth; 2) distância de casa (casa), medida

como a distância euclidiana para a residência mais próxima, por meio de visualização no Google Earth; e 3) atividade de gado (gado), utilizando os dados obtidos por meio do armadilhamento fotográfico.

Antes das análises, a relação entre as covariáveis utilizadas foi avaliada por meio do coeficiente de correlação de Pearson e covariáveis com  $r > |0,7|$  foram excluídas da modelagem. A altitude foi previamente considerada para as análises, no entanto, por ser correlacionada com a cobertura de *habitat* florestal, somente a última foi mantida nos modelos.

O Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras (*AICc*) foi utilizado para o ranqueamento dos modelos. Foram considerados modelos ajustados com  $\Delta AICc < 2$  (BURNHAM; ANDERSON, 2002). O peso acumulativo ( $\sum w$ ) das covariáveis foi utilizado para avaliar a importância relativa delas, sendo consideradas importantes aquelas covariáveis com  $\sum w \geq 0,50$  (MASSARA *et al.*, 2018). O sentido do efeito das covariáveis foi aferido por meio da avaliação dos respectivos coeficientes ( $\beta$ ) de regressão, bem como seus efeitos por meio dos intervalos de confiança de 95% (MARINHO, 2020). Todas as análises de ocupação foram realizadas no programa Mark (WHITE; BURNHAM, 1999).

## 4. RESULTADOS

### **Esforço amostral e riqueza de espécies**

O esforço amostral total da amostragem de 2020-2021 foi de 1.553 câmeras-dia, com as câmeras permanecendo em campo em média por 33 (DP  $\pm 5,0$ ) dias por ponto. Dos 48 pontos amostrados, 15 estão dentro da APA e 33 dentro do RVS, que será o local de reintrodução da ararinha-azul. O esforço amostral em 2017 foi de 2.250 câmeras-dias.

Com o esforço amostral empregado em 2020-2021 obteve-se um total de 31.400 fotos, das quais foi possível obter 625 registros dos vertebrados alvo: 478 de mamíferos e 147 de aves. Os animais domésticos somaram 1.395 registros, 69% do total de registros.

Na APA e no RVS da Ararinha Azul, em 2020-2021, foi registrada uma riqueza de 15 espécies de mamíferos e aves silvestres, 12 espécies de mamíferos, 11 de médio e grande porte e um de pequeno porte, distribuídas em 10 famílias e seis ordens (Tabela 1; Figura 2). Para as aves, foram registradas três espécies terrestres de médio e grande porte, divididas em três famílias e três ordens (Tabela 1; Figura 2). Destas, quatro espécies são consideradas ameaçadas de extinção e duas quase ameaçadas (Tabela 1).









Figura 2 – Espécies de vertebrados terrestres silvestres registradas por meio de armadilhamento fotográfico durante a amostragem de 2020-2021 na APA e no RVS da Ararinha Azul, em Curaçá, no norte da Bahia. De cima para baixo, da esquerda para a direita: *Didelphis albiventris*, *Dasypus novemcinctus*, *Euphractus sexcinctus*, *Tamandua tetradactyla*, *Cerdocyon thous*, *Conepatus amazonicus*, *Procyon cancrivorus*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Leopardus tigrinus*, *Mazama gouazoubira*, *Pecari tajacu*, *Rhea americana*, *Penelope jacucaca* e *Cariama cristata*.

Tabela 1 – Relação dos mamíferos e aves registrados na APA e no RVS da Ararinha Azul entre outubro de 2020 a janeiro de 2021, por armadilhamento fotográfico.

Família	Nome científico	Nome popular	Nº de registros em 2020-2021	Estado de conservação (Bahia/Brasil/IUCN)
<b>Mamíferos</b>				
Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i>	Saruê, gambá-de-orelha-branca	18	LC / LC / LC
Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	82	LC / LC / LC
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peba	113	LC / LC / LC
Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	12	LC / LC / LC
Caviidae	<i>Kerodon rupestris</i>	Mocó	55	LC / VU / LC
Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato, raposa	127	LC / LC / LC
Mephitidae	<i>Conepatus amazonicus</i>	Gambá, jaritataca	35	LC / LC / LC
Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada, guaxinim	1	LC / LC / LC
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Gato-mourisco	3	VU / VU / LC
Felidae	<i>Leopardus tigrinus</i>	Gato-pintado-do-nordeste	27	VU / VU / EN
Cervidae	<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro	4	LC / LC / LC
Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Porco-do-mato, cateto	1	NT / LC / NA
<b>Aves</b>				
Rheidae	<i>Rhea americana</i>	Ema	13	- / LC / NT
Cracidae	<i>Penelope jacucaca</i>	Jacucaca	20	- / VU / VU
Cariamidae	<i>Cariama cristata</i>	Seriema	114	- / LC / LC

LC – menos preocupante; NT – quase ameaçado; VU – vulnerável; EN – em perigo; NA- Não avaliada.

Em termos comparativos, a riqueza de espécies em 2017 foi maior, com 17 espécies registradas, sendo *Puma concolor* e *Dasyprocta prymnolopha* as espécies não registradas em

2020-2021; e *Procyon cancrivorus* a única espécie encontrada apenas em 2020 (Tabela 1; Figura 2). No entanto, as curvas de rarefação das duas amostragens sugerem resultados muito semelhantes, considerando o mesmo número de registros, com ambas apresentando uma tendência de estabilização (Figura 3). Todas as demais espécies foram registradas nas duas campanhas, mantendo a composição entre os táxons semelhante entre as duas amostragens (Figura 4).

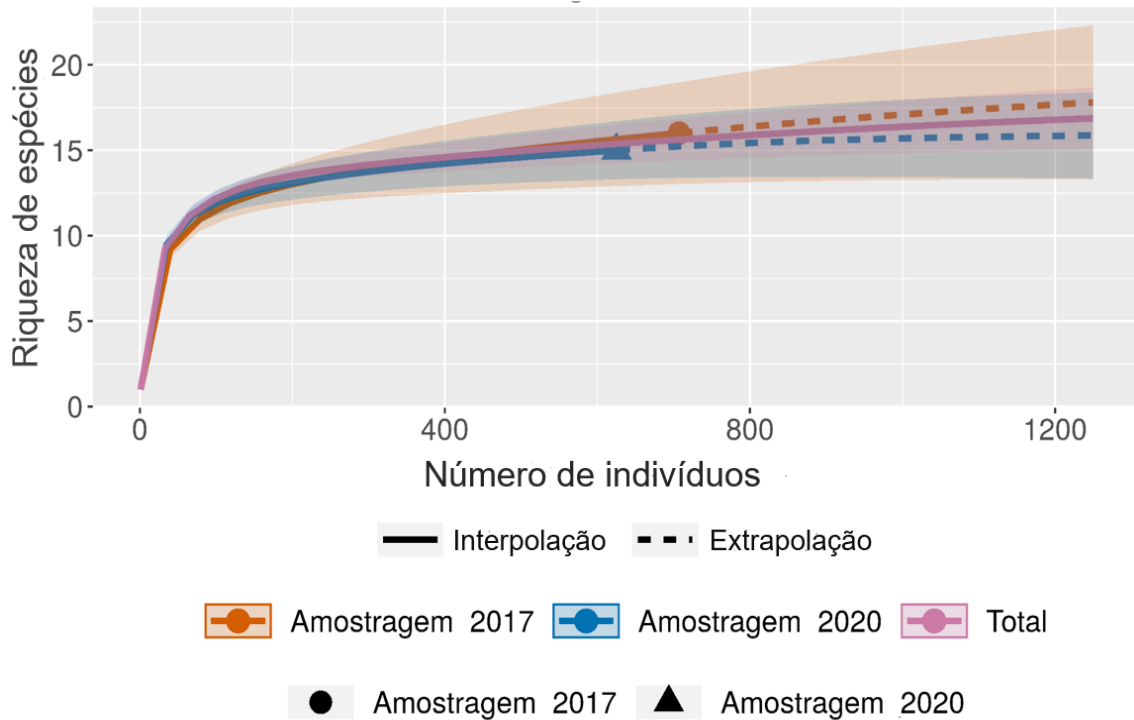


Figura 3 – Gráfico com a curva de rarefação representando a riqueza de aves e mamíferos silvestres detectados em 2017 (curva laranja), 2020-2021 (curva azul) e nas duas amostragens na APA e no RVS da Ararinha Azul (curva lilás). A linha contínua é a interpolação, relativa á curva média obtida a partir da estimativa de riqueza. A linha tracejada é a extrapolação, que é uma estimativa acima do que foi observado, obtida a partir do valor de riqueza registrada na área.

A) 2017

B) 2020-2021

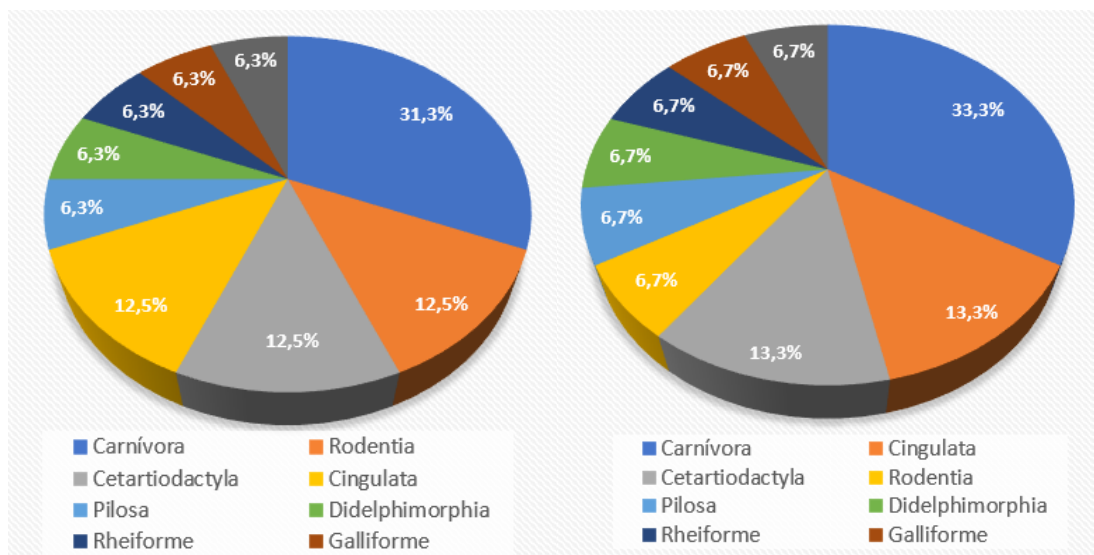


Figura 4 – Composição de mamíferos e aves terrestres silvestres por Ordem, obtidos durante as amostragens de 2017 (A) e 2020-2021 (B) na APA e no RVS da Ararinha Azul, em Curaçá, norte da Bahia.

Houve um grande número de animais domésticos, com sete espécies, divididas em quatro famílias e três ordens. A cabra (*Capra hircus*) foi mais abundante com 1.018 registros, seguida por: ovelha (*Ovis aries*) com 289, jegue (*Equus asinus*) com 68, boi (*Bos taurus*) com 35, gato (*Felis catus*) com 9, cavalo (*Equus caballus*) com 6 e cachorro (*Canis familiaris*) com 5 registros (Figura 5).





Figura 5 – Registros de animais domésticos obtidos por meio do armadilhamento fotográfico na APA e no RVS da Ararinha Azul. De cima para baixo, da esquerda para a direita: *Capra hircus*, *Ovis aries*, *Bos taurus*, *Equus caballus*, *Equus asinus* e *Canis familiaris*.

### Índice de Abundância Relativa

O índice de abundância relativa das espécies em 2020-2021 se mostrou positivo para grande parte das espécies em relação à amostragem de 2017. As espécies generalistas e onívoras foram as mais abundantes em ambas as amostragens, com aumento da abundância principalmente de *D. novemcinctus* (3,78 para 5,29), *E. sexcinctus* (2,93 para 7,29), *C. cristata* (2,80 para 7,29) e *C. amazonicus* (0,49 para 2,26). Espécies ameaçadas de extinção, como *K. rupestris* e *R. americana*, também tiveram aumento na abundância, embora em uma proporção menor que as espécies generalistas. *P. jacucaca* e *L. tigrinus* mantiveram uma abundância intermediária em ambos os anos, com uma pequena diminuição na amostragem de 2020-2021. *C. thous* teve uma queda em sua abundância em 2020-2021 (14,09 para 8,19), mas ainda assim, foi a espécie mais abundante. As espécies de grande porte mantiveram abundância baixa nas duas amostragens na área de estudo. Quanto às potenciais espécies que competem ou predam psitacídeos na região, *T. tetradactyla* teve uma queda de abundância de 0,80 para 0,77, enquanto *D. albiventris*, que só

teve um registro em 2017, teve uma abundância de 1,16 (Figura 6).

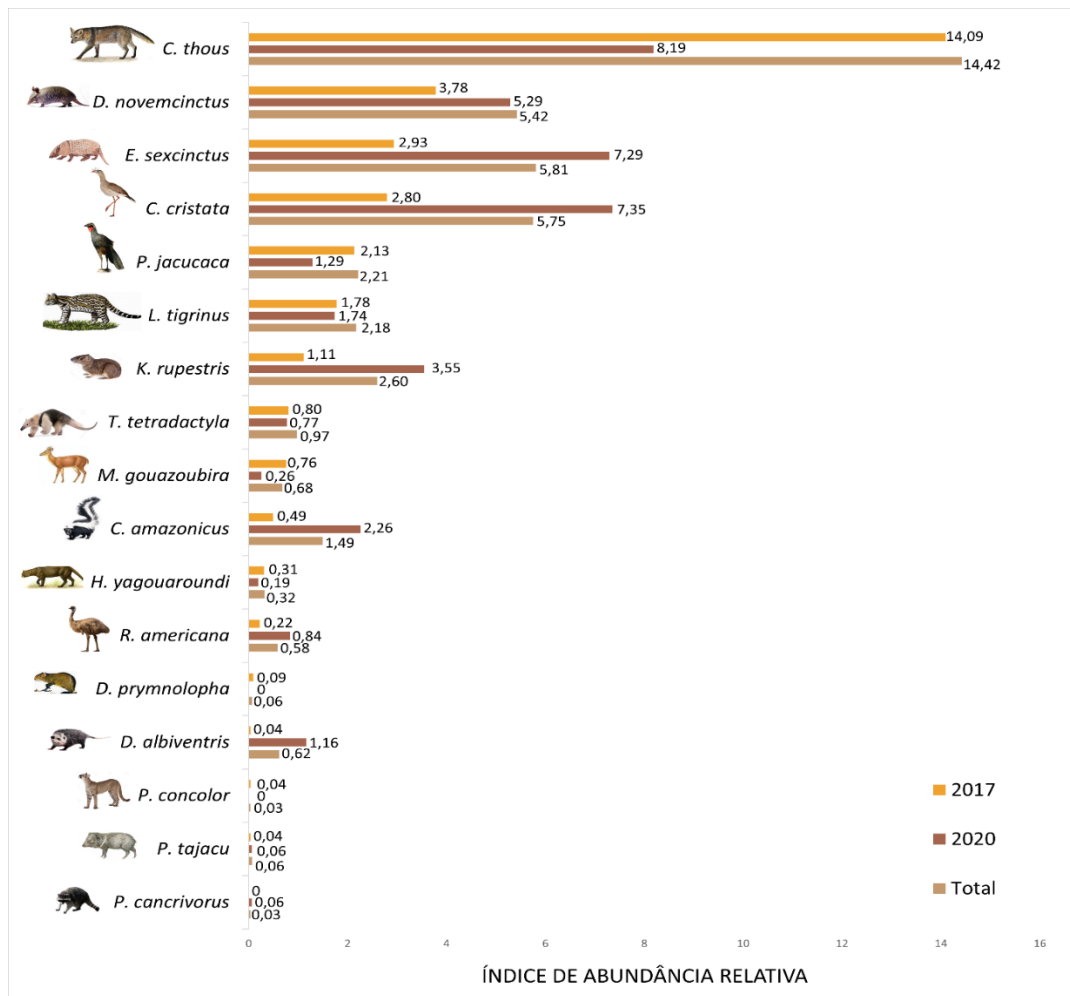


Figura 6 – Índice de abundância relativa dos vertebrados terrestres silvestres registrados na APA e no RVS da Ararinha Azul, em Curaçá, no norte da Bahia, obtido por meio de armadilhamento fotográfico entre 2017 e 2020-2021.

Entre os animais domésticos, as cabras se destacaram como mais abundantes em ambas amostragens, sendo que em 2020-2021 foram registrados em 45 pontos, seguidas pelas ovelhas, que foram registradas em 34 pontos. As demais espécies domésticas ocorreram em menor frequência, tendo índices de abundância relativa mais baixos (Figura 7).

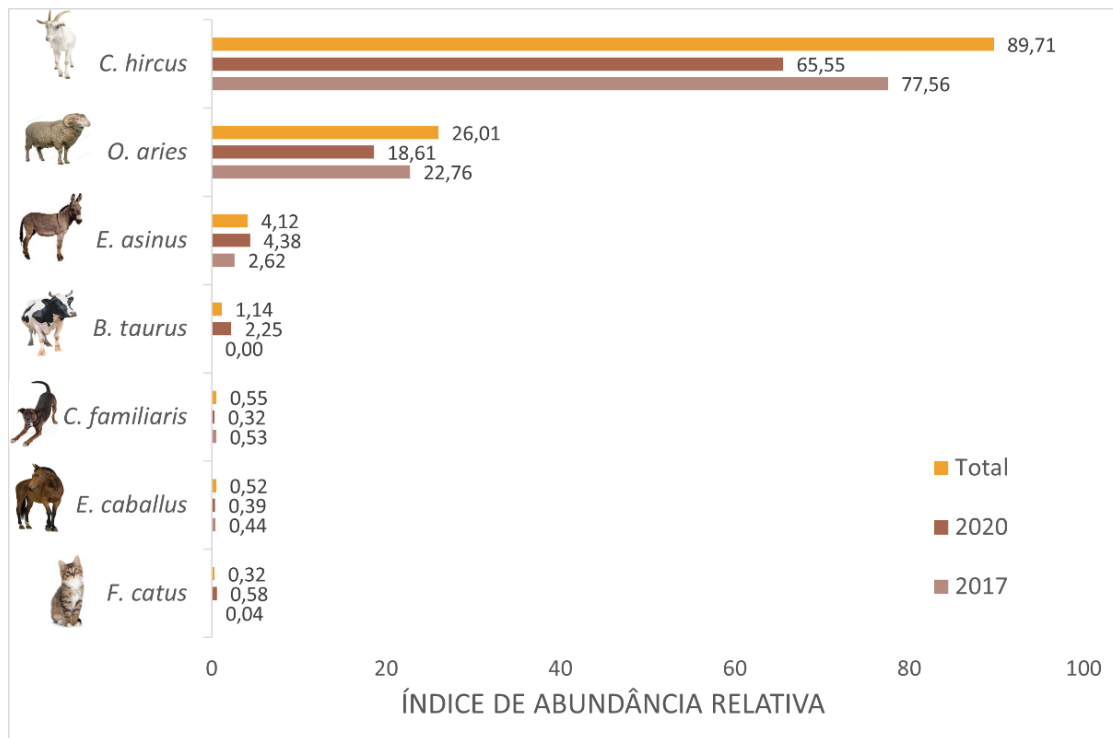


Figura 7 – Índice de abundância relativa dos animais domésticos registrados na APA e no RVS da Ararinha Azul em Curaçá, no norte da Bahia, por meio do armadilhamento fotográfico entre 2017 e 2020-2021.

### Ocupação simples

*C. thous* foi uma espécie amplamente distribuída na área de amostragem, com ocupação em 67% dos locais amostrados, seguida por *C. cristata* com 65%, *E. sexcinctus* com 52% e *D. novemcinctus* com 42%. *L. tigrinus*, *C. amazonicus*, *P. jacucaca* e *D. albiventris* foram registrado em 15 a 23% dos pontos amostrais, apresentando uma ocupação simples intermediária. *H. yagouaroundi*, *K. rupestris*, *M. gouazoubira*, *P. tajacu* e *P. cancrivorus* tiveram uma ocupação simples baixa, em 2 a 6% dos pontos amostrais (Tabela 2).

Tabela 2 – Ocupação simples (naïve ou observada), ocupação ( $\psi$ ) e detecção ( $p$ ) estimadas para os mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas na APA e no RVS da Ararinha Azul em Curaçá, Bahia em 2017 e 2020-2021. Os valores estimados apresentados foram obtidos por meio da média dos modelos. Para algumas espécies com poucos registros os modelos não puderam ser desenvolvidos.

Espécies	Ocupação simples		$\psi$ (Erro padrão)		$p$ (Erro padrão)	
	2017	2020-21	2017	2020-21	2017	2020-21
<b>Mamíferos</b>						
<i>C. thous</i>	0,73	0,67	0,73 (3,27)	0,73 (3,31)	0,45 (0,03)	0,37 (0,03)
<i>E. sexcinctus</i>	0,46	0,52	0,58 (0,07)	0,57 (0,07)	0,19 (0,04)	0,40 (0,04)
<i>D. novemcinctus</i>	0,35	0,42	0,37 (0,06)	0,44 (0,08)	0,37 (0,04)	0,38 (0,04)
<i>L. tigrinus</i>	0,29	0,23	0,36 (0,08)	0,34 (0,07)	0,20 (0,04)	0,20 (0,04)
<i>C. amazonicus</i>	0,13	0,21	0,23 (0,08)	0,24 (0,07)	0,12 (0,04)	0,23 (0,06)

<i>D. albiventris</i>	0	0,19	-	0,27 (0,12)	-	0,15 (0,06)
<i>T. tetradactyla</i>	0,23	0,15	-	-	-	-
<i>H. yagouraoundi</i>	0,04	0,06	-	-	-	-
<i>K. rupestres</i>	-	0,04	-	-	-	-
<i>M. gouazoubira</i>	0,02	0,04	-	-	-	-
<i>P. crancivorus</i>	0	0,02	-	-	-	-
<i>P. tajacu</i>	0	0,02	-	-	-	-
<b>Aves</b>						
<i>C. cristata</i>	0,54	0,65	0,75 (0,07)	0,75 (0,07)	0,19 (0,03)	0,30 (0,04)
<i>P. jacucaca</i>	0,23	0,19	0,23 (0,06)	0,22 (0,06)	0,24 (0,05)	0,23 (0,05)
<i>R. americana</i>	0,08	0,15	-	-	-	-

### Modelagem de ocupação e detecção

Quatro espécies obtiveram aumento expressivo na detecção em 2020-2021 em relação a 2017: *E. sexcinctus*, *C. cristata*, *C. amazonicus* e *D. albiventris*, sendo que *E. sexcinctus* foi a espécie com a maior probabilidade de detecção (com 0,40) e *D. albiventris* a menor (com 0,15). Ressalta-se que *D. albiventris* não possui valor estimado para 2017 por escassês de registros. Por outro lado, *C. thous* apresentou uma detecção maior em 2017. As demais espécies não apresentaram variações relevantes na detecção entre as amostragens.

A ocupação estimada da amostragem de 2020-2021 variou de 0,75 para *C. cristata* e e 0,73 para *C. thous* até 0,22 para *P. jacucaca* (Tabela 2). Em 2020-2021 houve aumento expressivo na ocupação de *D. novemcinctus* e *D. albiventris* em relação a ocupação de 2017 (não existe estimativa para 2017 por ter sido obtido um único registro). As demais espécies apresentaram pouca ou nenhuma alteração na ocupação entre as duas amostragens (Tabela 2).

Entre as variáveis mais importantes na probabilidade de detecção das oito espécies modeladas está: 1. abundância de gado inversamente proporcional à detecção de *C. cristata* e *L. tigrinus*; 2. período de amostragem para *C. amazonicus*, *E. sexcinctus*, *C. thous* e *C. cristata*, com maior detecção dessas espécies em 2020-2021, com exceção de *C. thous*, em que a detecção foi maior em 2017; 3. *C. cristata* foi detectada principalmente em trilhas mais largas.

Quanto a análise da ocupação, apenas duas variáveis foram consideradas importantes: 1. distância de casas, que influenciou negativamente a ocorrência de *D. novemcinctus*, aparentemente ocupando ambientes mais próximos às casas; e 2. distância dos rios, em que a ocupação de *P. jacucaca* foi maior próxima a rios (Tabela 3). Para as demais espécies não foi possível estabelecer nenhuma relação entre ocupação e detecção e as variáveis analisadas.



Tabela 3 – Covariáveis consideradas importantes para explicar a probabilidade de ocupação ( $\psi$ ) e detecção ( $p$ ) dos mamíferos e das aves terrestres na APA e no RVS da Ararinha Azul em Curaçá, no norte da Bahia. Abaixo estão os coeficientes  $\beta$ , erros padrão ( $EP$ ) e as somas dos pesos obtidos ( $W+$ ) para cada covariável a partir dos melhores modelos e da média dos modelos, respectivamente. Os valores em negrito representam os coeficientes que não sobrepuseram ao 0 (considerando seus intervalos de confiança de 95%).

Covariável	$\beta$ ( $EP$ )		$W+$
	$p$	$\psi$	
<b><i>C. amazonicus</i></b>			
Ano	<b>-1,21 (0,56)</b>	-	<b>0,68</b>
Rio	-	< -0,001 (< 0,001)	0,56
<b><i>C. cristata</i></b>			
Ano	<b>-0,68 (0,24)</b>	-	<b>0,90</b>
Trilha	<b>0,95 (0,25)</b>	-	<b>1,0</b>
Gado	< <b>-0,001 (&lt; 0,001)</b>	-	<b>0,92</b>
<b><i>D. albiventris</i></b>			
Gado	-	< 0,001 (< 0,001)	0,64
<b><i>D. novemcinctus</i></b>			
Casa	-	< <b>-0,001 (&lt; 0,001)</b>	<b>0,83</b>
Trilha	0,55 (0,30)		0,55
<b><i>E. sexcinctus</i></b>			
Ano	<b>-1,04 (0,28)</b>	-	<b>1,0</b>
<b><i>L. tigrinus</i></b>			
Gado	< <b>-0,001 (&lt; 0,001)</b>	-	<b>0,82</b>
<b><i>P. jacucaca</i></b>			
Gado	-	< 0,001 (< 0,001)	0,56
Rio	-	< <b>-0,001 (&lt; 0,001)</b>	<b>0,9</b>
<b><i>C. thous</i></b>			
Ano	<b>0,47 (0,20)</b>	-	<b>0,75</b>
Casa	-	< 0,01 (< 0,001)	0,74

#### 4. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

Os resultados desse estudo sugerem que as melhores condições ambientais propiciaram um aumento da abundância, ocupação e detecção da grande maioria dos mamíferos e aves silvestres em relação a amostragem de 2017. Em 2020-2021 também houve o registro de uma nova espécie: *P. cancrivorus*. A abundância e ocupação de *D. albiventris*, que é um potencial predador de ninhos de ararinha-azul (BARBINI; PASSAMANI, 2013; CÁCERES, 2002), o qual só teve um registro em 2017, aumentou possivelmente em consequência das melhores condições ambientais.

Enquanto a amostragem de 2017 ocorreu totalmente no período seco, durante os meses

de dezembro de 2020 e janeiro de 2021 ocorreram as primeiras chuvas, o que deve ser considerado ao interpretar nossos resultados. O índice de abundância relativa das espécies em 2020-2021 se mostrou maior para grande parte das espécies em relação a amostragem de 2017, provavelmente, em consequência da seca extrema, que ocorreu em todo o país de 2011 a 2019, sendo mais severa entre 2017 e 2018 (CUNHA *et al.*, 2019). Houve aumento da abundância principalmente das espécies generalistas e onívoras que apresentam maior tolerância às perturbações: *D. novemcinctus*, *E. sexcinctus*, *C. cristata* e *C. amazonicus*. Os tatus são espécies onívoras e generalistas e, mesmo sendo alvos frequentes de caça, costumam ser amplamente distribuídos na Caatinga (ALVES *et al.*, 2016; FEIJÓ; LANGGUTH, 2013; MARINHO, 2020; MICHALSKI; PERES 2007; ZIMBRES *et al.*, 2018), e foram relativamente abundantes nas duas amostragens. Acreditamos que as melhores condições ambientais tenham favorecido o aumento de registros dessas espécies que preferem ambientes com maior disponibilidade de recursos alimentares e que facilitem sua termorregulação (GOULART *et al.*, 2009; MARINHO *et al.*, 2018).

*C. amazonicus* é tolerante a áreas modificadas pelo homem e está intimamente associada a áreas degradadas e de pastagem, parecendo evitar áreas florestadas, usando-as principalmente em estações secas para se refugiar (CHEIDA *et al.*, 2006; KASPER *et al.*, 2009). Sua mortalidade está associada principalmente a atropelamento ou caça por cães (KASPER *et al.*, 2009). A presença de cães na área de estudo se mostrou relativamente baixa, não representando um risco claro para essa espécie. E a distância de estradas não foi relevante segundo nossas análises, mostrando que atropelamentos não parecem afetá-los diretamente na área. Desta forma, sua abundância aumentou ao longo do tempo, influenciada também por melhores condições ambientais, que fornecem maior disponibilidade de recursos alimentares.

*Didelphis albiventris* apresentou uma quantidade de registros considerável em 2020-2021, comparada com um único registro em 2017. Foi encontrado principalmente em matas ciliares e áreas de serra, embora a modelagem de ocupação não tenha indicado uma preferência de *habitat* clara. Trata-se de uma espécie considerada generalista e que se adapta bem às áreas fragmentadas, com graus de perturbações variados e com fauna de carnívoros escassa, seus principais predadores (APARECIDA; CHEUNG; GONÇALVES, 2014). Escondem-se principalmente em cavidades rochosas e de árvores e apresentam preferência por *habitats* mais úmidos e estações chuvosas (CÁCERES; MONTEIRO FILHO, 2006). Desta forma, o período de seca severa em 2017 pode ter sido a causa do único registro na área, enquanto o aumento da pluviosidade nos anos seguintes pode explicar o aumento na

abundância recente dessa espécie na área. Didelfídeos são potenciais predadores de ovos e filhotes de aves podendo representar riscos para a reintrodução da ararinha-azul, além de ocuparem os possíveis locais de nidificação de aves, eles também costumam se alimentar dos ovos, filhotes e aves menores (BARBINI; PASSAMANI, 2013; CÁCERES, 2002).

*C. thous* teve uma queda em sua abundância entre 2017 e 2020-2021. Acreditamos que isso ocorreu por ser uma espécie mais resistente às ações antrópicas e condições ambientais adversas (DIAS; BOCCHIGLIERI, 2016; DIAS *et al.*, 2019). Além disso, a abundância maior de outras espécies pode ter agido como fator limitante na abundância relativa obtida em 2020-2021.

O registro de *P. cancrivorus* em 2020-2021 corrobora com o levantamento realizado pela SAVE (2014), que apontou a presença da espécie na área. A sua não detecção no inventário anterior pode ser explicada pelo período prolongado sem chuvas, já que tem preferência por ambientes próximos a águas superficiais (MARINHO, 2020). Quanto aos mamíferos de pequeno porte, o destaque é *K. rupestris*, que apresentou uma abundância considerável, embora tenha sido registrado em apenas dois pontos com característica de afloramentos rochosos. As fendas desses afloramentos são os *habitats* preferido dessa espécie (BEZERRA, 2014; OLIVEIRA *et al.*, 2006; OLIVEIRA; BONVICINO, 2011), mostrando que esses ambientes são importantes para a permanência da espécie nessa área.

*P. tajacu* e *M. gouazoubira* ocorreram na mesma região em 2020-2021, em uma área próximo à Serra da Natividade com uma importante cobertura florestal e menor presença humana, o que sugere que estes fatores podem ser importantes para a ocorrência dessas espécies, caso os dados permitissem o desenvolvimento da modelagem das suas ocupações. Isso também pode ser o caso de *H. yagouaroundi*, outra espécie com baixo número de registros.

Em relação às variáveis que foram importantes para a detecção das espécies, o ano de amostragem foi a que mais influenciou a detecção de *E. sexcinctus*, *C. amazonicus*, *C. cristata*, que exibiram maior detecção em 2020-2021, corroborando com nossas hipóteses de que as melhores condições ambientais influenciariam na detecção das espécies. Por outro lado, *C. thous* teve uma maior detectabilidade em 2017, possivelmente relacionada a maior necessidade de movimentação para encontrar recursos em uma condição de seca extrema. A abundância do gado influenciou negativamente na detecção de *L. tigrinus* e *C. cristata*, ou seja, quanto maior a abundância de gado menor a probabilidade de detecção dessas espécies. Diferentemente de 2017, em que *C. cristata* foi mais detectada em locais com maior

abundância de gado (MARINHO, 2020). Isso mostra que, em condições de maior disponibilidade de recursos, as espécies domésticas podem fazer com que as espécies silvestres evitem essas áreas. Enquanto, em condições mais severas, os recursos estão concentrados na mesma área, possibilitando a coexistência dos dois grupos. Por fim, o tipo de trilha foi importante para a detecção de *C. cristata*, que foi mais detectada em trilhas principais, provavelmente por ser uma espécie que tem preferência por pastagens montanhosas com floresta próximas, cerrado e matas abertas (GONZAGA, 1996).

As únicas variáveis que foram importantes para a ocupação segundo nossas análises demonstram que *P. jacucaca* prefere ambientes próximos de rios. Segundo Bezerra *et al.* (2019) a espécie não utiliza seu *habitat* de forma homogênea, mas geralmente apresenta preferência por áreas com vegetação arbórea e de floresta decídua sazonalmente seca. Nesse caso, acreditamos que a forte associação dessa espécie com os ambientes próximos aos rios esteja ligada a maior disponibilidade de recursos. A distância de casas foi influenciou a ocupação de *D. novemcinctus*. Essa espécie é generalista de *habitat*, entretanto, áreas arbóreas forneçam melhores vantagens como facilitar a camuflagem, evitar predação, alimento e termorregulação (GOULART *et al.*, 2009; MARINHO, 2020; MICHALSKI; PERES, 2007; ZIMBRES *et al.*, 2018). Esse resultado deve ser melhor investigado para entender porque está espécie ocupou mais áreas que podem representar um risco elevado para a persistência. As demais variáveis escolhidas nesse estudo não explicaram a ocupação das espécies modeladas.

Na Caatinga, a supressão de áreas ocorre principalmente pela agropecuária, a qual representa uma das principais ameaças para as espécies silvestres, juntamente com caça e captura que ocorrem posteriormente (ICMBIO, 2018).

A abundância de animais domésticos na área é algo preocupante. Entre as espécies que mais contribuem para o empobrecimento da paisagem, bem como para a ocupação de mamíferos e aves terrestres, estão os rebanhos de caprino e ovinos. Esses animais domésticos foram registrados em todos os tipos de *habitats*, desde áreas degradadas, quanto áreas florestadas, matas ciliares e inclusive em áreas elevadas, como na serra da Canabrava. Há alguns anos a criação de bovinos no Nordeste vem dando lugar ao caprino e ovino, por serem mais resistentes as condições ambientais adversas, os quais são criados de maneira extensivas não possibilitando a regeneração natural (FILHO, 2015). Além disso, competem com os animais silvestres por recursos que comumente são escassos no semiárido da Caatinga (MARINHO *et al.*, 2016). Esperamos que a longo prazo, estratégias de manejo adequadas possam conciliar a criação desses rebanhos juntamente com os objetivos das UC da Ararinha

Azul. A caça é um problema enfrentado pelas UC da Ararinha Azul. No decorrer das atividades de campo visualizamos vestígios de caçadores próximo de alguns pontos amostrais, rastros de fogueiras, resto de alimentos, além de um registro noturno de um homem acompanhado de um cachorro, o que sugere que seja um caçador.

Acreditamos que o aumento na abundância, ocupação e detecção encontradas em 2020-2021 provavelmente refletem as melhores condições ambientais deste período em comparação com 2017, possivelmente devido a maior pluviosidade. Quanto à proteção da área com a criação das UC, acreditamos que esses efeitos irão ocorrer gradativamente, pois necessitam de um tempo maior para serem detectados. Por isso é importante continuar monitorando a dinâmica das comunidades e populações.

Das espécies encontradas nesse inventário, quatro estão ameaçadas de extinção (*L. tigrinus*, *H. yagouaroundi*, *P. jacucaca* e *K. rupestris*) e duas quase-ameaçadas, sendo elas (*P. tajacu* e *R. americana*). *L. tigrinus* encontra-se vulnerável à extinção globalmente (IUCN, 2016) e em perigo nacionalmente (ICMBIO, 2018) e sua população encontra-se reduzida e fragmentada em diversas áreas. Isso ocorre porque essa espécie é comumente morta por estar ligada a ataques de gado e animais de estimação no semiárido nordestino brasileiro (ALVES *et al.*, 2016; PAYAN; OLIVEIRA, 2016), atropelamentos e fragmentação e perda de *habitat* na Caatinga, principalmente pela supressão de áreas para a agricultura uma das principais ameaças para essa espécie (PAYAN; OLIVEIRA, 2016).

O mesmo ocorre com *H. yagouaroundi*, alvo de caçadores por predação de criações de gado e utilizado como símbolo de troféu de caça (ALVES *et al.*, 2016; BARBOZA, 2013; MENDONÇA *et al.*, 2011). A perda e fragmentação de *habitat*, principalmente para pastagens e agricultura e atropelamentos, também tem contribuído para densidades populacionais muito baixa (OLIVEIRA; CARVAJAL; CASO, 2015).

*K. rupestris* é endêmico da Caatinga, sendo considerado vulnerável nacionalmente (ICMBIO, 2018). Essa espécie é comumente caçada (ALVES *et al.*, 2009; ALVES *et al.*, 2012; BARBOZA, 2013; ICMBIO, 2018) e juntamente à degradação de áreas como afloramentos rochosos, levam ao declínio populacional (BEZERRA *et al.*, 2014).

*P. jacucaca* é uma ave endêmica da Caatinga e é considerada vulnerável à extinção. A perda de *habitat* e a caça são suas maiores ameaças (ICMBIO, 2008). *R. americana* é considerada quase ameaçada. Sua densidade vem diminuindo de forma acentuada devido à caça para consumo de sua carne e pela degradação de áreas para agricultura e pecuária (BIRDLIFE INTERNACIONAL, 2016).

Embora *P. tajacu* seja considerado como pouco preocupante pela IUCN, encontra-se vulnerável em diversos estados brasileiros. Essa espécie sofre com a pressão da caça, pois sua carne também é utilizada para consumo humano. Junta-se a esse fator a destruição de seus *habitats* (IUCN, 2011).

A presença destas espécies reforça a importância biológica da área de ocorrência histórica da ararinha-azul. Das espécies detectadas em 2017, as únicas que não foram registradas na amostragem de 2020-2021 foram *Puma concolor* e *D. prymnolopha*. Em partes esse resultado se deve ao menor esforço e cobertura amostral da última amostragem, deixando de fora ambientes importantes, como a Serra da Borracha. Esse resultado pode ser um incentivo para aumento do polígono da APA, abrangendo assim, outras áreas importantes e com potencial de elevada riqueza de espécies.

Os dados apresentados aqui reafirmam a importância biológica da área para a conservação da fauna de vertebrados terrestres da Caatinga em longo prazo, com a manutenção de espécies ameaçadas e de grande porte na região. Neste contexto, esperamos que essas informações novas sejam relevantes para conservação e monitoramento da biodiversidade das UC da Ararinha azul.

## **6. RECOMENDAÇÕES PARA O MANEJO**

Dada a relevante riqueza de espécies encontrada por meio dos dados analisados ao longo de um tempo e esforço consideráveis, sugere-se que as ações de gestão e proteção das UC devem ser reforçadas e ampliadas. Entre estas ações estão o aumento da proteção por meio da fiscalização na área a fim de diminuir a ocorrência de atividades de caça, e a sensibilização e o engajamento para conscientização das comunidades dentro e no entorno das UC. Acreditamos que embora a ocupação não tenha sido relacionada com ambientes florestais, essas áreas são importantes para a conservação das espécies, pois propiciam melhores recursos alimentares, proteção contra predadores e caça, especialmente em condições de seca extrema. Além disso, estratégias que visem a recuperação de áreas degradadas podem beneficiar o aumento da riqueza e abundância das espécies. Práticas como agricultura e pastoreio precisam ser aperfeiçoadas para que ocorram de acordo com os objetivos das UC e assim, aumentem a riqueza, abundância e ocupação dos vertebrados de pequeno, médio e grande porte.

## 5. AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente ao ICMBio e CIEE por fomentarem a realização deste trabalho. À Camile Lugarini e ao Paulo Henrique Dantas Marinho por terem me escolhido e dado a oportunidade de realizar este projeto, por todos os ensinamentos e paciência, por serem excelentes orientadores em todos os sentidos e pela brilhante trajetória até aqui. Eu os admiro imensamente e espero um dia ser metade dos profissionais incríveis que são.

Ao Programa Ararinha na Natureza que há anos não mede esforços para tornar possível a reintrodução da ararinha-azul na natureza.

Agradeço ainda a todos os brigadistas e voluntários que me acompanharam em campo, Dinho, Call, Damilys, Pietro, Wanderley, Thais, Roberto, Tati e demais, que foram sempre atenciosos, solícitos e que tornaram os campos muitas vezes pesados, mais leves; e ao motorista, Márcio, que nos conduziu em boa parte dos campos. Gratidão também aos moradores das comunidades que eu tive a honra de conhecer, como seu Toinho, dona Angelita e sua família, dentre outros que nos acolheram e receberam de uma maneira linda, os quais nunca esquecerei. Por último não posso deixar de agradecer à chefe das UC, Cláudia Campos e a toda equipe gestora.

## REFERÊNCIAS

- AHUMADA, Jorge A.; HURTADO, Johanna; LIZCANO, Diego. Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: a tool for conservation. **PloS one**, [s.l.], v. 8, n. 9, p. 02-04, 2013. Disponível: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073707>. Acesso em 10 de junho de 2021.
- ALVES, R. R. *et al.* Hunting strategies used in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, [s.l.] v. 5, n. 12, p. 07, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/1746-4269-5-12>. Acesso em 8 de agosto de 2021.
- ALVES, R. R. N.; GONÇALVES, M. B. R.; VIEIRA, W. L. S. Caça, uso e conservação de vertebrados no semiárido Brasileiro. **Tropical Conservation Science**, [s.l.], v. 5, n. 3, p. 394–416, se. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/194008291200500312>. Acesso em 23 de janeiro de 2021.
- ALVES, R. R. N. *et al.* Game mammals of the Caatinga biome. **Etnobiologia e Conservação**, [s. l.], v. 5, p. 23-37, 2016. Disponível em: [doi:10.15451/ec2016-7-5.5-1-51](https://doi.org/10.15451/ec2016-7-5.5-1-51). Acesso em: 16 agosto de 2021.
- APARECIDA, D.; GONÇALVES, F.; CHEUNG, K. C. Levantamento e caracterização de

*Didelphis albiventris* (Lund 1840) em fragmentos de Cerrado na Fazenda Cervinho, Bandeirantes,-MS, **Multitemas**, [s.l.], n. 45, p. 94, 2014. Disponível em: <https://multitemasucdb.emnuvens.com.br/multitemas/article/view/237>. Acesso em: 16 agosto de 2021.

ASTETE, S. *et al.* Forced neighbours: Coexistence between jaguars and pumas in a harsh environment. **Journal of Arid Environments**, [s.l.], v. 146, p. 27–34, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.07.005>. Acesso em 05 de fevereiro de 2021.

BALMFORD, A. *et al.* The 2010 challenge: data availability, information needs and extraterrestrial insights. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s.l.], v. 360, n. 1454, p. 221–228. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1599>. Acesso em: 03 de fevereiro de 2021.

BARBINI, I. G.; PASSAMANI, M. Pequenos mamíferos e a predação de ninhos artificiais no Museu de Biologia Prof. Mello Leitão (ES). **Natureza Online**, [s.l.], v. 1, n. 2, p. 56-61, 2003.

BARBOZA, R. R. D. Práticas cinegéticas e usos tradicionais da mastofauna por povos do semiárido nordestino. 2013. Tese de Doutorado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa-PA.

BARROS, Y. M.; SOYE, Y.; MIYAKI, C. Y.; WATSON, R.; CROSTA, L.; LUGARINI, C. Plano de ação nacional para a conservação da ararinha-azul: *Cyanopsitta spixii*. Brasília: Chico Mendes Institute of Biodiversity Conservation, **ICMBio**, Brasília, p. 23, 2012. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-ararinhaazul/pan-ararinha-azul.pdf>. Acesso em 16 de julho de 2021.

BEZERRA, A. M. R. *et al.* Subsidies for a poorly known endemic semiarid biome of Brazil: non-volant mammals of an eastern region of Caatinga. **Zoological Studies**, [s.l.], v. 53, n. 1, p. 26, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/1810-522X-53-16>. 02 de agosto de 2021.

BEZERRA, D. M. M. *et al.* Habitat use, density, and conservation status of the white-browed guan (*Penelope jacucaca* Spix, 1825). **Journal for Nature Conservation**, [s.l.], v. 51, p. 06-08, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.125733>. Acesso em 15 de maio de 2021.

BRASIL. Decreto nº 9.402, de 5 de junho de 2018. Cria o Refúgio de Vida Silvestre da Ararinha Azul e a Área de Proteção Ambiental da Ararinha Azul. Brasília, 2018.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach. New York: **Springer Science**, v. 2, 2002.

CÁCERES, N. C. Hábitos alimentares e dispersão de sementes pelo gambá-de-orelha-branca,



*Didelphis albiventris*, no sul do Brasil. **Estudos sobre Fauna Neotropical e Meio Ambiente**, [s.l.], v. 37, n. 2, pág. 97-104, 2002.

CÁCERES, N. C. (org.); MONTEIRO-FILHO, E. L. A. (ed.). Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia evolução. 2º ed. Campo Grande, MS: **Editora UFMS**, 2006.

CARDILLO, M. *et al.* Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. **Science**, [s.l.] v. 309, n. 5738, p. 1239-1241, 2005. Disponível em: [10.1126 / science.1116030](https://doi.org/10.1126/science.1116030). Acesso em 02 de fevereiro de 2021.

CASSANO, C. R. *et al.* Primeira avaliação do status de conservação dos mamíferos do estado da Bahia, Brasil. **Oecologia Australis**, [s.l.], v. 21, n. 02, p. 156–170, jul. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.4257/oeco.2017.2102.06>. Acesso em 03 de agosto de 2021.

CHEIDA, C.C. *et al.* Ordem Carnivora. p. 235-288, 2011. In: Reis, N.R. dos; Peracchi, A.L; Pedro, W.A, Lima, I.P. (eds.). **Mamíferos do Brasil**. Nélio R. dos Reis. Londrina. 2 ed. 439p.

CHEYNE, S. M. *et al.* Mammalian communities as indicators of disturbance across Indonesian Borneo. **Global ecology and conservation**, [s.l.], v. 7, p. 157-173, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.06.002>. Acesso em 01 de fevereiro de 2021.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 89, n. 1, p. 71–82, 1999. Acesso em: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00130-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00130-X). Acesso em 02 de fevereiro de 2021.

CUNHA, A. P. M. A. *et al.* Extreme Drought Events over Brazil from 2011 to 2019. **Atmosphere**, [s.l.], v. 10, n. 11, p. 642, 24 out. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/atmos10110642>. Acesso em 12 de agosto de 2021.

DIAS, D. M; BOCCHIGLIERI, A. Trophic and spatio-temporal niche of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) (Carnivora: Canidae), in a remnant of the Caatinga in northeastern Brazil. **Mammalia**, [s.l.], v. 80, n. 3, p. 281-291, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1515/mammalia-2014-0108>. Acesso em 05 de agosto de 2021

DIAS, D. M. *et al.* Human activities influence the occupancy probability of mammalian carnivores in the Brazilian Caatinga. **Biotropica**, [s.l.], v. 51, n. 2, p. 253–265, 27 fev. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12628>. Acesso em 05 de agosto de 2021

DOBSON, A. Monitoring global rates of biodiversity change: challenges that arise in meeting the Convention on Biological Diversity (CBD) 2010 goals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, [s.l.], v. 360, n. 1454, p. 229–241, 28 fevereiro 2005.

ECOLOGIA VEGETAL - Relatório 4 (Suficiência Amostral). **StuDocu**. Disponível em:

<https://www.studocu.com/pt-br/document/universidade-federal-doabc/ecologiavegetal/ecologia-vegetal-relatorio-4-suficiencia-amostal/4541397>. Acesso em: 12 agosto de 2021.

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**, [s.l.], v. 22, n. 1/2, p. 3-225, 2013. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/266614230\\_Mamiferos\\_de\\_Medio\\_e\\_Grande\\_Porte\\_do\\_Nordeste\\_do\\_Brasil\\_Distribuicao\\_e\\_taxonomia\\_com\\_descricao\\_de\\_novas\\_especies](https://www.researchgate.net/publication/266614230_Mamiferos_de_Medio_e_Grande_Porte_do_Nordeste_do_Brasil_Distribuicao_e_taxonomia_com_descricao_de_novas_especies). Acesso em: 16 de agosto 2021.

FILHO, J. A. S. A extinção do São Francisco. **PISEAGRAMA**, Belo Horizonte, n. 8, página 92-101, 2015. Disponível em: <https://piseagrama.org/a-extincao-do-sao-francisco/>. Acesso em: 11 de agosto 2021.

GALETTI, M; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 163, p. 1-6, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.020>. Acesso em 02 de fevereiro de 2021.

GIBSON, L. *et al.* Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, [s.l.], v. 478, n. 7369, p. 378-381, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature10425>. Acesso em 01 de fevereiro de 2021

GONGORA, J; REYNA-HURTADO, R.; HARALD B. (TOWSON UNIVERISTY; *et al.*) **IUCN Red List of Threatened Species: Pecari tajacu**. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/41777/10562361>. Acesso em: 13 de agosto de 2021.

GONZAGA, L.P., 1996, *Cariama cristata*. p.239. In: del Hoyo *et al.* Handbook of the birds of the world, [s.l.], Vol 3: Hoatzin to Auks, Lynx Edicions. 821p. Disponível em: <https://birdsoftheworld.org/bow/species/reiser1/cur/introduction>. Acesso em 15 de agosto de 2021.

GONZÁLEZ-MAYA, J. F. *et al.* Effectiveness of protected areas for representing species and populations of terrestrial mammals in Costa Rica. **PloS one**, [s.l.], v. 10, n. 5, p. e0124480, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124480>. Acesso em 29 de janeiro de 2021.

GOULART, F. V. B. *et al.* Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. **Mammalian Biology**, [s.l.], v. 74, n. 3, p. 182–190, maio 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2009.02.006>. Acesso em 10 de agosto de 2021.

JACKSON, R. *et al.* Snow leopards: conflict and conservation. **The biology and conservation of wild felids**, [s.l.], p. 417-430, 2010. Disponível em:

[https://www.researchgate.net/publication/284321575\\_Snow\\_leopards\\_Conflict\\_and\\_conservation](https://www.researchgate.net/publication/284321575_Snow_leopards_Conflict_and_conservation). Acesso em: 15 de agosto de 2021.

JUNIPER, A. T.; YAMASHITA, C. The habitat and status of Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii*. **Bird Conservation International**, [s.l.], v. 1, n. 1, p. 1–9, mar. 1991. Disponível em: ++++++doi:10.1017/S0959270900000502. Acesso em 25 de janeiro de 2021.

SANTOS JUNQUEIRA, H. *et al.* Análise da Variação Sazonal e de Tendências na Precipitação Pluviométrica no Município de Juazeiro-BA. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 6, p. 2641, 26 nov. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.6.p2641-2649>. Acesso em 25 de junho de 2021.

KASPER, C. *et al.* Recent advances in the knowledge of Molina's Hog-nosed Skunk *Conepatus chinga* and Striped Hog-nosed Skunk *C. semistriatus* in South America. **Small Carnivore Conservation**, [s.l.], v. 41, p. 25–28, 2009. Disponível em: <http://nebula.wsimg.com/3875eea3837a4b26ae066a2ce33cb0ae?AccessKeyId=35E369A09ED705622D78&disposition=0&alloworigin=1>. Acesso em 02 de agosto de 2022.

Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. **ICMBio/MMA**, Brasília, DF. V. I., n. 1, p. 492, 2018. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro\\_vermelho\\_2018\\_vol1.pdf](https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf). Acesso em 21 de junho de 2021.

LOVERIDGE, A. *et al.* People and wild felids: conservation of cats and management of conflicts. **Biology and conservation of wild felids**, [s.l.], p. 161-195, 2010. Disponível em: [https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/11074/nzp\\_Loveridge\\_et\\_al\\_Macdonald\\_Chapter\\_6.pdf](https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/11074/nzp_Loveridge_et_al_Macdonald_Chapter_6.pdf). Acesso em 05 de maio de 2021.

MACKENZIE, D. I. *et al.* Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, [s.l.], v. 83, n. 8, p. 2248–2255, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2). Acesso em 01 de fevereiro de 2021.

MACKENZIE, D. I. *et al.* Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. **Elsevier**, San Diego, California, USA., 2006.

MARINHO, F. P. *et al.* Effects of past and present land use on vegetation cover and regeneration in a tropical dryland forest. **Journal of Arid Environments**, [s.l.], v. 132, p. 26–33, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.04.006>. Acesso em 15 de junho de 2021.

MARINHO, P. H. D. *et al.* Estimating occupancy of the Vulnerable northern tiger cat *Leopardus tigrinus* in Caatinga drylands. **Mammal Research**, [s.l.], v. 63, n. 1, p. 33–42,

2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13364-017-0330-4>. Acesso em 20 de janeiro de 2021.

MARINHO, P. H. D. *et al.* Mamíferos de médio e grande porte da caatinga do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. **Mastozoología Neotropical**, [s.l.], v. 25, n. 2, pág. 345-362, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.31687/saremMN.18.25.2.0.15>. Acesso em 21 de junho de 2021.

MARINHO, P. H. D. Padrões de ocorrência e coexistência de mamíferos de médio e grande porte na Caatinga. 2020. Tese de Doutorado, UFRN, Rio Grande do Norte – RN. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/30169>. Acesso em 21 de junho de 2021.

MASSARA, R. L. *et al.* Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. **Biotropica**, [s.l.], v. 50, n. 1, p. 125–134, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12481>. Acesso em 10 de fevereiro de 2021.

MENDONÇA, L. E. T. *et al.* Conflitos entre pessoas e animais silvestres no Semiárido paraibano e suas implicações para conservação. **SITIENTIBUS série Ciências Biológicas**, [s.l.], v. 11, n. 2, p. 185, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.13102/scb107>. Acesso em 5 de agosto de 2021.

MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Disturbance-Mediated Mammal Persistence and Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 0, n. 0, p. 5. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00797.x>. Acesso em 29 de julho de 2021.

MMA, Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Ministério do Meio Ambiente. 2014. Disponível em: <http://www.in.gov.br/autenticidade.html>. Acesso em 02 de agosto de 2021.

NAGY-REIS, M. B. *et al.* Landscape Use and Co-Occurrence Patterns of Neotropical Spotted Cats. **PLOS ONE**, Portugal, v. 12, n. 1, p. 01-22, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168441>. Acesso em: 29 de janeiro de 2021.

NIEBALLA, J. *et al.* camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 7, n. 12, p. 1457–1462, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12600>. Acesso em 26 de fevereiro de 2021.

O'BRIEN, T. G. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. In: *Camera traps in animal ecology*. **Springer**, Tokyo, p. 71-96, 2011. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_6). Acesso em 25 de janeiro de 2021.

OLIVEIRA, J.A.; BONVICINO, C.R. 2011. Ordem Rodentia. In: N.R. REIS; A.L. PERACCHI; W.A. PEDRO; I.P. LIMA (eds.), **Mamíferos do Brasil. 2ª ed.**, Londrina,

Edição do autor, p. 358-406.

OLIVEIRA, M. F. *et al.* Placentation in the rock cavy, *Kerodon rupestris* (Wied). **Placenta**, [s.l], v. 27, n. 1, p. 87–97, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.placenta.2004.11.012>. Acesso em 09 de agosto de 2021.

OLIVEIRA, T.; CASO, A.; CARVAJAL, S. *Herpailurus yagouaroundi*. A Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN. 2015. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20152.RLTS.T9948A50653167.en>. Acesso em: 10 agosto de 2021

ONÇAFARI. **Nossa Fauna - Mão Pelada - Procyon cancrivorus**. Disponível em: [https://oncafari.org/especie\\_fauna/mao-pelada/](https://oncafari.org/especie_fauna/mao-pelada/). Acesso em: 5 de fevereiro de 2021.

PACHECO, J. F. *et al.* Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee—second edition. **Ornithology Research**, [s.l], v. 29, n. 2, p. 94–105, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s43388-021-00058-x>. Acesso em: 3 de agosto de 2021.

PAYAN, E., OLIVEIRA, T. *Leopardus tigrinus*. A Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN 2016. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T54012637A50653881>. Acesso em 13 de agosto de 2021.

Plano de ação nacional para a conservação dos Galliformes ameaçados de extinção (acaruãs, jacus, jacutingas, mutuns e urus) / Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília: **ICMBio**, 2008. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-pan/pan-galliformes/1-ciclo/pan\\_galliformes-livro.pdf](https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-pan/pan-galliformes/1-ciclo/pan_galliformes-livro.pdf). Acesso em 13 de agosto de 2021.

SAVE Brasil. Caracterização da Fauna de Vertebrados de polígono alvo para criação de uma unidade de conservação federal em Curaçá – BA. **SAVE**, São Paulo- Brasil, 2014.

SCHUETTE, P. *et al.* Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures. **Biological Conservation**, [s.l], v. 158, p. 301–312, fev. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.008>. Acesso em: 29 de janeiro de 2021.

SILVA, J.M.C. *et al.* Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília- DF: **Ministério do Meio Ambiente**, UFPE. 2004.

SOARES, G. Caça a mamíferos ameaça bioma da Caatinga. **Ciência e Cultura**, [s.l], v. 68, n. 4, p. 11–13, dez. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602016000400005>. Acesso em 01 de junho de 2021.

SOBRAL, M. *et al.* A diversidade de mamíferos influencia o ciclo do carbono por meio de

interações tróficas na Amazônia. **Ecologia da natureza e evolução**, [s.l.], v. 1, n. 11, pág. 16701676, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0334-0>. Acesso em 02 de fevereiro de 2021.

SOUZA, L. C. *et al.* Can landscape units map help the conservation of Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*)? **RA'EGA**, Curitiba, PR, v. 8, n. 2, p. 187 – 194, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v49i0.67188>. Acesso em 18 de junho de 2021.

TERBORGH, John *et al.* Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, [s.l.], v. 294, n. 5548, p. 1923-1926, 2001. Disponível em: 10.1126 / science.1064397. Acesso em 2 de fevereiro de 2021.

VANTHOMME, H; BELLÉ, B; FORGET, P. M. Bushmeat hunting alters recruitment of large-seeded plant species in Central Africa. **Biotropica**, [s.l.], v. 42, n. 6, p. 672679, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00630.x>. Acesso em 02 de fevereiro de 2021.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. Ecorregiões: Propostas para o bioma Caatinga. Resultados do Seminário de Planejamento Ecorregional da Caatinga/Aldeia-PE. Associação Plantas do Nordeste e Instituto de Conservação Ambiental **The Nature Conservancy do Brasil**, Recife, 2002.

VERMELHO, Livro. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**, Brasília-DF, 2018. Disponível em [https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro\\_vermelho\\_2018\\_vo11.pdf](https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vo11.pdf). Acesso em 11 de agosto de 2021.

WEATHER SPARK- **Clima característico em Curaçá, Brasil durante o ano**. Disponível em: <https://pt.weatherspark.com/y/31014/Clima-caracter%20C3%ADsticoemCura%20C3%A7%C3%A1-Brasil-durante-o-ano>. Acesso em 27 de janeiro de 2021.

WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: survival rate estimation from both live and dead encounters. **Bird Study**, [s.l.], v. 46, n. Supplement, p. 120-139, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00063659909477239>. Acesso em: 01 agosto de 2021.

ZIMBRES, B. *et al.* Thresholds of riparian forest use by terrestrial mammals in a fragmented Amazonian deforestation frontier. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 11, p. 2815–2836, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1571-5>. Acesso em 15 de julho de 2021.

**ANEXO 1:** Pontos de amostragem das armadilhas fotográficas implantadas na APA e no RVS da

Ararinha Azul, latitude/longitude em coordenadas geográficas decimais (datum horizontal SIRGAS2000), fase em que a amostragem ocorreu (bloco) e tipo de paisagem, de acordo com SOUZA *et al.* 2020.

Local	Ponto	Latitude	Longitude	Bloco	Paisagem
RVS	PA12	-9,16588	-39,77341	1	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA15	-9,16355	-39,76063	1	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA19	-9,16829	-39,7402	1	Caatinga de Pediplanos
RVS	PA20	-9,15454	-39,72647	1	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA21	-9,17778	-39,7536	1	Caatinga de Pediplanos
APA	PA22	-9,10936	-39,62773	1	Caatinga com Pavimento de deserto
APA	PA23	-9,11935	-39,65161	1	Caatinga de Terrenos Residuais
APA	PA24	-9,11102	-39,66186	1	Caatinga com Pavimento de deserto
APA	PA25	-9,11315	-39,64102	1	Caatinga com Pavimento de deserto
APA	PA26	-9,12339	-39,66782	1	Caatinga com Pavimento de deserto
APA	PA28	-9,13169	-39,65699	1	Caatinga com Pavimento de deserto
RVS	PA31	-9,2192	-39,70369	1	Caatinga de Terrenos Residuais
RVS	PA32	-9,22827	-39,71111	1	Caatinga de Terrenos Residuais
RVS	PA33	-9,2402	-39,69685	1	Caatinga de Rios e Riachos Secos
APA	PA35	-9,25213	-39,67052	1	Caatinga de Pediplanos
APA	PA37	-9,26924	-39,66659	1	Caatinga de Terrenos Residuais
APA	PA38	-9,27062	-39,65082	1	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA48	-9,193067	-39,75107	1	Caatinga de Pediplanos
RVS	PA49	-9,19223	-39,73272	1	Caatinga de Pediplanos
RVS	PA51	-9,1805	-39,70503	1	Caatinga de Pediplanos
APA	PA52	-9,1658	-39,68599	1	Caatinga de Pediplanos
APA	PA54	-9,12917	-39,64433	1	Caatinga com Pavimento de deserto
APA	PA57	-9,28633	-39,65641	1	Caatinga de Pediplanos
RVS	PA01	-9,21048	-39,8473	2	Caatinga com Pavimento de

---

					Deserto
RVS	PA02	-9,22153	-39,85631	2	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA03	-9,200016	-39,81548	2	Caatinga de Pediplanos
RVS	PA04	-9,20488	-39,86016	2	Caatinga com Pavimento de Deserto
RVS	PA05	-9,19817	-39,87474	2	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA06	-9,19192	-39,88634	2	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA07	-9,21003	-39,88298	2	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA08	-9,21128	-39,87095	2	Caatinga com Pavimento de Deserto
RVS	PA10	-9,17714	-39,88811	2	Caatinga com Pavimento de Deserto
RVS	PA11	-9,1805	-39,77369	2	Caatinga de Pediplanos
RVS	PA13	-9,16051	-39,78395	2	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA14	-9,17296	-39,79235	2	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA16	-9,17824	-39,80519	2	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA17	-9,18783	-39,7855	2	Caatinga de Pediplanos
RVS	PA18	-9,18159	-39,82812	2	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA30	-9,20348	-39,78288	2	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA34	-9,23164	-39,6709	2	Caatinga de Pediplanos
APA	PA36	-9,24397	-39,65734	2	Caatinga de Pediplanos
RVS	PA50	-9,21921	-39,74106	2	Caatinga de Pediplanos
RVS	PA55	-9,21693	-39,69011	2	Caatinga de Pediplanos
APA	PA56	-9,22604	-39,6484	2	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA09	-9,18802	-39,84065	3	Caatinga de Rios e Riachos Secos
RVS	PA27	-9,17309	-39,83751	3	Caatinga de Pediplanos
RVS	PA29	-9,16231	-39,82611	3	Caatinga de Rios e Riachos Secos
APA	PA53	-9,15305	-39,66674	3	Caatinga de Pediplanos

---

\*Câmera que apresentou problema em campo.

**ANEXO 2:** Programação das armadilhas fotográficas utilizadas para amostragem de aves e mamíferos de médio e grande porte na APA e no RVS da Ararinha Azul, entre outubro de 2020 a



janeiro de 2021.

Ítems programáveis	Programação realizada
Modo	Fotos
Tamanho da imagem	8 megapixels
Intervalo	1 minuto
Número de fotos por disparo	3
Nível do sensor	Normal
NV shutter	Médio
Flash noturno	Ligado

**ANEXO 3:** Relação dos melhores modelos ranqueados (aqueles que tiveram  $\Delta AICc < 2$ ) que explicam a probabilidade de ocupação e detecção de vertebrados terrestres na APA e no RVS da Ararinha Azul para os dados de 2017 e 2020-2021, considerando dois grupos. Os valores em negrito são considerados os melhores modelos por ter  $\Delta AICc = 0$ .

Modelo	<i>AICc</i>	$\Delta AICc$	<i>w</i>	<i>Likelihood</i>	<i>K</i>	$-2 * \text{Log likelihood}$
Mamíferos						
<i>C. amazonicus</i>						
<b>{p(int)+psi(int)+p(season)+psi(river)}</b>	<b>201,0343</b>	<b>0</b>	<b>0,06707</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>192,5947</b>
{p(int)+psi(int)+p(season)}	202,1204	1,0861	0,03897	0,581	3	195,8595
<i>C. cristata</i>						
<b>{p(int)+psi(int)+p(season)+p(trail)+p(livest)}</b>	<b>585,7413</b>	<b>0</b>	<b>0,22345</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>575,0746</b>
{p(int)+psi(int)+p(season)+p(trail)+p(livest)+psi(forest)}	585,9452	0,2039	0,20179	0,9031	6	573,0014
{p(int)+psi(int)+p(season)+p(trail)+p(livest)+psi(livest)}	587,5796	1,8383	0,08913	0,3989	6	574,6358
{p(int)+psi(int)+p(season)+p(trail)+p(livest)+psi(house)}	587,6905	1,9492	0,08432	0,3774	6	574,7467
{p(int)+psi(int)+p(season)+p(trail)+p(livest)+psi(season)}	587,7113	1,97	0,08345	0,3735	6	574,7674
<i>C. thous</i>						
<b>{p(int)+psi(int)+p(season)+psi(forest)+psi(house)}</b>	<b>730,1879</b>	<b>0</b>	<b>0,05008</b>	<b>1,0001</b>	<b>4</b>	<b>721,7483</b>
{p(int)+psi(int)+p(season)+psi(forest)+psi(house)+psi(livest)}	730,4198	0,2319	0,04459	0,8905	5	719,7532
{p(int)+psi(int)+p(season)+psi(house)+psi(livest)}	730,42	0,2321	0,04459	0,8905	5	719,7533
{p(int)+psi(int)+p(season)+psi(house)}	730,8001	0,6122	0,03687	0,7363	4	722,3605
{p(int)+psi(int)+p(season)+psi(road)+psi(house)+psi(livest)}	730,857	0,6691	0,03584	0,7157	6	717,9132
{p(int)+psi(int)+p(season)+psi(forest)+psi(road)+psi(house)}	731,0269	0,839	0,03292	0,6574	5	720,3602
{p(int)+psi(int)+p(season)+psi(road)+psi(house)}	731,6809	1,493	0,02374	0,4741	5	721,0143
{p(int)+psi(int)+p(season)+p(livest)+psi(forest)+psi(house)}	731,7706	1,5827	0,0227	0,4533	5	721,104
{p(int)+psi(int)+p(season)+p(trail)+psi(forest)+psi(house)}	731,8225	1,6346	0,02211	0,4415	5	721,1559
{p(int)+psi(int)+p(season)+p(livest)+psi(house)+psi(livest)}	731,9862	1,7983	0,02038	0,407	6	719,0423

{ p(int)+psi(int)+p(season)+p(trail)+psi(house)+psi(livest) }	732,1361	1,9482	0,01891	0,3776	6	719,1923
<i>D. novemcinctus</i>						
<b>{ p(int)+psi(int)+p(trail)+psi(road)+psi(house) }</b>	<b>453,1999</b>	<b>0</b>	<b>0,04471</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>442,5332</b>
{ p(int)+psi(int)+p(trail)+psi(house) }	453,2208	0,0209	0,04424	0,9895	4	444,7813
{ p(int)+psi(int)+psi(road)+psi(house) }	454,4372	1,2373	0,02408	0,5386	4	445,9977
{ p(int)+psi(int)+psi(house) }	454,4576	1,2577	0,02384	0,5332	3	448,1967
{ p(int)+psi(int)+p(trail)+psi(season)+psi(house) }	454,4591	1,2592	0,02382	0,5328	5	443,7924
{ p(int)+psi(int)+p(trail)+psi(season)+psi(road)+psi(house) }	454,5275	1,3276	0,02302	0,5149	6	441,5837
{ p(int)+psi(int)+p(trail)+psi(road)+psi(house) }	454,6257	1,4258	0,02192	0,4903	5	443,9591
{ p(int)+psi(int)+p(trail)+psi(house)+psi(livest) }	454,6528	1,4529	0,02162	0,4836	5	443,9862
{ p(int)+psi(int)+p(trail)+psi(forest)+psi(road)+psi(house) }	454,8486	1,6487	0,01961	0,4386	6	441,9048
{ p(int)+psi(int)+p(trail)+psi(road)+psi(house)+psi(livest) }	454,8572	1,6573	0,01952	0,4366	6	441,9133
{ p(int)+psi(int)+p(season)+p(trail)+psi(road)+psi(house) }	454,9142	1,7143	0,01897	0,4243	6	441,9704
{ p(int)+psi(int)+p(season)+p(trail)+psi(house) }	454,9153	1,7154	0,01896	0,4241	5	444,2486
{ p(int)+psi(int)+p(trail)+psi(road)+psi(house) }	455,0186	1,8187	0,01801	0,4028	6	442,0748
<i>E. sexcinctus</i>						
<b>{ p(int)+psi(int)+p(season) }</b>	<b>514,2503</b>	<b>0</b>	<b>0,07884</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>507,9894</b>
{ p(int)+psi(int)+p(season)+psi(house) }	515,3302	1,0799	0,04595	0,5828	4	506,8906
{ p(int)+psi(int)+p(season)+psi(forest) }	515,7221	1,4718	0,03777	0,4791	4	507,2825
{ p(int)+psi(int)+p(season)+psi(livest) }	515,9228	1,6725	0,03416	0,4333	4	507,4833
{ p(int)+psi(int)+p(season)+psi(season) }	516,2175	1,9672	0,02948	0,3739	4	507,778
{ p(int)+psi(int)+p(season)+p(trail) }	516,2221	1,9718	0,02942	0,3732	4	507,7826
<i>L. tigrinus</i>						
<b>{ p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(livest) }</b>	<b>296,6613</b>	<b>0</b>	<b>0,03458</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>288,2217</b>
{ p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(forest)+psi(livest) }	296,9137	0,2524	0,03048	0,8814	5	286,247

{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(forest)}	297,1405	0,4792	0,02721	0,7869	4	288,7009
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(road)+psi(livest)}	297,211	0,5497	0,02627	0,7597	5	286,5443
{p(int)+psi(int)+p(livest)}	297,3909	0,7296	0,02401	0,6943	3	291,1301
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(road)+psi(house)+psi(livest)}	297,5294	0,8681	0,0224	0,6478	6	284,5856
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(road)+psi(house)}	297,5949	0,9336	0,02168	0,627	5	286,9282
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(road)}	297,6288	0,9675	0,02132	0,6165	4	289,1892
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(house)+psi(livest)}	297,9123	1,251	0,0185	0,535	5	287,2456
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(season)+psi(livest)}	298,1786	1,5173	0,01619	0,4682	5	287,512
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(river)+psi(livest)}	298,186	1,5247	0,01613	0,4665	5	287,5194
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(forest)+psi(road)+psi(livest)}	298,1895	1,5282	0,01611	0,4659	6	285,2457
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(forest)+psi(road)}	298,2033	1,542	0,01599	0,4624	5	287,5366
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(forest)+psi(house)+psi(livest)}	298,3979	1,7366	0,01451	0,4196	6	285,4541
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(house)}	298,4614	1,8001	0,01406	0,4066	4	290,0219
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(forest)+psi(house)}	298,5186	1,8573	0,01366	0,395	5	287,8519
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(season)+psi(road)+psi(livest)}	298,6195	1,9582	0,01299	0,3757	6	285,6757
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(season)+psi(forest)+psi(livest)}	298,6499	1,9886	0,01279	0,3699	6	285,706
<i>P. jacucaca</i>						
<b>{p(int)+psi(int)+psi(river)+psi(livest)}</b>	<b>251,5472</b>	<b>0</b>	<b>0,08266</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>243,1076</b>
{p(int)+psi(int)+psi(river)}	252,5763	1,0291	0,04941	0,5978	3	246,3154
{p(int)+psi(int)+psi(river)+psi(house)+psi(livest)}	253,2685	1,7213	0,03495	0,4228	5	242,6019
{p(int)+psi(int)+psi(river)+psi(road)+psi(livest)}	253,5173	1,9701	0,03087	0,3735	5	242,8506
{p(int)+psi(int)+p(livest)+psi(river)+psi(livest)}	253,526	1,9788	0,03073	0,3718	5	242,8593
<i>D. albiventris</i>						
<b>{p(int)+psi(int)+psi(livest)}</b>	<b>109,7431</b>	<b>0</b>	<b>0,06235</b>	<b>1,0001</b>	<b>3</b>	<b>103,1976</b>
{p(int)+psi(int)+psi(house)+psi(livest)}	109,9592	0,2161	0,05596	0,8976	4	101,029

{ p(int)+psi(int)+psi(road)+psi(livest) }	110,0684	0,3253	0,05299	0,8499	4	101,1381
{ p(int)+psi(int)+psi(road)+psi(house)+psi(livest) }	110,361	0,6179	0,04578	0,7343	5	98,9324
{ p(int)+psi(int)+p(trail)+psi(livest) }	110,9925	1,2494	0,03338	0,5354	4	102,0623
{ p(int)+psi(int) }	111,1017	1,3586	0,03161	0,507	2	106,835
{ p(int)+psi(int)+p(trail)+psi(house)+psi(livest) }	111,481	1,7379	0,02615	0,4194	5	100,0524
{ p(int)+psi(int)+psi(road) }	111,5326	1,7895	0,02548	0,4087	3	104,9872
{ p(int)+psi(int)+p(trail)+psi(road)+psi(livest) }	111,6615	1,9184	0,02389	0,3832	5	100,233

---