

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

MILTON JOSÉ DE PAULA

**Respostas de vertebrados terrestres de médio e grande porte a pressões
antrópicas em três Áreas Protegidas na Amazônia Oriental**

Belém
2020

MILTON JOSÉ DE PAULA

Respostas de vertebrados terrestres de médio e grande porte a pressões antrópicas em três Áreas Protegidas na Amazônia Oriental

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas.

Orientador: Prof. Dr. Carlos A. Peres
Coorientador: Prof. Dr. Juarez C. B. Pezzuti

Belém
2020

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo autor**

D278r de Paula, Milton José

Respostas de vertebrados terrestres de médio e grande porte a pressões antrópicas em três Áreas Protegidas na Amazônia Oriental / Milton José de Paula. — 2020.
171 f. : il. color.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Augusto Peres

Coorientador: Prof. Dr. Juarez Carlos de Brito Pezzuti

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2020.

1. Caça de subsistência. 2. Fauna cinegética. 3. Mamíferos e aves de médio e grande porte. 4. Reservas Extrativistas. 5. Estações Ecológicas. I. Título.

CDD 574.524

MILTON JOSÉ DE PAULA

Respostas de vertebrados terrestres de médio e grande porte a pressões antrópicas em três Áreas Protegidas na Amazônia Oriental

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof^a Dr^a Ana Cristina Mendes de Oliveira
Universidade Federal do Pará

Dr. André Pinassi Antunes
Rede de Pesquisa em Diversidade, Conservação e Uso da Fauna da Amazônia

Prof. Dr. Dídac Santos Fita
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Glenn Harvey Shepard Jr.
Museu Paraense Emílio Goeldi

Dr. João Valsecchi do Amaral
Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá

Prof^a Dr^a Marcela Guimarães Moreira Lima
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Whaldener Endo
Universidade Federal de Roraima

Ao Rafael Soave Guerta – Em Memória

AGRADECIMENTOS

Sou extremamente grato aos Professores Carlos Peres e Juarez Pezzuti pelas orientações durante este doutorado e elaboração desta Tese. Foram quatro anos de muita aprendizagem. Agradeço especialmente ao Juarez Pezzuti, amigo, companheiro de campo e orientador ao longo dos meus sete anos na Amazônia. São memoráveis situações que foram essenciais para o meu crescimento como pessoa e pesquisador. Sou extremamente agradecido também ao Elildo Carvalho Jr. pelas incontáveis assistências durante este doutorado, com excelentes discussões e ajuda com o *R*, que também contribuíram para o meu desenvolvimento pessoal e acadêmico. Neste mesmo parágrafo dos orientadores, dedico imensuráveis agradecimentos aos meus professores da floresta na Terra do Meio. Foram incontáveis momentos de muita alegria e aprendizagem com eles: Tonho (Luiz Carlos), Ozélio, Raimundo, Nem (Adriano), Panta (Sebastião), Andrade, José Ronaldo, Sandro, Gelson, Olivete, Cláudio, Chicão (Sr. Francisco de Assis), Jorge, Franque, Sr. Carlinhos, Marlon, Miguel e Galo (Josimar de Castro).

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGECO) da Universidade Federal do Pará – Campus Belém. Um agradecimento especial aos Professores do PPGECO e de demais Programas que tive a oportunidade de participar em suas disciplinas ou ser avaliado durante as semanas científicas. Agradeço à Professora Marcela Lima e aos Professores Dídac Santos Fita, Pedro Del Peloso e Whadener Endo pela avaliação da minha defesa de qualificação da Tese. Agradeço também os membros da Banca de avaliação desta Tese.

Agradeço muito a Cíntia Lopes, minha companheira na vida e nos trabalhos de campo, sua ajuda e paciência foram essenciais neste caminho. Agradeço muito ao nosso grupo de pesquisa: Daniely, queridíssima Dany, Reysane, Monique, Diego, Felipe, Andrey e Paola. Um agradecimento especial aos Professores Bruno Spacek e Whaldener Endo e ao Ricardo Sampaio pelas importantes discussões sobre este trabalho e ajuda com o *R*.

Agradeço aos Monitores e demais pesquisadores responsáveis pela coleta das informações usadas para esta Tese. Agradeço ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – Ministério do Meio Ambiente (ICMBio/MMA), pelo apoio logístico e financeiro para realização deste trabalho nas Áreas Protegidas na Terra do Meio. Agradeço ao Núcleo de Gestão Integrada do ICMBio/MMA em Altamira e ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros – ICMBio/MMA pelos apoios para os trabalhos de campo, em especial, ao Rafael Barboza, Victor Saccardi, Bruno Lima, Patrícia Costa, Manoela Wariss, Emerson Maciel e Francisco Chen. Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

(CNPq) pelo apoio financeiro através da Rede de Pesquisa em Diversidade, Conservação e Uso da Fauna da Amazônia (RedeFauna) com o projeto “Conciliando tecnologias inovadoras e o conhecimento local para o monitoramento de vertebrados em Reservas Extrativistas”. Agradeço também a *National Geographic Society* pelo apoio financeiro através do projeto “*Synergistic effects of primary forest conversion and hunting on Amazonian game vertebrates along a large-scale urban-rural-wildland gradient of human disturbance*”. Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de pós-graduação durante parte do meu doutorado. Agradeço ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará pela concessão de licença para realização de pós-graduação.

Agradeço de coração todos os moradores das Reservas Extrativistas na Terra do Meio que me receberam em suas comunidades de braços abertos. Um especial agradecimento aos moradores da comunidade Rio Novo (Estação Ecológica da Terra do Meio): Dona Chagas, Sr. Agnaldo, Dona Cacilda, Sr. Orlando, Raimunda, Sebastiana e todas as crianças pelos momentos alegres de brincadeiras. Um agradecimento especial a todos os moradores da comunidade Boa Esperança, a ao Sr. Manoel (Manelão) e Dona Maria da comunidade da Ilha do Papagaio, ambas na Reserva Extrativista Rio Iriri. Também, um especial agradecimento a Cristiane e a Dona Lúcia, pelo enorme apoio em Altamira.

Por fim, agradeço toda minha família e amigos que sempre me apoiaram.

Se cair no meio desta mata, pode
pedir benção ao macaco!

Luis Carlos do Nascimento (Tonho),
morador da Reserva Extrativista Rio Iriri,
se referindo à imensidão da floresta
na Terra do Meio.

Respostas de vertebrados terrestres de médio e grande porte a pressões antrópicas em três Áreas Protegidas na Amazônia Oriental

RESUMO

Vertebrados terrestres de médio e grande porte fornecem importantes serviços ambientais em florestas tropicais, contribuindo de forma significativa para a manutenção destes ambientes, sendo consideradas como espécies-chaves. A importante rede de funções ecossistêmicas pode ser comprometida através da defaunação dessas espécies, provocando impactos significativos nas estruturas tróficas do ecossistema. A atividade de caça em florestas tropicais representa uma das mais difundidas ameaças a essas espécies. Entretanto, a caça é uma importante fonte primária de subsistência para as populações humanas nestas regiões, que de maneira geral, são de baixa renda e com pouco acesso aos mercados de carne de animais domésticos. Nesse contexto, a carne de caça pode representar um recurso insubstituível para essas populações. A Amazônia possui a maior diversidade de espécies de vertebrados terrestres do mundo, e retém 52% das florestas tropicais remanescentes, e a Amazônia brasileira responde pela maior área contínua de habitat para essas espécies. Na Amazônia brasileira é estimado que ~23.5 milhões de animais são caçados anualmente pela população rural. Parte dessa população vive em Áreas Protegidas (AP) Federais de uso sustentável, que tem como objetivo conservar a biodiversidade com uso sustentável de seus recursos naturais tradicionalmente utilizados. Mesmo que a atividade de caça represente uma fonte importante e contínua de carne para essa população, seu direito à caça de subsistência é incerto no Brasil, o que frequentemente marginaliza caçadores e suas famílias, e impede o estabelecimento de estratégias e programas de manejo da caça. Aliado a isso, discussões têm sido feitas sobre a capacidade dessa atividade em provocar defaunações nessas AP. Neste contexto, o presente trabalho é composto por três sessões. Na primeira sessão, eu avaliei o potencial de manejo e conservação das espécies de vertebrados de médio e grande porte caçadas pela população tradicional (ribeirinhos) nas Reservas Extrativistas (RE) Rio Iriri e Riozinho do Anfrísio. Os resultados indicaram que a caça praticada não apresentou ameaça às populações das espécies utilizadas, e que essas duas RE apresentam grande potencial para o manejo. Na segunda sessão, eu avaliei a resposta das espécies de mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte às ações antrópicas de ribeirinhos na RE Rio Iriri e na Estação Ecológica da (EE) Terra do Meio. Os resultados demonstram que as áreas sobre uso dos ribeirinhos retêm todas as espécies analisadas, e indicaram que as abundâncias relativas das espécies não responderam ao nível de pressão antrópica, mesmo para *Tayassu pecari*, a espécie mais abatida. Na terceira sessão, foram explorados os dados de um estudo com armadilhas fotográficas na EE Terra do Meio. Os resultados mostram que *Dayprocta leporina* foi a espécie com o maior número de registros, e que não houve tendência de declínio estatisticamente significativa na ocupação de 25 espécies de mamíferos e aves de médio e grande porte analisadas. Extensa área de floresta bem preservada sobre o mosaico de grandes AP e o modo de vida tradicional dos ribeirinhos são indicados como fatores determinantes para estes resultados. Os resultados desta dissertação de doutorado reafirmam a importância das grandes AP para a conservação e manejo sustentável de vertebrados de médio e grande porte em toda a Amazônia.

Palavras-chave: Caça de subsistência, Fauna Cinegética, Mamíferos e Aves de Médio e Grande Porte, Reservas Extrativistas, Estações Ecológicas.

Responses of medium and large-bodied terrestrial vertebrates to anthropogenic pressures in three eastern Amazonian protected areas

ABSTRACT

Medium-sized to large-bodied terrestrial vertebrates provide important environmental services in tropical forests, significantly contributing to the maintenance of these environments and often considered as keystone species. Local depletion these species can compromise the flow of these ecosystem functions inducing significant impacts on the trophic structure of the ecosystem. Hunting in tropical forests represents one of the most widespread threats to large-bodied vertebrates. However, game species contribute with an important primary source of dietary protein and are irreplaceable for the rural poor, who enjoy limited access to markets. The Amazon hosts the highest diversity of terrestrial vertebrate species worldwide, retains 52% of all remaining tropical forests, and the Brazilian Amazon accounts for the largest stronghold for these species. As estimated ~23.5 million animals are hunted annually by the rural population of the Brazilian Amazon. Part of this population (traditional people) occupy sustainable-use Protected Areas (PA) under the federal domain, which aims to conserve biodiversity under the premise of sustainable resource use. Even though hunting represents an important source of meat for local communities, their right to subsistence hunting is uncertain and often stigmatized. Moreover, there have been growing discussions about the degree to which hunting depletes large vertebrates in these PAs. In the first session of this thesis, I assessed the management and conservation potential of medium and large-sized terrestrial vertebrates species hunted by traditional peoples (*ribeirinhos*) of the Rio Iriri and Riozinho do Anfrísio Extractives Reserves (ER). Results indicated that hunting does not represent a meaningful demographic threat for these species, and that these two ER have great potential for the management and conservation of exploited game species. In the second session, I assessed the responses of medium and large-sized terrestrial mammal and bird species to anthropogenic pressure of *ribeirinhos* at the ER Rio Iriri and Terra do Meio Ecological Station (EE). The results showed that the areas used by *ribeirinhos* retain the entire complement of vertebrate species, and indicated that the relative abundances of these species did not respond to local anthropogenic disturbance, and this held true even for the most hunted species, *Tayassu pecari*. In the third session, I explored data from a camera-trapping study at the EE Terra do Meio. The results showed that agoutis (*Dayprocta leporina*) were most frequently recorded, and there was no statistically significant decline in the occupancy of the 25 medium and large-bodied terrestrial bird and mammal species examined here. Much of the apparent sustainability in game resource use is attributed to vast tracks of relatively intact forest within the mosaic of PA and the traditional way of life of *ribeirinhos*. Results in this doctoral dissertation reaffirm the importance of the large PAs for the conservation and sustainable management of medium and large-bodied vertebrates across the Amazon.

Keywords: Subsistence hunting, forest wildlife, large mammals, game birds, Extractives Reserves, Ecological Stations, Amazonia.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	9
1.1. Importância dos vertebrados terrestres para o ecossistema em florestas tropicais.....	9
1.2. A caça em florestas tropicais	13
1.3. Respostas das espécies caçadas e dos caçadores	16
1.4. Áreas Protegidas em Florestas Tropicais	19
1.5. Contexto da Tese	21
1.6. Estrutura e objetivos.....	23
1.7. Contexto da população tradicional do estudo	25
1.7. MATERIAL E MÉTODOS	27
1.7.1. Área de Estudo.....	27
1.7.2. Obtenção dos Dados.....	28
1.7.3. Análises dos dados	30
2. SESSÃO I.....	34
2.1. RESUMO	35
2.2. INTRODUÇÃO.....	36
2.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	37
2.3.1. Área de estudo	37
2.3.2. Dados das atividades de caça.....	39
2.3.2.1. Monitoramento.....	39
2.3.2.2. Animais abatidos e CPUE	40
2.3.2.3. Preditores para obtenção da CPUE e número de animais abatidos	40
2.3.2.3.1. Preditores ambientais.....	41
2.3.2.3.2. Preditores antrópicos	41
2.3.2.4. Análises dos dados	42
2.4. RESULTADOS	43
2.4.1. Monitoramento.....	43
2.4.2. Rendimento da caça e composição.....	44
2.4.3. Fatores para aquisição de CPUE e números de animais abatidos	45
2.4.3.1. CPUE.....	45
2.4.3.2. Número de animais abatidos.....	47
2.5. DISCUSSÃO.....	50
2.5.1. Futuro da caça.....	53
2.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	54
2.7. REFERÊNCIAS.....	55
2.7. APÊNDICE	64

2.8. ANEXO.....	68
3. SESSÃO II.....	72
3.1. RESUMO	73
3.2. INTRODUÇÃO.....	74
3.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	75
3.3.1. Área de estudo	75
3.3.2. Amostragens das espécies e abundâncias relativas	76
3.3.2.1. Vertebrados terrestres	78
3.3.2.2. Primatas	79
3.3.3. Preditores para as abundâncias relativas	81
3.2.4. Análise dos dados.....	82
3.4. RESULTADOS	84
3.4.1. Amostragens	84
3.4.2. Abundâncias relativas e riqueza das espécies.....	84
3.4.3. Modelos	86
3.4.3.1. Vertebrados terrestres	86
3.4.3.2. Primatas	88
3.5. DISCUSSÃO.....	88
3.5.1. Implicações destes resultados para o potencial das APs sobre a conservação e manejo	91
3.5.2. Ameaças	92
3.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	93
3.7. REFERÊNCIAS.....	93
3.7. APÊNDICES	103
4. SESSÃO III	106
4.1. RESUMO	108
4.2. INTRODUÇÃO.....	108
4.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	110
4.3.1. Área de estudo	110
4.3.2. Amostragem por armadilhas fotográficas.....	111
4.3.2.1. Procedimentos para identificação das espécies e registros independentes	113
4.3.2.2. Procedimentos para apresentação dos resultados e critérios para as análises	114
4.3.3. Análise dos dados.....	114
4.4. RESULTADOS	117
4.4.1. Amostragem.....	117
4.4.2. Tendências na ocupação	120
4.5. DISCUSSÃO.....	123
4.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	126
4.7. REFERÊNCIAS.....	128

4.8. APÊNDICE	138
5. CONCLUSÃO GERAL	148
6. REFERÊNCIAS.....	150
7. ARTIGOS PUBLICADOS DURANTE O PERÍODO DO DOUTORADO.....	171

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Importância dos vertebrados terrestres para o ecossistema em florestas tropicais

Vertebrados terrestres de grande e médio porte são essenciais para a manutenção do ecossistema em florestas tropicais (Redford, 1992) (Ver Figura 1 para exemplos de espécies da região Neotropical). Essas espécies desempenham uma variedade de funções ecossistêmicas, fornecendo importantes serviços ambientais que, direta ou indiretamente, contribuem de forma significativa para a manutenção destes ambientes, sendo consideradas como espécies-chaves em florestas tropicais (Redford, 1992; Estes et al., 2011).





Figura 1: Exemplo de espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte na região Neotropical: **a.** *Aburria kujubi*; **b.** *Tinamus tao*, **c.** *Chelonoidis* sp.; **d.** *Ateles marginatus*; **e.** *Hydrochoerus hydrochaeris*; **f.** *Alouatta caraya*; **g.** *Ozotoceros bezoarticus*; **h.** *Tayassu pecari*; **i.** *Dasyprocta leporina*; **j.** *Callicebus* sp.; **k.** *Tapirus terrestris*; **l.** *Mazama americana*; **m.** *Psophia dextralis*; **n.** *Pauxi tuberosa*; **o.** *Cuniculus paca*. Fotos: Milton de Paula.

Uma das mais documentadas funções ecossistêmicas é a interação entre herbívoros e plantas. Elefantes (*Loxodonta africana* e *Elephas maximus*) são os maiores dispersores de sementes em florestas tropicais na África e Ásia, tanto em diversidade de espécies e distâncias de dispersão, sendo considerados os mamíferos de grande porte mais importantes para a manutenção da diversidade de plantas nessas florestas (Campos-Arceiz & Blake, 2011). Nas florestas da Amazônia, herbívoros e frugívoros são excelentes dispersores de sementes, contribuindo de forma essencial para a regeneração florestal. As sementes dispersadas por estes animais podem apresentar taxas de germinação acima de 60% (Chapman, 1989; Fragoso & Huffman, 2000), o que favorece a manutenção da diversidade de espécies de plantas. A anta (*Tapirus terrestris*), por exemplo, é conhecida por dispersar sementes de 30 a 75 espécies de plantas (Fragoso & Huffman, 2000; Barcelos et al., 2013). Primatas também são importantes dispersores (Chapman, 2005), e uma única espécie, o macaco-aranha (*Ateles paniscus*), é capaz de dispersar sementes de 71 espécies de plantas (Andresen, 1999). Por sua vez, os granívoros e pastadores atuam na predação de sementes ou em plantas em estágios iniciais de desenvolvimento, contribuindo para controle do recrutamento das plantas, impedindo a dominância de algumas espécies e, assim, contribuindo também para manutenção da biodiversidade (Terborgh & Wright, 1994; Wright et al., 2000; Paine & Beck, 2013; Beck et al., 2013).

Além dessas interações, esse grupo de vertebrados também exerce diversas outras funções específicas. O queixada (*Tayassu pecari*), em sua atividade de alimentação fuçando na serapilheira e no solo, cria ambientes propícios para a reprodução de anuros, sendo considerado um engenheiro de ecossistemas (Beck et al., 2010). O tatu-canastra (*Priodontes maximus*) é outro engenheiro de ecossistemas, formando buracos que podem fornecer abrigos e locais de alimentação para outras espécies, podendo beneficiar até 24 espécies na região do Pantanal (Desbiez & Kluwyber, 2013), e 26 espécies na região do Llanos na Colômbia (Aya-Cuero et al., 2017). Vertebrados terrestres também

exercem papéis importantes na dinâmica de vários elementos químicos. Na região norte da Amazônia, a concentração de carbono no solo se relacionou positivamente com a riqueza dessas espécies, sendo essa relação mediada por restos orgânicos deixados por esses animais (Sobral et al., 2017). Herbívoros contribuem de forma significativa na transferência de Fósforo em ecossistemas tropicais (Wolf et al., 2013). Esses e outros exemplos das funções ecossistêmicas desempenhadas por essas espécies estão ilustrados na Figura 2.

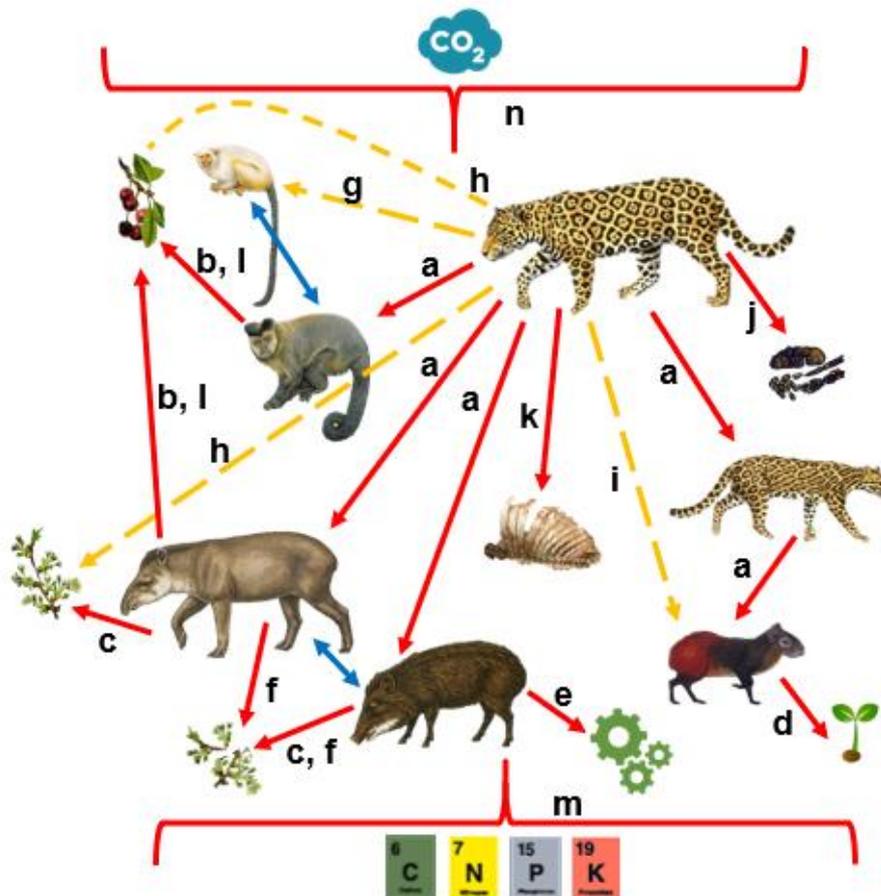


Figura 2: Exemplos de processos ecossistêmicos em que vertebrados terrestres de médio e grande porte participam: **a.** predação afetando a sobrevivência de presas (Terborgh et al., 2001; Estes et al., 2011; Newsome & Ripple, 2015; Ng’weno et al., 2019); **b.** frugivoria afetando o recrutamento e a composição de plantas (Ickes et al., 2001; Fragoso et al., 2003; Nuñez-Iturri & Howe, 2007; Terborgh et al., 2008; Bagchi et al., 2018); **c.** folívoros e pastadores afetando a sobrevivência de plantas (Terborgh et al., 2001); **d.** granívoros afetando o recrutamento de plantas (Asquith et al., 1997, 1999; Silman et al., 2012); **e.** engenheiros de ecossistemas (Pringle, 2008; Beck et al., 2010; Desbiez & Kluyber, 2013; Pike & Mitchell, 2013; Aya-Cuero et al., 2017); **f.** pisoteamento e outras ações físicas afetando o recrutamento e a sobrevivência de plantas (Ickes et al., 2001); **g.** predação afetando a competição entre as populações de presa (Newsome & Ripple, 2015; Ng’weno et al., 2019); **h.** predação de herbívoros afetando indiretamente a população de plantas (Terborgh et al., 2001; Estes et al., 2011); **i.** aumento de mesopredador afetando populações de pequenas presas (Crooks & Soulé, 1999; Letnic et al., 2009; Newsome & Ripple, 2015); **j.** produção fecal afetando

populações de detritívoros (Nichols et al., 2009, 2013); **k.** predação afetando a população de carniceiros (Wilson & Wolkovich, 2011; Field & Reynolds, 2013), **l.** herbívoros afetando a dispersão de sementes (Redford, 1992; Fragoso et al., 2003; Nuñez-Iturri & Howe, 2007; Peres et al., 2016; Marjakangas et al., 2020); **m.** vertebrados terrestres de médio e grande porte afetando gradiente de concentração de nutrientes e concentração de carbono no ecossistema (Wolf et al., 2013; Doughty et al., 2013; Bello et al., 2015; Peres et al., 2016; Galetti et al., 2017; Sobral et al., 2017); e **n.** vertebrados terrestres afetando concentração de CO₂ na atmosfera (Bello et al., 2015; Peres et al., 2016; Sobral et al., 2017). Arte adaptada de Endo (2016). Fonte de imagens das espécies: Eisenberg et al. (1999) e Petter & Desbordes (2013).

Entretanto, essa importante rede de funções ecossistêmicas pode ser comprometida pela modificação na estrutura da comunidade dessas espécies, através da redução de suas abundâncias ou extinção (defaunação), provocando modificações na estrutura trófica do ecossistema (Redford, 1992; Redford & Feinsinger, 2001; Wright, 2003; Muller-Landau, 2007; Peres, 2010; Estes et al., 2011; Marjakangas et al., 2020; Bogoni et al., 2020). A atividade de caça em florestas tropicais tem sido indicada como o mais difundido processo de defaunação nestes ambientes (Redford, 1992; Peres, 2000, 2010; Bennett, 2002; Fa & Brown, 2009; Robinson & Redford, 2009; Endo et al., 2010; Wilkie et al., 2011; Ripple et al., 2016; Benítez-López et al., 2019; Romero-Muñoz et al., 2020). Nas florestas tropicais da Ásia, África e da região Neotropical, evidências apontam que a caça tem reduzido drasticamente as abundâncias dessas espécies ou até mesmo, provocando extinções locais (Cullen et al., 2000, 2001; Walsh et al., 2003; Fa et al., 2005; Corlett, 2007; Peres & Palacios, 2007; Fa & Brown, 2009; Galetti et al., 2009; Peres, 2010; Wilkie et al., 2011). Essas defaunações têm disso indicadas por provocarem a “Síndrome da Floresta Vazia – *The Empty Forest Syndrome*” (Redford, 1992), na qual, o desaparecimento das espécies-chaves pode levar a rupturas nas interações ecossistêmicas; ou à “Síndrome da Meia-Floresta Vazia – *The Half-Empty Forest Syndrome*” (Redford & Feinsinger, 2001), na qual, as abundâncias das espécies-chaves foram reduzidas ao ponto das populações não serem capazes de exercer suas funções ecossistêmicas.

As implicações das perdas dessas interações ecossistêmicas têm sido bastante documentadas para as comunidades de plantas, uma vez que as espécies preferidas pelos caçadores de maneira geral são herbívoros de grande porte que fornecem valiosos serviços de dispersão de sementes, mas que suas populações são mais vulneráveis ao impacto da caça, como será melhor explicado à frente. Os impactos podem causar redução na dispersão de sementes, alteração no padrão de recrutamento de plantas e mudanças nas abundâncias relativas das espécies (Terborgh & Wright, 1994; Rao et al., 2001; Terborgh et al., 2001, 2008; Peres & Van Roosmalen, 2002; McConkey & Drake, 2006; Babweteera et al., 2007; S. J. Wright et al., 2007; Stoner et al., 2007; Brodie et al., 2009; Vanthomme et al., 2010; Campos-Arceiz & Blake, 2011; Effiom et al., 2013, 2014; Beck et al.,

2013; Kurten et al., 2015; Bagchi et al., 2018). Por exemplo, na Amazônia peruana, áreas onde as abundâncias das espécies de grandes primatas (*Ateles chamek*, *Alouatta seniculus* e *Lagothrix lagothricha*) foram reduzidas pela atividade de caça, a diversidade e densidade de plantas que tem as sementes dispersadas por essas espécies foi 55% e 60% respectivamente mais baixa em relação às áreas onde essas espécies não são caçadas e suas abundâncias são maiores (Nuñez-Iturri & Howe, 2007).

Mais recentemente, a defaunação tem sido apontada como uma ameaça que pode induzir o colapso da biomassa florestal, reduzindo a capacidade da floresta em acumular carbono, já que as espécies de árvores lenhosas que retém a maior biomassa florestal dependem dessas espécies de vertebrados para dispersarem suas sementes (Bello et al., 2015; Peres et al., 2016; Galetti et al., 2017). Com base em uma modelagem na qual populações de primatas de grande porte (*Ateles* spp. e *Lagothrix* spp.) e antas são extintas pela caça, há indícios de perdas significativas de biomassa vegetal através de toda Amazônia brasileira, interferindo na capacidade da floresta em fixar carbono, podendo contribuir para o aumento das concentrações de gás carbônico (CO₂) na atmosfera (Peres et al., 2016). Entretanto, o efeito da defaunação no colapso da biomassa ainda permanece incerto, visto que, a perda do serviço de dispersão de sementes é indicada para ter maior efeito sobre a distribuição espacial de novas árvores, do que nas árvores adultas, que são as responsáveis pelo maior estoque de carbono (Bagchi et al., 2018).

1.2. A caça em florestas tropicais

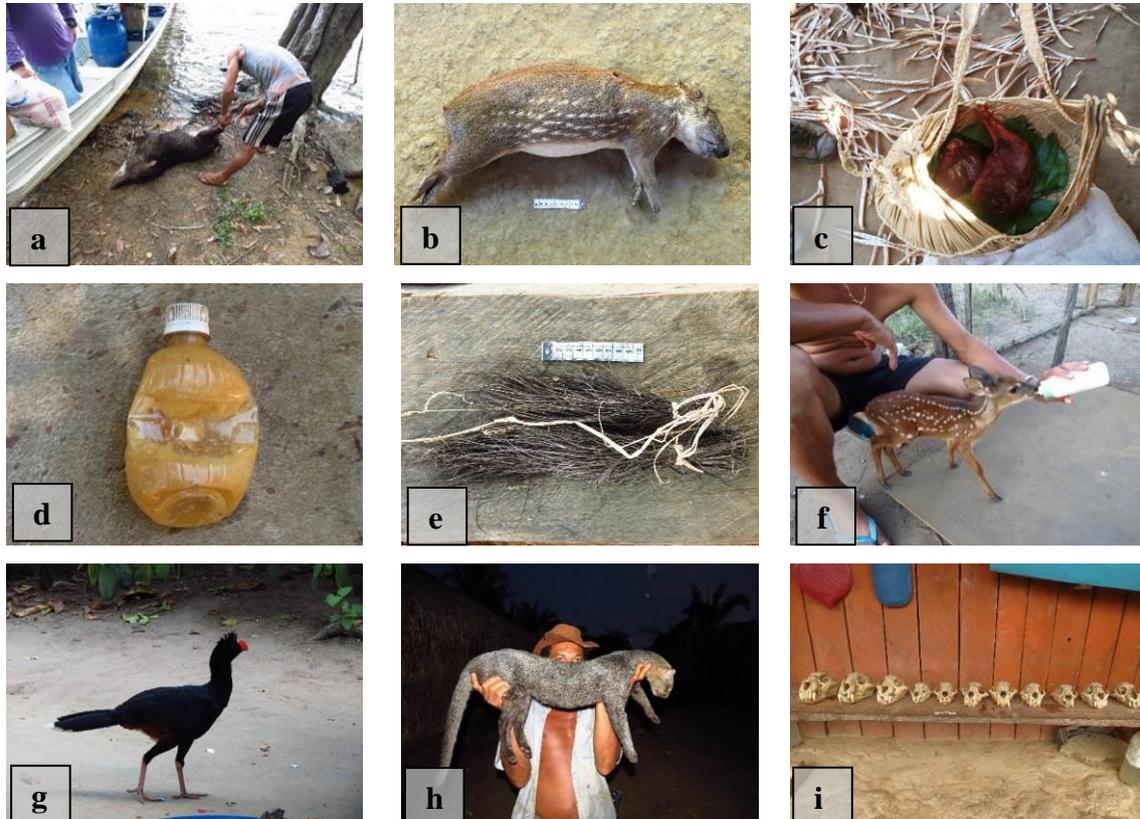
A caça é considerada uma das mais antigas atividades do ser humano para obtenção de carne (Thieme, 1997), e em florestas tropicais, tem sido praticada há aproximadamente 100000 anos (Peres, 2010). A atividade de caça em florestas tropicais é ainda amplamente difundida entre as populações humanas originadas nesses ambientes, assim como para outras populações que por diversos motivos vieram a ocupar essas florestas (Nielsen et al., 2018; Koster et al., 2020). Apesar dos diferentes históricos de ocupações nas florestas tropicais, essas populações, de maneira geral, são de baixa renda e com poucas alternativas de acesso contínuo aos mercados de carnes de animais domésticos, dependendo da atividade de caça para o consumo contínuo de carne, o que torna a caça uma importante fonte primária de obtenção de proteína animal (Redford & Robinson, 1987; Robinson & Bennett, 2000; Fa et al., 2002; Robinson & Bennett, 2002; Milner-Gulland et al., 2003; Nasi et al., 2008; Antunes et al., 2019; van Vliet et al., 2019). Por exemplo, para diversas populações na Amazônia brasileira, a carne consumida proveniente da atividade de caça é considerada um recurso insubstituível economicamente (Nunes et al., 2019).

Apesar da atividade de caça estar intrinsicamente relacionada com a ocupação das florestas tropicais pelos humanos, tem apresentado uma expansão a partir das últimas décadas (Peres, 2010). Estimativas indicam que o consumo de carne de caça anualmente pode chegar a 164692 toneladas na Amazônia brasileira (Peres, 2000), 3,4 milhões de toneladas na África Central (Fa & Peres, 2001), e 23500 toneladas na região de Sarawak, na Ásia (Bennett et al., 2000). Uma comparação entre a Bacia Amazônica (n = 14 áreas rurais) e a Bacia do Congo (n = 15 áreas rurais) estimou que o consumo de carne de caça é em média 172g e 139g por pessoa por dia, respectivamente, o que está acima da proteína requerida por dia para um adulto (Nasi et al., 2011; Coad et al., 2019). Entretanto, a contribuição da carne de caça na alimentação varia de acordo com a região. Na Amazônia brasileira, a contribuição da carne de caça na alimentação pode variar de 3% a 72% per capita (Calouro & Marinho-filho, 2005; Sarti et al., 2015; Dufour et al., 2016). O grau de disponibilidade de espécies na natureza, o preço por espécie consumida, o acesso a outras fontes de carne, as preferências pessoais e o nível de saúde da pessoa são fatores que vem sendo considerados como possíveis moduladores da quantidade de consumo de carne de caça (Coad et al., 2019).

Atualmente, vertebrados terrestres de médio e grande porte são os animais mais caçados nas florestas tropicais (Redford & Robinson, 1987; Peres, 2000; Fa et al., 2002; Milner-Gulland et al., 2003; Bennett, 2008). As espécies de mamíferos respondem pelos maiores números de abates, sobretudo, os herbívoros, que possuem as maiores biomassas corporais (Nowak, 1999), podendo garantir maiores retornos em carne abatida pelo esforço gasto na atividade de caça (Vickers, 1984; Redford & Robinson, 1987; Peres, 2000; Fa et al., 2002, 2008; Jerolimski & Peres, 2003; Milner-Gulland et al., 2003; Alvard et al., 2010; Coad et al., 2019). Na África Central, os 20 táxons mais caçados são de mamíferos, distribuídos entre espécies de ungulados, roedores e primatas (Coad et al., 2019). Na região Neotropical, ocorre também a prevalência de mamíferos entre as espécies mais caçadas, com ungulados, roedores e primatas respondendo pelo maior número de espécies abatidas (Redford & Robinson, 1987; Jerolimski & Peres, 2003; Stafford et al., 2017). Entretanto, o “simples” critério de biomassa corporal não explica sozinho as escolhas das espécies para serem caçadas. Fatores culturais, como tabus alimentares e cosmologias, exercem significativas influências sobre as escolhas dos caçadores em florestas tropicais, sendo esses fatores resultantes do processo de desenvolvimento dessas populações nesses ambientes (Linares, 1976; McDonald, 1977; Ross, 1978; Hames & Vickers, 1982; Descola, 1994, 1998; Robinson & Bodmer, 1999; Colding & Folke, 2001; Bennett & Rao, 2002; Hens, 2006; Corlett, 2007; Fa & Brown, 2009; Peres, 2010; Read et al., 2010; Luzar & Fragoso, 2012; Shepard et al., 2012; Shepard, 2014; Vieira et al., 2015; Antunes et al., 2019). Também, a caça de subsistência possui função socialmente estruturante em torno do suprimento de alimentos, e é baseada em conhecimentos tradicionais acumulados ao longo

de gerações sobre o ambiente, a história natural e as interações ecológicas das espécies (Shepard, 2014; Antunes et al., 2019).

Apesar do consumo de carne ser a principal motivação para a atividade de caça, diversas outras motivações são envolvidas nesta prática. O comércio de animais caçados pode representar a segunda principal motivação, uma vez que o comércio pode gerar ganhos econômicos aos caçadores (Coad et al., 2019). A proporção de animais abatidos para a comercialização pode representar até 90% das espécies caçadas (de Merode et al., 2004; van Vliet et al., 2015), sendo que, para alguns caçadores, o comércio de animais caçados é a única fonte de renda econômica disponível (Kümpel et al., 2009). A rede de comércio é diversificada, podendo ir da própria comunidade (Solly, 2004; Vieira et al., 2015), aos mercados urbanos locais ou internacionais (Van Song, 2008; Parry et al., 2014; Brashares et al., 2014; Swan et al., 2016; Lescuyer & Nasi, 2016; El Bizri et al., 2019, 2020). Demais motivações incluem: uso das partes não consumidas ou animal inteiro para a medicina tradicional (zooterapia), ornamentos corporais, artesanatos e utensílios domésticos (Barros et al., 2011, 2012; Silva et al., 2013; Shepard, 2014), e retaliações a ataques a animais domésticos e plantações (Naranjo et al., 2004; Carvalho Jr. & Pezzuti, 2010; Carvalho Jr & Morato, 2013; Vieira et al., 2015; Abrahams et al., 2018). Na Figura 3 são apresentados alguns exemplos destes usos.



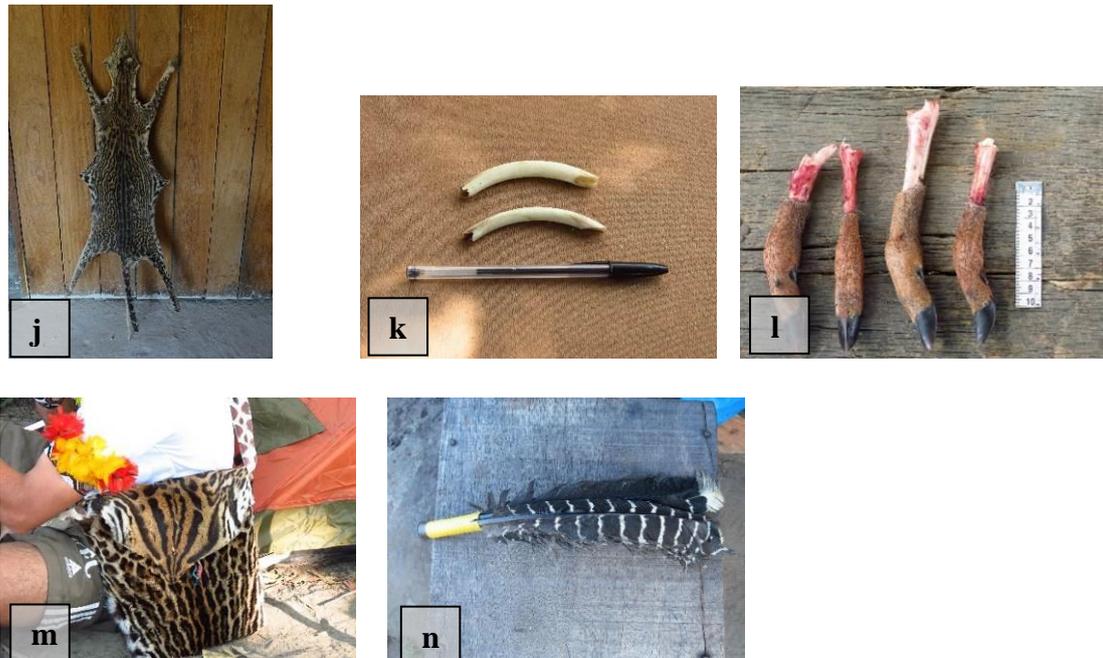


Figura 3: Exemplos de diferentes usos de vertebrados terrestres de médio e grande porte cinegéticos (caçados):

Alimentação: **a.** *Tayassu pecari* abatido na Reserva Extrativista Rio Xingu; **b.** *Cuniculus paca* abatida na Terra Indígena Xerente; **c.** Partes de *Mazama americana* na Terra Indígena Xerente.

Medicinal: **d.** Gordura de *Panthera onca* na Terra Indígena Xerente; **e.** Pelos de *Myrmecophaga tridactyla* na Terra Indígena Xerente.

Pets: **f.** Filhote de *Mazama gouazoubira* na Terra Indígena Xerente; **g.** Jovem de *Pauxi tuberosa* na Reserva Extrativista Rio Xingu.

Retaliação/“Troféu”: **h.** Puma *yagouaroundi* abatido próximo a uma aldeia por representar perigo às criações domésticas na Terra Indígena Xerente; **i.** Crânios de *Panthera onca* e *Puma concolor* de animais abatidos por representar perigo para os moradores e criações domésticas, e mantidos como “troféu” na Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio; **j.** Pele de *Leopardus pardalis* abatido por representar perigo às criações domésticas e mantida como “troféu” na Reserva Extrativista Rio Iriri.

Cultural: **k.** Dentes de *Hydrochoerus hydrochaeris* para ornamentar colar usado por mulheres Xerente durante cerimônia de casamento na Terra Indígena Xerente; **l.** Patas de *Mazama gouazoubira* que os Xerente acreditam conferir maior resistência e velocidade para homens durante corridas com toras, que são amarradas ao corpo, na Terra Indígena Xerente.

Outros Usos: **m.** Pele de *Leopardus pardalis* usada para confecção de uma bolsa para uso de um indígena na Terra Indígena Krahôlândia; **n.** Penas da cauda de *Crax fasciolata* inseridas em cartucho de munição para serem usadas como utensílio de limpeza (espanador) na Reserva Extrativista Rio Xingu. Fotos: Milto de Paula.

1.3. Respostas das espécies caçadas e dos caçadores

A despeito da importância da caça para a segurança alimentar em florestas tropicais, essa atividade ocorre em níveis não sustentáveis em diversas regiões (Fa et al., 1995; Alvard et al., 1997; Wilkie et al., 1998; Robinson & Bennett, 2000; Peres, 2000; Fa & Peres, 2001; Fa et al., 2002, 2003; Thiollay, 2005; Fa et al., 2008; Robinson & Redford, 2009), onde as taxas de abates estão acima das

taxas sustentáveis indicadas (Robinson & Redford, 1991), ou as abundâncias relativas das espécies caçadas estão menores em comparação com áreas sem atividade de caça. Por exemplo, as taxas de abates de antas apresentaram o dobro da taxa sustentável para essa espécie em duas comunidades indígenas na Amazônia peruana (Alvard et al., 1997). Macacos-de-orelhas-vermelhas (*Cercopithecus* spp.) e um pequeno antílope (*Cephalophus ogilby*) foram caçados acima da sua capacidade sustentável em duas regiões na Guiné Equatorial (Fa et al., 1995). Quando às comparações entre áreas caçadas e não caçadas, a caça reduziu até 90% das abundâncias relativas de frugívoros de grande porte em áreas intensamente caçadas na Amazônia brasileira (Peres, 2000; Peres & Palacios, 2007). Um estudo usando armadilhamento fotográfico observou uma riqueza de espécies de mamíferos 40% menor em uma Área Protegida (AP) sujeita a maior pressão de caça em comparação com outra AP sem pressão de caça, na região das Montanhas Udzungwa na Tanzânia (Hegerl et al., 2015).

A capacidade de resposta das espécies cinegéticas (caçadas) ao impacto da caça depende, de maneira geral, de fatores intrínsecos da biologia e ecologia das espécies, e do nível da pressão de caça exercida sobre essas espécies (Bodmer et al., 1997; Fa et al., 2005; Price & Gittleman, 2007; Peres, 2010; Wilkie et al., 2011). Como dito acima, mamíferos de médio e grande porte são as espécies mais caçadas em florestas tropicais, mas este grupo possui determinadas características que os torna mais vulnerável à caça. Geralmente, são espécies que apresentam baixa taxa de incremento máximo da população (r_{max}); longos períodos de vida e de gestação; comportamentos que facilitam os abates, tais como, viver em grupos de dezenas ou centenas de indivíduos, o que facilita o abate simultâneo de vários animais, como ocorre por exemplo, com o queixada (ver Sessão I; Peres, 1996; Weber et al., 2006; Reyna-Hurtado et al., 2009); são conspícuos quando detectados; e possuem movimentos lentos (Robinson & Redford, 1991; Bodmer et al., 1997; Fa et al., 2005; Price & Gittleman, 2007; Peres, 2010; Wilkie et al., 2011). Em áreas com intensa atividade de caça na Amazônia peruana, as espécies de mamíferos com baixos valores de r_{max} , longos períodos de vida e de gestação apresentaram maiores reduções de suas abundâncias relativas em relação às espécies com maiores valores de r_{max} , curtos períodos de vida e de gestão (Bodmer et al., 1997).

Por outro lado, o aumento da população humana em áreas de florestas tropicais, com consequente aumento da urbanização, aumento da demanda por carne de caça e subprodutos em mercados urbanos e internacionais, acesso a novas tecnologias e aberturas de estradas, têm sido indicados como fatores determinantes para o aumento do impacto exercido pela caça (Fa et al., 1995; Bennett & Robinson, 2000; Jerzolimski & Peres, 2003; TRAFFIC, 2008; Peres, 2010; Chaber et al., 2010; Wilkie et al., 2011; Harrison, 2011; Shepard et al., 2012; Parry et al., 2014; Sirén & Wilkie, 2014; Benítez-López et al., 2017; Ingram et al., 2018; Coad et al., 2019; Bowler et al., 2020). Espécies

que formam o grupo conhecido como pangolins (*Phataginus* spp. e *Smutsia* spp.) são as mais ameaçadas pela atividade de caça na África Central, devido a demanda por sua carne e produtos nos mercados nacionais e internacionais, sendo estimado o abate de 2.7 milhões destes animais por ano, e observado um aumento de 150% em seus abates nessa região (Ingram et al., 2018). Estradas abertas em áreas remotas, principalmente para extração de madeira, possibilitam o acesso de caçadores a essas áreas, e conseqüente aumento de pressão da caça, além de conectar essas áreas aos mercados urbanos (Bennett & Robinson, 2000). Em uma área de concessão de madeira no Congo, foi observado uma redução de 25% nas abundâncias das espécies caçadas, usando como base as taxas de retorno dos abates dessas espécies, após um período de três semanas depois do começo da exploração (Auzel & Wilkie, 2000). Aparitr de modelagem foi estimado que, se o índios Matsigenka na Amazônia peruana trocarem os arcos e flechas por armas de fogo em suas atividade de caça, o efeito de defaunação de grandes primatas (*Ateles* spp. e *Lagothrix* spp.) poderá ser o dobro próximo a suas aldeias (Shepard et al., 2012). O uso de lanternas com luzes de *LED* vem sendo amplamente difundido entre caçadores das regiões tropicais, aumentando a eficiência de abate de animais durante as caçadas noturnas (Bowler et al., 2020).

Em respostas à defaunação, caçadores podem passar a caçar espécies de menor porte e associadas a restrições alimentares, ampliando sua dieta para espécies que normalmente não eram consumidas (Hames & Vickers, 1982; Jerozolinski & Peres, 2003). Este constitui o modelo de amplitude de dieta para caçadores que realizam atividades de caça a uma distância limitada de suas residências, retornando para suas casas no mesmo dia ou no dia seguinte, caracterizando-os como forrageadores “*central place*” (Stearman, 1999; Jerozolinski & Peres, 2003; Levi et al., 2011a; Levi et al., 2011b). Em localidades na Amazônia brasileira onde ocorreu defaunação de grande parte das espécies cinegéticas de grande porte, espécies de menor porte e mais resilientes à pressão de caça são mais frequentemente caçadas (Jerozolinski & Peres, 2003). O mesmo padrão foi observado em mercados de carne de caça na África ocidental, onde, espécies mais vulneráveis foram drasticamente reduzidas pela caça intensiva no passado, e nos mercados atuais, espécies mais resilientes à pressão de caça dominam as vendas (Cowlshaw et al., 2005).

Entretanto, mesmo que ocorra a redução local das espécies de maior porte, caçadores com acesso a veículos motorizados (ex.: barcos, motos, carros e caminhões), podem acessar áreas mais remotas e mais preservadas, onde as abundâncias dessas espécies são maiores, garantindo a manutenção da seletividade da caça sobre as espécies preferidas ou de maior biomassa (Stearman, 1999; Souza-Mazurek et al., 2000; Jerozolinski & Peres, 2003; Read et al., 2010; de Paula et al., 2018). Por outro lado, devido à vulnerabilidade econômica que muitos caçadores e suas famílias estão sujeitos nas florestas tropicais, e a importância da carne de caça para a sua subsistência, o processo de

defaunação das espécies cinegéticas pode comprometer a segurança alimentar dessas pessoas (Fa et al., 2003; Nasi et al., 2008, 2011; Wilkie et al., 2011; Swamy & Pinedo-Vasquez, 2014; Sarti et al., 2015; Ceballos et al., 2017; Coad et al., 2019). Este processo poderá ocasionar a “Crise da Carne de Caça” – *The Bushmeat Crisis* (Nasi et al., 2008), na qual, o impacto não será somente sobre as espécies exploradas, mas também, sobre a segurança alimentar dessas pessoas que dependem deste recurso (Fa et al., 2003).

Em contraste, diversos outros trabalhos apontam que a caça tem sido praticada em níveis sustentáveis em florestas tropicais, mesmo que as espécies mais caçadas sejam as indicadas para serem as mais vulneráveis, ou são caçadas para abastecer mercados (Novaro et al., 2000; Cowlshaw et al., 2005; Peres & Nascimento, 2006; Naranjo & Bodmer, 2007; Ohl-Schacherer et al., 2007; van Vliet & Nasi, 2008; Kümpel et al., 2009; Shepard et al., 2012; Ramos et al., 2014). Nestes locais, as áreas caçadas estão adjacentes às áreas bem preservadas e que são relativamente isoladas dos caçadores, pois, podem possuir difícil acesso (ex.: áreas de montanhas) (ex.: Kümpel et al., 2009), ou serem Áreas Protegidas (AP) (Peres & Nascimento, 2006; Naranjo & Bodmer, 2007). Estes contextos possibilitam a existência da dinâmica fonte-sumidouro (Novaro et al., 2000), onde essas áreas “isoladas” funcionam como um refúgio (fonte) para a vida selvagem, e as populações relativamente estáveis nessas áreas se reproduzem, fornecendo novos indivíduos que poderão ser abatidos nas áreas caçadas (sumidouro) (Joshi & Gadgil, 1991). A dinâmica fonte-sumidouro tem sido um fator central para a explicação do acesso contínuo das espécies cinegéticas pelos caçadores, mesmo quando as abundâncias dessas espécies foram reduzidas nas áreas caçadas (Peres & Nascimento, 2006), e também para a explicação da prevalência da comercialização de espécies de antílopes (*Cephalophus* spp.) em mercados, mesmo que essas espécies já tenham sido indicadas como caçadas em níveis insustentáveis (van Vliet & Nasi, 2008).

1.4. Áreas Protegidas em Florestas Tropicais

AP em florestas tropicais são consideradas a “espinha dorsal” na conservação da biodiversidade nesses ambientes (DeFries et al., 2005; Gaston et al., 2008; Gibson et al., 2011; Peres, 2013), e correspondem a aproximadamente 27.1% das áreas de florestas tropicais (Nelson & Chomitz, 2011). De maneira geral, as AP podem ser divididas em duas categorias: as de proteção integral, destinadas somente para conservação integral de sua biodiversidade; e as de uso sustentável, que permitem a exploração sustentável de seus recursos naturais por populações humanas (West et al., 2006; Nelson & Chomitz, 2011; Peres, 2013).

O objetivo primária das AP é salvaguardar a maior biodiversidade de plantas e animais do mundo frente à rápida degradação e destruição das florestas tropicais (Pimm & Raven, 2000; DeFries et al.,

2005; Wright, 2005; Laurance & Peres, 2006; Bradshaw et al., 2009; Gibson et al., 2011; Nelson & Chomitz, 2011; Laurance et al., 2012; Pimm et al., 2014), tornando essas áreas refúgios para as espécies e processos ecossistêmicos naturais (Laurance et al., 2012). Entretanto, suas efetividades na conservação da biodiversidade têm sido amplamente variada. Uma avaliação sobre a efetividade de 60 AP em florestas tropicais na conservação da biodiversidade demonstrou que metade dessas AP são efetivas para a conservação, enquanto que as demais vem experimentando uma erosão em sua biodiversidade (Laurance et al., 2012). Dentre as ameaças que as AP são sujeitas, a exploração intensiva de seus recursos naturais (ex.: caça e madeira), a destruição de paisagem adjacentes, a pobreza, a falta de governança e a corrupção, são as principais causas para promover falhas em seu objetivo primário (Chape et al., 2005; DeFries et al., 2005; West et al., 2006; Wright et al., 2007; Nelson & Chomitz, 2011; Laurance et al., 2012). Mas, apesar de alguns cenários incertos, as AP são excelentes modelos para conservação da biodiversidade das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte nas florestas tropicais (Beaudrot et al., 2016).

Na Amazônia brasileira, 54% (~219.75 milhões de hectares) de sua área é ocupada por AP (Soares-Filho et al., 2010) sobre diferentes níveis de proteção e gestão, incluindo: de proteção integral e de uso sustentável Estaduais e Federais, além das Terras Indígenas. Juntas, respondem por 12% das áreas protegidas globalmente (Peres, 2013), com elevado potencial de reduções de emissões de gás carbônico (Soares-Filho et al., 2010), e excelentes barreiras contra o desmatamento e incêndios florestais (Nepstad et al., 2006). Em relação as AP de proteção integral e de uso sustentável, seus estabelecimentos e políticas são regidos pela Lei N° 9.985, de 18 de julho de 2000, que instaurou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Dentro do SNUC, as AP são organizadas de acordo com o seu nível de proteção, sendo: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio da Vida Silvestre, de proteção integral com os objetivos “*preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, com exceção dos casos previstos nesta Lei*”, não permitindo a presença de moradias humanas; Reserva Extrativista, Floresta Nacional, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular de Patrimônio Natural, com os objetivos “*compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais*”, permitindo a presença de moradias humanas.

As AP do SNUC na Amazônia somam-se 329 unidades, as de uso sustentável respondem por 64% (n = 219) (ISA, 2020). Para além de conciliar a proteção da biodiversidade com o uso sustentável dos recursos, as AP de uso sustentável também desempenham o papel de garantir o modo tradicional de subsistência das populações residentes, preservação dos legados culturais e garantir a persistência dos processos ecossistêmicos (Peres, 2013).

1.5. Contexto da Tese

A Amazônia possui a maior diversidade de espécies de vertebrados terrestres do Mundo, sendo as maiores diversidades para mamíferos, aves e anfíbios (Jenkins et al., 2013). Sozinha, a Amazônia responde por 52% das florestas tropicais remanescentes (FAO, 2020; Walker et al., 2020), e a Amazônia brasileira retém a maior parte da floresta, possuindo as maiores áreas de habitats contínuos para as espécies de vertebrados terrestres (Peres et al., 2010). Historicamente, suas áreas têm sido submetidas a diferentes formas de ocupação humana no espaço e tempo, e sujeitas a diferentes contextos socioeconômicos, que tem impactado, em menor ou maior grau, sua biodiversidade (Heckenberger et al., 2003; Antunes et al., 2014, 2016; Clement et al., 2015). Mais contemporâneo, o comércio de pele de animais selvagens do início do século XX aos anos 70 foi responsável pelo abate de milhões de mamíferos e reptéis (Redford & Robinson, 1991; Antunes et al., 2014). A caça destes animais para abastecer principalmente os mercados de peles nos EUA e Europa provocou reduções e extinções locais, sobretudo para as espécies aquáticas, tais como, a ariranha (*Pteronura brasiliensis*) e o peixe-boi-da-amazônia (*Trichechus inunguis*) (Antunes et al., 2016), sendo essa atividade proibida em 1967 pela Lei de Proteção de Fauna (Lei N° 5.197, de 3 de Janeiro de 1967).

Apesar do fim do comércio de peles, a atividade de caça na Amazônia brasileira ainda persiste, sendo a caça de subsistência a forma mais amplamente difundida entre as populações rurais, em grande maioria, consideradas populações tradicionais (Smith, 1976; Ayres & Ayres, 1979; Ayres et al., 1991; Pezzuti et al., 2004, 2018; Bonaudo et al., 2005; Pezzuti, 2009; Ramos et al., 2009, 2014; Valsecchi & Amaral, 2009; Carneiro & Pezzuti, 2009; Barros et al., 2011, 2012; Lopes et al., 2012; Valsecchi et al., 2014; Figueiredo & Barros, 2015, 2016; Vieira et al., 2015; Mesquita & Barreto, 2015; Pereira et al., 2017; Pires Mesquita et al., 2018; El Bizri et al., 2020, 2018, 2019; Antunes et al., 2019; Oliveira & Calouro, 2019; Nunes et al., 2020; Tavares et al., 2020; Bowler et al., 2020). Uma estimativa indicou que 23.5 milhões de animais são abatidos anualmente por essas populações (Peres, 2000), o que torna a caça uma importante fonte de carne para subsistência das populações tradicionais na Amazônia brasileira (Peres, 2000; Pezzuti et al., 2018; Antunes et al., 2019). Além da importância para subsistência, a carne de caça pode ser um recurso insubstituível economicamente, e a perda de sua importância na alimentação dessas pessoas pode ser ambientalmente inviável. Esta afirmação é baseada no estudo que indicou que, se populações rurais na Amazônia, que dependem da agricultura familiar e extrativismo para a renda econômica, substituírem a carne de caça por carne de gado, o valor econômico necessário supera em até 140% a renda adquirida dessas atividades econômicas, e seria necessário a conversão de 4310h⁻¹ de floresta em pastagens (Nunes et al., 2019).

Mesmo que a atividade de caça para populações rurais na Amazônia seja essencial, o direito a essa atividade não é regulamentado Brasil (Pezzuti et al., 2018; Antunes et al., 2019). Essa falta de regulamentação provém da Lei de Proteção de Fauna (Lei Nº 5.197, de 3 de Janeiro de 1967) e da Lei de Crimes Ambientais (Lei Nº 9.605, de 12 de Fevereiro de 1998), nas quais, a regulamentação da caça de subsistência não é contemplada, apesar que, nas duas Leis, o abate de animais é permitido em determinadas circunstâncias: “*se as peculiaridade regionais permitirem*” (Lei de Proteção de Fauna); “*em estado de necessidade, para saciar a fome do agente ou de sua família*” (Lei de Crimes Ambientais). Entretanto, essas circunstâncias são bastante subjetivas, e a falta de uma regulamentação específica da prática de caça de subsistência, tem levado muitas vezes, a marginalização dessa prática (Pezzuti et al., 2018; Antunes et al., 2019; van Vliet et al., 2019), mesmo que o seu direito tenha sido reconhecido por diversos instrumentos jurídicos (Pezzuti et al., 2018; Antunes et al., 2019), como exemplo, a Convenção 169 da Organização Internacional do Trabalho (OIT), de 07 de junho de 1989, do qual o Brasil é signatário. Este imbróglgio jurídico tem evitado que políticas públicas sejam destinadas para este importante recurso, podendo comprometer a segurança alimentar dessas pessoas, além de dificultar o estabelecimento de planos de manejo para o uso sustentável e conservação das espécies exploradas (Pezzuti et al., 2018; Antunes et al., 2019; van Vliet et al., 2019). Também, se perde a oportunidade de agregar mais valor às florestas, considerando que a fauna cinegética também entra no rol dos recursos florestais não madeireiros altamente valorizada por populações tradicionais, que têm exercido papel preponderante na defesa dos seus territórios (Nepstad et al., 2006).

Por outro lado, grande parte dessas populações tradicionais vivem hoje em AP Federais de uso sustentável, que respondem por 68% das AP Federais (n = 122) na Amazônia (ICMBio, 2019). E mesmo se tratando de populações tradicionais vivendo em AP de uso sustentável, o direito à caça de subsistência permanece incerto. Essa incerteza se agrava pelo fato do próprio órgão responsável pela gestão dessas AP, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – Ministério do Meio Ambiente (ICMBio/MMA), se posicionar juridicamente contrário à caça de subsistência pelas populações tradicionais residentes, segundo o Parecer nº 0553/2014/PFE- ICMBIO-SEDE/PGF/AGU e no Projeto de Lei nº 6.268/16 (Pezzuti et al., 2018).

Enquanto o imbróglgio jurídico limita o direito das populações tradicionais, a caça de subsistência praticada por essas populações em AP tem permeado questões sobre o fato de essa atividade ser uma ameaça real às espécies exploradas, e se a manutenção da biodiversidade e os processos ecossistêmicos naturais nestas áreas de uso sustentável podem ser “garantidos” (Redford & Sanderson, 2000; Schwartzman et al., 2000a; Schwartzman et al., 2000b; Terborgh, 2000; Peres & Zimmerman, 2001; Sanderson et al., 2002; Terborgh & Peres, 2002; Peres, 2013).

Neste contexto, considera-se que a caça de subsistência na Amazônia abrange duas “linhas de frente” simultaneamente: a do seu direito regulamentado em lei para as populações tradicionais, na qual está em grande parte renegada ao limbo (van Vliet et al., 2019), enfrentado o que tem sido denominado como a “Conspiração do Silêncio” (Pezzuti et al., 2018; Antunes et al., 2019); e se a caça de subsistência permite que as AP cumpram com a conservação da sua biodiversidade, sobretudo das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte, que são espécies-chave para a manutenção dos processos ecossistêmicos.

Neste sentido, a presente Tese se propõe a explorar essas duas “linhas de frente”. Sobre a regulamentação do direito à caça pelas populações tradicionais, se propõe avaliar a forma de exploração das espécies caçadas por populações tradicionais na Reserva Extrativista Rio Iriri e na Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio, para possibilitar o avanço nas discussões para o estabelecimento de políticas públicas adequadas para a regulamentação da caça de subsistência em AP.

Sobre a performance na conservação das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte, se propõe a avaliar a resposta dessas espécies às pressões antrópicas realizadas pela população tradicional, incluindo a caça de subsistência, na Reserva Extrativista Rio Iriri e na Estação Ecológica da Terra do Meio, como forma de contribuir para o entendimento se a atividade de caça representa uma ameaça real à defaunação das espécies exploradas, e se a manutenção da biodiversidade e processos ecossistêmicos naturais nestas áreas são capazes de serem alcançadas.

Adicionalmente, são explorados os dados de amostragens de vertebrados terrestres por armadilhas fotográficas ao longo de três anos na Estação Ecológica da Terra do Meio, segunda maior AP do Brasil. Essa amostragem faz parte do Programa de Monitoramento *in situ* da Biodiversidade - Componente Florestal (Costa-Pereira et al., 2013), que tem como principal objetivo o monitoramento da biodiversidade e seus usos nas AP Federais em escala nacional. Os dados foram explorados com o objetivo de gerar uma base de informações importantes para o conhecimento da biodiversidade que a Estação Ecológica da Terra do Meio abriga e contribuir para o entendimento das AP em salvaguardar sua biodiversidade.

1.6. Estrutura e objetivos

A presente Tese está dividida em três Sessões:

Sessão I: A caça em duas Áreas Protegidas na Amazônia: evidência de seus potenciais para manejo e conservação das espécies exploradas.

Objetivo geral

Analisar se a atividade de caça praticada pela população tradicional (ribeirinhos) é um fator de defaunação nas Reserva Extrativista Rio Iriri e Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio, bacia do Rio Xingu, estado do Pará, Amazônia Oriental.

Objetivo específicos

- Analisar se existe diferença na composição das espécies caçadas entre as comunidades ribeirinhas;
- Analisar quais preditores ambientais e antrópicos interferem nos parâmetros captura por unidade de esforço (CPUE) e número de animais abatidos;
- Avaliar se a CPUE e o número de animais abatidos apresentaram tendência de estabilidade, crescimento ou declínio.

Sessão II: Respostas de vertebrados terrestres de médio e grande porte às pressões antrópicas em duas Áreas Protegidas na Amazônia Oriental.

Objetivo geral

Analisar a resposta das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte às ações antrópicas de ribeirinhos na Reserva Extrativista Rio Iriri e na Estação Ecológica da Terra do Meio, na bacia do Rio Xingu, Amazônia Oriental, estado do Pará.

Objetivos específicos

- Analisar se a área sobre uso direto dos moradores é capaz de reter as espécies das assembleias de vertebrados terrestre e de primatas de médio e grande porte, em comparação com a área não usada pelos moradores;
- Avaliar se as abundâncias relativas das assembleias de vertebrados terrestres e de primatas de médio e grande porte respondem ao nível de pressão antrópica;
- Analisar se os grupos funcionais da assembleia de vertebrados terrestres de médio e grande porte, em especial o das espécies mais caçadas, respondem ao nível de pressão antrópica;

Sessão III: Uso de armadilhas fotográficas para o estudo de vertebrados terrestres na Estação Ecológica da Terra do Meio.

Objetivo geral

Analisar os dados de armadilhas fotográficas para produzir uma base de informações sobre os vertebrados terrestres na Estação Ecológica da Terra do Meio, na bacia do Rio Xingu, Amazônia Oriental, estado do Pará.

Objetivos específicos

- Listar as espécies de vertebrados terrestres identificadas nas imagens capturadas pelas armadilhas fotográficas;
- Avaliar se o número de registro se relaciona com a média da biomassa corporal de 25 espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte;
- Apresentar a distribuição espacial dos registros de 25 espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte;
- Avaliar tendências na ocupação de 25 espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte durante três anos de monitoramento.

Por fim, é apresentada uma Conclusão Geral sobre os resultados.

1.7. Contexto da população tradicional do estudo

A área de estudo compreende as Reservas Extrativistas (RE) Rio Iriri e Riozinho do Anfrísio, e a Estação Ecológica da (EE) Terra do Meio (ver Material e Métodos Gerais). Essas RE são ocupadas pela população conhecida como ribeirinha, sendo aproximadamente 207 núcleos familiares em 69 comunidades: 114 núcleos em 24 comunidades para a RE Rio Iriri, e 93 núcleos em 35 comunidade para a RE Riozinho do Anfrísio (Associação dos Moradores da RE Riozinho do Anfrísio e Associação dos Moradores da RE Rio Iriri, 2019: dados não publicados). Essas comunidades estão distribuídas ao longo das margens do Rio Iriri, Riozinho do Anfrísio, e uma comunidade na margem do rio Novo, que está na área da EE Terra do Meio.

A grande maioria da população residente é descendente dos soldados da borracha que, a partir da segunda metade do século XX, vieram predominantemente da região nordeste para a região amazônica, atraídos por incentivos do governo para a exploração do látex (*Hevea brasiliensis*; Figura 4) (Almeida, 2012). A partir do fim da Segunda Guerra Mundial (1945), houve um declínio na demanda por borracha, e os seringueiros passaram a desenvolver outras atividades econômicas, como a pesca, a coleta do fruto da castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa*), e a caça para venda de peles (Figura 4), essa última proibida em 1967 (Almeida, 2012; Antunes et al., 2016). Mais de meio século depois, a grande maioria da população local ainda é dependente economicamente do comércio da pesca e do extrativismo (de Sousa & Pezzuti, 2015; Chase et al., 2020; Rezende,

2020), e para subsistência, praticam a pesca e a caça (Carneiro & Pezzuti, 2009; de Sousa & Pezzuti, 2015), roças familiares e extrativismo vegetal. Na Figura 4 são apresentadas algumas imagens do cotidiano dessa população.

Após o declínio da exploração da borracha, os antigos barracões, locais de processamento do látex para a borracha, que ficavam próximos às colocações (locais de extração do látex) (Almeida, 2012), deram origem a diversas comunidades, que se mantiveram relativamente isoladas da influência urbana. Este isolamento fez com que a população se desenvolvesse com pouco ou quase nenhum acesso a serviços públicos como por exemplo, educação e saúde (ISA, 2017a). Até poucos anos atrás, dependiam quase que exclusivamente de atravessadores que compravam a produção da pesca e do extrativismo e comercializavam produtos industrializados (ex.: alimentos, roupas e calçados, munições e artefatos de pesca), conhecidos localmente como *regatões* (de Sousa & Pezzuti, 2015). Com a criação das RE, foi possível ter melhor acesso a políticas públicas, mas que ainda apresentam vários desafios para suprir a demanda local. Atualmente, as RE já contam com Associações que promovem o fortalecimento econômico, político e social das comunidades, e o incentivo à produção extrativista (Chase et al., 2020; Rezende, 2020).

Em especial, a produção extrativista vem aumentando nos últimos anos (Roberto Rezende – Instituto Socioambiental, comunicação pessoal), principalmente na exploração da castanha-do-brasil, óleo-de-copaíba (*Copaifera langsdorffii*), do coco-babaçu (*Attalea speciosa*), e em pequena escala, mas ainda presente, o látex (ISA, 2017a). A grande parte da comercialização local destes produtos tem sido através do Sistema de Cantinas, que é coordenado pelo Instituto Socioambiental (Chase et al., 2020). Este Sistema funciona com pequenos estabelecimentos em algumas comunidades que fazem a troca de outros produtos (alimentos e combustível, por exemplo) pela produção extrativista, com o objetivo de valorização das cadeias produtivas locais, melhores e mais justos retornos financeiros e melhoria na organização política das comunidades (ISA, 2017b; Chase et al., 2020). O modo de vida tradicional dos ribeirinhos locais, herdado das práticas e conhecimentos dos antigos seringueiros, reflete hoje as práticas extrativistas, que tem possibilitado por décadas de ocupação destes ambientes a conservação da floresta em pé, possibilitando a manutenção de importantes serviços socioambientais (Chase et al., 2020; Rezende, 2020; Balée et al., 2020).





Figura 4: Exemplos do histórico e cotidiano das Reservas Extrativistas da região da Terra do Meio: **a.** Moradia típica dos reberinhos na Reserva Extrativista Rio Xingu; **b.** Resultado de uma pescaria na Reserva Extrativista Rio Xingu; **c.** Ribeirinho em atividade de caça na Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio; **d.** Coleta de castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa*) na Estação Ecológica da Terra do Meio; **e.** Preparação da mandioca (*Manihot esculenta*) para elaboração de farinha na Reserva Extrativista Rio Xingu; **f.** Coleta de açaí (*Euterpe oleracea*) na Estação Ecológica da Terra do Meio Rio Iriri; **g.** Preparação de borracha de látex extraído da seringueira (*Hevea brasiliensis*) para ser comercializada, na Reserva Extrativista Rio Xingu; **h.** Ribeirinho confeccionando um remo de madeira na Reserva Extrativista Rio Iriri; **i.** Recibo de venda de peles de felinos (01 onça: *Panthera onca*, e 20 gatos: *Leopardus pardalis*) de 1968, guardado por um morador na Reserva Extrativista Rio Xingu; **j.** Recibo de venda de borracha de 1983 guardado por um morador na Reserva Extrativista Rio Xingu. Fotos a, b, c, e, f, g, h, i e j: Milton de Paula; Foto d: Luis Carlos Duarte Nascimento, morador da Reserva Extrativista Rio Iriri.

1.7. MATERIAL E MÉTODOS

1.7.1. Área de Estudo

A área de estudo compreende três AP contíguas, sendo duas de uso sustentável, RE Rio Iriri (3632 km² de área) e RE Riozinho do Anfrísio (3990 km²), e uma de proteção integral, a EE Terra do Meio (33731km²), esta última sendo a segunda maior AP do Brasil (ponto médio de localização: -4.852349° e -54.553255°) (Figura 5). Essas áreas estão localizadas na porção média da bacia do Rio Xingu, sub-bacia do Rio Iriri, porção leste da Amazônia, no estado do Pará, no município de

Altamira. Essas AP fazem parte da região conhecida como Terra do Meio, que ocupa aproximadamente 79000 km², e é formada por um mosaico de Terras Indígenas (TI) e AP Federais e Estaduais, e compõe um dos maiores corredores de sociobiodiversidade do mundo, o Corredor de Sociobiodiversidade do Xingu (ver Figura 5), por possuir extensa floresta bem preservada e imensa diversidade cultural (Schwartzman et al., 2013).

Entretanto, a Terra do Meio está localizada em uma região de fronteira com o “arco do desmatamento” da Amazônia, região com as maiores taxas de degradação ambiental (Fearnside, 2005), que trata-se de uma fronteira ainda não consolidada de interesse do agronegócio, exploração ilegais de madeira e mineração (Schwartzman et al., 2013). Seus principais vetores de pressões antrópicas vêm da rodovia Transamazônica (ver Figura 5), na sua fronteira norte, e através de outras AP mais próximas ao “arco do desmatamento” (Doblas, 2015). As taxas de desmatamentos na região vinham diminuindo até 2012, mas a partir desse ano, as taxas começaram a aumentar, sobretudo na fronteira norte da RE Riozinho do Anfrísio, e na fronteira sudeste da EE Terra do Meio (ISA, 2016). Entretanto, em 2019, as pressões se intensificaram atingindo as áreas mais centrais das AP na região.

Nas áreas de estudo, a floresta amazônica é predominantemente dominada por matas de Terra Firme, que se encontram bem conservadas. As áreas alagáveis são mais presentes ao longo do Rio Iriiri, conhecidas localmente como igapós e “sarobais” (Salomão et al., 2007). O clima da região é o tropical úmido, com redução dos níveis de precipitações de junho a novembro (período seco). A média pluviométrica anual é de 2000 mm (ISA, 2003). Durante o período seco, pode ocorrer a redução de mais de 90% na vazão dos rios na região (Pezzuti, 2008).

1.7.2. Obtenção dos Dados

Os dados analisados nas Sessões I, II e III são, em grande parte, provenientes do Programa de Monitoramento *in situ* da Biodiversidade – Componente Floresta (Costa-Pereira et al., 2013), que tem como principal objetivo o monitoramento da biodiversidade e seus usos nas AP Federais em escala nacional. Especificamente, os dados utilizados são do Programa Nacional de Monitoramento Participativo da Biodiversidade - Monitora: Protocolos Mínimo, Avançado e Básico (ICMBio/Monitora, 2018), sob a coordenação do ICMBio/MMA. Os demais dados provêm de amostragens de vertebrados terrestres com o uso do conhecimento ecológico local (CEL) de moradores (pesquisadores locais) das duas RE em estudo.

Para a Sessão I, são usados os dados do programa de Monitora – Protocolo Complementar, que consistiu no monitoramento da pesca e da caça nas RE Rio Iriiri e Riozinho do Anfrísio, no período

de julho de 2014 a dezembro de 2018, totalizando 55 meses de monitoramento em 30 comunidades ribeirinhas (ver Figura 5).

Para a Sessão II, são usados os dados do programa Monitora: Protocolo Mínimo (PM) e Protocolo Avançado (PA), e das amostragens de vertebrados terrestres com o uso do CEL dos pesquisadores locais. Os dados do PA são provenientes de amostragens por armadilhas fotográficas utilizando o protocolo *TEAM (Tropical Ecology Assessment and Monitoring)* de amostragens de vertebrados terrestres em florestas tropicais (Jansen et al., 2014), que foram realizadas na EE Terra do Meio e na RE Rio Iriri. Os dados do PM são provenientes de censos visuais de vertebrados terrestres de médio e grande porte e aves cinegéticas realizados em três transecções de 5km de extensão cada na EE Terra do Meio (ICMBio/Monitora, 2018) (ver Figura 5). Os dados utilizados são de 2014 a 2016 (ICMBio/Monitora, 2018) e 2017 a 2018 (dados não publicados). Os dados provenientes do CEL são de amostragens por censos visuais e contagens de rastros e vestígios em trilhas de instalação de câmeras e em trilhas preexistentes usadas pelos moradores para atividade de caça e extrativismo vegetal (ver Figura 5). Essas trilhas estão em áreas da EE Terra do Meio e da RE Rio Iriri, com um total de 25 trilhas, sendo a média de extensão de 4.46km (mínimo 1.3, máximo 7.3). Os dados utilizados neste estudo são de 2016 a 2019, e foram coletados com a assistência dos pesquisadores locais experts em CEL. Durante as amostragens, foi utilizado um software de monitoramento da fauna, o *Cybertracker* (<http://www.cybertracker.org/>), em aparelhos de *smartphones*. O *Cybertracker* é um software livre e foi desenvolvido primariamente para o monitoramento de vertebrados terrestres na savana africana. Trata-se de uma ferramenta simples para a coleta de dados georreferenciados sobre animais e sinais de suas presenças (ex.: pegadas e fezes). Sua interface é voltada para o uso de populações tradicionais não letradas, e seu uso foi através de uma versão customizada baseada no CEL dos pesquisadores locais.

Para a Sessão III são usados os dados de amostragens por armadilhas fotográficas na EETerra do Meio dos três anos de monitoramento, já descritos acima.

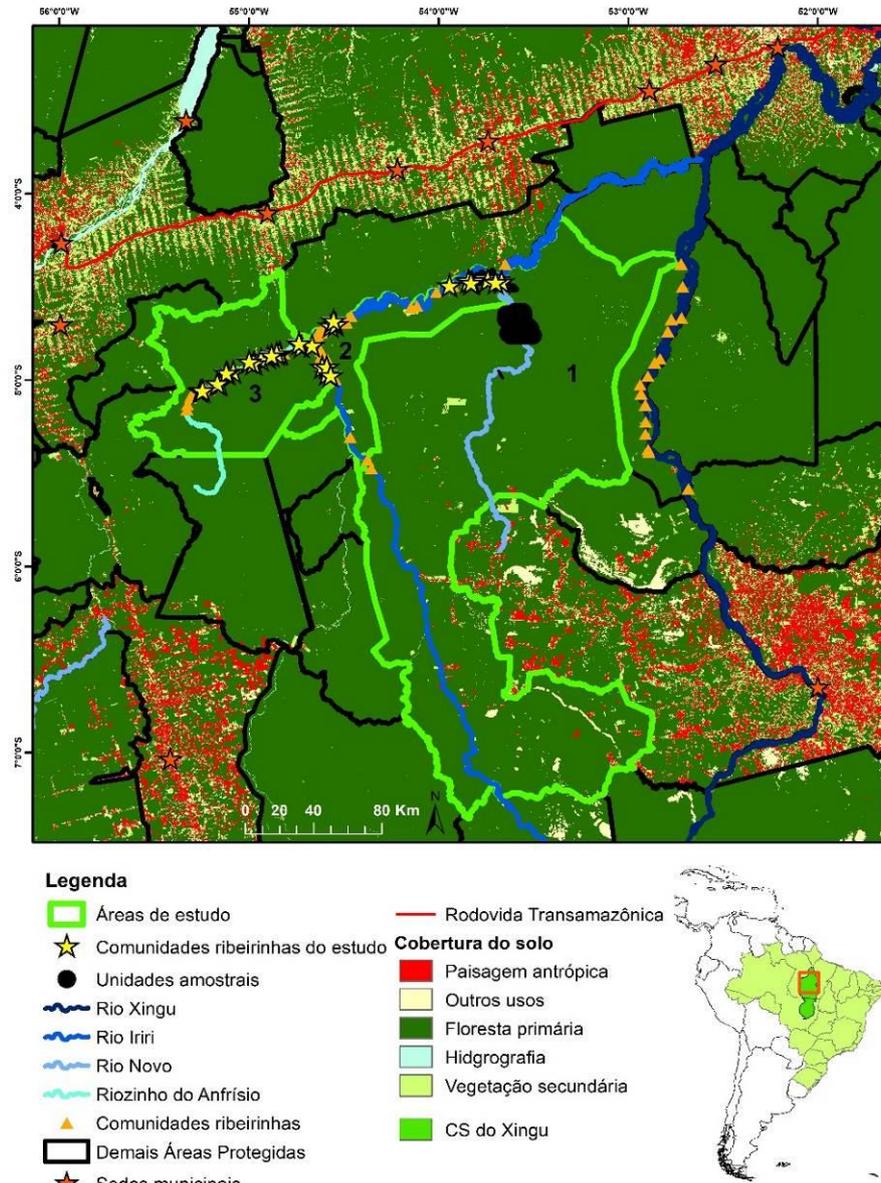


Figura 5: Mapa de localização das áreas de estudo. Áreas de estudo, **1:** Estação Ecológica da Terra do Meio; **2:** Reserva Extrativista Rio Iriri; **3:** Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio. Abreviação, **CS:** Corredor de Sociobiodiversidade.

1.7.3. Análises dos dados

Todas as análises estatísticas foram realizadas no software *R* (R Development Core Team, 2014), com os pacotes estatísticos utilizados devidamente referenciados.

Para explorar os objetivos específicos da Sessão I, primeiramente, foi avaliado se houve diferença na composição das espécies caçadas entre as comunidades do estudo durante o período do MPB-PC, usando um Escalonamento Multidimensional Não Paramétrico. Depois, foram utilizados Modelos Lineares Mistos Generalizados para avaliar a influência de preditores ambientais e antrópicos sobre as variáveis respostas: CPUE e o número de animais mortos. Por fim, foram utilizados modelos que descrevem relações estocásticas e determinísticas entre as quantidades

observadas e não observadas usando estatística Bayesiana, para avaliar se as tendências mensais da CPUE e número de animais abatidos apresentaram aumento, declínio ou estabilidade ao longo dos 55 meses de monitoramento.

Para os objetivos específicos da Sessão II, primeiramente, as espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte foram divididas em duas assembleias, as de vertebrados terrestres e as de primatas, em função dos métodos de amostragens. Na sequência, foram construídas curvas de rarefação para avaliar se a área de uso dos moradores retém todas espécies da assembleia de vertebrados terrestres. Como o número de espécie de primatas foi baixo ($n = 4$), não foram construídas curvas de rarefação para esse grupo. Depois, foram utilizados Modelos Hierárquicos de Comunidade de Espécies usando inferência Bayesiana para avaliar as respostas das abundâncias relativas das espécies sobre o preditores ambientais e um aleatório espacial, em nível das assembleias e espécies individuais. Por fim, novos modelos foram executados para avaliar as respostas das abundâncias relativas dos grupos de espécies organizadas em classes funcionais (*traits*) sobre os preditores. Pelo número reduzido de espécies, essa última análise não foi executada para os primatas.

Para explorar os objetivos específicos da Sessão II, foi utilizada uma Regressão Linear para avaliar a relação entre o número de registros e a média da biomassa (kg) corporal das 25 espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte analisadas. Para a distribuição espacial dos registros, foram elaborados mapas de detecções de cada espécie analisada por cada armadilha fotográfica. Por fim, foi utilizada a taxa de ocupação como indicativo populacional dessas espécies, e a tendência na ocupação ao longo dos três anos de monitoramento foi investigada usando modelos de ocupação dinâmicos (*multi-season*) utilizando estatística Bayesiana.

Em todas as Sessões são utilizadas análises estatísticas com inferência Baesiana, o que é incomum entre ecólogos (Kéry, 2010). Geralmente, o modo não usual dos modelos Baesianos estão relacionados com a dificuldade em sua implementação, que até recentemente exigia códigos personalizados, e conhecimento sólido em estatística e computação (Kéry, 2010). Porém, essa inferência está mais facilmente disponível em softwares específicos, por exemplo, o *JAGS* (Plummer, 2015), que podem ser executados no software estatístico *R* (R Development Core Team, 2014), através de pacotes estatísticos específicos. Para todas as Sessões, foi utilizado o software *JAGS* no software estatístico *R*.

Na Sessão I, os modelos Baesianos foram elaborados e executados utilizando o *R*, um exemplo do código dos modelos pode ser visualizado no Apêndice dessa Sessão. Na Sessão II, os modelos foram executados por um a pacote estatístico com inferência Baesiana. Já para a Sessão III, os

modelos foram executados utilizando códigos que foram cedidos gentilmente por J. Ahumada e L. Krishoff (*TEAM Network*). Esses códigos não são apresentados por terem sido cedidos por terceiros apenas para o uso neste trabalho. Porém, a base desses códigos pode ser visualizada no Material Suplementar de Beaudrot et al. (2016). Todos os modelos foram executados utilizando algoritmos de Cadeias de Markov e Monte Carlo (*Markov Chain Monte Carlo*), que permitem analisar complexas dimensões que são inerentes às inferências Bayesianas (Kéry, 2010).

O básico pressuposto da inferência Bayesiana é a capacidade de incluir no modelo um palpite (*prior*) sobre o que esperar de um parâmetro que está sendo avaliado, dado um conjunto de dados observados (Kéry, 2010). Entretanto, todos os modelos executados utilizaram *priors* não-informativos, ou seja, não foi estabelecido nenhum palpite do que esperar dos parâmetros avaliados, assumindo que os *priors* estão entre 0 e 1, o que não impede a execução dos modelos (Kéry, 2010; Northrup & Gerber, 2018).



Foto: Milton de Paula

2. Sessão I

**A caça em duas Áreas Protegidas na Amazônia:
evidência de seus potenciais para manejo e
conservação das espécies exploradas**

A caça em duas Áreas Protegidas na Amazônia: evidência de seus potenciais para manejo e conservação das espécies exploradas

2.1. RESUMO

A atividade de caça em florestas tropicais é uma importante fonte alimentar para populações rurais. Para populações em Reservas Extrativistas (RE) na Amazônia, embora a atividade de caça possa representar uma forma de subsistência insubstituível, esta possui status jurídico incerto no Brasil. Isso limita que programas de manejo da fauna cinegética sejam estabelecidos legalmente para garantia da sustentabilidade e da conservação das espécies exploradas. Este trabalho analisa a atividade de caça de 30 comunidades ribeirinhas em duas RE na Amazônia Oriental, estado do Pará. Utilizando dados do monitoramento participativo da caça durante 55 meses, são analisadas a composição das espécies exploradas, o rendimento baseado na captura por unidade de esforço (CPUE) e números de animais abatidos, e as tendências mensais desses parâmetros (estabilidade, crescimento ou declínio). Não houve diferença na composição das espécies caçadas entre as comunidades. Espécies com baixa capacidade de resiliência ao impacto da caça foram as que mais contribuíram para o rendimento em termos da biomassa e número de animais abatidos. O nível da cota do rio foi o preditor mais importante para explicar a CPUE e número de animais abatidos, afetando ambos positivamente. A CPUE e número de animais mortos se apresentaram estáveis ao longo dos 55 meses de monitoramento. Os resultados demonstram que a caça tem sido praticada em níveis seguros. A baixa densidade populacional e boa integridade ambiental das RE e seus entornos possibilitaram que a caça não represente uma ameaça às espécies exploradas. A manutenção do contexto ambiental e social nas RE é a chave para garantir que a atividade de caça continue sendo praticada em níveis estáveis. É recomendado o estabelecimento de acordos locais baseados em gestões-comunitárias participativas para o manejo e conservação das espécies exploradas. Os resultados reafirmam a importância das RE e a necessidade de inclusão da caça de subsistência em políticas públicas.

Palavras-chave: Fauna cinegética, Unidades de Conservação, Populações Tradicionais.

2.2. INTRODUÇÃO

A atividade de caça em florestas tropicais é uma importante fonte de subsistência de populações rurais, principalmente em regiões relativamente isoladas e com difícil acesso a mercados de carne de animais domésticos (Redford & Robinson, 1987; Fa et al., 2002; Milner-Gulland et al., 2003; Willcox & Nambu, 2007; Sirén & Machoa, 2008). Vertebrados terrestres de médio e grande porte formam o grupo das espécies mais caçadas por essas populações (Redford & Robinson, 1987; Fa et al., 2002; Milner-Gulland et al., 2003), e que também são espécies que desempenham papéis importantes para a manutenção de processos ecossistêmicos, tais como dispersão de sementes, herbivoria e ciclagem de nutrientes (Redford, 1992; Turner et al., 2007; Peres et al., 2016; Sobral et al., 2017). Entretanto, a caça de subsistência pode ser um fator de declínio populacional dessas espécies, caso não seja praticada em níveis seguros, ou seja, que garanta a manutenção de populações viáveis das espécies exploradas (Bodmer et al., 1997; Wilkie et al., 2011; Ripple et al., 2016; Benítez-López et al., 2019). Isso tem gerado preocupações sobre a manutenção dessas espécies em níveis populacionais viáveis, para que as mesmas sigam exercendo suas funções ecológicas, garantindo assim a manutenção dos processos ecossistêmicos e, ao mesmo tempo, a segurança alimentar dos caçadores e suas famílias (Wright & Muller-Landau, 2006; Muller-Landau, 2007; Peres et al., 2010).

Na Amazônia brasileira, Peres (2000) estimou que 89224 toneladas de carne de caça são consumidas por ano pela população rural. Parte dessa população reside em Reservas Extrativistas (RE), que são Áreas Protegidas (AP) Federais de uso sustentável, e que tem como objetivo a conservação da biodiversidade e a garantia da exploração dos recursos naturais pela população local de forma sustentável (Sistema Nacional de Unidade de Conservação, Lei 9.985/2000). Apesar da carne obtida através da caça ser insubstituível para diversas populações tradicionais (Nunes et al., 2019), essa atividade possui um status jurídico incerto no Brasil (Pezzuti et al., 2018; Antunes et al., 2019). Isso limita que programas de manejo da fauna cinegética sejam estabelecidos legalmente para a garantia da sustentabilidade e conservação das espécies exploradas, sobretudo com o exemplo dos excelentes desempenhos de planos de manejos em AP para fauna aquática (Campos-Silva & Peres, 2016; Campos-Silva et al., 2017). Assim, compreender a forma de exploração deste recurso é crucial para possibilitar o avanço nas discussões para o estabelecimento de políticas públicas adequadas para a caça de subsistência em AP.

Este trabalho analisa a atividade de caça de moradores ribeirinhos de duas RE na bacia do Rio Xingu, Amazônia Oriental, estado do Pará, avaliando se essa atividade apresenta indicativo de ameaça às espécies exploradas. Para isso, são explorados dados de um programa de monitoramento participativo durante 55 meses, entre 2014 e 2018, sendo analisados a composição das espécies

exploradas, o rendimento baseado em CPUE (captura por unidade de esforço) e números de animais abatidos, e as tendências mensais desses parâmetros.

A atividade de caça de subsistência está sujeita a fatores ambientais e antrópicos, e a capacidade de impacto dessa atividade sobre as espécies exploradas dependerá da dinâmica desses elementos, que podem agir de forma sinérgica (Peres, 2001). Por outro lado, aspectos intrínsecos da ecologia e biologia das espécies exploradas determinarão o grau de resiliência relacionada ao impacto da caça (Robinson & Redford, 1991; Bodmer et al., 1997). Assim, especificamente, é analisado se existe diferença na composição das espécies caçadas entre as comunidades, quais preditores ambientais e antrópicos interferem nos parâmetros CPUE e número de animais abatidos, e se esses parâmetros apresentaram tendência de estabilidade, crescimento ou declínio. Para os preditores, um conjunto foi escolhido para cada categoria sendo, ambientais: sazonalidade ambiental (Pezzuti et al., 2004; Fonseca & Pezzuti, 2013; Vieira et al., 2015; Endo et al., 2016; Pereira et al., 2017; de Paula et al., 2018), integridade ambiental (Escamilla et al., 2000; Souza-Mazurek et al., 2000; Parry et al., 2009) e diferença ambiental (Read et al., 2010); antrópicos: demografia (Jerozolinski & Peres, 2003; Endo et al., 2016), economia (Sirén & Wilkie, 2014; Nunes et al., 2020) e isolamento geográfico (*upstream*) (Constantino et al., 2008; Endo et al., 2016).

2.3. MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1. Área de estudo

A área de estudo compreende aproximadamente 300 km de seção ao longo das margens dos rios Iriri e Riozinho do Anfrísio (ponto médio de localização: -4.852349° e -54.553255°), em duas RE, a Rio Iriri (3632 km² de área) e Riozinho do Anfrísio (3990 km²), localizadas na porção média da bacia do rio Xingu, sub-bacia do Rio Iriri, porção leste da Amazônia, no estado do Pará, no município de Altamira (Figura 1, Mapas A e B). Essas RE fazem parte da região conhecida como Terra do Meio, que ocupa aproximadamente 79000 km². A Terra do Meio é formada por um mosaico de Terras Indígenas (TI) e AP Federais e Estaduais (Figura 1, Mapa B), e compõe um dos maiores corredores de sociobiodiversidade do mundo, o de Sociobiodiversidade do Xingu, por possuir extensa floresta bem preservada e imensa diversidade cultural (Schwartzman et al., 2013). Entretanto, ela está localizada em uma região de fronteira ainda não consolidada de interesse do agronegócio, exploração ilegal de madeira e mineração (Schwartzman et al., 2013; Doblas, 2015; ISA, 2016). Na sua porção norte está localizada a rodovia Transamazônica (Figura 1, Mapa B), principal vetor de pressão antrópica na região (Godar et al., 2012; Doblas, 2015).

A população humana nas RE é atualmente estimada em 207 núcleos familiares, sendo 93 para RE Riozinho do Anfrísio, e 114 para RE Rio Iriri (Associações dos Moradores das RE Riozinho do

Anfrísio e Rio Iriri, 2019: dados não publicados). Estas famílias estão organizadas em aproximadamente 59 comunidades (35 para RE Riozinho do Anfrísio, e 24 para RE Rio Iriri) (Figura 1. Mapa A). A população residente, regionalmente conhecida como ribeirinha, na grande maioria, é descendente de seringueiros, formados principalmente por migrantes da região Nordeste do país, atraídos para a Amazônia a partir da segunda metade do século XIX para a exploração do látex (*Hevea brasiliensis*) (Almeida, 2012). A partir do fim da Segunda Guerra Mundial (1945), houve um declínio na demanda por borracha, e os seringueiros passaram para outras atividades econômicas, como a pesca, a coleta do fruto da *Bertholletia excelsa* (castanha-do-brasil) e a caça de felinos, essa última proibida em 1967 (Almeida, 2012; Antunes et al., 2016). Mais de meio século depois, a grande maioria da população local ainda é dependente economicamente do comércio da pesca e do extrativismo, e para a subsistência, praticam a pesca, a caça, as roças familiares e o extrativismo vegetal (Carneiro & Pezzuti, 2009; de Sousa & Pezzuti, 2015; Rezende, 2020).

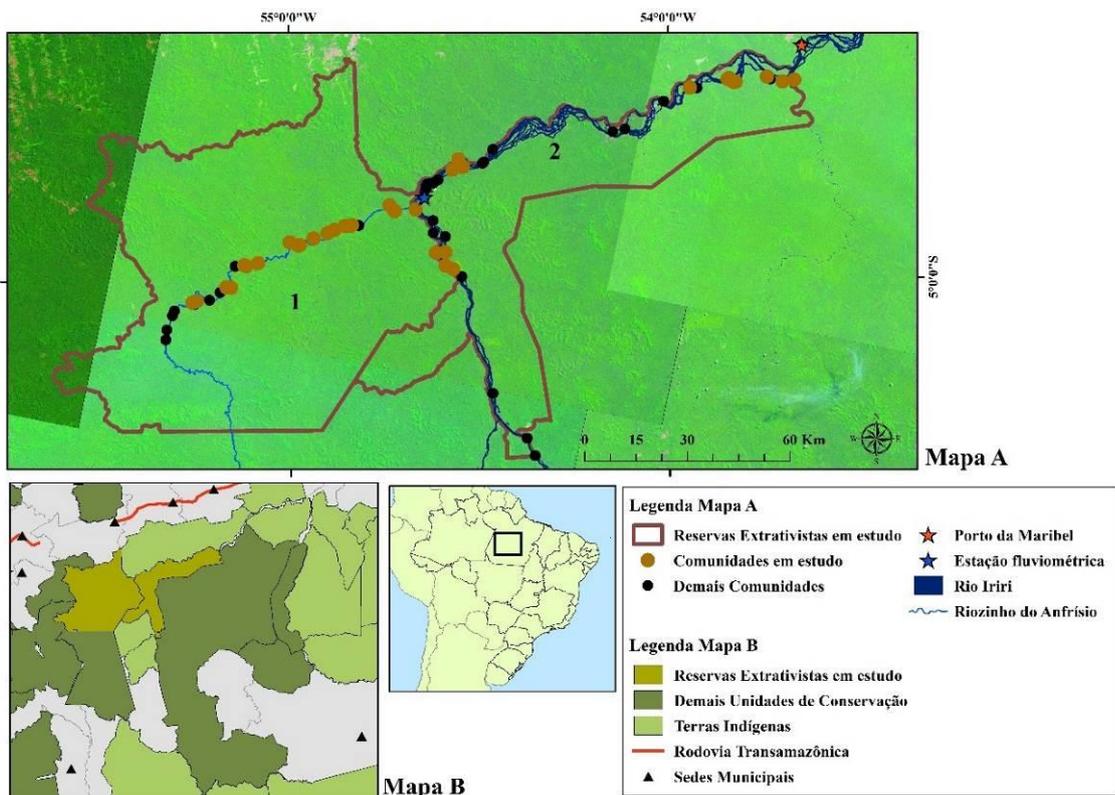


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo. **Mapa A:** 1- Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio; 2- Reserva Extrativista Rio Iriri.

Na região de estudo, a floresta amazônica é predominantemente dominada por matas de Terra Firme, que se encontram bem conservadas. As áreas alagáveis são mais presentes ao longo do Rio Iriri, conhecidas localmente como igapós e “sarobais” (Salomão et al., 2007). O clima da região é o tropical úmido, com redução dos níveis de precipitação de junho a novembro (período seco). A

média pluviométrica anual é de 2000 mm (ISA, 2003). Durante o período seco, pode ocorrer a redução de mais de 90% na vazão dos rios na região (Pezzuti, 2008).

2.3.2. Dados das atividades de caça

2.3.2.1. Monitoramento

Os dados sobre as atividades de caça são provenientes do Programa Nacional de Monitoramento Participativo da Biodiversidade - Programa Monitora (ICMBio/Monitora, 2018) – Protocolo Complementar (MPB-PC), sob a coordenação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/Ministério do Meio Ambiente (ICMBio/MMA). O MPB-PC é um componente do programa de Monitoramento *in situ* da Biodiversidade (Costa-Pereira et al., 2013), que tem como principal objetivo o monitoramento da biodiversidade e seus usos em APs Federais em escala nacional.

O MPB-PC teve início em junho de 2014 nas RE Riozinho do Anfrísio e RE Rio Iriri. As informações a serem monitoradas nas comunidades foram decididas em reuniões com os moradores locais, sendo escolhidos quatro alvos: recursos pesqueiros, fauna cinegética (espécies caçadas), quelônios e castanha-do-brasil (ICMBio/MMA, relatório técnico não publicado). Entretanto, o MPB-PC só monitorou a atividade de caça e pesca. O monitoramento contou com a participação de moradores locais alfabetizados (monitor local) que, após receberem treinamento, ficaram responsáveis pela coleta dos dados nas comunidades escolhidas para serem monitoradas. Cada monitor local que aceitou fazer parte do monitoramento assinou um Termo de Adesão.

Em oficinas prévias ao início da coleta de dados, os monitores locais foram capacitados para aplicarem um questionário padronizado (ver modelo em Anexo 1) em cada comunidade sobre sua responsabilidade (algumas comunidades mais populosas foram monitoradas por mais de um monitor). Para cada morador entrevistado, o monitor aplicou perguntas sobre a última atividade de caça e da pesca dentro de um intervalo de 15 dias. Após a primeira entrevista, o morador passou a ser monitorado, sendo as novas entrevistas realizadas com no mínimo 15 dias entre cada evento de aplicação das perguntas. Quando o morador acompanhado não estava na residência, um membro da família disponível foi entrevistado. Balanças de mão foram utilizadas pelos monitores para pesagem dos animais caçados e/ou pescados, quando possível. Anualmente, oficinas de capacitação para os monitores locais para avaliação do progresso do programa, e para apresentação dos resultados prévios para validação dos dados, foram realizadas através de parceria com o ICMBio/MMA e a Universidade Federal do Pará – Campus Belém e Altamira. Os monitores locais foram pagos pelo ICMBio/MMA para aplicação dos questionários, sendo R\$ 10,00 por questionário aplicado no início do programa, e posteriormente R\$ 15,00 por questionário.

Os dados utilizados aqui são de eventos de caça registrados entre 01/06/2014 a 29/12/2018, totalizando 55 meses de monitoramento. Do total de entrevistas (n = 3424), 1587 entrevistas com atividade de caça foram validadas para este estudo (ver Apêndice 1 para o processo de validação) de 30 comunidades, sendo 18 na RE Riozinho do Anfrísio e 12 na RE Rio Iriri (Figura 1: Mapa A; Apêndice 2: Tabela 1), totalizando 199 pessoas monitoradas/entrevistadas. Entre as comunidades houve diferença na quantidade de entrevistas aplicadas (máxima: 225, mínima: 10), sendo a média de 53 entrevistas. Para o número de entrevistas e o número de pessoas monitoradas/entrevistadas por comunidade ver Tabela 1 em Apêndice 2.

2.3.2.2. Animais abatidos e CPUE

Nas entrevistas, os monitores locais identificaram as espécies usando nomes locais, sendo que um único nome pode se referir a mais de uma espécie, como é o caso do mutum, que pode ser *Crax fasciolata* ou *Pauxi tuberosa*. Como o grau taxonômico não foi padronizado entre os monitores, uma validação taxonômica foi necessária posteriormente (para processo de validação ver Apêndice 3). Em especial aos registros de abates de animais registrados como “veado”, a grande maioria poder ser considera como *Mazama americana*, visto que os ribeirinhos preferem esta espécie em detrimento a outra, *M. nemorivaga* (observação pessoal). Entretanto, optou-se por se manter a classificação *Mazama* spp. Para os animais que não tiveram a biomassa mensurada, foi atribuída biomassa média usando como referência os valores de biomassa do mesmo grupo taxonômico (ex.: mutuns e tatus, ver Apêndice 3) estimados com balanças pelos monitores. Para os animais dos quais não foi possível estimar a biomassa pelos dados do MPB-PC, foi utilizada a biomassa média da espécie ou grupo taxonômico de acordo com Eisenberg & Redford (1999) e Peres & Palacios (2007). A CPUE (captura por unidade de esforço) para cada evento de caça foi estimada pelo cálculo: $b/h/c$, onde, b é a biomassa estimada abatida, h é o tempo gasto em horas para realização da caça, e c é o número de caçadores. As horas foram transformadas em números decimais (ex.: 01:30 fica 1.5). Para o cálculo da CPUE das caçadas oportunistas (n = 236), quando o animal é abatido em um evento não relacionado à atividade de caça (ex.: pesca ou trabalhando na roça), foi utilizado o valor médio (4.34) do tempo das atividades de caça não oportunistas (n = 1351). Para as análises utilizando somente o número de animais abatidos, as caçadas oportunistas foram excluídas.

2.3.2.3. Preditores para obtenção da CPUE e número de animais abatidos

Sete preditores, quatro ambientais e três antrópicos, foram escolhidos, sendo que as estimativas por área foram feitas dentro de buffers de dois, cinco e 15km a partir da comunidade monitorada. Posteriormente, foram calculados os coeficientes de variação para cada preditor por buffer. As estimativas dentro do buffer de 2km apresentaram maiores coeficientes, sendo essas escolhidas para

as análises. Os coeficientes de variação para cada preditor e o valor para cada comunidade estão na Tabela 1 no Apêndice 2.

2.3.2.3.1. Preditores ambientais

As taxas (%) de cobertura da vegetação primária e secundária foram escolhidas como indicadores de integridade ambiental ao redor das comunidades. A taxa (%) de cobertura de água da principal drenagem (rios Iriri ou Riozinho do Anfrísio) foi escolhida como indicador da diferença ambiental, já que as comunidades localizadas no Rio Iriri possuem maior área ocupada pela água do que as comunidades do rio Riozinho do Anfrísio (ver Figura 1, Mapa A). Ambas foram estimadas pelo processo de classificação supervisionada no software QGIS versão 3.10.5., a partir de imagens de satélite Sentinel-2 com 10 m/megapixels de resolução vertical de 2017 e 2018, e com cobertura de nuvens menor que 20% (ESA, 2018). A cota (cm) diária do nível do Rio Iriri foi escolhida como indicativo de sazonalidade ambiental. Os valores são provenientes da estação fluviométrica instalada na comunidade Manelito na RE Rio Iriri (ver Figura 1, Mapa A), e foram cedidos gentilmente pela empresa HXR Topografia e Hidrometria, responsável pela estação. No rio Riozinho do Anfrísio não existem estações fluviométricas, e como é um tributário de primeira ordem do Rio Iriri, é assumido que variações no Rio Iriri representam variações no Riozinho do Anfrísio.

2.3.2.3.2. Preditores antrópicos

O número de pessoas por comunidade foi escolhido como indicativo de pressão demográfica, sendo os valores estimados através do acesso aos bancos de dados de cadastros dos moradores das RE do ICMBio/MMA e das Centrais Elétricas do Pará, ambos de 2018. O valor (R\$) do rendimento do comércio da pesca foi escolhido como indicativo da influência econômica dentro do mesmo intervalo de tempo em que a atividade de caça registrada foi realizada. Os valores são do próprio MPB-PC, já que o monitor local sempre perguntava sobre a última atividade de caça e pesca dentro do mesmo intervalo de tempo. A distância (km) das comunidades ao porto da Maribel foi escolhida como indicativo de relação de comercialização contínua de produtos industrializados e relativo ao isolamento geográfico. As comunidades estão em uma área onde não há acesso contínuo aos mercados urbanos, e o porto da Maribel é o local mais próximo com presença de três pequenos mercados que comercializam produtos industrializados, além de ser um importante local de escoamento da pesca comercial das RE. A distância foi estimada através dos canais dos rios Iriri e Riozinho do Anfrísio no software QGIS versão 3.10.5., já que são as únicas rotas de acesso para os ribeirinhos ao porto da Maribel.

2.3.2.4. Análises dos dados

Para todas as análises, as variáveis respostas CPUE e o número de animais abatidos foram transformados em escala logarítmica ($\log+1$). O intervalo de tempo para cada valor é de no mínimo 15 dias, sendo que para cada entrevistado foram registradas até duas atividades de caça por mês. Todas as análises foram realizadas no programa estatístico *R* (R Development Core Team, 2014).

Para avaliar se existe diferença na composição das espécies caçadas entre as comunidades monitoradas, primeiro foi realizado um Escalonamento Multidimensional Não Paramétrico (*NMDS*) com índice de dissimilaridade de *BrayCurtis* para verificar a distribuição dos abates por espécies entre as comunidades. Após o *NMDS*, foi realizado um *Bootstrapping* com 999 permutações para avaliar o nível de significância (p) entre as diferenças observadas. Os valores logaritizados do número de abates por espécie foram divididos pelo número de anos em que a comunidade foi monitorada para padronizar pelo esforço. As análises foram realizadas usando o pacote estatístico *vegan* (Oksanen et al., 2018).

Para avaliar a relação entre as variáveis preditoras selecionadas sobre as variáveis respostas (CPUE e número de animais abatidos), foram utilizados Modelos Lineares Mistos Generalizados (MLMG) usando erro de Gaussian (Endo et al., 2016). Devido à falta de independência espacial entre os moradores entrevistados, os mesmos foram “aninhados” (*nested*) nas comunidades, e essa última incluída nos modelos como variável aleatória (Bolker et al., 2009; Endo et al., 2016). Os valores da CPUE e número de animais abatidos de cada evento foram divididos pelo número total de entrevistas com recordações de caçadas realizadas por mês em cada comunidade e depois logaritizados. Os MLMG fornecem um conjunto de diferentes modelos candidatos a explicarem o fenômeno estudado (Bolker et al., 2009), sendo necessária a escolha do(s) melhor(es) modelo(s) (Burnham et al., 2011). Para a escolha dos melhores modelos provenientes do modelo global, foi usada uma Inferência por Multimodelos pelo Critério de Akaike para amostras pequenas (AIC_c) (Burnham et al., 2011). Os mais parcimoniosos modelos, a partir do conjunto dos modelos candidatos, foram escolhidos por apresentarem $\Delta AIC_c \leq 2$, sendo este critério o mais recomendável para escolha dos melhores modelos (Symonds & Moussalli, 2011). Foi utilizado o processo de média de modelo (*model-averaging*) para avaliar o peso (peso médio de Akaike) e o coeficiente de cada variável preditora e de outros parâmetros entre o conjunto dos modelos mais parcimoniosos escolhidos (Symonds & Moussalli, 2011; Endo et al., 2016). Os MLMG e a Inferência por Multimodelos foram executados utilizando os pacotes estatísticos *lme4* (Bates et al., 2013) e *MuMIn* (Bartón, 2013), respectivamente. Antes de executar os MLMG, uma Correlação de Pearson foi utilizada para avaliar o grau de correlação entre as variáveis preditoras, usando o pacote estatístico *PerformanceAnalytics* (Peterson & Carl, 2020). Como não houve correlações

significativas, todas as variáveis preditoras foram mantidas. O preditor valor do rendimento do comércio da pesca foi usado somente para o número de animais abatidos.

Para avaliar as tendências mensais da CPUE e o número de animais abatidos ao longo dos 55 meses de monitoramento, foram utilizados modelos que descrevem relações estocásticas e determinísticas entre as quantidades observadas e não observadas usando estatística Bayesiana (Kéry, 2010). Para essa análise, foram utilizadas as médias mensais da CPUE e o número de animais abatidos de cada comunidade dividido pelo número de entrevistas por mês, que depois foram logaritimizadas. A avaliação foi feita pela estimativa da taxa de crescimento exponencial (r) da CPUE (o r geralmente é usado quando se tem estimativas populacionais diretas, mas está sendo considerada viável para estimativas indiretas, como a CPUE) e do número de animais abatidos. O r é uma medida de mudança no tamanho populacional que assume valores positivos quando a população aumenta, negativos quando ela diminui, e zero quando ela está estável, e é calculado pela fórmula $r = \log(Nt/NO)/t$, onde NO é o tamanho da população no início do período, Nt é o tamanho da população e o t são unidades de tempo posteriores (Caughley & Sinclair, 1994). Um valor médio de r (média da série temporal) significativamente menor que zero pode ser interpretado como evidência de declínio nos parâmetros avaliados, ao passo que, valores iguais a zero ou positivos podem ser vistos como evidência de que estão estáveis ou crescendo, respectivamente. Assim, o valor de r será considerado como indicativo do comportamento dos parâmetros avaliados ao longo do período avaliado. Os modelos foram executados no *JAGS* (Plummer, 2015) usando o pacote estatístico *R2jags* (Su & Yajima, 2012) (ver um exemplo dos modelos no Apêndice 4). Foram usados *priors* não-informativos para todos os parâmetros, e rodadas 200000 iterações de MCMC (*Markov Chain Monte Carlo*) em duas cadeias independentes, com *burn-in* de 100000 e *thinning rate* de 06. A convergência dos parâmetros foi avaliada por meio do diagnóstico de Gelman-Rubin (*Rhat*) (Gelman & Shirley, 2011). O *Rhat* é uma medida de convergência, sendo que o valor 1.001 indica um modelo satisfatório (quanto mais próximo de 1, melhor é o modelo), sendo que 1.1 é o limite aceitável (Gelman & Shirley, 2011). Foi considerado o r significativamente diferente de zero se o intervalo de confiança Bayesiano de 95% não incluiu o zero.

2.4. RESULTADOS

2.4.1. Monitoramento

As atividades de caça validadas para este estudo correspondem a 47% ($n = 1587$) dos eventos de aquisição de alimento de origem animal (caça e pesca) registrados, sendo a pesca a atividade mais registrada, com 98% ($n = 3386$). Dentro dos eventos de caça validados, somente 3,5% ($n = 57$) foram recordados no mesmo dia que o morador também realizou atividade de pesca.

2.4.2. Rendimento da caça e composição

Do total de 1587 eventos de caça, 67% (n = 1067) tiveram sucesso, nos quais houve o abate(s) de animal(s), e 32% (n = 520) foram eventos sem sucesso. O número de caçadores por evento ficou entre 01 a 10, sendo a média de 1,5 caçadores. Foram registrados 1743 animais abatidos de 16 táxons validados. As espécies mais abatidas foram *Tayassu pecari*, Cracidae (*C. fasciolata* e *P. tuberosa*), *Cuniculus paca*, *Mazama* spp., *Pecari tajacu* e *Tapirus terrestris*, respectivamente (Tabela 1), contribuindo com 90,36% do total de abates. Em termos de biomassa, totalizou-se uma estimativa de 43847,34kg (Tabela 1), com as espécies mais abatidas contribuindo com 97,51% (n = 42578,84) do total da biomassa estimada abatida. Por ser a espécie mais abatida (48,47%), e por possuir biomassa média relativamente alta (31kg), *T. pecari* contribuiu com 57,2% do total da biomassa estimada abatida. Também, foi a espécie que apresentou o maior número de animais abatidos em um único evento (n = 18), sendo uma média de 2,25 animais abatidos por evento. Para a composição, não foi observada diferença das espécies abatidas entre as comunidades ($Stress = 0.2$, $p = 1$). As espécies mais abatidas tiveram suas taxas de abates relativamente semelhantes entre a maioria das comunidades (Figura 2).

Tabela 1: Espécies abatidas registradas no Monitora – Protocolo Complementar, nas Reservas Extrativistas Rio Iriri e Riozinho do Anfrísio (PA), entre junho de 2014 a dezembro de 2018, com os respectivos valores de número de animais abatidos e biomassa total estimada. Espécies organizadas de acordo com a representatividade no número de animais abatidos. Explicações sobre a classificação taxonômica dos animais abatidos estão no Apêndice 3. *Nome local.

Táxon (nome comum*) / sigla	N de abates	Biomassa (kg)
<i>Tayassu pecari</i> (porcão) / TayPec	845	25083.54
Cracidae (mutum)	263	783.9
<i>Cuniculus paca</i> (paca) / CunPac	188	1289.9
<i>Mazama</i> spp. (veado) / MazSpp	113	2922.5
<i>Pecari tajacu</i> (caititu) / PecTaj	86	1766
<i>Tapirus terrestris</i> (anta) / TapTer	80	10733
<i>Chelonoidis</i> spp. (jabuti) / CheSpp	49	137
Penelope spp. (jacu) / PenSpp	47	72.4
Anatidae (pato)	18	22.4
<i>Dasyopus</i> spp. (tatu) / DasSpp	11	98
<i>Dasyprocta leporina</i> (cutia) / DasLep	10	39
<i>Tinamus</i> spp. (nambu) / TinSpp	10	32.2
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (capivara)	9	390
Felidae (onça)	8	400
Psittacidae (arara)	4	7.5
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (tamanduá-bandeira) / MyrTri	2	70
Total	1743	43847.34

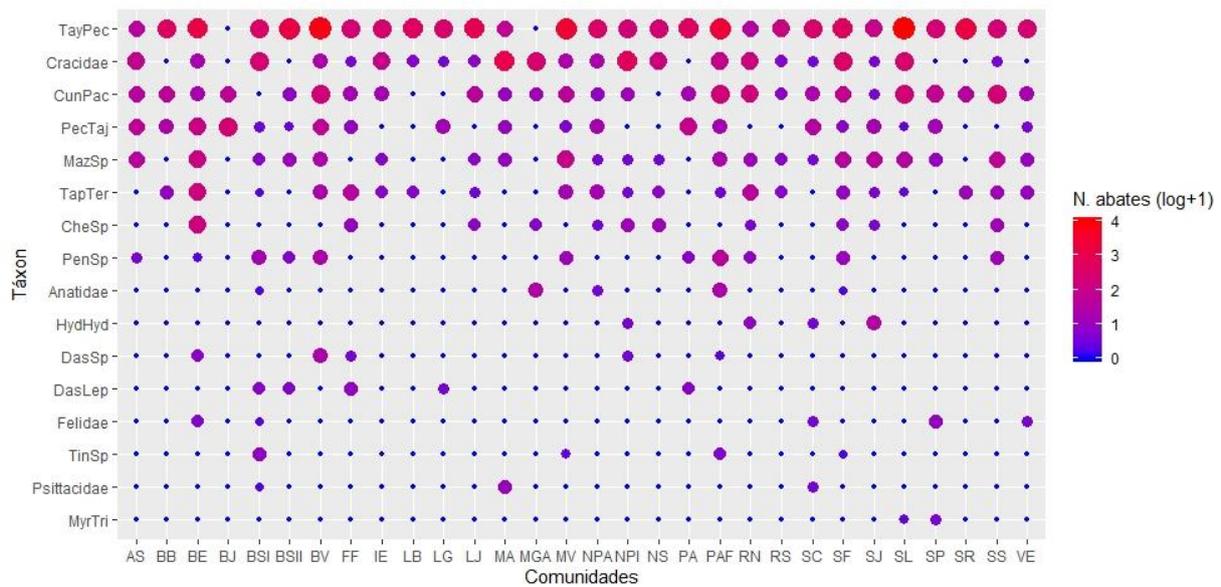


Figura 2: Distribuição do número de abates por espécie e por comunidade. Seis espécies mais frequentes caçadas apresentaram valores relativamente semelhantes entre as comunidades. Alguns taxa tiveram nomes transformados em sigla, ver Tabela 1 para o nome completo. Nome das comunidades em siglas, ver Tabela 1 em Apêndice 2 para o nome completo.

2.4.3. Fatores para aquisição da CPUE e números de animais abatidos

2.4.3.1. CPUE

O rendimento médio da CPUE por evento foi de 9,23 kg/h/c, com mín. de 0,01 kg/h/c, e máx. de 320 kg/h/c. Cinco modelos formam o conjunto dos melhores modelos ($\Delta AIC_c \leq 2$) para explicar a diferença na CPUE (Tabela 2). A cota diária do Rio Iriri foi o preditor retido em todos modelos selecionados (Tabela 2), sendo o preditor mais importante, apresentando o maior peso médio de Akaike (Tabela 3), afetando positivamente a CPUE (Figura 3). Efeitos positivos também foram observados nos preditores distância ao porto da Maribel e taxa de cobertura da vegetação secundária, mas o número de pessoas afetou negativamente a CPUE (Tabela 2 e Figura 3). Porém, esses preditores tiveram fraco efeito sobre a CPUE (Tabela 3). A taxa de cobertura da vegetação primária e de água não foram retidas em nenhum dos modelos selecionados, sendo considerados como preditores sem efeito sobre a CPUE.

Tabela 2: Lista do conjunto de melhores modelos, com seus respectivos critérios de informação de Akaike para amostras pequenas (AIC_c), diferença entre um dado modelo e o melhor modelo (ΔAIC_c) e o peso de Akaike (ω_i), para CPUE e número de animais abatidos. CPUE: captura por unidade de esforço = biomassa abatida/hora/nº de caçadores/nº de entrevista por mês); NAA: número de animais abatidos = nº animais abatidos/ nº de entrevista por mês. Preditores: CRI - Cota (cm) diária do Rio Iriri; NP - Número de pessoas; DPM - Distância (km) ao porto da Maribel; TCVS - Taxa (%) de cobertura da vegetação secundária; RCP - Renda (R\$) do comércio da pesca.

Monitora– Protocolo Complementar, Reservas Extrativistas Rio Iriri e Riozinho do Anfrísio (PA), junho de 2014 a dezembro de 2018.

Variável Resposta	Descrição dos Modelos	AICc	Δ AICc	ω_i
CPUE	CRI+NP	2757	0	0.127
	CRI	2757.3	0.31	0.109
	CRI+DPM	2758.4	1.48	0.061
	CRI+DPM+NP	2758.6	1.67	0.055
	CRI+NP+TCVS	2758.7	1.7	0.054
NAA	CRI+RCP	294.4	0	0.062
	CRI	294.5	49	0.048
	CRI+NP+RVP	295.4	0.92	0.039
	RCP	295.6	1.2	0.039
	CRI+NP	295.8	1.4	0.03
	CRI+RCP+TVS	296.2	1.79	0.025

Tabela 3: Resumo dos Modelos Lineares Mistos Generalizados (MLMGs) com o conjunto dos melhores modelos para a CPUE: captura por unidade de esforço = biomassa abatida/hora/n° de caçadores/n° de entrevista por mês). Valores nos modelos referentes aos coeficientes dos preditores e parâmetros. **LL:** *log-likelihood*, **β :** coeficientes padronizados, **EP:** erro padrão, **AW:** peso médio de Akaike de cada preditor e parâmetro dos modelos. Preditores: **CRI** - Cota (cm) diária do Rio Iriri; **NP** – Número de pessoas; **DPM** – Distância (km) ao porto da Maribel; **TCVS** – Taxa (%) de cobertura da vegetação secundária. Monitora – Protocolo Complementar, Reservas Extrativistas Rio Iriri e Riozinho do Anfrísio (PA), junho de 2014 a dezembro de 2018.

Ranking						
dos	Intercept	CRI	NP	DPM	TCVS	LL
Modelos						
1	1.143	0.07	-0.138	-	-	-1372.446
2	1.211	0.07	-	-	-	-1373.613
3	1.194	0.069	-	0.085	-	-1373.185
4	1.139	0.07	-0.125	0.053	-	-1372.268
5	1.14	0.07	-0.1375	-	0.049	-1372.282
β	1.1719	0.07	-0.134	0.084	0.05	-
EP	0.098	0.024	0.088	0.107	0.102	-
AW.95	1	0.95	0.52	0.34	0.29	-

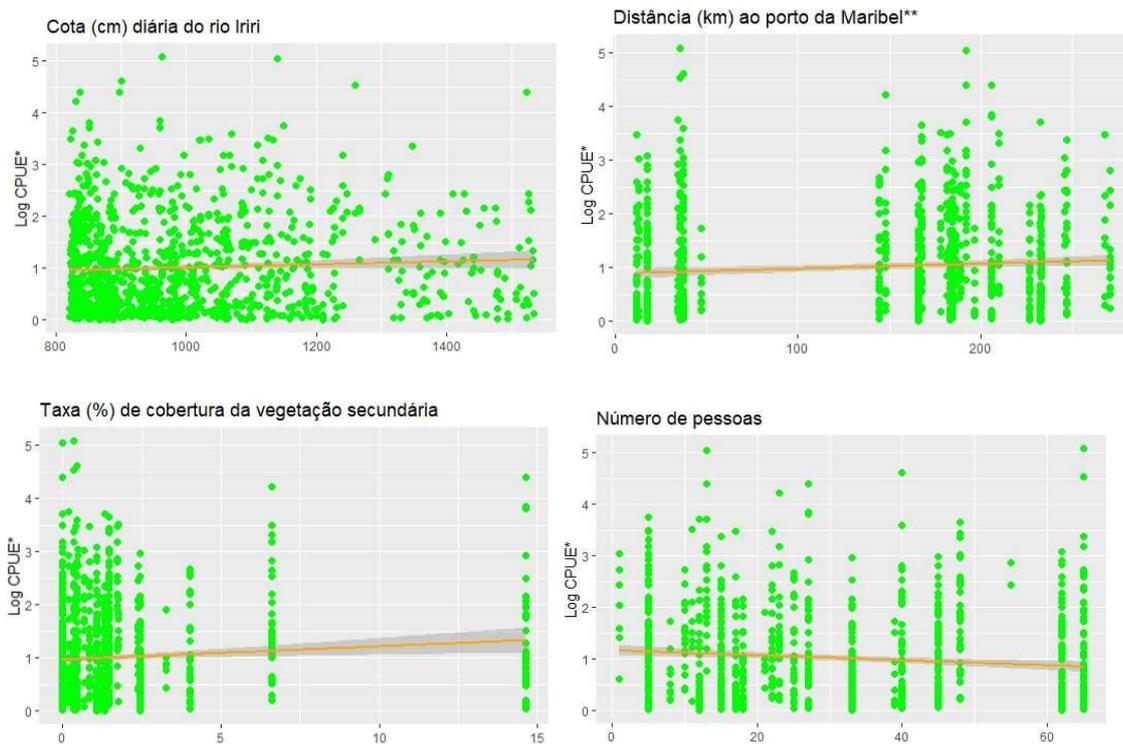


Figura 3: Relação entre a CPUE e os preditores: Cota (cm) diária do rio Iriri (relação positiva); Distância (km) a porto da Maribel (relação positiva); Taxa (%) de cobertura da vegetação secundária (relação positiva); Número de pessoas (relação negativa). *CPUE = biomassa abatida/hora/n° de caçadores/n° de entrevista por mês. **O espaço em branco no gráfico representa uma seção do rio Iriri que não é ocupada por comunidades, pois, trata-se de uma área que pertencia a uma extensa fazenda que foi desapropriada quando a criação da Reserva Extrativista Rio Iriri.

2.4.3.2. Número de animais abatidos

Para o número de animais abatidos o rendimento médio foi de 1.5 animais por evento (amplitude: 1-18 em um único evento). Dentre os modelos, seis formam o conjunto dos melhores modelos sobre o número de animais abatidos (Tabela 2). Entretanto, nenhum dos preditores ficaram retidos em todos os modelos selecionados (Tabela 2). A cota diária do Rio Iriri e a renda do comércio da pesca foram os preditores mais retidos entre os modelos (Tabela 2), ambos apresentando efeitos positivos (Tabela 4; Figura 4). Por outro lado, a cota diária do Rio Iriri obteve maior valor de importância (peso médio de Akaike) (Tabela 4). O Número de pessoas e a taxa da cobertura da vegetação secundária apresentaram efeitos negativos (Tabela 4 e Figura 4), mas, obtiveram fraco efeito sobre o número de animais abatidos. A distância ao porto da Maribel, a taxa de cobertura da vegetação primária e de água não foram retidas em nenhum dos modelos selecionados, sendo considerados preditores sem efeito sobre o número de animais abatidos.

Tabela 4: Resumo dos Modelos Lineares Mistos Generalizados (MLMGs) com o conjunto dos melhores modelos para o número de animais abatidos = n° animais abatidos/ n° de entrevista por mês. Valores nos modelos referentes aos coeficientes dos preditores e parâmetros. **LL:** log-

likelihood, β : coeficientes padronizados, **EP**: erro padrão, **AW**: peso médio de Akaike de cada preditor e parâmetro nos modelos. Preditores: **CRI** - Cota (cm) diária do Rio Iriri; **RCP**: Renda do comércio da pesca; **NP** – Número de pessoas; **TCVS** – Taxa (%) de cobertura da vegetação secundária. Monitora – Protocolo Complementar, Reservas Extrativistas Rio Iriri e Riozinho do Anfrísio (PA), junho de 2014 a dezembro de 2018.

Ranking

dos Modelos	<i>Intercept</i>	CRI	RCP	NP	TVS	LL
1	0.541	0.017	0.016	-	-	-141.17
2	0.543	0.018	-	-	-	-142.43
3	0.519	0.017	0.016	-0.046	-	-140.61
4	0.538	-	0.017	-	-	-142.79
5	0.517	0.018	-	-0.04	-	-141.87
6	0.542	0.017	0.016	-	-0.022	-141.05
β	0.532	0.018	0.016	-0.048	-0.021	-
EP	0.045	0.003	0.01	0.041	0.046	-
AW.95	1	0.66	0.56	0.39	0.29	-

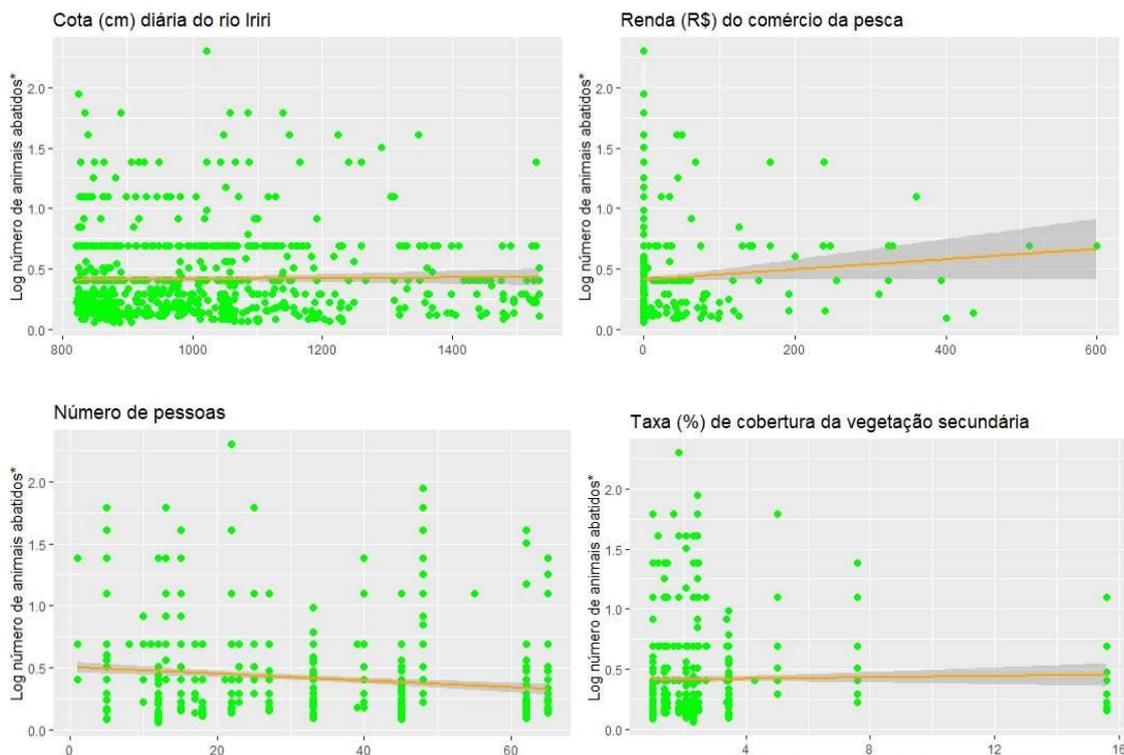


Figura 4: Relação entre número de animais abatidos e os preditores: Cota (cm) diária do rio Iriri (relação positiva); Renda (R\$) do comércio da pesca (relação positiva); Número de pessoas (relação negativa); Taxa (%) de cobertura da vegetação secundária (relação negativa). *Número de animais abatidos = n° animais abatidos/ n° de entrevistas no mês.

2.4.4. Tendências mensais para CPUE e número de animais abatidos

Para CPUE o r não foi significativamente diferente de zero (Tabela 5; Figura 5), o que indica uma estabilidade ao longo do período observado ($n = 55$ meses). Apesar de estável, o comportamento das médias mensais da CPUE apresentou variação entre os meses, sendo os meses março de 2015 e 2017 e dezembro de 2018 com as maiores médias (Figura 5). Assim como para a CPUE, durante o período avaliado, o número de animais abatidos apresentou estabilidade, já que o r não foi significativamente diferente de zero (Tabela 5; Figura 6). Também, foram observadas variações entre os meses no comportamento das médias mensais, sendo os meses abril e maio de 2015 com as maiores médias (Figura 6).

Tabela 5: Resultados dos modelos de tendências mensais (55 meses, junho de 2014 a dezembro de 2018) para CPUE e número de animais abatidos. CPUE: média mensal da captura por unidade de esforço = biomassa abatida/hora/n° de caçadores/n° de entrevista por mês; NAA: média mensal do número de animais abatidos = n° animais abatidos/ n° de entrevista por mês. r : taxa de crescimento exponencial; *Média da taxa do crescimento exponencial; **SD**: desvio padrão; **IC**: intervalo de confiança Bayesiano; **Rhat**: medida de convergência dos modelos. Monitora – Protocolo Complementar, Reservas Extrativistas Rio Iriri e Riozinho do Anfrísio (PA), junho de 2014 a dezembro de 2018.

Variável Resposta	Parâmetro	Média*	SD	2.5% IC	97.5% IC	Rhat
CPUE	r	0.12	0.128	-0.13	0.371	1.001
NAA	r	-0.002	0.034	-0.073	0.068	1.001

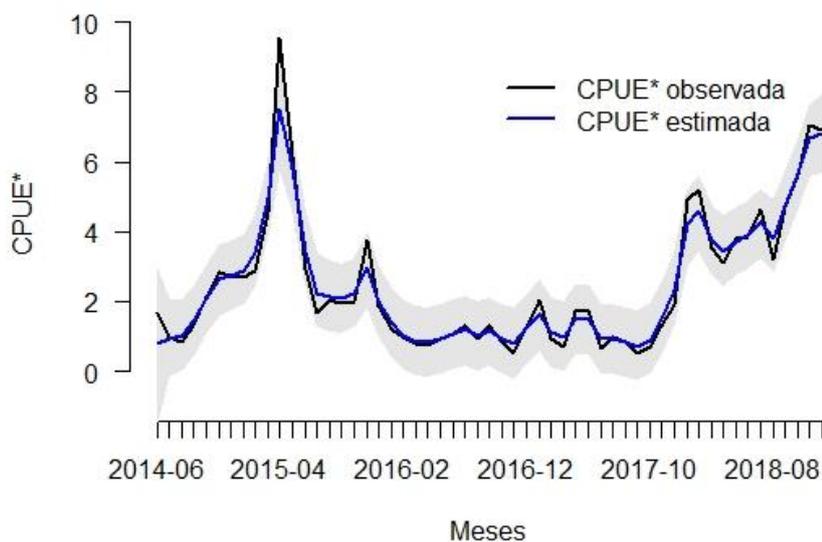


Figura 5: Comportamento temporal e estabilidade das médias mensais da CPUE ao longo dos 55 meses (junho de 2014 a dezembro de 2018) de monitoramento. *Log da média mensal da CPUE: captura por unidade de esforço = biomassa abatida/hora/n° de caçadores/n° de entrevista por mês.

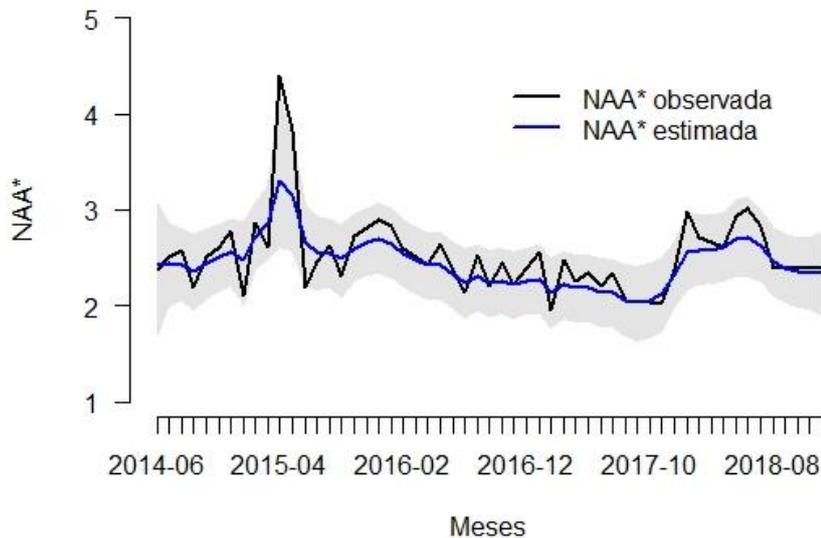


Figura 6: Comportamento temporal e estabilidade das médias mensais do número de animais abatidos ao longo dos 55 meses (junho de 2014 a dezembro de 2018) de monitoramento. *NNA: $\text{Log da média mensal do número de animais abatidos} = \frac{\text{n}^\circ \text{ animais abatidos}}{\text{n}^\circ \text{ de entrevista por mês}}$.

2.5. DISCUSSÃO

A menor proporção de eventos de caça recordados em relação aos eventos de pesca sugere que a caça é uma atividade de subsistência secundária na obtenção de alimento pela população local, sendo a pesca atividade mais frequente para obtenção deste recurso (Carneiro & Pezzuti, 2009). Este contexto está de acordo com outros grupos de ribeirinhos na Amazônia, que tem a pesca como a atividade mais frequente para a obtenção de proteína animal (Henderson & Crampton, 1997; Fonseca & Pezzuti, 2013; Endo et al., 2016; Kirkland et al., 2018). A baixa proporção de eventos de caça e pesca sendo realizados no mesmo dia indica que estas são atividades compensatórias, pelo menos ao nível de indivíduo (Endo et al., 2016). A grande proporção (67%) de eventos de caça com sucesso demonstra que esta é uma atividade eficiente, mesmo sendo secundária.

A elevada proporção na contribuição para o rendimento da caça em termos de número de animais abatidos (90,36%) e biomassa estimada (97,5%) pelas espécies *Tayassu pecari*, Cracidae, *Cuniculus paca*, *Mazama* spp., *Pecari tajacu* e *Tapirus terrestris*, e a falta de diferença na composição das espécies abatidas entre as comunidades, indica que os caçadores seguem um padrão de seletividade em suas atividades de caça. A espécie *T. pecari* foi a mais representativa em termos de número de animais abatidos e biomassa estimada, sendo a principal fonte local de carne proveniente da caça, e que é também a espécie mais caçada entre outros ribeirinhos e grupos indígenas na região (Ramos et al., 2014). Diferenças na proporção do número de abates por espécie entre as Comunidades (ver Figura 2) estão relacionados com a diferença no número de entrevistas aplicadas (Anexo 2, Tabela

1), ou por preferências individuais para as espécies menos representativas. A presença de abates de felinos de grande porte ($n = 8$), *Panthera onca* e *Puma concolor*, não foram para consumo, sendo os abates relacionados com conflitos, que são recorrentes em APs (Carvalho Jr. & Pezzuti, 2010; Carvalho Jr & Morato, 2013; Carvalho Jr., 2019).

A cota do rio foi o preditor mais importante para explicar a diferença na CPUE e no número de animais abatidos, com os maiores rendimentos ocorrendo com as elevações da cota, de modo que fica evidente que a caça é claramente influenciada pela dinâmica sazonal da drenagem. Este efeito segue um padrão na Amazônia onde há uma intensificação das atividades de caça em resposta ao aumento dos níveis dos rios, principalmente devido à dificuldade de pesca nestes períodos, já que áreas de até 4km^2 podem ser inundadas, e conseqüentemente, diminuir a concentração dos peixes (Junk, 1980; Pezzuti et al., 2004; Fonseca & Pezzuti, 2013; Vieira et al., 2015; Endo et al., 2016; Pereira et al., 2017). Mesmo que a renda do comércio do pescado tenha se mostrado importante para o número de animais abatidos, não teve maior importância (peso médio de Akaike) que a cota do rio. Esse efeito, apesar de fraco, pode estar relacionado ao acesso contínuo de munições que são vendidas pelos “regatões”, comerciantes que comprem a produção do pescado e outros produtos do extrativismo (ex.: castanha-do-brasil), e ao mesmo tempo, comercializam produtos vindos das cidades (de Sousa & Pezzuti, 2015). Entretanto, a pesca não é a única atividade econômica entre os ribeirinhos. O extrativismo vegetal é uma outra importante fonte de renda, e o valor comercializado pelas comunidades das REs em estudo vem aumentando nos últimos anos (Balée et al., 2020; Chase et al., 2020; Rezende, 2020). Porém, a renda da comercialização destes produtos não foi monitorada, tornando-se uma necessidade futura, visto que, aspectos econômicos podem ser fatores determinantes para o rendimento da caça (Sirén et al., 2006; Nunes et al., 2020).

O comportamento estável das médias mensais da CPUE e o número de animais abatidos ao longo dos 55 meses de monitoramento demonstram que os ribeirinhos mantiveram um rendimento constante em suas atividades de caça, mesmo havendo variações entre os meses e um efeito positivo no rendimento da caça com o aumento da cota do rio. As variações mensais estão relacionadas provavelmente com o processo estocástico de observação (coleta de dados por meio de entrevistas), mesmo que o intervalo entre as entrevistas tenha sido padronizado (15 dias), não foi possível monitorar todas as atividades de caça. Outro fator importante pode ser simplesmente a “sorte” nos resultados das caçadas.

As maiores médias na CPUE e números de animais abatidos estão relacionados com os abates de *T. terrestris*, que tem a maior média da biomassa corporal (cerca de 160kg), e de *T. pecari*, que apesar de apresentar média da biomassa corporal três vezes menor que *T. terrestris* (cerca de 31kg), vivem em bandos de até 300 indivíduos (Emmons & Feer, 1997), e diversos animais podem ser abatidos

em um único evento. Os abates de vários indivíduos de *T. pecari* em um único evento, sendo o maior número registrado de 18 indivíduos, ocorrem quando os ribeirinhos encontram um bando atravessando o rio. Estes eventos são raros, aleatórios e, geralmente, outros membros das comunidades são mobilizados. Como os animais estão na água, se tornam alvos fáceis, assim os ribeirinhos vão de encontro ao bando usando canoas ou outras embarcações disponíveis (observação pessoal). O número de animais abatidos, na maioria das vezes sem uso de armas de fogo, fica a critério dos ribeirinhos, podendo ser de 18, como apresentado neste trabalho, ou simplesmente um indivíduo (observação pessoal, ver Figura 3a na Introdução Geral). Este comportamento também foi reportado na região do rio Juruá, oeste da Amazônia, onde 20 caçadores abateram 82 indivíduos de *T. pecari* quando o bando atravessava o rio (Peres, 1996).

O perfil de preferência dos caçadores ribeirinhos voltado para as espécies *T. pecari*, *T. terrestris*, *Mazama* sp., Cracidae, *C. paca* e *P. tajacu*, abrange grande parte das espécies que são consideradas as mais importantes para caçadores no Neotrópico (Redford & Robinson, 1987; Jerozolinski & Peres, 2003; Alvard et al., 2010). Entretanto, com exceção de *C. paca* e *P. tajacu*, essas espécies possuem menores taxas de incremento máximo da população (r_{max}), e também longos períodos de vida e gestação (Robinson & Redford, 1986, 1991; Abrahams et al., 2017), apresentando maiores probabilidades de sofrerem reduções populacionais pela caça em níveis não seguros, em função das baixas capacidades de resiliência populacional (Bodmer et al., 1997). Conseqüentemente, baixas contribuições dessas espécies no rendimento da caça, sejam em números ou biomassa, são indicadas como resultado da atividade de caça intensiva associada ao aumento da pressão antrópica, tais como, aumento da população humana, idade e tamanho dos assentamentos humanos, e degradação ambiental (Escamilla et al., 2000; Souza-Mazurek et al., 2000; Jerozolinski & Peres, 2003; Constantino et al., 2008; de Paula et al., 2018; Nunes et al., 2020). Assim, a elevada contribuição dessas espécies, associada à falta de efeitos claros dos preditores antrópicos sobre os parâmetros CPUE e números de animais abatidos e a estabilidade dos mesmos ao longo dos meses, atestam que a atividade de caça tem sido praticada em níveis seguros, não representando um fator de ameaça às espécies exploradas.

A configuração ambiental e social das RE e demais UCs em seu entorno, sendo altas taxas de florestas preservadas e baixas densidades populacionais humanas, podem explicar a clara evidência de níveis seguros da caça, o que tem compensado o impacto que essa atividade representa às espécies. Essa configuração possibilita o funcionamento da dinâmica fonte-sumidouro, nas quais extensas áreas de florestas preservadas (RE e demais APs) atuam como “fontes” de animais que serão abatidos nas áreas “sumidouro” (áreas de caça dos ribeirinhos) (Novaro et al., 2000). Essa dinâmica tem sido indicada como processo-chave para a sustentabilidade da caça, e tem explicado

como espécies com populações reduzidas ou previstas para se extinguirem localmente pelo efeito da atividade de caça, continuaram sendo caçadas constantemente (Novaro et al., 2000; da Silva et al., 2005; Peres & Nascimento, 2006; Naranjo & Bodmer, 2007; Ohl-Schacherer et al., 2007; van Vliet & Nasi, 2008).

As RE no Brasil, conjuntamente com demais AP de uso sustentável (ex.: Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Florestas Nacionais) foram criadas com o objetivo de conciliar a conservação da biodiversidade e o uso sustentável de recursos naturais pelas populações. Mesmo que AP representem excelentes ferramentas para a manutenção da biosiversidade local e do manejo sustentável (Campos-Silva & Peres, 2016; Campos-Silva et al., 2017; Abrahams et al., 2017), a gestão da atividade de caça nessas AP é limitada pelo estatus jurídico conflitante que a caça praticada por essas populações possui no Brasil (Pezzuti et al., 2018; Antunes et al., 2019). Os resultados aqui apresentados reforçam que as RE são capazes de garantir a conservação e o uso sustentável da fauna cinegética, reforçando a necessidade de maiores esforços em políticas públicas que possibilitem o estabelecimento legal de ações de manejo. No contexto das RE em estudo, mesmo que haja uma barreira jurídica para o estabelecimento de planos de manejo, o modo de vida dos riberinhos baseado em conhecimentos tradicionais possibilita a manutenção das florestas preservadas (Chase et al., 2020; Rezende, 2020), o que direta ou indiretamente pode garantir a estabilidade da exploração das espécies cinegéticas evidenciadas no período avaliado.

2.5.1. Futuro da caça

A manutenção do contexto ambiental e social nas RE Riozinho do Anfrísio e Rio Iriri e em seu entorno é a chave para garantir que a atividade de caça continue sendo praticada em níveis estáveis. Porém, as extrações ilegais de madeira e de ouro e o número de famílias tem aumentado nos últimos anos nas RE. O incremento do número de famílias foi de 72% de 2009 a 2019 (MMA/ICMBio, 2010a, 2010b; Associação das RE Riozinho do Anfrísio e Rio Iriri, 2019: dados não publicados), embora a densidade populacional permaneça baixa. O que mais preocupa o futuro da caça, entretanto, é o aumento da exploração ilegal de madeira, sobretudo na RE Riozinho do Anfrísio, sendo que na RE Rio Iriri as taxas têm se mantido próximas a zero (ISA, 2019). Aliado a isso, o avanço das fronteiras não consolidadas de extração de madeira, mineração, agropecuária e grilagem de terras sobre a região da Terra do Meio vem crescendo (ISA, 2016). Em 2019 as taxas de desmatamento e incêndios florestais aumentaram drasticamente no estado do Pará, sobretudo nas fronteiras das UCs da Terra do Meio (INPE, 2019, 2020), sendo que algumas novas invasões foram observadas também na RE Rio Iriri, no Parque Nacional da Serra do Pardo e na Estação Ecológica da Terra do Meio. Assim, o aumento destes vetores de pressão constitui a maior ameaça à integridade ambiental nas RE, podendo comprometer a dinâmica fonte-sumidouro, e com isso

transformar a atividade de caça em uma ameaça real às espécies exploradas, comprometendo a segurança alimentar das populações ribeirinhas locais.

Sobre a perspectiva para planos de manejo e conservação, é recomendado que os responsáveis pela gestão das RE, conjuntamente com as comunidades, busquem estabelecer regras e acordos locais baseados em gestões-comunitárias participativas, que tem se mostrado eficientes ferramentas para a gestão comunitárias de recursos naturais por populações tradicionais (Fragoso et al., 2000; Persha et al., 2011; Luzar et al., 2011; Constantino et al., 2012; Vieira et al., 2015; Campos-Silva & Peres, 2016; Shaffer et al., 2017; Campos-Silva et al., 2017; J. Pezzuti et al., 2018; Antunes et al., 2019; Oliveira & Calouro, 2019). Por outro lado, é urgente uma rápida e eficiente resposta às ameaças externas, caso contrário, quaisquer medidas de manejo e conservação poderão ser comprometidas.

Infelizmente, a partir de 2019 o MPB-PC foi comprometido pelo atual cenário de enfraquecimento do ICMBio/MMA, órgão responsável pela agenda ambiental nas APs, sendo cancelado por falta de recursos para o pagamento dos monitores locais responsáveis pelas entrevistas. A perspectiva é de agravamento do enfraquecimento das agendas ambientais no país. Enquanto essas ameaças persistirem, o MPB-PC local dificilmente será restabelecido. Isso demonstra que o negligenciamento da caça de subsistência pelas políticas públicas é uma outra ameaça real para a manutenção dessa importante atividade (Pezzuti et al., 2018; Antunes et al., 2019).

2.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A prevalência das espécies consideradas vulneráveis como principais contribuintes para o rendimento da caça, e a estabilidade dos parâmetros CPUE e números de animais abatidos durante o período avaliado (55 meses), que são inerentes a essas espécies, e também a falta de indicativo que fatores antrópicos são determinantes para esses parâmetros, são fortes preditivos de que a caça praticada pelos ribeirinhos das RE Riozinho do Anfrísio e Rio Iriri não representa ameaça às espécies exploradas. A dinâmica fonte-sumidouro, possibilitada pela configuração ambiental e social associada ao modo de vida tradicional dos ribeirinhos, pode ser atribuída como fator central para esses resultados. A manutenção deste contexto é a peça-chave para garantir o acesso contínuo a este importante recurso para as populações locais. Por fim, este trabalho demonstra que RE associadas a mosaicos de grandes AP são excelentes modelos para uso e gestão de recursos naturais de forma sustentável. No tocante à atividade de caça, os resultados reforçam a necessidade de inclusão da caça de subsistência em políticas públicas para a elaboração de planos de manejo juridicamente bem consolidados.

2.7. REFERÊNCIAS

- ABRAHAMS, M.I., PERES, C.A. & COSTA, H.C.M. (2017) Measuring local depletion of terrestrial game vertebrates by central-place hunters in rural Amazonia. *PLOS ONE*, 12, e0186653.
- ALMEIDA, M.W.B. (2012) As colocações: forma social, sistema tecnológico, unidade de recursos naturais. *Mediações*, 17, 121–152.
- ALVARD, M., ALCORN, J.B., BODMER, R.E., HAMES, R., HILL, K., HUDSON, J., ET AL. (2010) Prey Intraspecific Choice by Amazonian Hunters by Michael Alvard. *Current anthropology*, 36, 789–818.
- ANTUNES, A.P., FEWSTER, R.M., VENTICINQUE, E.M., PERES, C.A., LEVI, T., ROHE, F. & SHEPARD, G.H. (2016) Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Science Advances*, 2, e1600936–e1600936.
- ANTUNES, A.P., REBÊLO, G.H., PEZZUTI, J.C.B., VIEIRA, M.A.R. DE M., CONSTANTINO, P. DE A.L., CAMPOS-SILVA, J.V., ET AL. (2019) A conspiracy of silence: Subsistence hunting rights in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 84, 1–11.
- BALÉE, W., DE OLIVEIRA, V.H., DOS SANTOS, R., AMARAL, M., ROCHA, B., GUERRERO, N., ET AL. (2020) Ancient Transformation, Current Conservation: Traditional Forest Management on the Iriri River, Brazilian Amazonia. *Human Ecology*, 48, 1–15.
- BARTÓN, K. (2013) MuMIn: Multi-model inference R package version 1 (9), 13<http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- BATES, D., MÄCHLER, M., BOLKER, B. & WALKER, S. (2013) Lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4 R package version 1, 0–5<http://CRAN.R-project.org/package=lme4>.
- BENÍTEZ-LÓPEZ, A., SANTINI, L., SCHIPPER, A.M., BUSANA, M. & HUIJBREGTS, M.A.J. (2019) Intact but empty forests? Patterns of hunting-induced mammal defaunation in the tropics. *PLOS Biology*, 17, e3000247.
- BODMER, R.E., EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. (1997) Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology*, 11, 460–466.
- BOLKER, B.M., BROOKS, M.E., CLARK, C.J., GEANGE, S.W., POULSEN, J.R., STEVENS, M.H.H. & WHITE, J.S.S. (2009) Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 127–135.
- BURNHAM, K.P., ANDERSON, D.R. & HUYVAERT, K.P. (2011) AIC model selection and multimodel

inference in behavioral ecology: Some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65, 23–35.

- CAMPOS-SILVA, J.V. & PERES, C.A. (2016) Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. *Scientific Reports*, 6, 34745. Nature Publishing Group.
- CAMPOS-SILVA, J.V., PERES, C.A., ANTUNES, A.P., VALSECCHI, J. & PEZZUTI, J. (2017) Community-based population recovery of overexploited Amazonian wildlife. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15, 266–270.
- CARNEIRO, C. & PEZZUTI, J.C.B. (2009) Diagnóstico da caça e da pesca nas Reservas Extrativistas da Terra do Meio. WWF, Belém.
- CARVALHO JR., E.A.R. (2019) Jaguar hunting in Amazonian extractive reserves : acceptance and prevalence. *Environmental Conservation*.
- CARVALHO JR., E.A.R. & PEZZUTI, J.C.B. (2010) Hunting of jaguars and pumas in the Tapajós–Arapuins Extractive Reserve, Brazilian Amazonia. *Oryx*, 44, 610–612.
- CARVALHO JR, E.A.R. & MORATO, R.G. (2013) Factors affecting big cat hunting in Brazilian protected areas. *Tropical Conservation Science*, 6, 303–310.
- CAUGHLEY, G. & SINCLAIR, A.R.. (1994) Wildlife ecology and management. Blackwell Science, Cambridge.
- CHASE, V.M., SANTOS, R.R. & POSTIGO, A. (2020) The Cantinas Network of Terra do Meio: A Case of Institutional Learning in the Amazon Forest. In *Exploring the Political, Economy and Social Philosophy of Vincent and Elinor Ostrom* (eds P.J. Boettke, B. Herzberg & B. Kogelmann), Rowman & Littlefield, New York.
- CONSTANTINO, P., CARLOS, H.S.A., RAMALHO, E.E., ROSTANT, L., MARINELLI, C.E., TELES, D., ET AL. (2012) Empowering Local People through Community-based Resource Monitoring: a Comparison of Brazil and Namibia. *Ecology and Society*, 17, 22.
- CONSTANTINO, P., FORTINI, L., KAXINAWA, F., KAXINAWA, A, KAXINAWA, E., KAXINAWA, L. & KAXINAWA, J. (2008) Indigenous collaborative research for wildlife management in Amazonia: The case of the Kaxinawá, Acre, Brazil. *Biological Conservation*, 141, 2718–2729.
- COSTA-PEREIRA, R., ROQUE, F., CONSTANTINO, P., SABINO, J. & UEHARA-PRADO, M. (2013) Monitoramento in situ da biodiversidade. ICMBio, Brasília.
- DOBLAS, J. (2015) Rotas do saque: violações e ameaças à integridade territorial da Terra do Meio

(PA). Instituto Socioambiental, São Paulo.

EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. (1999) *Mammals of the Neotropics* Volume 3. The University of Chicago Press, Chicago and London.

EMMONS, L. & FEER, F. (1997) *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. University of Chicago Press.

ENDO, W., PERES, C.A. & HAUGAASEN, T. (2016) Flood pulse dynamics affects exploitation of both aquatic and terrestrial prey by Amazonian floodplain settlements. *Biological Conservation*, 201, 129–136.

ESA (2018) Sentinel-2. [Http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2](http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2) [acesso 10 julho 2018].

ESCAMILLA, A., SANVICENTE, M., SOSA, M. & GALINDO-LEAL, C. (2000) Habitat mosaic, wildlife availability, and hunting in the tropical forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology*, 14, 1592–1601.

FA, J.E., PERES, C.A. & MEEUWIG, J. (2002) Bushmeat Exploitation in Tropical Forests: an Intercontinental Comparison. *Conservation Biology*, 16, 232–237.

FONSECA, R.A. & PEZZUTI, J.C.B. (2013) Dietary breadth of the animal protein consumed by riverine communities in the Tapajós National Forest, Brazil. *Revista de biología tropical*, 61, 263–272.

FRAGOSO, J.M. V., SILVIUS, K.M. & PRADA-VILLALOBOS, M. (2000) Integrando Abordagens Científicas e Indígenas de Manejo de Fauna em Áreas Indígenas: Avaliação e Manejo de Populações de Fauna Sujeitas à Caça na Reserva Xavante de Rio das Mortes, Mato Grosso. World Wildlife Fund - Brasil, Brasília.

GELMAN, A. & SHIRLEY, K. (2011) Inference from Simulations and Monitoring Convergence. In *Handbook of Markov Chain Monte Carlo* (eds S. Brooks, A. Gelman, G.L. Jones & X.-L. Meng), pp. 163–174. . Chapman & Hall/CRC, Boca Raton.

GODAR, J., TIZADO, E.J. & POKORNY, B. (2012) Who is responsible for deforestation in the Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 267, 58–73.

HENDERSON, P.A. & CRAMPTON, W.G.R. (1997) A comparison of fish diversity and abundance between nutrient-rich and nutrient-poor lakes in the upper Amazon. *Journal of Tropical*

Ecology, 13, 175–198.

- ICMBIO/MONITORA (2018) Monitora – Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade Subprograma Terrestre Componente Florestal: Relatório Triênio 2014 -2016. Brasília.
- INPE (2019) Terras Brasilis/PRODES (desmatamento). [Http://terrabilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates](http://terrabilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates) [acesso 13 maio 2020].
- INPE (2020) Programa Queimadas. [Http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas](http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas) [acesso 13 maio 2020].
- ISA (2003) Projeto realização de estudos preliminares e formulação de uma proposta técnica para a implantação de um mosaico de unidades de conservação no Médio Xingu. ISA/MMA, Brasília.
- ISA, I.S. (2016) De olho na Terra do Meio: Boletim informativo sobre a evolução dos vetores de pressão sobre a Terra do Meio (PA). ISA, Altamira.
- ISA, I.S. (2019) Unidades de Conservação no Brasil. [Https://uc.socioambiental.org/](https://uc.socioambiental.org/) [accessed 12 May 2020].
- JEROZOLIMSKI, A. & PERES, C.A. (2003) Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation*, 111, 415–425.
- JUNK, W.J. (1980) Áreas inundáveis - Um desafio para Limnologia. *Acta Amazonica*, 10, 775–795.
- KÉRY, M. (2010) Introduction to WinBUGS for ecologists: A Bayesian approach to regression, ANOVA, mixed models and related analyses. Elsevier, Amsterdam.
- KIRKLAND, M., EISENBERG, C., BICERRA, A., BODMER, R.E., MAYOR, P. & AXMACHER, J.C. (2018) Sustainable wildlife extraction and the impacts of socio-economic change among the Kukama-Kukamilla people of the Pacaya-Samiria National Reserve, Peru. *Oryx*, 1–10.
- LUZAR, J.B., SILVIUS, K.M., OVERMAN, H., GIERY, S.T., READ, J.M. & FRAGOSO, J.M. V. (2011) Large-scale Environmental Monitoring by Indigenous Peoples. *BioScience*, 61, 771–781.
- MILNER-GULLAND, E.J., BENNETT, E.L. & GROUP, S. 2002 A.M.W.M. (2003) Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 351–357.
- MMA/ICMBIO (2010a) Plano de Manejo Participativo da Reserva Extrativista Riozinho do Anfrísio. Ministério do Meio Ambiente, Altamira.

- MMA/ICMBIO (2010b) Plano de Manejo da Reserva Extrativista do Rio Iriri. Ministério do Meio Ambiente, Altamira.
- MULLER-LANDAU, H.C. (2007) Predicting the Long-Term Effects of Hunting on Plant Species Composition and Diversity in Tropical Forests. *Biotropica*, 39, 372–384.
- NARANJO, E.J. & BODMER, R.E. (2007) Source–sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation*, 138, 412–420.
- NOVARO, A.J., REDFORD, K.H. & BODMER, R.E. (2000) Effect of Hunting in Source-Sink Systems in the Neotropics. *Conservation Biology*, 14, 713–721.
- NUNES, A.V., OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R., SANTOS, B.A., PERES, C.A. & FISCHER, E. (2020) Socioeconomic Drivers of Hunting Efficiency and Use of Space By Traditional Amazonians. *Human Ecology*. Human Ecology.
- NUNES, A.V., PERES, C.A., CONSTANTINO, P. DE A.L., SANTOS, B.A. & FISCHER, E. (2019) Irreplaceable socioeconomic value of wild meat extraction to local food security in rural Amazonia. *Biological Conservation*, 236, 171–179.
- OHL-SCHACHERER, J., SHEPARD, G.H., KAPLAN, H., PERES, C.A., LEVI, T. & YU, D.W. (2007) The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park, Peru. *Conservation Biology*, 21, 1174–1185.
- OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O’HARA, B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., ET AL. (2018) Vegan: The vegan package version 12.5-3 <https://cran.r-project.org>, <https://github.com/vegandevs/vegan>.
- OLIVEIRA, M.Á. & CALOURO, A.M. (2019) Hunting agreements as a strategy for the conservation of species: the case of the Cazumbá-Iracema Extractive Reserve, State of Acre, Brazil. *Oecologia Australis*, 23, 357–366.
- PARRY, L., BARLOW, J. & PERES, C.A. (2009) Hunting for sustainability in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, 23, 1270–1280.
- DE PAULA, M.J., XERENTE, V.S., SILVA, A.A.F., GODOY, B.S. & PEZZUTI, J.C.B. (2018) Collaborative research and the hunting in the Brazilian Cerrado: The case of Xerente Indigenous Land. *Biota Neotropica*, 18, e20180556.
- PEREIRA, P.M., VALSECCHI, J. & QUEIROZ, H. (2017) Spatial patterns of primate hunting in riverine communities in Central Amazonia. *Oryx*, 1–9.

- PERES, C.A. (1996) Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation*, 77, 115–123.
- PERES, C.A. (2000) Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology*, 14, 240–253.
- PERES, C.A. (2001) Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. *Conservation Biology*, 15, 1490–1505.
- PERES, C.A., EMILIO, T., SCHIETTI, J. & LEVI, T. (2016) Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Pnas*, 113, 892–897.
- PERES, C.A., GARDNER, T.A., BARLOW, J., ZUANON, J., MICHALSKI, F., LEES, A.C., ET AL. (2010) Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation*, 143, 2314–2327. Elsevier Ltd.
- PERES, C.A. & NASCIMENTO, H.S. (2006) Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation*, 15, 2627–2653.
- PERES, C.A. & PALACIOS, E. (2007) Basin-Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal-Mediated Seed Dispersal. *Biotropica*, 39, 304–315.
- PERSHA, L., AGRAWAL, A. & CHHATRE, A. (2011) Social and Ecological Synergy: Local Rulemaking, Forest Livelihoods, and Biodiversity Conservation. *Science*, 331, 1606–1608.
- PETERSON, B.G. & CARL, P. (2020) Econometric Tools for Performance and Risk Analysis: version 2.0.4.
- PEZZUTI ET AL. (2018) A Caça e o Caçador: uma Análise Crítica da Legislação Brasileira sobre o Uso da Fauna por Populações Indígenas e Tradicionais na Amazônia. *Biodiversidade Brasileira*, 8, 42–74.
- PEZZUTI, J., DE CASTRO, F., MCGRATH, D.G., MIORANDO, P.S., BARBOZA, R.S.L. & CARNEIRO ROMAGNOLI, F. (2018) Commoning in dynamic environments: community-based management of turtle nesting sites on the lower Amazon floodplain. *Ecology and Society*, 23, art36.
- PEZZUTI, J.C.B. (2008) Estudo de impacto ambiental do aproveitamento hidrelétrico (AHE) Belo Monte, Rio Xingu. Componente: Quelônios e Crocodilianos. Belém.
- PEZZUTI, J.C.B., REBÊLO, G.H., FÉLIX-SILVA, D., PANTOJA-LIMA, J. & RIBEIRO, M.C. (2004) A

Caça e a Pesca no Parque Nacional do Jaú. In *Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia* (eds S.H. Borgres, S. Iwanaga, C.C. Durigan & M.R. Pinheiro), pp. 214–226. Fundação Vitória Amazônica, Manaus.

PLUMMER, M. (2015) JAGS Version 4.0.0 user manual 0–41.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2014) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

RAMOS, R.M., PEZZUTI, J.C.B. & VIEIRA, E.M. (2014) Age structure of the Vulnerable white-lipped peccary *Tayassu pecari* in areas under different levels of hunting pressure in the Amazon Forest. *Oryx*, 1–7.

READ, J.M., SILVIUS, K.M., LUZAR, J., OVERMAN, H., CUMMINGS, A. & GIERY, S.T. (2010) Space, Place, and Hunting Patterns among Indigenous Peoples of the Guyanese Rupununi Region. *Journal of Latin American Geography*, 9, 213–243.

REDFORD, K.H. (1992) The empty forest. *BioScience*, 42, 412–422.

REDFORD, K.H. & ROBINSON, J.G. (1987) The Game of Choice: Patterns of Indian and Colonist Hunting in the Neotropics. *American Anthropologist*, 89, 650–667.

REZENDE, R.S. (2020) Agroextrativismo e pagamentos por serviços socioambientais: reflexões a partir das Reservas Extrativistas da Terra do Meio (PA)1. *Anuário Antropológico*, 172–189.

RIPPLE, W.J., ABERNETHY, K., BETTS, M.G., CHAPRON, G., DIRZO, R., GALETTI, M., ET AL. (2016) Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science*, 3, 160498.

ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. (1986) Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forest mammals: relationship to phylogeny and diet. *Oecologia*, 68, 516–520.

ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. (1991) Sustainable harvest of Neotropical forest mammals. In *Neotropical wildlife use and conservation* (eds J.G. Robinson & K.H. Redford), pp. 415–429. University of Chicago Press, Chicago.

SCHWARTZMAN, S., BOAS, A.V., ONO, K.Y., FONSECA, M.G., DOBLAS, J., ZIMMERMAN, B., ET AL. (2013) The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368, 20120164.

SHAFFER, C.A., MILSTEIN, M.S., YUKUMA, C., MARAWANARU, E. & SUSE, P. (2017) Sustainability and comanagement of subsistence hunting in an indigenous reserve in Guyana. *Conservation*

Biology, 31, 1119–1131.

- DA SILVA, M.N.F., SHEPARD, G.H. & YU, D.W. (2005) Conservation Implications of Primate Hunting Practices Among the Matsigenka of Manu National Park. *Neotropical Primates*, 13, 31.
- SIRÉN, A. & MACHOA, J. (2008) Fish, wildlife, and human nutrition in tropical forests: A fat gap? *Interciencia*, 33, 186–193.
- SIRÉN, A.H., CARDENAS, J.C. & MACHOA, J.D. (2006) The relation between income and hunting in tropical forests: An economic experiment in the field. *Ecology and Society*, 11.
- SIRÉN, A.H. & WILKIE, D.S. (2014) The effects of ammunition price on subsistence hunting in an Amazonian village. *Oryx*, 50, 47–55.
- SOBRAL, M., SILVIUS, K.M., OVERMAN, H., OLIVEIRA, L.F.B., RABB, T.K. & FRAGOSO, J.M. V. (2017) Mammal diversity influences the carbon cycle through trophic interactions in the Amazon. *Nature Ecology & Evolution*.
- DE SOUSA, G. & PEZZUTI, J.C.. (2015) A vulnerabilidade da segurança alimentar e nutricional ao sistema de avião na pesca artesanal em comunidades ribeirinhas do médio Xingu. *Contribuciones a las Ciencias Sociales*.
- SOUZA-MAZUREK, R.R., PEDRINHO, T., FELICIANO, X., HILÁRIO, W., GERÔNICO, S. & MARCELO, E. (2000) Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 9, 579–596.
- SU, Y.S. & YAJIMA, M. (2012) R2jags: a package for running jags from R. R package version 0.03-08.
- SYMONDS, M.R.E. & MOUSSALLI, A. (2011) A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65, 13–21.
- TURNER, W.R., BRANDON, K., BROOKS, T.M., COSTANZA, R., DA FONSECA, G.A.B. & PORTELA, R. (2007) Global Conservation of Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience*, 57, 868–873.
- VIEIRA, M. A. R.M., MUHLEN, E.M. & SHEPARD, G.H. (2015) Participatory Monitoring and Management of Subsistence Hunting in the Piagaçu- Purus Reserve, Brazil. *Conservation and Society*, 13, 254–264.
- VAN VLIET, N. & NASI, R. (2008) Why do models fail to assess properly the sustainability of duiker

(*Cephalophus* spp.) hunting in Central Africa? *Oryx*, 42, 392–399.

WILKIE, D.S., BENNETT, E.L., PERES, C.A. & CUNNINGHAM, A.A. (2011) The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223, 120–128.

WILLCOX, A.S. & NAMBU, D.M. (2007) Wildlife hunting practices and bushmeat dynamics of the Banyangi and Mbo people of Southwestern Cameroon. *Biological Conservation*, 134, 251–261.

WRIGHT, S.J. & MULLER-LANDAU, H.C. (2006) The Future of Tropical Forest Species. *Biotropica*, 38, 287–301.

2.7. APÊNDICE

Apêndice 1:

Validação das Entrevistas

Mesmo com as oficinas anuais para a validação dos dados e acompanhamento dos monitores, foi necessária a validação das entrevistas. Abaixo é descrito este processo.

Após extração das entrevistas do Banco de Dados em formato Access®, um primeiro filtro foi aplicado em 2017 relacionado às informações sobre: comunidade, identificação do entrevistado, data da atividade de caça. Caso algumas dessas informações não constassem, a entrevista era descartada. Após este primeiro filtro, um segundo foi aplicado relacionado às informações: data do início da atividade, hora do início e fim da atividade (a data do final da atividade se ausente, pode ser validada usando as informações anteriores), quantidade de caçadores e espécie identificada com o número de animais abatidos. A falta de uma dessas informações retirou a entrevista da validação. Um terceiro e último filtro foi aplicado para verificar se o mesmo evento de caça foi recordado (recontagem) por mais de um caçador entrevistado, já que o número de participantes por atividade ficou entre 01 e 10 caçadores. Assim, todas as entrevistas com 2 ou mais caçadores foram comparadas. Quando foi detectada uma recontagem, foi mantida a primeira entrevista seguindo a ordem do Banco de Dados, e os demais preditores foram estimados para a comunidade e caçador da entrevista mantida. Em 2019 o Banco de Dados foi revisado por uma consultora contratada pelo ICMBio/MMA, no qual foi feita uma revisão nas fichas originais preenchidas pelos monitores, a fim de verificar se a falta de informações estava na ficha preenchida ou no momento de inclusão das informações no Banco de Dados. Após essa revisão, entrevistas descartadas em 2017 foram reavaliadas pelos mesmos filtros, e incluídas nas entrevistas validadas se possível.

Apêndice 2:

Tabela 1: Dados das Comunidades monitoradas. **RE:** Reserva Extrativista: RA – Riozinho do Anfrísio; RI – Rio Iriri. **NE:** Número total de entrevistas. **NPE:** Número total de pessoas entrevistadas. Preditores (unidade de medida, coeficiente de variação (%)): **NP** – Número de pessoas (66.09); **RCP** – Renda total do comércio da pesca (R\$, 403.69); **TCA** – Taxa de cobertura de água da principal drenagem (% , 53.58); **TCVP:** Taxa de cobertura da vegetação primária (% , 12.37); **TCVS** – Taxa cobertura vegetação secundária (% , 114,3); **DPM** – Distância ao Porto da Maribel (km, 56.33). Média da cota diária do rio Iriri não presente, por ser uma medida diária, sendo o coeficiente de variação de 17.83%.

Comunidade	RE	NE	NPE	NP	RCP	TCA	TCVP	TCVS	DPM
Ascroa	RA	50	7	18	124	2.32	95.49	1.13	226.80

Barreira Branca	RA	18	1	15	260	21.24	76.36	0.01	189.10
Bom Jardim	RA	10	3	21	0	2.14	92.52	3.27	188.60
Boa Saúde I	RA	225	8	12	0	1.8	96.11	1.32	232.60
Boa Saúde II	RA	39	1	15	0	1.8	96.11	1.32	233.20
Boa Vista	RA	59	3	5	990	8.05	88.5	0.01	183.30
Largo Bonito	RA	14	1	1	0	1.38	95.96	1.46	245.80
Lajeado	RA	38	10	22	0	0.22	97.93	0.85	270.80
Lajeiro	RA	49	14	15	35	1.38	95.96	1.46	247.10
Morro do Anfrísio	RA	14	6	39	117.2	0.24	96.86	1.06	196.80
Morro Verde	RA	38	6	48	371	2.82	94.66	1.45	167.70
Novo Paraíso	RA	85	9	27	727.67	1.52	81.05	14.62	206.20
Paulo Afonso	RA	14	8	22	0	0.22	97.93	0.85	268.10
Praia do Anfrísio	RA	160	24	33	1105.71	27.21	67	2.45	166.00
Ressaca	RA	10	1	11	0	1.69	95.45	1.74	178.00
São João	RA	16	1	5	0	1.72	94.88	1.71	181.30
São Pedro	RA	23	2	10	73.45	2.49	93.67	2.39	186.30
Volta da Escada	RA	18	2	5	569.87	1.73	88.95	6.59	209.80
Boa Esperança	RI	158	25	62	3404.25	17.38	77.91	1.07	17.40
Furo do Fava	RI	30	7	23	264	18.08	68.87	6.6	148.10
Ilha da Expedita	RI	10	2	5	1913	23.4	67.24	0.48	36.90
Morro do Galego	RI	13	2	10	2852.5	21.37	71.1	0.019	47.00
Novo Paraíso	RI	69	13	40	5760.75	1.52	81.05	14.62	36.90
Novo Sorriso	RI	23	3	5	450.79	14.85	81.36	0.18	34.40
Rio Novo	RI	49	6	17	1108.93	8.76	90.27	0.43	11.80
Santa Clara	RI	21	6	5	976	19.59	76.5	0.68	13.10
São Francisco	RI	123	14	65	3947.621	15.04	80.49	0.36	35.10
São Lucas	RI	149	9	45	2	12.43	81.14	0.03	184.40
São Raimundo	RI	28	1	13	0	22.25	74.81	0	191.70
São Sebastião	RI	34	4	25	585.18	18.79	72.85	4.02	144.70

Apêndice 3:

Processo de validação taxonômica e r_{max}

Tatus, nambus, jabutis e jacus foram agrupados no gênero *Dasyopus* spp., *Tinamus* spp., *Chelonoidis* spp. e *Penelope* spp. respectivamente, já que as espécies caçadas podem ser *D. beniensis*, *D. novemcinctus* ou *D. septemcinctus* para os tatus, *T. tao*, *T. guttatus* ou *T. major* para os nambus, *C. carbonaria* ou *C. denticulada* para os jabutis, e *P. pileata* ou *P. superciliaris* para os jacus; animais cujo nome registrado pode ser referir mais de uma espécie mas com gêneros diferentes foram agrupados em Famílias, sendo: onças (*Panthera onca* ou *Puma concolor*) em Felidae, mutuns (*C. faciolata* ou *P. tuberosa*) em Cracidae, patos em Anatidae, e araras em Psittacidae.

Para as espécies agrupadas em gênero ou Família, foi utilizado o valor médio do r_{max} a partir dos valores das espécies que representam os agrupamentos. Para a espécie *Hydrochoerus hydrochaeris*, o valor do r_{max} foi de acordo com Carlos A. Peres (comunicação pessoal).

Apêndice 4:

Exemplo do código usado para execução dos modelos Bayesianos de análises temporais da captura por unidade de esforço e número de animais abatidos. Código em linguagem do software estatístico R. O uso do código se necessário é autorizado.

```
##----- 1 - Load libraries-----
# obs: check which ones are really needed, same for source files below
library(lattice)
library(coda)
library(R2jags)
#modelo geral
#não precisa mudar, mas tem que ficar atento, um modelo é
#gerado para "y" que esta sendo usado
sink("ssm.jags") # sink significa que o modelo a seguir sera salvo como um txt chamado ssm.jags
(ssm porque e um state-space-model)
cat("
model {      # o modelo comeca aqui
# priors
logN.est[1] ~ dnorm(y[1], 0.01)    # prior para a populacao inicial
mean.r ~ dnorm(1, 0.001)         # prior para a taxa de crescimento medio
sigma.proc ~ dunif(0, 1)         # prior para o sd do state process
sigma2.proc <- pow(sigma.proc, 2)
tau.proc <- pow(sigma.proc, -2)
sigma.obs ~ dunif(0, 1)         # prior para o sd do processo de observacao
sigma2.obs <- pow(sigma.obs, 2)
tau.obs <- pow(sigma.obs, -2)
# likelihood
# state process
for (t in 1:(T-1)){
  r[t] ~ dnorm(mean.r, tau.proc)
  logN.est[t+1] <- logN.est[t] + r[t]
}
# Observation process
for (t in 2:T) {
  y[t] ~ dnorm(logN.est[t], tau.obs)
}
# tamanho da populacao na escala real (estava em log)
for (t in 1:T) {
  N.est[t] <- exp(logN.est[t])
}
}
",fill = TRUE)
sink()
```

```

# agrupar os dados
#valores de log(y) de acordo com análise atual: cpue ou n.kills
#log(y) é o número que criamos no final de primeira parte
#para cada elemento em processo o y é criado
jags.data <- list(y = log(y), T = nmonths)
# valores iniciais (necessario para analise Bayesiana)
inits <- function(){list(sigma.proc = runif(1, 0, 1), mean.r = rnorm(1), sigma.obs = runif(1, 0, 1),
logN.est = c(rnorm(1, 5.6, 0.1), rep(NA, nmonths-1)))}
# Parametros a serem monitorados
parameters <- c("r", "mean.r", "sigma2.obs", "sigma2.proc", "N.est")
# configuracoes mcmc (mcmc = markov chain monte carlo)
ni <- 200000 # numero de simulacoes, se aumentar o número pode ajustar melhor o rhat caso seja
necessário
nt <- 6 # thinning rate
nb <- 100000 # burn-in
nc <- 3 # numero de cadeias
# Chamar o JAGS a partir do R
#cpue (gr/hora/caçador/entrevista)
cpue.ssm <- jags(jags.data, inits, parameters, "ssm.jags", n.chains = nc, n.thin = nt, n.iter = ni,
n.burnin = nb, working.directory = getwd())
#n.kills/nentrevista
kill.ssm <- jags(jags.data, inits, parameters, "ssm.jags", n.chains = nc, n.thin = nt, n.iter = ni,
n.burnin = nb, working.directory = getwd())
#ver resultados do modelo
# ver sumario da distribuicao posterior
# estamos especialmente interessados no r medio (mean.r)
# veja o valor medio de mean.r (coluna mu.vect) e o intervalo de confianca 95% (colunas 2.5% e
97.5%)
# o rhat e uma medida da convergencia, se o modelo ficou bom. o valor de 1.001 e satisfatorio.
#cpue (gr/hora/caçador/entrevista)
print(cpue.ssm, digits = 3)
#n.kills/nentrevista
print(kill.ssm, digits=3)

```

2.8. ANEXO

Anexo 1:

Modelo do questionário utilizado no Monitora – Protocolo Complementar.

Monitoramento Participativo da Biodiversidade

Data:	Monitor:
Localidade do entrevistado:	Nome do entrevistado:

Recordação das Refeições

REFEIÇÃO	 Caça (kg)	 Peixe (kg)	 Animal criação (kg)	 Espécie (nome do animal)	Outros itens	 Quantas pessoas comeram
 Café					Farinha() bolacha() pão() arroz() feijão() macarrão() tapioca() outros: _____ _____	
 Almoço					Farinha() bolacha() pão() arroz() feijão() macarrão() tapioca() outros: _____ _____	
 Jantar					Farinha() bolacha() pão() arroz() feijão() macarrão() tapioca() outros: _____ _____	

Recordação da última pescaria:

Quantas vezes você foi pescar (mariscou) desde a última entrevista: _____

Data da última pescaria: ____/____/____

Nome do lugar da pescaria: _____

Como você foi: Remo Rabeta () A pé () Outro jeito () Qua? _____





Motivo da pescaria: Consumo Venda ()

Que horas saiu: ____:____ Que horas começou a pescar: ____:____ Que horas terminou a pescaria: ____:____

Quantas pessoas participaram: _____ Quem? _____




Monitoramento Participativo da Biodiversidade

Recordação da última caçada

Quantas vezes você foi caçar desde a última entrevista: _____

Data da última caçada: ____/____/____

Nome do lugar onde caçou: _____

Saiu pra caçar Estava fazendo outra coisa (pesca, roça, etc...) e encontrou a caça? Como você foi? Ramo Rabeta A pé Outro jeito Qual? _____

Que horas saiu: ____:____ Que horas começou a caçada: ____:____ Que horas terminou: ____:____

Quantas pessoas participaram : _____ Quem? _____Levou cachorro ? Sim NãoComo caçou? Espera Varrida Curso Lanternagem Outros Qual? _____Que arma usou? Espingarda Armadilha Facão Cacetete Afogamento Outros Qual? _____

O que caçou e pegou

Nome do animal

Quantos M e F Dividiu?

	Quantos foram feridos, mas fugiram?			



Foto: Milton de Paula

3. Sessão II

Respostas de vertebrados terrestres de médio e grande porte às pressões antrópicas em duas Áreas Protegidas na Amazônia Oriental

Respostas de vertebrados terrestres de médio e grande porte a pressões antrópicas em duas Áreas Protegidas na Amazônia Oriental

3.1. RESUMO

Vertebrados terrestres de médio e grande porte são considerados espécies-chave na manutenção dos ecossistemas tropicais, e a Amazônia brasileira retém a maior área contínua de habitat para essas espécies. Entretanto, vem experimentando elevadas taxas de destruição e fragmentação de suas paisagens naturais. Aliado a isso, a atividade de caça é indicada como uma das principais ameaças a essas espécies, e é amplamente difundida na Amazônia brasileira. Por outro lado, a atividade de caça é uma importante fonte de proteína animal para as populações rurais na Amazônia, sobretudo, as que vivem em Reservas Extrativistas, que tem o objeto de conciliar o uso de recursos naturais com a conservação da biodiversidade. Assim, uma das questões que têm sido levantada é se, em áreas protegidas, os níveis da atividade de caça e outras atividades extrativistas praticadas pelas populações tradicionais são capazes de “garantir” a existência de uma comunidade bem estruturada dessas espécies. Este estudo analisa as respostas das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte às ações antrópicas de moradores em uma Reserva Extrativista e uma Estação Ecológica na região oriental da Amazônia brasileira. Utilizando dados de armadilhas fotográficas e censos visuais, foi investigado se as áreas sob uso direto dos moradores são capazes de reter as espécies em estudo, e se as abundâncias relativas dessas espécies, em especial as espécies mais caçadas, respondem ao nível de pressão antrópica. Os resultados demonstram que as áreas sob uso dos moradores retêm todas as espécies analisadas, e as diferenças nas abundâncias relativas não responderam ao nível de pressão antrópica, mesmo para as espécies mais abatidas. Em especial, a baixa abundância relativa de *Tayassu pecari*, espécie que responde pela grande maioria dos abates, é provavelmente o resultado de fatores estocásticos intrínsecos à sua ecologia. A floresta primária bem preservada e contínua, possibilitada pela proteção integral da Estação Ecológica e o modo de vida tradicional dos moradores na Reserva Extrativista, é o fator central para estes resultados, confirmando que Áreas Protegidas em mosaico podem garantir o uso contínuo e a conservação dessas espécies. Porém, a partir de 2019, ameaças de origens externas começaram a ocorrer na área de estudo, e respostas efetivas a essas ameaças se tornam urgentes.

Palavras-chave: Unidades de Conservação, Fauna Cinegética, Reserva Extrativista Rio Iriri, Estação Ecológica da Terra do Meio, Armadilha Fotográfica.

3.2. INTRODUÇÃO

Vertebrados terrestres de médio e grande porte em florestas tropicais desempenham diversos processos ecossistêmicos importantes, tais como, herbivoria, dispersão de sementes e ciclagem de nutrientes, sendo considerados espécies-chave na manutenção dos ecossistemas tropicais (Redford, 1992; Estes et al., 2011; Peres et al., 2016; Sobral et al., 2017). Estudos recentes indicam que essas espécies também são cruciais para a capacidade retenção de carbono pelas florestas tropicais, e que direta ou indiretamente, influenciam processos climáticos globais (Bello et al., 2015; Peres et al., 2016; Galetti et al., 2017; Sobral et al., 2017; Bagchi et al., 2018). A Amazônia é a área que possui a maior diversidade de vertebrados terrestres no mundo (Jenkins et al., 2013), e a Amazônia brasileira retém a maior área contínua de habitat para essas espécies, respondendo, sozinha, por 30% das florestas tropicais remanescentes (FAO, 2020; Walker et al., 2020), o que a torna crucial para a manutenção da biodiversidade tropical (Peres et al., 2010).

A Amazônia brasileira tem sido submetida a diferentes formas de ocupação humana no espaço e tempo, e sujeita a diferentes contextos socioeconômicos, que tem impactado, em menor ou maior grau, as espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte (Heckenberger et al., 2003; Clement et al., 2015; Antunes et al., 2016). A partir da década de 70, a Amazônia vem experimentando um elevado crescimento populacional e expansão das fronteiras do agronegócio, madeireira e minerações ilegais, dando início a um intenso processo de desmatamento, fragmentação, incêndios florestais, abertura de estradas e urbanização, resultando em uma implacável destruição e fragmentação de suas paisagens naturais (Fearnside, 1990, 1999, 2005; Wood, 2002; Laurance et al., 2002a; 2002b; Bradshaw et al., 2009; Hecht & Cockburn, 2010; Peres et al., 2010; Laurance, 2015; Paiva et al., 2020; de Area Leão Pereira et al., 2020). Aliado a isso, a atividade de caça, que predominantemente é voltada para vertebrados terrestres de médio e grande porte, tem sido indicada como uma das principais ameaças a essas espécies, e é amplamente difundida na Amazônia brasileira (Redford & Robinson, 1987; Redford, 1992; Peres, 2000; Jerzolinski & Peres, 2003; Ripple et al., 2016).

Apesar das destruições e perturbações ambientais, 47% da Amazônia brasileira é ocupada por Áreas Protegidas (AP) (Soares-Filho et al., 2010), e as AP Federais respondem por 11% de sua área, sendo 122 AP (ICMBio, 2019) sobre diferentes níveis de proteção, que vão de áreas de proteção integral (ex.: Estação Ecológica), nas quais o objetivo é a preservação integral de sua biodiversidade, sendo permitida a exploração indireta de certos recursos naturais legalmente autorizados; e as áreas de uso sustentável, onde parte de seus recursos podem ser explorados de forma sustentável aliado à conservação da biodiversidade (ex.: Reserva Extrativista) (Sistema Nacional de Unidade de Conservação, Lei 9.985/2000). Em Reservas Extrativistas (RE), que representam 68% das AP

Federais, a atividade de caça é uma importante fonte de proteína animal para as populações humanas residentes (populações tradicionais) (Peres, 2000; Pezzuti et al., 2018; Antunes et al., 2019; Nunes et al., 2019). E como a caça representa o principal impacto sobre as espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte, uma das questões que tem sido levantada é se em AP os níveis da atividade de caça e de outras atividades extrativistas praticadas pelas populações tradicionais são capazes de “garantir” a existência de uma comunidade bem estruturada dessas espécies (Redford & Sanderson, 2000; Schwartzman et al., 2000; Terborgh, 2000; Peres & Zimmerman, 2001; Terborgh & Peres, 2017).

Este estudo tem o objetivo de analisar as respostas das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte às ações antrópicas de moradores em uma RE e uma Estação Ecológica (EE) na região oriental da Amazônia brasileira. Especificamente, é investigado se as áreas sob uso direto dos moradores são capazes de reter todas as espécies analisadas, e se as abundâncias relativas dessas espécies, em especial, as espécies mais caçadas, respondem ao nível de pressão antrópica.

3.3. MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1. Área de estudo

Este estudo foi conduzido em duas AP, a Estação Ecológica da (EE) Terra do Meio (ponto médio de localização: -4.758591; -53.351011), e a RE Rio Iriri (ponto médio de localização: -4.523922; -53.648249), ambas localizadas na porção média da bacia do rio Xingu, sub-bacia do rio Iriri, porção leste da Amazônia, no município de Altamira, no estado do Pará, (Figura 1, Mapa A). A EE Terra do Meio é uma unidade de proteção integral e foi criada em 2005. Possui aproximadamente 33731km² de área, sendo a segunda maior AP do Brasil. Apesar de ser de proteção integral, algumas famílias ainda vivem em sua área, mas como são populações tradicionais, ganharam o direito de moradia, consolidado com um Termo de Compromisso (ISA, 2018). A RE Rio Iriri é uma AP de uso sustentável, que possui 3632km² de área, sendo criada em 2006. Atualmente, a RE Rio Iriri é ocupada por aproximadamente 24 comunidades, composta por aproximadamente 207 núcleos familiares (Associações da RE Rio Iriri, 2019: dados não publicados). Sua população residente, regionalmente conhecida como ribeirinha, na grande maioria, é descendente de seringueiros, formados principalmente por migrantes da região Nordeste do país, atraídos a partir da segunda metade do século XIX para exploração do látex (*Hevea brasiliensis*) na região Amazônica (Almeida, 2012). Para a subsistência, eles praticam a pesca, a caça, as roças familiares e o extrativismo vegetal, sendo que grande parte dos ganhos econômicos são provenientes do comércio da pesca e do extrativismo, principalmente da castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa*) (de Sousa & Pezzuti, 2015; Chase et al., 2020; Rezende, 2020).

Essas duas AP fazem parte da região conhecida como Terra do Meio, que engloba um mosaico de Terras Indígenas (TI) e AP Federais e Estaduais, e que compõe um dos maiores corredores de sociobiodiversidade do mundo, o do Xingu, por possuir extensa floresta bem preservada e imensa diversidade cultural (Schwartzman et al., 2013; Balée et al., 2020). Na região de estudo, a floresta Amazônica é dominada por matas de Terra Firme, que se encontram bem conservadas. As áreas alagáveis são mais presentes ao longo do rio Iriri, conhecidas localmente como igapós e “sarobais” (Salomão et al., 2007). O clima da região é o tropical úmido, com redução dos níveis de precipitações de junho a novembro (período seco). A média pluviométrica anual é de 2000 mm (ISA, 2003). Durante o período seco, pode ocorrer a redução de mais de 90% na vazão dos rios na região (Pezzuti, 2008).

A área amostrada na EE Terra do Meio compreende uma região ao longo de aproximadamente 25 km da sessão do Rio Novo, principal rio da drenagem (Figura 1, Mapa C). Desde a sua criação, essa área tem permanecido isolada da população local, e de acordo com os moradores, somente o Rio Novo tem sido utilizado para a atividade de pesca, sendo que alguns acampamentos de pesca são montados nas margens, e a caça quando realizada, ocorre ao longo das margens desse rio. Já a área amostrada da RE Rio Iriri compreende uma área de aproximadamente 120km² que está sobre o uso direto dos moradores para o extrativismo vegetal e a caça (Figura 1, Mapa B). Também inclui parte da área da EE Terra do Meio, na margem esquerda do Rio Novo (Figura 1, Mapa B), que está sobre influência da comunidade do Rio Novo, e que possui direito de ocupar essa área. E como essa comunidade é composta por famílias ribeirinhas, foi considerada como parte da RE Rio Iriri para este estudo. Assim, a área de amostragem da RE Rio Iriri engloba áreas de uso dos moradores, enquanto que a área de amostragem no Rio Novo, dentro da EE Terra do Meio, é utilizada de modo esporádico, e principalmente para a pesca com linha e anzol.

3.3.2. Amostragens das espécies e abundâncias relativas

As amostragens das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte foram realizadas por armadilhas fotográficas e censos visuais. Como de maneira geral, essas espécies possuem dois grupos de relativa divisão na ocupação do nicho (terrestre e arborícola), os resultados dos métodos utilizados foram direcionados para as espécies nas quais o método é mais eficiente em detectá-las. Assim, em função dos métodos de amostragens, essas espécies foram divididas em duas assembleias, sendo a assembleia de vertebrados terrestres para as armadilhas fotográficas, e a assembleia de primatas para os censos visuais (Munari et al., 2011). Entretanto, espécies do gênero *Chelonoidis* foram excluídas, já que o grupo a que pertencem (répteis) é difícil de ser registrado por armadilhas fotográficas (Rowcliffe, 2017; Wearn & Glover-Kapfer, 2017), e seus avistamentos não

foram registrados em todos os censos, e como explicado melhor abaixo, parte dos censos foram de responsabilidade do programa Monitora (ICMBio/Monitora, 2018).

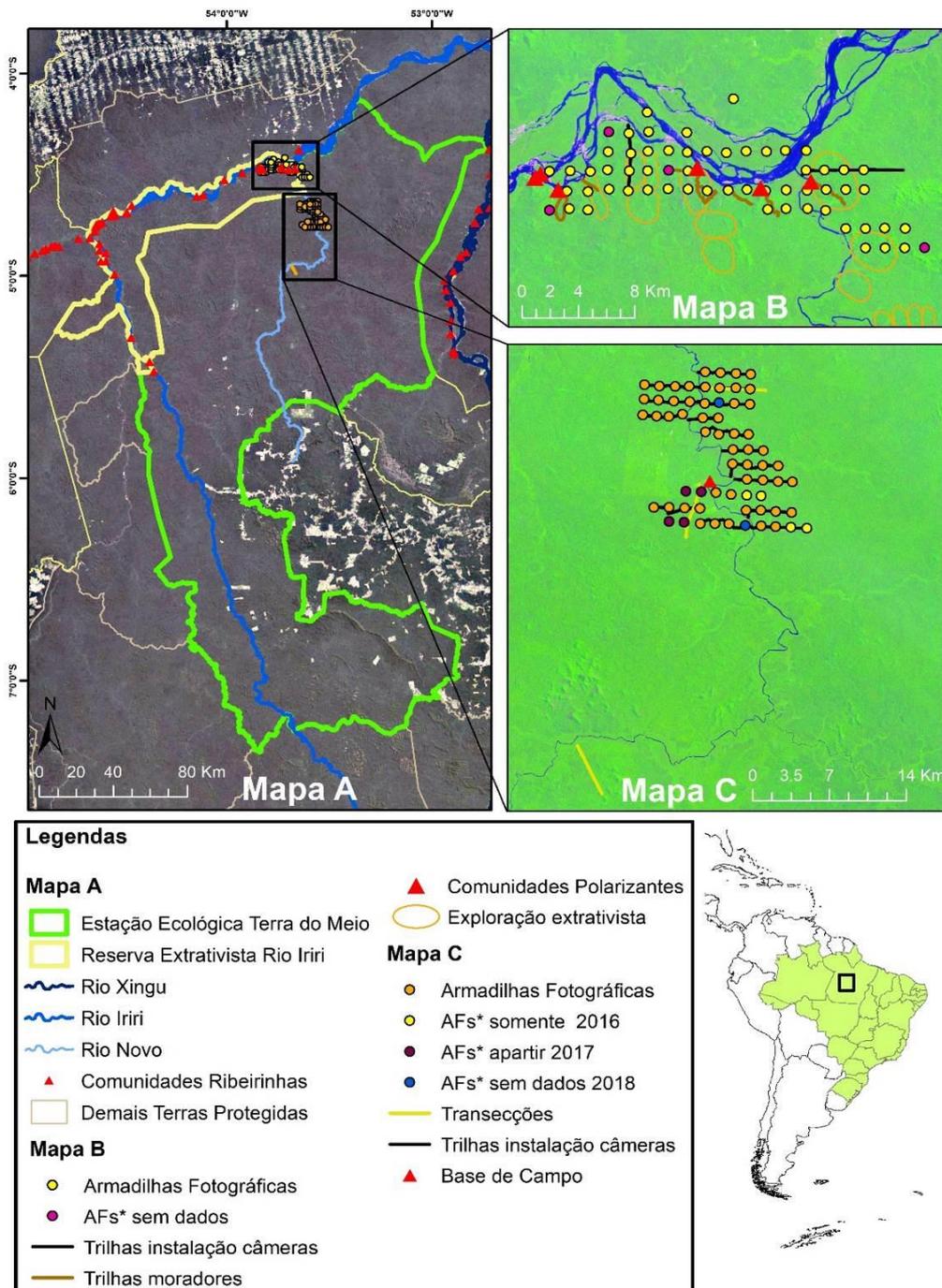


Figura 1: Localização da área de estudo. **Mapa A:** Área total da Estação Ecológica da Terra do Meio e Reserva Extrativista Rio Iriri. **Mapa B:** Áreas de amostragens na RE Rio Iriri. Neste Mapa, as trilhas de moradores são as trilhas de caça e extrativismo. **Mapa C:** Áreas de amostragens na Estação Ecológica da Terra do Meio. Em Legendas: AFs* = Armadilhas Fotográficas.

Os dados de armadilhas fotográficas e parte dos dados de censos visuais são provenientes do programa Monitora (ICMBio/Monitora, 2018), componente do Programa de Monitoramento *in situ* da Biodiversidade (Costa-Pereira et al., 2013), que tem como principal objetivo, o monitoramento

da biodiversidade e seus usos nas AP Federais em escala nacional. Para o monitoramento de vertebrados terrestres, o Monitora aplica dois protocolos, o Mínimo e o Avançado, ambos destinados ao monitoramento de espécies de mamíferos e aves de médio e grande porte, sendo que, para aves, os alvos são as espécies cinegéticas (comumente caçadas). O Protocolo Mínimo faz o monitoramento através de contagens visuais em transecções, e o Avançado faz o monitoramento por armadilhas fotográficas.

3.3.2.1. Vertebrados terrestres

As amostragens por armadilhas fotográficas foram feitas usando o protocolo padronizado *TEAM* (*Tropical Ecology Assessment and Monitoring*) de amostragens de vertebrados terrestres em florestas tropicais (Jansen et al., 2014). No total, foram utilizadas 122 armadilhas fotográficas com sensores infravermelhos passivos, das marcas *Bushnell*® e *Browning*®, instaladas a distância mínima de 1.4km entre os pontos (duas câmeras tiveram uma distância 1.3km ao ponto mais próximo), com uma densidade de 2 km² por câmera (ver Figura 1, Mapas B e C). As armadilhas foram instaladas a uma altura entre 30-45 cm do chão, da forma mais perpendicular ao nível do solo, e as orientações das câmeras no sentido leste-oeste foram evitadas, para reduzir a influência do movimento aparente do sol no disparo dos equipamentos (Wearn & Glover-Kapfer, 2017; Carvalho Jr. et al., 2020). Os equipamentos foram instalados em áreas de floresta primária com no mínimo 100m de distância de cursos d'água, trilhas preexistentes e moradias. Todas as amostragens ocorreram durante o período de menor nível de precipitação (considerado como período seco), entre maio e novembro, com no mínimo 30 dias de amostragem para cada câmera. Para a identificação das espécies a partir das imagens capturadas foi usado o software *Wild.ID* (Fegraus et al., 2011). Algumas identificações foram organizadas em gêneros (ex.: *Mazama*, *Crypturellus* e *Dasypus*), pela falta de certeza na identificação em nível de espécie para parte das imagens registradas.

Para a EE Terra do Meio, foram utilizadas 66 armadilhas em três anos de amostragens (2016, 2017 e 2018), e em áreas de terra firme, evitando as áreas de igapó, que são sujeitas as inundações sazonais. A grade de instalação é de 61 pontos fixos de amostragem (ver Figura 1, Mapa C), resultando em uma área de aproximadamente 122 km² sob efeito de amostragem. Em 2017, quatro pontos de instalação foram perdidos, pois não foi possível acessá-los devido a cursos d'água (igarapés) intransponíveis, os quais em 2016, um ano mais seco, foram facilmente transponíveis. Assim, em 2017, quatro novos pontos foram criados para substituir os pontos perdidos (Figura 1, Mapa C). Em 2018, dois pontos de amostragem não tiveram a instalação de câmera (Figura 1, Mapa C), já que alguns equipamentos apresentaram problemas de funcionamento em campo. Em 2016, o período de amostragem foi de 09/06 a 12/08, com um esforço de 3593 câmeras/dia (CD), resultando em 119085 imagens capturadas. Em 2017, a amostragem ocorreu entre 29/05 a 27/08, sendo 5090

CD de esforço, resultando em 100436 imagens. Para 2018, a amostragem foi de 04/06 a 27/07, com esforço de 2696 CD, com resultado de 68006 imagens.

Para a área da RE Rio Iriri, a grade de amostragem foi implementada sobre as áreas de uso dos moradores para o extrativismo vegetal e a caça. Para isso, foi utilizada uma base de dados georeferenciados do Instituto Socioambiental (ISA, *dados não publicados*), contendo os polígonos de áreas utilizadas pelas comunidades para exploração extrativista de diversos recursos florestais não madeireiros e algumas trilhas de caça georeferenciadas anteriormente a este estudo (Figura 1, Mapa B). Foram instaladas 60 armadilhas na grade de amostragem, com uma área de aproximadamente 120km², tanto em terra firme como em áreas sujeitas a inundações (igapós e ilhas) (Figura 1, Mapa B). Entretanto, quatro equipamentos apresentaram problemas ao final da amostragem, e não foi possível acessar as imagens capturadas (Figura I, Mapa B). Assim, as imagens utilizadas são de 56 equipamentos (Figura 1, Mapa B). A amostragem ocorreu somente em 2019, entre 05/09 a 18/11, com um esforço 3738 CD, resultando em 55597 imagens.

As abundâncias relativas das espécies foram computadas pelo número de registros independentes, considerado o intervalo mínimo de 30 minutos entre registros da mesma espécie (Benchimol & Peres, 2015; Abrahams et al., 2017). Se utilizou do número de registro por espécie, e não o número de indivíduos registrados. Essa padronização foi necessária devido à dificuldade de identificar o número correto de indivíduos de espécies que possuem o hábito de andar em bandos, principalmente, as espécies *Tayassu pecari* e *Pecari tajacu*. Os valores de abundância relativa (AR) foram estimados pelo número de registros por 100 CD (Abrahams et al., 2017), pela seguinte fórmula:

$$AR = n * 100 / e$$

Onde, *n* é o número de registros independentes, e *e* é o esforço em CD. Como a EE Terra do Meio foi amostrada em três anos, as abundâncias relativas são valores médios para as câmeras que operaram em mais de um ano. Somente as espécies que foram registradas em 10% (*n* = 12) ou mais das armadilhas fotográficas foram selecionadas para as análises.

3.3.2.2. Primatas

Registros visuais das espécies de primatas são provenientes de amostragens em transecções e trilhas nas duas áreas de estudo, com distância mínima de 1km entre cada transecção ou trilha. As transecções (*n* = 3) de 5km de extensão cada, são utilizadas pelo programa Monitora (ICMBio/Monitora, 2018). Essas três transecções encontram-se somente nas áreas de amostragens da EE Terra do Meio (Figura 1, Mapa C). Seguindo o protocolo do Programa Monitora (Pereira et al., 2013), essas transecções foram amostradas por até dez dias por ano durante o período seco,

aplicando o método de registro de avistamentos baseado em Peres & Cunha (2011), na qual, basicamente, foram registrados em cada evento de avistamento: espécie, número de indivíduos absolutos ou estimados, distância (m) perpendicular do local de avistamento à transecção (m), e distância (m) até o início da transecção. Somente as espécies de mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte, incluindo aves cinegéticas (caçadas: Cracídeos e Tinamídeos), foram registradas. Infelizmente, os avistamentos das espécies do gênero *Chelonoidis* foram ignorados, por não estarem dentro do grupo alvo do Monitora para censos visuais (ICMBio/Monitora, 2018). Os dados aqui utilizados são das amostragens de 2014 a 2016 (ICMBio/Monitora, 2018), e 2017 a 2018 (*dados não publicados*), totalizando 500 km percorridos.

As trilhas (n = 25) estão sobre as duas áreas de amostragens, e são trilhas abertas para instalação das armadilhas fotográficas, e trilhas preexistentes de uso dos moradores para atividade extrativista e caça. Para a EE Terra do Meio, são 16 trilhas de instalação das armadilhas fotográficas (Figura 1, Mapa C). Na RE Rio Iriri, são sete trilhas de moradores, e duas de instalação das armadilhas fotográficas (Figura 1, Mapa B). As extensões das trilhas apresentam variações, sendo a média de 4.46 km (amplitude: 1.3-7.3km). A coleta de dados seguiu o mesmo protocolo das transecções, entretanto, a distância até o início da trilha foi substituída por coordenadas geográficas registradas por aparelhos de GPS e o software *Cybertracker* (<http://www.cybertracker.org/>) em aparelhos de *smartphones*. Nessas amostragens foram registradas todas as espécies de vertebrados terrestres visualizadas, incluindo as do gênero *Chelonoidis*, mas como essas espécies foram ignoradas pelo Monitora, tiveram que ser excluídas deste trabalho. As espécies de primatas foram identificadas somente em nível de gênero devido à dificuldade de discriminar os indivíduos em nível de espécie. As amostragens também foram realizadas durante o período seco, entre os anos de 2016 a 2019. Cada trilha foi amostrada uma vez por ano, e as trilhas de instalação das armadilhas foram amostradas no dia de retirada dos equipamentos, sendo o esforço total de 273km percorridos.

Para os valores de abundâncias relativas, as transecções/trilhas foram convertidas em segmentos de 500m, resultando em 239 segmentos. Depois, todos os registros foram associados em conjuntos a cada segmento. Para os dados em transecções, os conjuntos foram formados de acordo com a distância ao início da transecção, ou seja, os avistamentos registrados entre 0 a 500m foram todos agrupados no primeiro segmento da transecção. Para as trilhas, os dados foram agrupados pelas coordenadas geográficas, sendo que, para cada segmento, foi criado um *buffer* de 250m a partir do ponto central do segmento, assim, os avistamentos foram agrupados por estarem dentro do mesmo *buffer*. Como parte dessas trilhas não possuem um formato retilíneo, e algumas trilhas dos moradores possuem um formato quase circular (Figura 1, Mapa B), as áreas de alguns *buffers* se sobrepuseram, e os registros foram associados ao *buffer* do segmento mais próximo ao início da

trilha. Após este processo, realizado no software QGIS versão 3.10.5, os avistamentos foram agrupados em 188 segmentos. Como para as armadilhas fotográficas foram considerados somente o número de registros, e as abundâncias relativas das espécies visualizadas em cada segmento foram estimadas pela somatória do número de registros divididos pelo esforço aplicado no segmento, sendo esse esforço a somatória da distância percorridas dentro do segmento, ou seja, se um segmento foi percorrido 5 vezes, seu esforço foi de 2500m. Duas trilhas de instalação de câmeras se sobrepõem a duas transecções (Figura 1, Mapa C), e como não houve dois eventos de avistamentos no mesmo dia nessas transecções/trilhas, não foi preciso desconsiderar nenhum registro de avistamento. Essa sobreposição foi necessária, já que foram aplicados métodos diferentes na estimativa da localização do registro entre as trilhas e as transecções. Somente espécies que foram registradas em 10% ($n = 18$) ou mais segmentos foram selecionados para as análises.

3.3.3. Preditores para as abundâncias relativas

Quatro preditores foram escolhidos para avaliar as respostas das abundâncias relativas das assembleias das espécies de vertebrados terrestres e primatas de médio e grande porte, sendo um preditor para o efeito antrópico (índice de pressão antrópica), dois preditores ambientais (distância da água e altitude), e um de efeito aleatório espacial (coordenadas de localização das câmeras e segmentos). Todas as mensurações espaciais dos preditores (distâncias e altitudes) foram realizadas no software QGIS versão 3.10.5. Todos os preditores foram estimados para cada ponto de armadilha fotográfica e para cada ponto central do segmento.

O índice de pressão antrópica é considerado um indicativo do nível de pressão que os moradores das seis comunidades polarizantes exercem sobre as áreas amostradas, seja pela atividade de caça e/ou extrativismo. Nas áreas amostradas na EE Terra do Meio, este nível de pressão é quase inexistente. Este índice foi estimado pela seguinte fórmula:

$$\sum \frac{N}{\sqrt{d}} \dots / n$$

Onde, N é o número de pessoas por comunidade, d é a menor distância (km) de cada ponto de amostragem (armadilha fotográfica ou segmento) a uma comunidade polarizante, e n é o número de comunidades utilizadas ($n = 6$). O número de pessoas por comunidade foi estimado através do acesso aos bancos de dados de cadastros dos moradores da RE Rio Iriri do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – Ministério do Meio Ambiente (ICMBio/MMA) e das Centrais Elétricas do Pará, ambos de 2018. O coeficiente de variação desse preditor foi de 46% (amplitude: 24.78-120.05%).

Para a distância dos pontos de amostragens à água, foi estimada a menor distância (m) de cada ponto à margem da drenagem perene mais próxima, sendo os rios Iriri e Rio Novo (Figura 1, Mapa A). Para isso, foi utilizado uma base cartográfica das bacias hidrográficas do estado do Pará (SEMAS-PA, 2020). O coeficiente de variação foi de 71% (amplitude: 100-5298m). Para a altitude (m), os valores foram estimados em imagens SRTM do satélite Landsat 8 (USGS, 2014), sendo o coeficiente de variação de 7% (amplitude: 148-266m).

3.2.4. Análise dos dados

Todas as análises a seguir foram elaboradas usando como variável resposta os valores das abundâncias relativas das espécies que compõem as assembleias de vertebrados terrestres e primatas de médio e grande porte. O software estatístico *R* foi utilizado para elaboração e execução dessas análises (R Development Core Team, 2014).

Para avaliar se a área de uso dos moradores contém todas espécies analisadas da assembleia de vertebrados terrestres, a riqueza entre as áreas foi comparada. Para isso foram construídas curvas de rarefação para cada área amostrada, usando o pacote estatístico *vegan* (Oksanen et al., 2018), usando uma matriz com as abundâncias relativas de cada espécie por cada ponto de armadilha fotográfica por área amostrada. As curvas foram elaboradas no *vegan* usando funções baseadas no cálculo de rarefação de diversidade de Hurlbert (1971). Depois, os intervalos de confiança de cada curva foram utilizados como parâmetro de nível de diferença estatisticamente significativa, sendo que, se os intervalos de confiança se sobrepõem, é assumido que não existe diferença significativa na riqueza observada entre as áreas. Os índices de confiança foram elaborados no *vegan* usando fórmulas baseadas em Heck et al. (1975). Pelo pequeno número de espécies de primatas ($n = 4$, ver Resultados), não foram elaboradas curvas de rarefação, e se todas essas espécies fossem registradas nas duas áreas, foi assumido que a riqueza não foi diferente entre as áreas amostradas.

Para avaliar as respostas das abundâncias relativas das assembleias foi utilizado o Modelo Hierárquico de Comunidade de Espécies (MHCE) (Ovaskainen et al., 2017, *Hierarchical Modelling of Species Communities*), utilizando o pacote estatístico *Hmsc* 3.0-6 (Tikhonov et al., 2019). O MHCE permite avaliar em um único modelo as relativas importâncias dos processos de estruturação das assembleias das espécies, sendo essa estruturação resultado das interações de processos bióticos e abióticos (filtros ambientais) ou de fatores aleatórios (Ovaskainen et al., 2017). Os fatores bióticos podem ser determinados pelos traços biológicos e ecológicos (*traits*), tais como: nicho, capacidade de dispersão e competitividade; os fatores abióticos representam as condições ambientais, tais como: nível de perturbação ambiental e disponibilidade de recurso; enquanto os fatores aleatórios podem ser o resultado de processos espaciais ou temporais. Assim, este modelo avalia quais são os níveis

de contribuições dos filtros bióticos e abióticos e efeitos aleatórios estimados sobre a estruturação das assembleias em estudo (Ovaskainen et al., 2017).

Para este estudo, o MHCE foi elaborado usando como indicativo de estruturação das assembleias de vertebrados terrestres e primatas os valores de abundância relativa de cada espécie. Os preditores índice de pressão antrópica, distância da água e altitude foram utilizados como filtros abióticos. As coordenadas geográficas dos pontos de instalação de cada armadilha fotográfica e do centro de cada segmento das transecções e trilhas de censo visuais foram utilizadas como indicativas de efeito aleatório espacial. Para avaliar a influência dos *traits* das espécies em resposta aos filtros abióticos, as espécies de vertebrados terrestres foram divididas em quatro classes: Classe taxonômica (mamífero ou ave); guilda trófica (herbívoro, insetívoro, onívoro ou carnívoro); biomassa corporal em escala log (Carvalho Jr. et al., 2020); e nível de importância para a caça (alta, média, baixa ou nenhuma) para as comunidades polarizantes das áreas amostradas. Pelo reduzido número de espécies de primatas ($n = 4$), os *traits* não foram considerados para o MHCE, sendo feita uma classificação a título de discussão. O processo de determinação dos *traits* encontra-se no Apêndice 1.

Devido à diferença nos métodos de amostragens para a estimativa das abundâncias relativas das espécies de vertebrados terrestres (armadilhas fotográficas) e primatas (censos visuais), para cada assembleia foi elaborado um MHCE usando inferência Bayesiana com *priors* não informativos (Ovaskainen et al., 2017), utilizando o software *JAGS* (Plummer, 2015) no *R*. Para cada assembleia foi elaborado um MHCE de dimensões multivariadas para comunidades com número pequeno de espécies (Tikhonov et al., 2019, *Low-dimensional multivariate models*), utilizando distribuição de Poisson, e 150000 interações de *Markov Chain Monte Carlo* em duas cadeias independentes, com *burn-in* de 50000 e *thinning rate* de 100 (Carvalho Jr. et al., 2020). Para o poder de explicação de cada modelo em nível das assembleias e por espécie, foram utilizados os valores de R^2 para todos os tipos de variáveis respostas (Tikhonov et al., 2019). Para acessar a relativa importância dos preditores ambientais (fixados) e efeito espacial (aleatório), foram utilizados os valores retornados pela *variance partitioning* (Ovaskainen et al., 2017; Tikhonov et al., 2019). Por fim, para avaliar se as abundâncias relativas das espécies terrestres individualmente ou organizadas nos *traits* responderam significativamente aos preditores fixados, foram utilizados os valores retornados pelo *parameter estimates*, que fornece os valores médios e os intervalos de confiança de 95% das abundâncias relativas em nível de espécie (β parâmetro), e em nível dos *traits* (Gamma parâmetro). A resposta foi considerada estatisticamente significativa quando os intervalos de confiança não incluem o zero. Antes de executar os MHCEs, uma Correlação de Pearson foi utilizada para avaliar o grau de correlação entre os preditores fixados, usando o pacote estatístico *Performance Analytics*

(Peterson & Carl, 2020). Como não houve correlações, todos os preditores foram mantidos. Por fim, foi avaliado o poder de explicação do MHCE em função da média da abundância relativa das espécies de vertebrados terrestres (Carvalho Jr. et al., 2020), através de um Modelo Linear Generalizado (MLG) executado no *vegan*.

3.4. RESULTADOS

3.4.1. Amostragens

As amostragens por armadilhas fotográficas na EE Terra do Meio registraram 229425 imagens de animais, resultando em 17598 registros independentes de 67 espécies/taxa válidos de mamíferos ($n = 29$), aves ($n = 37$) e réptil ($n = 1$) (ver Sessão 3 para as espécies registradas). Para a amostragem na RE Rio Iriri, foram registradas 45191 imagens de animais, resultando em 3702 registros independentes de 40 espécies/taxa (espécies) válidos de mamíferos ($n = 27$, incluindo humanos e cachorro doméstico), aves ($n = 13$) e réptil ($n = 1$). Destes totais, 25 espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte se encaixaram no requisito para as análises, sendo 18 mamíferos e sete aves (Tabela 1). As amostragens por censos visuais (2014 a 2019) resultaram em 766 avistamentos de 33 espécies, das quais 23 mamíferos, nove aves e um réptil. A EE Terra do Meio respondeu por 626 avistamentos das mesmas 33 espécies, e a RE Rio Iriri respondeu por 140 avistamentos de 19 espécies (12 mamíferos, 6 aves e 1 réptil). Dessas, somente quatro espécies de primatas se encaixaram no requisito para as análises (Tabela 1). As classificações quanto aos *traits* e os valores de biomassa corporal das espécies de vertebrados terrestres e primatas encontram-se no Apêndice 2, Tabela 1.

3.4.2. Abundâncias relativas e riqueza das espécies

Dentre as espécies de vertebrados terrestres, *Dasyprocta leporina* apresentou a maior abundância relativa (95.533), seguida por *Mazama* spp. (21.681) e *Cuniculus paca* (20.21); e *Procyon cancrivorus* foi a espécie a responder pela menor abundância relativa (0.298). Para as espécies mais caçadas pelas comunidades polarizantes, *Mazama* spp. apresentou o maior valor de abundância relativa, e *T. pecari* foi a espécie com a menor abundância relativa (4.231). Para os primatas, *Sapajus apella* respondeu pela maior abundância relativa (49.062), seguida por *Callicebus* sp. (19.516), *Ateles marginatus* (9.427) e *Saimiri* sp. (8.073). Os valores de abundância relativa das demais espécies encontram-se no Apêndice 2, Tabela 1.

Tabela 1: Assembleias de vertebrados terrestres e primatas de médio e grande porte analisadas com a porcentagem do poder de explicação do Modelo Hierárquico de Comunidade de Espécies (R^2) e dos preditores ambientais fixados e aleatório sobre as abundâncias relativas das assembleias (valores médios) e por espécie. Preditores em siglas, IPA: índice de pressão antrópica; DA:

distância da água; EAE: efeito aleatório espacial. Espécies organizadas por ordem alfabética em cada Classe taxonômica. Estação Ecológica da Terra do Meio e Reserva Extrativista Rio Iriri (PA), 2014 a 2019.

Táxon	Preditores				R^2
	IPA	DA	Altitude	EAE	
Aves					
<i>Crax fasciolata</i>	0.162	0.626	0.194	0.017	0.063
<i>Crypturellus</i> spp.	0.566	0.159	0.197	0.079	0.087
<i>Pauxi tuberosa</i>	0.292	0.358	0.229	0.121	0.154
<i>Odontophorus gujanensis</i>	0.446	0.236	0.223	0.095	0.031
<i>Penelope</i> spp.	0.630	0.182	0.154	0.033	0.108
<i>Psophia dextralis</i>	0.706	0.132	0.123	0.039	0.142
<i>Tinamus</i> spp.	0.501	0.228	0.181	0.090	0.151
Mamíferos					
<i>Cuniculus paca</i>	0.411	0.241	0.232	0.116	0.191
<i>Dasyprocta leporina</i>	0.591	0.079	0.271	0.059	0.524
<i>Dasypus</i> spp.	0.363	0.200	0.342	0.095	0.086
<i>Eira barbara</i>	0.361	0.302	0.262	0.076	0.015
<i>Guerlinguetus</i> spp.	0.493	0.323	0.146	0.038	0.074
<i>Leopardus</i> spp.	0.344	0.256	0.334	0.066	0.032
<i>Mazama</i> spp.	0.617	0.143	0.162	0.078	0.222
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	0.391	0.303	0.234	0.072	0.028
<i>Nasua nasua</i>	0.313	0.310	0.277	0.099	0.042
<i>Panthera onca</i>	0.417	0.287	0.230	0.066	0.017
<i>Pecari tajacu</i>	0.392	0.302	0.219	0.087	0.079
<i>Priodontes maximus</i>	0.281	0.463	0.226	0.030	0.023
<i>Procyon cancrivorus</i>	0.295	0.473	0.165	0.067	0.009
<i>Puma concolor</i>	0.397	0.352	0.196	0.055	0.023
<i>Puma yagouaroundi</i>	0.284	0.444	0.218	0.054	0.010
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0.156	0.682	0.143	0.019	0.011
<i>Tapirus terrestris</i>	0.561	0.206	0.175	0.059	0.121
<i>Tayassu pecari</i>	0.029	0.826	0.145	0.000	0.052
Média para todas as espécies	0.400	0.324	0.211	0.064	0.092
Primatas					
<i>Atles marginatus</i>	0.280	0.321	0.321	0.078	0.297
<i>Callicebus</i> sp.	0.267	0.255	0.332	0.145	0.377
<i>Saimiri</i> sp.	0.405	0.218	0.304	0.073	0.300
<i>Sapajus apella</i>	0.600	0.143	0.161	0.096	0.514
Média para todas as espécies	0.388	0.234	0.28	0.392	0.372

Todas as espécies de vertebrados terrestres (n = 25) foram registradas pelo menos uma vez em cada área amostrada, embora a riqueza dessas espécies não tenha apresentado diferença significativa

entre as áreas (Figura 2). Para a assembleia de primatas, todas as espécies ($n = 4$) também foram registradas em ambas as áreas.

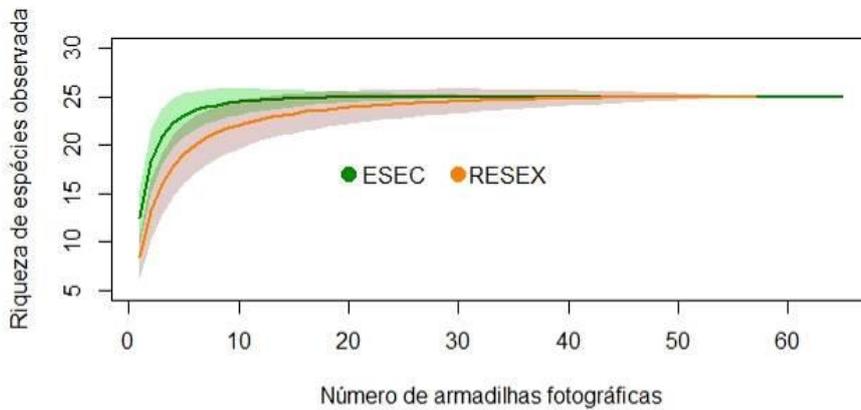


Figura 2: Riqueza das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte observadas entre as áreas amostradas por armadilhas fotográficas. Os intervalos de confiança de ambas as curvas de rarefação se sobrepõem, demonstrando que não há diferença significativa entre as áreas amostradas. Áreas de amostragens representadas pelas siglas dentro da figura, ESEC: Estação Ecológica da Terra do Meio; RESEX: Reserva Extrativista Rio Iriri.

3.4.3. Modelos

3.4.3.1. Vertebrados terrestres

O poder de explicação do MHCE sobre as diferenças nas abundâncias relativas da assembleia dos vertebrados terrestres foi extremamente baixo ($R^2 = 0.092\%$, valor médio). Quanto às espécies, o valor de R^2 também foi extremamente baixo apesar de ampla variação, explicando de 0.009% a 0.524% da abundância relativa dessas espécies (Tabela 1). Em relação ao poder de explicação do MHCE em função da média da abundância relativa dessas espécies, houve diferença significativa (MLG, $p < 0.001$) e relação positiva (Apêndice 3, Figura 1), ou seja, o modelo explicou melhor para as espécies relativamente mais abundantes.

Em relação aos preditores fixados (índice de pressão antrópica, distância da água e altitude) e aleatório (localização espacial), a *variance partitioning* mostrou que o poder de explicação desses preditores sobre a abundância relativa dessas espécies foi de 1% (soma dos valores médios) (Tabela 1). O índice de pressão antrópica capturou o maior poder de explicação, apesar de baixo, seguido por distância da água, altitude e efeito aleatório espacial (Tabela 1). Apesar desses baixos valores, a média da abundância relativa, de *Dasyprocta leporina* e *Psophia dextralis*, responderam negativamente e significativamente para o nível de pressão antrópica (Figura 3). Nenhum dos táxons mais importantes para a caça (*Tayassu pecari*, *Crax fasciolata*, *Pauxi tuberosa*, *Tapirus terrestris*, *Cuniculus paca* e *Mazama* spp.) para as comunidades polarizantes das áreas amostradas

responderam significativamente ao índice de pressão antrópica (Figura 3). Para os demais preditores, nenhuma espécie respondeu significativamente (Figura 3). Levando em consideração os *traits* dessas espécies (classe, guilda trófica, log da biomassa e índice de importância para caça), os preditores explicaram somente 1.48% (soma das médias) das abundâncias relativas, nenhum individual *trait* respondeu significativamente aos preditores (Figura 4).

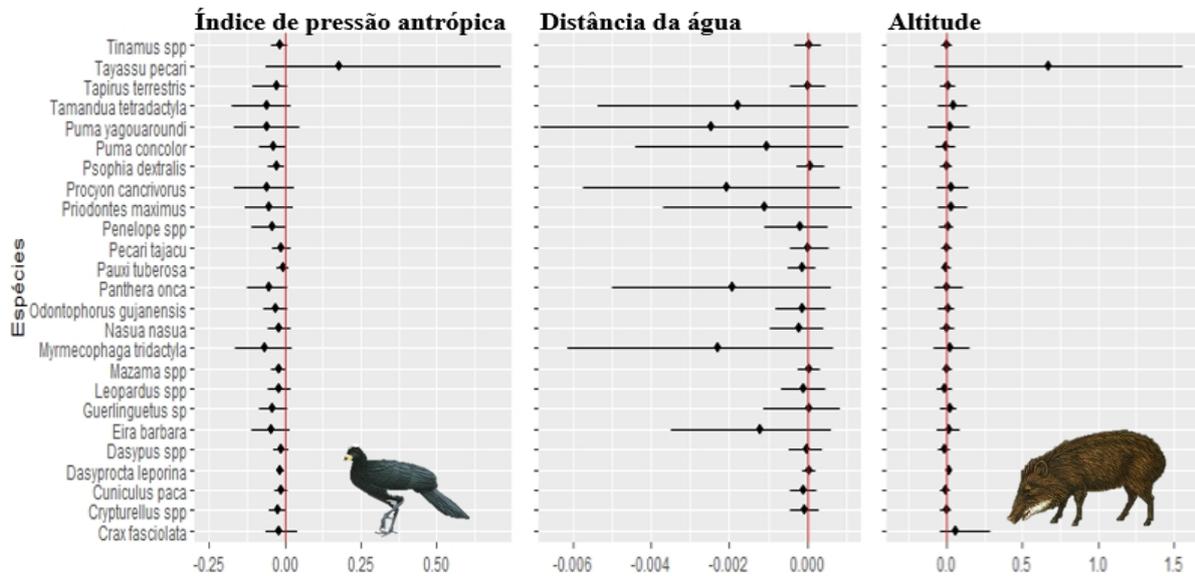


Figura 3: Posterior distribuição das respostas das médias das abundâncias relativas das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte aos preditores ambientais fixados (β parâmetro). Pontos representam as médias, e linhas os intervalos de confiança de 95% do β . Somente as espécies *Dasyprocta leporina* e *Psophia dextralis* responderam significativamente ao índice de pressão antrópica, sendo uma resposta negativa, já que os intervalos de confiança não incluem o zero em ambas as espécies. Imagens das espécies: Eisenberg et al. (1999) e Birds of the World (2020).

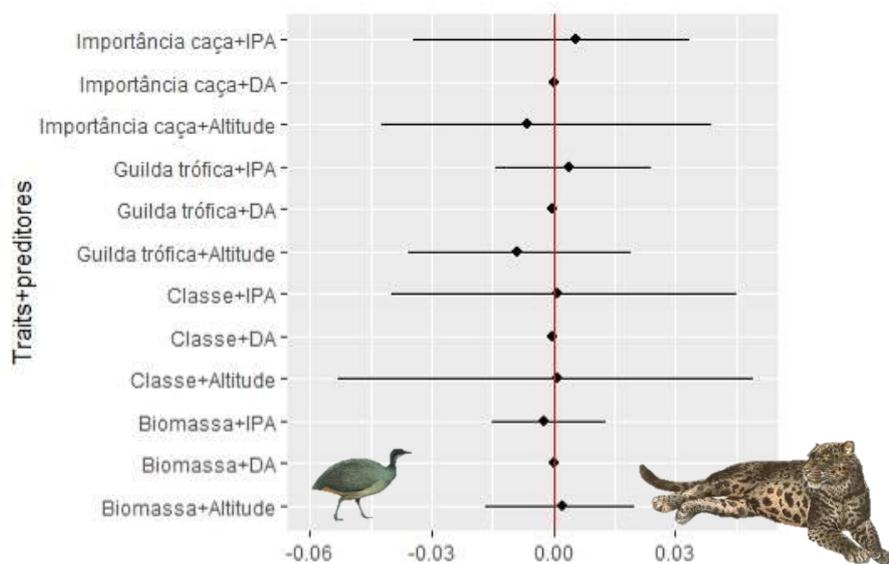


Figura 4: Posterior distribuição do efeito dos *traits* (Classe taxonômica, guilda trófica, log da biomassa e nível de importância para a caça) das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte em relação aos preditores.

grande porte sobre as repostas para os preditores fixados (Gamma parâmetro). Pontos representam as médias, e linhas o intervalo de confiança de 95% de Gamma. Nenhum *trait* respondeu significativamente, já que todos os intervalos de confiança incluem o zero. Imagens das espécies: Hunter & Barrett (2011) e Birds of the World (2020).

3.4.3.2. Primatas

Assim como para os vertebrados terrestres, o HMSC apresentou baixo poder de explicação ($R^2 = 0.372\%$, valor médio) sobre as abundâncias relativas na assembleia dos primatas. Em nível das espécies, os valores de R^2 ficaram entre 0.297% a 0.514%, também apresentando baixo poder de explicação (ver Tabela 1). Quanto aos preditores, o poder de explicação foi de somente 1,3% (soma dos valores médios). O índice de pressão antrópica apresentou maior poder de explicação, seguido de efeito aleatório espacial, altitude e distância da água, porém, com valores baixos (ver Tabela 1). Somente a média da abundância relativa de *Sapajus apella* respondeu significativamente e positivamente ao índice de pressão de antrópica (Figura 5).

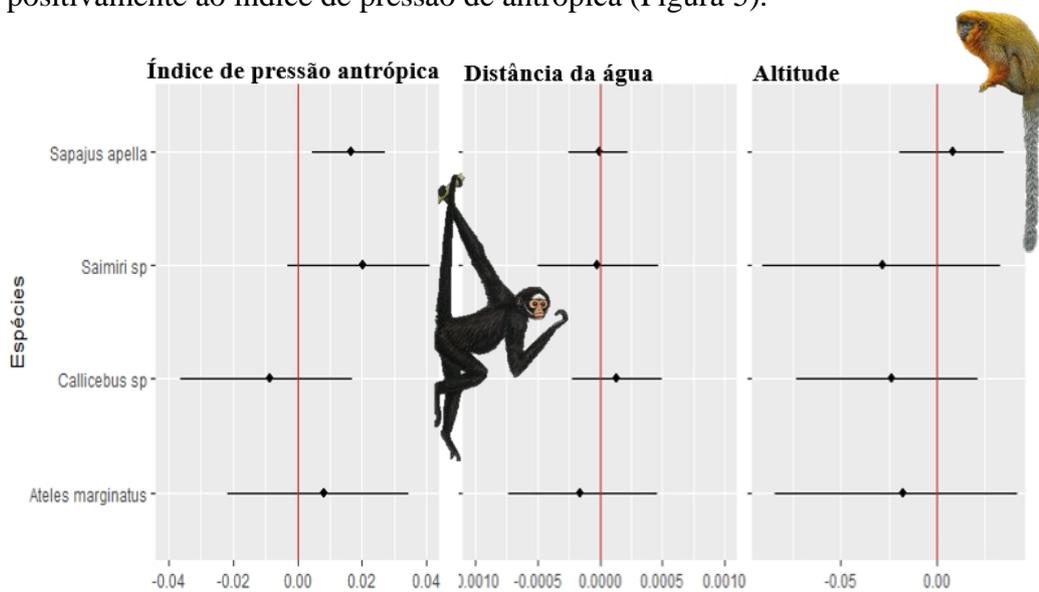


Figura 5: Posterior distribuição das respostas das médias das abundâncias relativas das espécies de primatas de médio e grande porte aos preditores ambientais fixados (β parâmetro). Pontos representam as médias, e linhas os intervalos de confiança de 95% do β . Somente a espécie *Sapajus apella* respondeu significativamente ao índice de pressão antrópica, sendo uma resposta positiva, já que os intervalos de confiança não incluem o zero. Imagens das espécies: Eisenberg & Redford (1999) e Petter & Desbordes (2013).

3.5. DISCUSSÃO

A RE Rio Iriri teve menor esforço nas amostragens por armadilhas fotográficas e censos visuais, e as áreas amostradas estão diretamente sobre influência dos moradores, seja para o extrativismo vegetal e/ou caça de subsistência. Apesar disso, a riqueza da assembleia de vertebrados terrestres e o número de espécie de primatas registradas não diferiram das áreas amostradas na EE Terra do

Meio, que teve maior esforço nas amostragens, e onde a influência dos moradores é quase inexistente, e quando existente, é concentrada nas margens do Rio Novo, para a atividade de pesca. A existência de um padrão contínuo de floresta bem preservada entre as áreas amostradas pode explicar essa falta de diferença. Outro aspecto é que algumas das áreas amostradas são de uso sazonal pelos moradores, como é o caso dos castanhais (Figura 1, Mapa B), que são explorados somente no período de maior cheia nos rios, sendo a amostragem realizada no período seco e sem atividade de moradores nessas áreas.

Os resultados do MHCE sugerem que o índice de pressão antrópica, conjuntamente com os outros preditores (altitude, distância da água e efeito aleatório espacial), não afetaram as abundâncias relativas das assembleias de vertebrados terrestres e primatas nas áreas amostradas, já que o poder de explicação foi extremamente baixo para ambas as assembleias. A falta de um gradiente claro de pressão antrópica entre as áreas amostradas indica uma floresta primária contínua bem preservada, garantido uma estrutura adequada para essas espécies. Este contexto, por si só, pode ser uma explicação plausível para as espécies de vertebrados terrestres, que são resilientes em resposta a diferentes níveis de perturbações antrópicas na Amazônia, tais como, extração ilegal de madeira (Carvalho Jr. et al., 2020), extração de madeira com manejo (Azevedo-Ramos et al., 2006; Bicknell & Peres, 2010; Mayor et al., 2015; Laufer et al., 2015; Roopsind et al., 2017; Tobler et al., 2018), substituição da vegetação primária pela vegetação secundária (Parry et al., 2007), fragmentação florestal (Michalski & Peres, 2007; Sampaio et al., 2010) e paisagem composta de floresta e silvicultura (Barlow et al., 2007). Essas resiliências podem ser associadas ao fato de que vertebrados terrestres em florestas tropicais apresentam grandes variações ecológicas, e os de médio e grande porte ocorrem em ampla escala geográfica e em diferentes tipos de vegetação (Redford & Fonseca, 1986; Gibson et al., 2011). Por outro lado, os primatas, sobretudo os de grande porte, podem ser mais vulneráveis a essas perturbações (Peres, 2001; Michalski & Peres, 2007; Parry et al., 2007; Peres et al., 2016; Mendes-Oliveira et al., 2017), o que suporta a importância da floresta bem estruturada na área de estudo.

Mesmo que as respostas das abundâncias relativas das espécies *D. leporina* e *P. dextralis* ao índice de pressão antrópica tenham sido significativas e negativas, o poder de explicação foi extremamente baixo (< 1%). Porém, essas respostas significativas não eram esperadas, já que *D. leporina* apresentou a maior abundância relativa, *P. dextralis* foi a sexta mais abundante, e ambas não são espécies de importância para atividade de caça, sendo que, não há registros de abates para *P. dextralis* para as comunidades polarizantes e demais comunidades analisadas na Sessão 1. Além disso as espécies do gênero *Dasyprocta* possuem alta capacidade de resiliência para perturbações antrópicas e a caça (Bodmer et al., 1997; Peres, 2001; Michalski & Peres, 2007; Parry et al., 2007;

Mendes-Oliveira et al., 2017), e *Psophia obscura*, foi reportada como resiliente à extração ilegal de madeira (Carvalho Jr. et al., 2020), mesmo sendo uma espécie Criticamente Ameaçada (IUCN, 2016). Para *S. apella*, a resposta significativa e positiva ao índice de pressão antrópica, apesar do poder de explicação também ser baixo (0.6%), apresenta mais sentido. Essa espécie é bastante resilientes a perturbações antrópicas (Peres, 2000; Peres & Dolman, 2000; Michalski & Peres, 2007; Sampaio et al., 2010; Mendes-Oliveira et al., 2017), e pode até aumentar suas abundâncias em resposta a essas perturbações (Parry et al., 2007).

Apesar das evidências de que as respostas das espécies de vertebrados de médio e grande porte aos filtros ambientais (preditores) podem ser mediadas pelos seus *traits* (ex.: Peres & Palacios, 2007; Edwards et al., 2013; Mendes-Oliveira et al., 2017), os utilizados neste trabalho não tiveram importância em explicar a diferenças nas abundâncias da assembleia de vertebrados terrestres aos preditores. Isso pode ser o reflexo da falta de resposta consistente de todas as espécies aos preditores (Carvalho Jr. et al., 2020). Em relação às espécies de maior importância para a caça, a falta de resposta consistente ao índice de pressão antrópica, uma vez que este índice pode ser considerado como indicativo de pressão da caça, corrobora com a evidência apresentada na Sessão 1, de que a caça praticada pela população local não apresentou fator de ameaça a essas espécies.

Em especial, *T. pecari* foi a espécie que apresentou a menor abundância relativa dentre as espécies mais caçadas, e foi a espécie a responder pela grande maioria dos abates pelas comunidades em estudo ($n = 181$), e pelas demais comunidades analisadas na Sessão 1, e também é a mais abatida em outras RE e Terras Indígenas na região (Ramos et al., 2014). Entretanto, sua abundância relativa não respondeu ao nível de pressão antrópica, o que sugere que sua baixa abundância relativa não está relacionada aos abates realizados pelos moradores. Essa menor abundância pode ser um reflexo dos aspectos ecológicos dessa espécie. *T. pecari* possui um comportamento migratório, podendo cobrir uma área de 109.6 km^2 (Fragoso, 1998), e sua presença localmente pode não ser contínua, podendo ser condicionada à disponibilidade de recursos (Bodmer, 1990; Peres, 1996; Fragoso, 1998). Portanto, sua baixa abundância relativa observada pode estar condicionada a fatores estocásticos intrínsecos a sua ecologia. Essa afirmação pode ser suportada pela extrema raridade de ocorrência de bandos de *T. pecari* em uma área da Amazônia ocidental, que por um longo período de tempo foi isolada de pessoas, não havendo registros de atividade de caça antes do estudo ser conduzido (Peres, 1990, 1996). Além disso, de acordo com os caçadores locais, durante o período seco, os bandos de *T. pecari* se concentram nas cabeceiras dos rios que formam as drenagens, e as armadilhas fotográficas foram instaladas em função da proximidade (maior distância de 6.2 km) dos principais rios (Rio Iriri e Rio Novo), de modo que as cabeceiras das drenagens não foram monitoradas onde, provavelmente, os bandos de *T. pecari* poderiam estar concentrados. Essa

informação dos moradores representa um bom argumento, uma vez que, bandos de *T. pecari* monitorados por rádio colar tiveram menores áreas de vida durante o período seco, ficando concentrados em manchas com maior disponibilidade de alimento, do que durante o período chuvoso, quando os bandos aumentavam suas áreas de vida (Fragoso, 1998). Não menos importante, vale lembrar que a abundância relativa foi derivada do número de registros, e não de indivíduos, e como essa espécie pode possuir mais de 300 indivíduos em um único bando (Emmons & Feer, 1997), os valores de abundância relativa podem ser bem maiores se o número de indivíduos forem considerados (ver Sessão 3).

Como as assembleias aqui analisadas não responderam consistentemente aos preditores, sugere-se que suas abundâncias relativas podem estar sendo afetadas por outros filtros. Dois candidatos a estes filtros podem ser a produtividade e a sazonalidade ambiental. Sobral et al (2017) reportou que a diversidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte respondeu positivamente com o aumento da concentração de biomassa florestal e de carbono no solo. As espécies de ungulados na Amazônia (*T. terrestris*, *M. americana*, *M. nemorivaga*, *P. tajacu* e *T. pecari*) podem responder diferentemente aos pulsos de inundação dos rios, sendo que, *T. terrestris* e *T. pecari* usam extensivamente as áreas inundáveis (várzeas ou igapós) durante o período de inundações, a primeira por apresentar adaptação para o modo de vida semiaquático, e a segunda por possuir comportamento migratório (Bodmer, 1990; Fragoso, 1998), sendo que, *M. americana*, *M. nemorivaga* e *P. tajacu* evitam essas áreas nestes períodos (Bodmer, 1990). Enquanto a produtividade não foi estimada para as áreas amostradas, as amostragens se concentraram no período seco, sendo a sazonalidade não capturada. Assim, amostragens nos diferentes períodos (seco e cheia) e a inclusão destes filtros em futuras análises podem ser promissores.

Por fim, apesar do índice de pressão antrópica ser um indicativo direto dos diferentes níveis de perturbações ambientais (extrativismo vegetal e caça) pelos moradores, sua intensidade nas áreas amostradas não foi estimada. Assim, também é recomendado que futuras pesquisas estimem o nível de intensidade do extrativismo vegetal, em especial, na coleta de castanha-do-brasil, já que essa atividade é associada a abates de animais para garantir a alimentação das pessoas que permanecem nos castanhais durante o período da coleta (Rumiz & Maglianesi, 2001), e estimar a capacidade de cobertura espacial dos caçadores para avaliar o nível de uso das áreas para essa atividade.

3.5.1. Implicações destes resultados para o potencial das APs para a conservação e manejo

A nível da RE, os resultados demonstram que as áreas manejadas pelos moradores através dos seus modos de vida tradicionais, que favorecem a conservação da floresta (Chase et al., 2020; Rezende, 2020; Balée et al., 2020), possibilita um ambiente bem estruturado para a ocorrência das espécies

aqui analisadas. A falta de evidências claras de que o nível de manejo que eles exercem representa um fator de ameaça a essas espécies, pode ser um reflexo direto desse contexto. Consequentemente, os serviços ecossistêmicos associados a essas espécies são garantidos, demonstrando que populações tradicionais são capazes de explorar recursos naturais e coexistirem com uma comunidade de vertebrados de médio e grande porte bem estruturada (Peres & Zimmerman, 2001), incluindo: herbívoros, onívoros, insetívoros e carnívoros para os vertebrados terrestres; e faunívoro, folíforo, frugívoro e insetívoro para os primatas. Em contexto mais amplo, isso demonstra a importância das RE e AP para manejo e conservação da biodiversidade na Amazônia (Peres & Zimmerman, 2001; Peres & Nascimento, 2006; Abrahams et al., 2017).

Antes da criação da EE Terra do Meio, suas áreas ao longo do Rio Novo (Figura 1, Mapa A) experimentaram diferentes níveis de perturbações antrópicas contemporâneas. A primeira ocupação significativa foi dos seringueiros, vivendo da exploração da árvore da seringa e de subsistência de baixo impacto ambiental (Schwartzman et al., 2013). Nas últimas décadas antes da criação da EE, os seringueiros foram substituídos por fazendeiros ilegais, tendo como inevitável resultado o desmatamento de áreas para criação de gado. Após a criação da EE Terra do Meio (2005), essas fazendas foram desapropriadas, e as áreas ao longo do Rio Novo permaneceram quase que totalmente isolada de ações humanas, e os pastos abandonados deram lugar a manchas de vegetação secundária (ver Figura 5, Introdução Geral). Assim, pressões antrópicas das quais as espécies estavam sujeitas foram drasticamente reduzidas, possibilitando um ambiente mais seguro para essas espécies, sobretudo, os vertebrados terrestres aqui analisados. Na Sessão 3 é demonstrado que não houve tendência de declínio na ocupação dessas espécies ao longo dos três anos de monitoramento por armadilhas fotográficas, sendo a ocupação um índice populacional diretamente relacionado com a abundância das espécies (MacKenzie & Nichols, 2004). Isso demonstra que a EE Terra do Meio possui um alto valor da biodiversidade local, e seu nível de proteção integral pode ser a “espinha dorsal” da dinâmica-fonte sumidouro discutida na Sessão 1, e que essa dinâmica pode ser o fator determinante para que as abundâncias relativas das espécies não sejam afetadas pelo índice de pressão de antrópica.

3.5.2. Ameaças

A EE Terra do Meio tem experimentado altos índices de desmatamento e mineração ilegais na sua fronteira sudeste, mesmo após a sua criação (Doblas, 2015; ISA, 2016). Enquanto estes efeitos se concentraram na sua fronteira, grande parte da sua área central tem permanecido bem protegida. Porém, e mais alarmante, a partir de 2019 parte de sua área mais central tem sido objeto de invasões. E, infelizmente, uma fazenda desapropriada da qual a antiga construção da sede vinha sendo utilizada como base de campo (ver Figura 1, Mapa C) para as equipes de instalação das

armadilhas fotográficas e censos visuais, foi invadida com o objetivo de retomar a criação de gado ilegal. Com essa invasão, não foi possível a ida das equipes de pesquisa para a realização das amostragens de 2019 com armadilhas fotográficas e censos visuais, devido à falta de segurança. Como agravante, demais áreas no Rio Novo próximas as áreas de amostragem também têm sido objeto de invasão por posseiros e grileiros, levando a novos desmatamentos. Caso essas ameaças não sejam eliminadas, o papel da EE Terra do Meio em garantir a conservação da biodiversidade local pode ser comprometido. Não diferente, a partir de 2019, as RE, incluindo a Rio Iriri, vem experimentando o aumento da pressão antrópica por madeireiros e garimpos ilegais, o que torna urgente a eliminação dessas ameaças.

3.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A falta de respostas consistentes das abundâncias relativas das assembleias das espécies de vertebrados terrestres e primatas de médio e grande porte sobre os preditores nas áreas amostradas sugere que os filtros estimados não são responsáveis pela estruturação dessas assembleias localmente. A falta do poder de explicação do índice de pressão antrópica, demonstra que as áreas sob efeito direto dos ribeirinhos, seja pelo extrativismo vegetal e a caça, são capazes de assegurar essas espécies, sobretudo, as de maior importância para a caça, que são uma importante fonte de carne para a população local (ver Sessão 1). Em especial, a baixa abundância relativa de *T. pecari*, espécie que responde pela grande maioria dos abates, é provavelmente um resultado de fatores estocásticos intrínsecos a sua ecologia. Floresta primária bem preservada e contínua, possibilitada pela proteção integral da EE Terra do Meio e o modo de vida tradicional dos moradores na RE Rio Iriri, são os fatores centrais para estes resultados. Porém, a partir de 2019, ameaças de origens externas começaram a ocorrer na área de estudo, e isso pode ser um catalisador de aumento da pressão antrópica, comprometendo inclusive a continuação das pesquisas nessas áreas, o que tornam urgentes respostas efetivas a essas ameaças.

3.7. REFERÊNCIAS

- ABRAHAMS, M.I., PERES, C.A. & COSTA, H.C.M. (2017) Measuring local depletion of terrestrial game vertebrates by central-place hunters in rural Amazonia. *PLOS ONE*, 12, e0186653.
- ALMEIDA, M.W.B. (2012) As colocações: forma social, sistema tecnológico, unidade de recursos naturais. *Mediações*, 17, 121–152.
- ANTUNES, A.P., FEWSTER, R.M., VENTICINQUE, E.M., PERES, C.A., LEVI, T., ROHE, F. & SHEPARD,

- G.H. (2016) Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Science Advances*, 2, e1600936–e1600936.
- ANTUNES, A.P., REBÊLO, G.H., PEZZUTI, J.C.B., VIEIRA, M.A.R. DE M., CONSTANTINO, P. DE A.L., CAMPOS-SILVA, J.V., ET AL. (2019) A conspiracy of silence: Subsistence hunting rights in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 84, 1–11.
- DE AREA LEÃO PEREIRA, E.J., DE SANTANA RIBEIRO, L.C., DA SILVA FREITAS, L.F. & DE BARROS PEREIRA, H.B. (2020) Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. *Land Use Policy*, 92, 104491. Elsevier.
- AZEVEDO-RAMOS, C., DE CARVALHO, O. & DO AMARAL, B.D. (2006) Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management*, 232, 26–35.
- BAGCHI, R., SWAMY, V., LATORRE FARFAN, J.-P., TERBORGH, J., VELA, C.I.A., PITMAN, N.C.A. & SANCHEZ, W.G. (2018) Defaunation increases the spatial clustering of lowland Western Amazonian tree communities. *Journal of Ecology*, 106, 1470–1482.
- BALÉE, W., DE OLIVEIRA, V.H., DOS SANTOS, R., AMARAL, M., ROCHA, B., GUERRERO, N., ET AL. (2020) Ancient Transformation, Current Conservation: Traditional Forest Management on the Iriri River, Brazilian Amazonia. *Human Ecology*, 48, 1–15.
- BARLOW, J., GARDNER, T.A., ARAUJO, I.S., AVILA-PIRES, T.C., BONALDO, A.B., COSTA, J.E., ET AL. (2007) Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 18555–18560.
- BELLO, C., GALETTI, M., PIZO, M.A., MAGNAGO, L.F.S., ROCHA, M.F., LIMA, R.A.F., ET AL. (2015) Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, 1, 1–11.
- BENCHIMOL, M. & PERES, C.A. (2015) Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. *Biological Conservation*, 187, 61–72.
- BICKNELL, J. & PERES, C.A. (2010) Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. *Forest Ecology and Management*, 259, 2267–2275.
- BIRDS OF THE WORLD (S. M. BILLERMAN, B. K. KEENEY, P. G. RODEWALD, AND T. S. SCHULENBERG, E. (2020) Birds of the World. *Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY, USA*. <https://birdsoftheworld.org/bow/home> [acesso 10 janeiro 2020].
- BODMER, R.E. (1990) Responses of ungulates to seasonal inundations in the amazon floodplain. *Journal of Tropical Ecology*, 6, 191–201.

- BODMER, R.E., EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. (1997) Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology*, 11, 460–466.
- BRADSHAW, C.J.A., SODHI, N.S. & BROOK, B.W. (2009) Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 79–87.
- CARVALHO JR., E.A.R., MENDONÇA, E.N., MARTINS, A. & HAUGAASEN, T. (2020) Effects of illegal logging on Amazonian medium and large-sized terrestrial vertebrates. *Forest Ecology and Management*, 466, 118105.
- CHASE, V.M., SANTOS, R.R. & POSTIGO, A. (2020) The Cantinas Network of Terra do Meio: A Case of Institutional Learning in the Amazon Forest. In *Exploring the Political, Economy and Social Philosophy of Vincent and Elinor Ostrom* (eds P.J. Boettke, B. Herzberg & B. Kogelmann), p. . Rowman & Littlefield, New York.
- CLEMENT, C.R., DENEVAN, W.M., HECKENBERGER, M.J., JUNQUEIRA, A.B., NEVES, E.G., TEIXEIRA, W.G. & WOODS, W.I. (2015) The domestication of Amazonia before European conquest. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282, 20150813.
- COSTA-PEREIRA, R., ROQUE, F., CONSTANTINO, P., SABINO, J. & UEHARA-PRADO, M. (2013) Monitoramento in situ da biodiversidade. ICMBio, Brasília.
- DOBLAS, J. (2015) Rotas do saque: violações e ameaças à integridade territorial da Terra do Meio (PA). Instituto Socioambiental, São Paulo.
- EDWARDS, D.P., WOODCOCK, P., NEWTON, R.J., EDWARDS, F.A., ANDREWS, D.J.R., DOCHERTY, T.D.S., ET AL. (2013) Trophic Flexibility and the Persistence of Understory Birds in Intensively Logged Rainforest. *Conservation Biology*, 27, 1079–1086.
- EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. (1999) Mammals of the Neotropics Volume 3. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- EISENBERG, J.F., REID, F., REDFORD, K.H. & BONNER, S.J. (1999) Mammals of the Neotropics. University of Chicago Press.
- EMMONS, L. & FEER, F. (1997) Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press.
- ESTES, J.A., TERBORGH, J., BRASHARES, J.S., POWER, M.E., BERGER, J., BOND, W.J., ET AL. (2011) Trophic downgrading of planet earth. *Science*, 333, 301–306.
- FAO (2020) Global Forest Resources Assessment 2020: Main report. FAO, Rome.
- FEARNSIDE, P.M. (1990) Environmental Destruction in the Brazilian Amazon. In *The Future of*

Amazonia pp. 179–225. Palgrave Macmillan UK, London.

- FEARNSIDE, P.M. (1999) Biodiversity as an environmental service in Brazil ' s Amazonian forests : risks , value and conservation. *Environmental Conservation*, 26, 305–321. University of Leeds.
- FEARNSIDE, P.M. (2005) Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conservation Biology*, 19, 680–688.
- FEGRAUS, E.H., LIN, K., AHUMADA, J.A., BARU, C., CHANDRA, S. & YOUN, C. (2011) Data acquisition and management software for camera trap data: A case study from the TEAM Network. *Ecological Informatics*, 6, 345–353.
- FRAGOSO, J.M. V. (1998) Home Range and Movement Patterns of White-lipped Peccary (*Tayassu pecari*) Herds in the Northern Brazilian Amazon1. *Biotropica*, 30, 458–469.
- GALETTI, M., BROCARDO, C.R., BEGOTTI, R.A., HORTENCI, L., ROCHA-MENDES, F., BERNARDO, C.S.S., ET AL. (2017) Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Animal Conservation*, 20, 270–281.
- GIBSON, L., LEE, T.M., KOH, L.P., BROOK, B.W., GARDNER, T. A., BARLOW, J., ET AL. (2011) Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478, 378–381. Nature Publishing Group.
- HECHT, S. & COCKBURN, A. (2010) *The Fate of the Forest: Developers, Destroyers and Defenders of the Amazon* Updated. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- HECK, K.L., VAN BELLE, G. & SIMBERLOFF, D. (1975) Explicit Calculation of the Rarefaction Diversity Measurement and the Determination of Sufficient Sample Size. *Ecology*, 56, 1459–1461.
- HECKENBERGER, M.J., KUIKURO, A., KUIKURO, U.T., RUSSELL, J.C., SCHMIDT, M., FAUSTO, C. & FRANCHETTO, B. (2003) Amazonia 1492: pristine forest or cultural parkland? *Science*, 301, 1710–1714.
- HUNTER, L. & BARRETT, P. (2011) *Carnivores of the World*. Princeton University Press, London.
- HURLBERT, S.H. (1971) The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters. *Ecology*, 52, 577–586.
- ICMBIO/MONITORA (2018) *Monitora – Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade Subprograma Terrestre Componente Florestal: Relatório Triênio 2014 -2016*. Brasília.
- ICMBIO (2019) *Unidades de Conservação - Amazônia*.

[Http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-](http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/amazonia/unidades-de-conservacao-amazonia)

[brasileiros/amazonia/unidades-de-conservacao-amazonia](http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/amazonia/unidades-de-conservacao-amazonia) [acesso 16 janeiro 2019].

- ISA (2003) Projeto realização de estudos preliminares e formulação de uma proposta técnica para a implantação de um mosaico de unidades de conservação no Médio Xingu. ISA/MMA, Brasília.
- ISA (2018) Laudo pericial sobre a situação das famílias residentes no interior da Estação Ecológica da Terra do Meio. Ministério Público Federal, Altamira.
- ISA, I.S. (2016) De olho na Terra do Meio: Boletim informativo sobre a evolução dos vetores de pressão sobre a Terra do Meio (PA). ISA, Altamira.
- IUCN (2016) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. [Www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- JANSEN, P.A., AHUMADA, J.A., FEGRAUS, E.H. & O'BRIEN, T.G. (2014) TEAM: a standardised camera trap survey to monitor terrestrial vertebrate communities in tropical forests. In *Camera trapping: wildlife management and research* (eds P. Meek, P. Fleming, G. Ballard, P. Banks, A. Claridge, J. Sanderson & D. Swann), pp. 263–270. CISRO, Collingwood.
- JENKINS, C.N., PIMM, S.L. & JOPPA, L.N. (2013) Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, E2602–E2610.
- JEROZOLIMSKI, A. & PERES, C.A. (2003) Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation*, 111, 415–425.
- LAUFER, J., MICHALSKI, F. & PERES, C.A. (2015) Effects of reduced-impact logging on medium and large-bodied forest vertebrates in eastern Amazonia. *Biota Neotropica*, 15.
- LAURANCE, W.F. (2015) Emerging Threats to Tropical Forests. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 100, 159–169.
- LAURANCE, W.F., ALBERNAZ, A.K.M., SCHROTH, G., FEARNSIDE, P.M., BERGEN, S., VENTICINQUE, E.M. & DA COSTA, C. (2002a) Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*, 29, 737–748.
- LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E., VASCONCELOS, H.L., BRUNA, E.M., DIDHAM, R.K., STOUFFER, P.C., ET AL. (2002b) Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, 16, 605–618.
- MACKENZIE, D.I. & NICHOLS, J.D. (2004) Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation*, 27, 461–467.

- MAYOR, P., PÉREZ-PEÑA, P., BOWLER, M., PUERTAS, P.E., KIRKLAND, M. & BODMER, R. (2015) Effects of selective logging on large mammal populations in a remote indigenous territory in the northern Peruvian Amazon. *Ecology and Society*, 20, art36.
- MENDES-OLIVEIRA, A.C., PERES, C.A., MAUÉS, P.C.R. DE A., OLIVEIRA, G.L., MINEIRO, I.G.B., DE MARIA, S.L.S. & LIMA, R.C.S. (2017) Oil palm monoculture induces drastic erosion of an Amazonian forest mammal fauna. *PLOS ONE*, 12, e0187650.
- MICHALSKI, F. & PERES, C.A. (2007) Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology*, 21, 1626–1640.
- MUNARI, D.P., KELLER, C. & VENTICINQUE, E.M. (2011) An evaluation of field techniques for monitoring terrestrial mammal populations in Amazonia. *Mammalian Biology*, 76, 401–408.
- NUNES, A.V., PERES, C.A., CONSTANTINO, P. DE A.L., SANTOS, B.A. & FISCHER, E. (2019) Irreplaceable socioeconomic value of wild meat extraction to local food security in rural Amazonia. *Biological Conservation*, 236, 171–179.
- OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., ET AL. (2018) Vegan: The vegan package version 12.5-3 <https://cran.r-project.org>, <https://github.com/vegandevs/vegan>.
- OVASKAINEN, O., TIKHONOV, G., NORBERG, A., GUILLAUME BLANCHET, F., DUAN, L., DUNSON, D., ET AL. (2017) How to make more out of community data? A conceptual framework and its implementation as models and software. *Ecology Letters*, 20, 561–576.
- PAIVA, P.F.P.R., DE LOURDES PINHEIRO RUIVO, M., DA SILVA JÚNIOR, O.M., DE NAZARÉ MARTINS MACIEL, M., BRAGA, T.G.M., DE ANDRADE, M.M.N., ET AL. (2020) Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 29, 19–38.
- PARRY, L., BARLOW, J. & PERES, C.A. (2007) Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 23, 653–662.
- PEREIRA, R.C., ROQUE, F.O., CONSTANTINO, P.A.L., SABINO, J. & UEHARA-PRADO, M. (2013) Monitoramento in situ da biodiversidade: Proposta para um Sistema Brasileiro de Monitoramento da Biodiversidade. ICMBio, Brasília.
- PERES, C.A. (1990) Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation*, 54, 47–59.
- PERES, C.A. (1996) Population status of white-lipped Tayassu pecari and collared peccaries T. tajacu in hunted and un hunted Amazonian forests. *Biological Conservation*, 77, 115–123.

- PERES, C.A. (2000) Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology*, 14, 240–253.
- PERES, C.A. (2001) Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. *Conservation Biology*, 15, 1490–1505.
- PERES, C.A. & CUNHA, A.A. (2011) Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais. In *Wildlife Conservation Society, Ministério do Meio Ambiente e ICMBio, Brasil* p. . Brasília.
- PERES, C.A. & DOLMAN, P.M. (2000) Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia*, 122, 175–189.
- PERES, C.A., EMILIO, T., SCHIETTI, J. & LEVI, T. (2016) Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Pnas*, 113, 892–897.
- PERES, C.A., GARDNER, T.A., BARLOW, J., ZUANON, J., MICHALSKI, F., LEES, A.C., ET AL. (2010) Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation*, 143, 2314–2327. Elsevier Ltd.
- PERES, C.A. & NASCIMENTO, H.S. (2006) Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation*, 15, 2627–2653.
- PERES, C.A. & PALACIOS, E. (2007) Basin-Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal-Mediated Seed Dispersal. *Biotropica*, 39, 304–315.
- PERES, C.A. & ZIMMERMAN, B. (2001) Perils in Parks or Parks in Peril? Reconciling Conservation in Amazonian Reserves with and without Use. *Conservation Biology*, 15, 793–797.
- PETERSON, B.G. & CARL, P. (2020) Econometric Tools for Performance and Risk Analysis: version 2.0.4. <https://cran.r-project.org/web/packages/PerformanceAnalytics/PerformanceAnalytics.pdf>.
- PETTER, J.-J. & DESBORDES, F. (2013) *Primates of the World: An illustrated Guide*. Princeton University Press, Princeton.
- PEZZUTI ET AL. (2018) A Caça e o Caçador: uma Análise Crítica da Legislação Brasileira sobre o Uso da Fauna por Populações Indígenas e Tradicionais na Amazônia. *Biodiversidade Brasileira*, 8, 42–74.

- PEZZUTI, J.C.B. (2008) Estudo de impacto ambiental do aproveitamento hidrelétrico (AHE) Belo Monte, Rio Xingu. Componente: Quelônios e Crocodilianos. Belém.
- PLUMMER, M. (2015) JAGS Version 4.0.0 user manual 0–41.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2014) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RAMOS, R.M., PEZZUTI, J.C.B. & VIEIRA, E.M. (2014) Age structure of the Vulnerable white-lipped peccary *Tayassu pecari* in areas under different levels of hunting pressure in the Amazon Forest. *Oryx*, 1–7.
- REDFORD, K.H. (1992) The empty forest. *BioScience*, 42, 412–422.
- REDFORD, K.H. & FONSECA, G.A.B. (1986) The Role of Gallery Forests in the Zoogeography of the Cerrado's Non-volant Mammalian Fauna. *Biotropica*, 18, 126–135.
- REDFORD, K.H. & ROBINSON, J.G. (1987) The Game of Choice: Patterns of Indian and Colonist Hunting in the Neotropics. *American Anthropologist*, 89, 650–667.
- REDFORD, K.H. & SANDERSON, S.E. (2000) Extracting Humans from Nature. *Conservation Biology*, 14, 1362–1364.
- REZENDE, R.S. (2020) Agroextrativismo e pagamentos por serviços socioambientais: reflexões a partir das Reservas Extrativistas da Terra do Meio (PA)1. *Anuário Antropológico*, 172–189.
- RIPPLE, W.J., ABERNETHY, K., BETTS, M.G., CHAPRON, G., DIRZO, R., GALETTI, M., ET AL. (2016) Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science*, 3, 160498.
- ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. (1986) Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forest mammals: relationship to phylogeny and diet. *Oecologia*, 68, 516–520.
- ROOPSIND, A., CAUGHLIN, T.T., SAMBHU, H., FRAGOSO, J.M. V. & PUTZ, F.E. (2017) Logging and indigenous hunting impacts on persistence of large Neotropical animals. *Biotropica*, 49, 565–575.
- ROWCLIFFE, M.J. (2017) Key frontiers in camera trapping research. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3, 107–108.
- RUMIZ, D.I. & MAGLIANESI, M.A. (2001) Hunting Impacts Associated With Brazil Nut Harvesting in the Bolivian Amazon. *Vida Silvestre Neotropical*, 10, 19–29.

- SALOMÃO, R. DE P., VIEIRA, I.C.G., SUEMITSU, C., ROSA, N. DE A., ALMEIDA, S.S. DE, DÁRIO, D. DO A. & MENEZES, M.P.M. DE (2007) As florestas de Belo Monte na grande curva do rio Xingu, Amazônia Oriental. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 2, 57–153.
- SAMPAIO, R., LIMA, A.P., MAGNUSSON, W.E. & PERES, C.A. (2010) Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2421–2439.
- SCHWARTZMAN, S., BOAS, A.V., ONO, K.Y., FONSECA, M.G., DOBLAS, J., ZIMMERMAN, B., ET AL. (2013) The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368, 20120164.
- SCHWARTZMAN, S., MOREIRA, A. & NEPSTAD, D. (2000) Rethinking Tropical Forest Conservation: Perils in Parks. *Conservation Biology*, 14, 1351–1357.
- SEMAS-PA (2020) Base Hidrográfica Estadual. *Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Estado do Pará*. [Http://monitoramento.semas.pa.gov.br/seirh/#/SecaoTematica/4](http://monitoramento.semas.pa.gov.br/seirh/#/SecaoTematica/4) [acesso 1 junho 2020].
- SOARES-FILHO, B., MOUTINHO, P., NEPSTAD, D., ANDERSON, A., RODRIGUES, H., GARCIA, R., ET AL. (2010) Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107, 10821–10826.
- SOBRAL, M., SILVIUS, K.M., OVERMAN, H., OLIVEIRA, L.F.B., RABB, T.K. & FRAGOSO, J.M. V. (2017) Mammal diversity influences the carbon cycle through trophic interactions in the Amazon. *Nature Ecology & Evolution*.
- DE SOUSA, G. & PEZZUTI, J.C.. (2015) A vulnerabilidade da segurança alimentar e nutricional ao sistema de avião na pesca artesanal em comunidades ribeirinhas do médio Xingu. *Contribuciones a las Ciencias Sociales*.
- TERBORGH, J. (2000) The Fate of Tropical Forests: a Matter of Stewardship. *Conservation Biology*, 14, 1358–1361.
- TERBORGH, J. & PERES, C.A. (2017) Do Community-Managed Forests Work? A Biodiversity Perspective. *Land*, 6, 22.
- TIKHONOV, G., OPEDAL, O., ABREGO, N., LEHIKONEN, A. & OVASKAINEN, O. (2019) Joint species distribution modelling with HMSC-R. bioRxiv.
- TOBLER, M.W., GARCIA ANLEU, R., CARRILLO-PERCASTEGUI, S.E., PONCE SANTIZO, G., POLISAR, J., ZUÑIGA HARTLEY, A. & GOLDSTEIN, I. (2018) Do responsibly managed logging concessions

adequately protect jaguars and other large and medium-sized mammals? Two case studies from Guatemala and Peru. *Biological Conservation*, 220, 245–253.

USGS, U.S.G.S. (2014) Landsat Missions. [Http://landsat.usgs.gov/](http://landsat.usgs.gov/).

WALKER, W.S., GORELIK, S.R., BACCINI, A., ARAGON-OSEJO, J.L., JOSSE, C., MEYER, C., ET AL. (2020) The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117, 3015–3025.

WEARN, O.R. & GLOVER-KAPFER, P. (2017) Camera-trapping for conservation: a guide to best-practices. In *WWF p. . WWF Conservation Technology Series*, Woking, UK.

WOOD, C.H. (2002) Land Use and Deforestation in the Amazon. In *Deforestation and land use in the Amazon* (eds C.H. Wood & R. Porro), pp. 1–40. University Press of Florida, Gainesville.

3.7. APÊNDICES

Apêndice 1:

Determinação dos *traits* das espécies

Guilda trófica

Para a guilda trófica, foram utilizados como base o nicho alimentar das espécies. Entretanto, as espécies de vertebrados terrestres e primatas de médio e grande porte analisadas neste estudo possuem significativa flexibilidade quanto a sua guilda alimentar (Robinson & Redford, 1986), o que torna difícil a classificação. Assim, para este estudo, as classificações foram de acordo com Peres & Palacios (2007), considerando a segunda classe de importância da guilda alimentar de cada espécie. Para as classificações ver Apêndice 2, Tabela 1.

Biomassa corporal

Para a biomassa (kg) corporal, foi utilizado o valor médio de cada espécie. Para algumas espécies, o valor médio foi de acordo os valores da biomassa pesada em indivíduos abatidos durante o Programa Nacional de Monitoramento Participativo da Biodiversidade (Programa Monitora – Protocolo Complementar) (ver Sessão 1). Para as demais espécies, os valores foram de acordo com Eisenberg & Redford, 1999 e Peres & Palacios, 2007. Para as espécies organizadas em grupos taxonômicos (ex.: *Crypturellus* spp.), o valor foi a média de todas as médias das espécies que representam o grupo taxonômico que ocorrem na área de estudo. Para os valores de biomassa ver Apêndice 2, Tabela 1.

Nível de importância da caça

Para as espécies analisadas, a classificação quanto a importância da caça foi de acordo com a contribuição (%) do número de abates de cada espécie pelas seis comunidades polarizantes das áreas de amostragens. Posteriormente, as espécies foram divididas em quatro níveis: alta > 10%, média 6 a 10%, baixa < 6%, nenhuma quando não tem registro de abate. Foi considerado a nível importância > 10% para a inclusão das espécies mais caçadas, sendo, *Tayassu pecari* (n = 181), *Crax fasciolata* (n = 58), *Pauxi tuberosa* (n = 58), *Cuniculus paca* (n = 53), *Mazama* spp. (n = 43) e *Tapirus terrestris* (n = 40), já que essas espécies responderam por 92,5% dos abates. As espécies *C. fasciolata* e *P. tuberosa* tiveram seus números de abates provenientes da divisão do número de abates do grupo taxonômico Cracidae (n = 116) (ver Sessão 1). Para as classificações ver Apêndice 2, Tabela 1. Os primatas não receberam essas classificações, já que nenhuma espécie foi registrada como abatida por essas comunidades, e nem para as demais comunidades analisadas na Sessão 1.

Apêndice 2

Tabela 1: Assembleia de vertebrados terrestres e primatas de médio de grande porte como os respectivos valores de abundância relativa (ABR) e biomassa corporal, classificações quanto a Classe Taxonômica, guilda trófica e nível de importância para a caça (NIC). Espécies organizadas do maior valor de abundância relativa para o menor valor. Programa Monitora, Estação Ecológica da Terra do Meio e Reserva Extrativista Rio Iriri (PA), 2016 a 2019.

Espécies/Sigla	ABR	Biomassa (kg)	Classe	Guilda Trófica	NIC
Terrestres					
<i>Dasyprocta leporina</i> /DasPro	95.533	4.5	mamífero	herbívoros	baixa
<i>Mazama</i> spp./MazSpp	21.681	40.0	mamífero	herbívoros	alta
<i>Cuniculus paca</i> /CunPac	20.21	9.5	mamífero	herbívoros	alta
<i>Pauxi tuberosa</i> /PauTub	19.62	3.0	ave	herbívoros	alta
<i>Tinamus</i> spp./TinSpp	17.397	1.2	ave	insetívoro	baixa
<i>Psophia dextralis</i> /PsoDex	16.468	1.2	ave	onívoro	nenhuma
<i>Crypturellus</i> spp./CrySpp	11.499	0.4	ave	insetívoro	nenhuma
<i>Dasypus</i> spp./DasSpp	10.511	6.0	mamífero	onívoro	baixa
<i>Tapirus terrestris</i> /TapTer	9.079	160.0	mamífero	herbívoros	alta
<i>Pecari tajacu</i> /PecTaj	8.462	23.0	mamífero	onívoro	alta
<i>Crax fasciolata</i> /CraFas	6.421	3.0	ave	herbívoros	alta
<i>Penelope</i> spp./PenSpp	5.815	0.8	ave	herbívoros	média
<i>Leopardus</i> spp./LeoSpp	5.107	15.0	mamífero	carnívoro	nenhuma
<i>Nasua nasua</i> /NasNas	4.831	5.1	mamífero	onívoro	nenhuma
<i>Guerlinguetus</i> sp./GueSp	4.251	0.7	mamífero	herbívoros	nenhuma
<i>Tayassu pecari</i> /TayPec	4.231	32.0	mamífero	onívoro	alta
<i>Odontophorus gujanensis</i> /OdoGuj	3.68	0.3	ave	onívoro	nenhuma
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> /MyrTri	1.751	30.5	mamífero	insetívoro	baixa
<i>Priodontes maximus</i> /PriMax	1.659	30.0	mamífero	insetívoro	nenhuma
<i>Puma concolor</i> /PumCon	1.494	45.0	mamífero	carnívoro	baixa
<i>Panthera onca</i> /PanOnc	1.037	80.0	mamífero	carnívoro	baixa
<i>Eira barbara</i> /EirBar	0.942	4.9	mamífero	onívoro	nenhuma
<i>Tamandua tetradactyla</i> /TamTet	0.521	4.5	mamífero	insetívoro	nenhuma
<i>Puma yagouaroundi</i> /PumYag	0.413	8.0	mamífero	carnívoro	nenhuma
<i>Procyon cancrivorus</i> /ProCan	0.298	5.4	mamífero	carnívoro	nenhuma
Primatas					
<i>Sapajus apella</i>	49.062	2.9	-	faunívoro	-
<i>Callicebus</i> sp.	19.516	1.2	-	folívoro	-
<i>Ateles marginatus</i>	9.427	9.0	-	frugívoro	-
<i>Saimiri</i> sp.	8.073	1.0	-	insetívoro	-

Apêndice 3

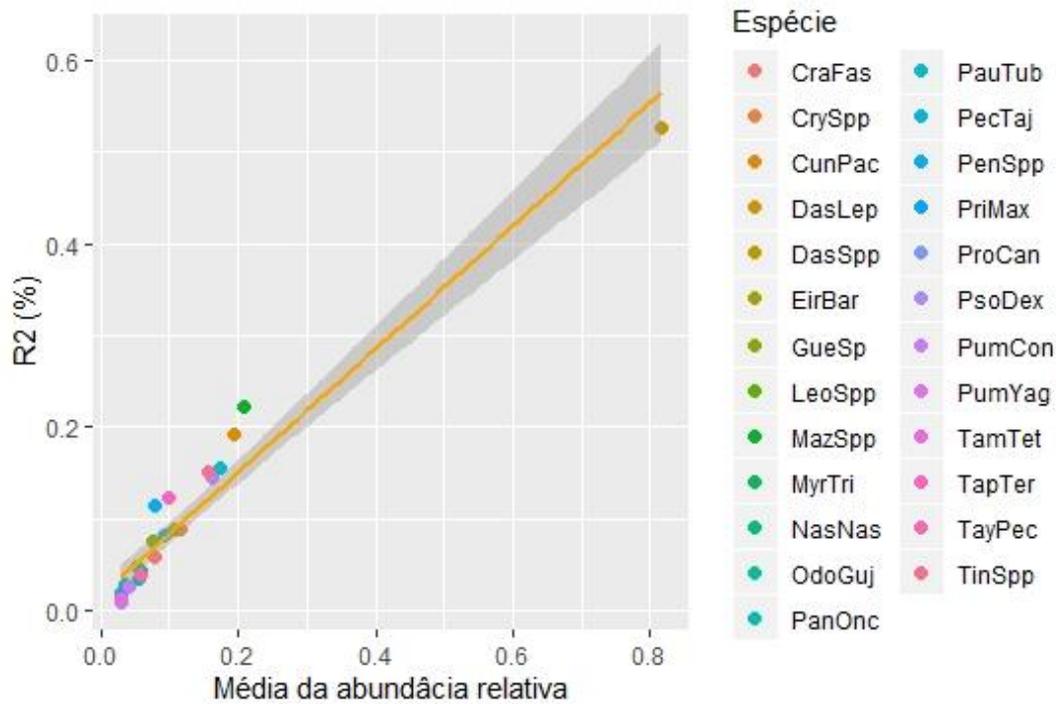


Figura 1: Relação entre a porcentagem do poder de explicação (R^2) do Modelo Hierárquico de Comunidade de Espécies e a média da abundância relativa das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte. O poder de explicação foi maior para as espécies mais abundantes, “outlier” representa a espécie *Dasyprocta leporina*, espécie mais abundante (Apêndice 2, Tabela 1). Espécies representada por siglas, para nomes completos ver Apêndice 2, Tabela 1.



Foto: Milton de Paula

4. Sessão III

Uso de armadilhas fotográficas para estudo de vertebrados terrestres na Estação Ecológica da Terra do Meio

Uso de armadilhas fotográficas para estudo de vertebrados terrestres na Estação Ecológica da Terra do Meio, segunda maior Área Protegida do Brasil

4.1. RESUMO

O uso de armadilhas fotográficas para estudo de vertebrados terrestres, sobretudo mamíferos e aves de médio e grande porte, tornou-se uma metodologia bastante consolidada nas últimas décadas. Neste estudo, são apresentados resultados de um monitoramento de vertebrados terrestres de médio e grande porte por armadilhas fotográficas em três anos consecutivos na Estação Ecológica da Terra do Meio, a segunda maior Área Protegida do Brasil. Um total de 290271 imagens foram registradas, resultando em 229471 (79%) imagens nas quais 67 espécies e gêneros foram identificados, sendo 29 mamíferos, 37 aves e um réptil. *Dasyprocta leporina* (cutia) foi a espécie com o maior número de registros, seguida por *Mazama* spp. (veado) e *Psophia dextralis* (jacamin). Considerando o número médio do tamanho do grupo, *Tayassu pecari* (porco-queixada) apresentou o maior número estimado de animais registrados. As armadilhas fotográficas “capturaram” espécies e gêneros que apresentaram um coeficiente de variação de 260.68% na média da biomassa (kg) corporal, mas não houve relação significativa entre o número de registros e a média da biomassa para as 25 espécies e gêneros de mamíferos e aves de médio de grande porte analisadas. Dentre essas 25 espécies, somente *Cuniculus paca* e *Mazama* spp. apresentaram uma aparente concentração espacial dos registros. Todas as 25 espécies apresentaram tendências de declínio populacional ao longo dos três anos de monitoramento, embora essa tendência não tenha sido estatisticamente significativa. Os resultados representam uma importante fonte de informações sobre a biodiversidade dessas espécies na Estação Ecológica da Terra do Meio, e podem servir de base para avaliações a longo prazo sobre o status populacional dessas espécies pelo programa Monitora, contribuindo para gerar informações sobre as efetividades das Áreas Protegidas na Amazônia em salvaguardar sua biodiversidade.

Palavras-chave: Biodiversidade; Armadilhas Fotográficas; Monitoramento; Unidades de Conservação; Estação Ecológica da Terra do Meio.

4.2. INTRODUÇÃO

A época Antropoceno está sendo responsável pela sexta extinção em massa da biodiversidade terrestre, o que pode ocasionar a erosão de importantes serviços ecossistêmico e comprometer a qualidade de vida da população humana (Pimm & Raven, 2000; Galetti & Dirzo, 2013; Dirzo et al., 2014; Pimm et al., 2014; Camargo-Sanabria et al., 2015; Lewis & Maslin, 2015; Ceballos et al.,

2017; Bogoni et al., 2020). Vertebrados terrestres de médio e grande porte em florestas tropicais são um dos grupos mais ameaçados (Ripple et al., 2016; Ceballos et al., 2017; Atwood et al., 2020), e são espécies-chave na manutenção desses ambientes (Redford, 1992; Estes et al., 2011; Bogoni et al., 2020), que possuem a maior diversidade de vertebrados terrestres do mundo (Jenkins et al., 2013), o que torna essas espécies prioritárias para a conservação.

Nas últimas décadas, o uso de armadilhas fotográficas tem se tornando uma metodologia fortemente estabelecida entre pesquisadores em estudos sobre vertebrados terrestres em vida selvagem (Rowcliffe, 2017). Sua grande vantagem é que permite o monitoramento remoto e contínuo dessas espécies, sobretudo, os mamíferos e aves semi-terrestres de médio e grande porte (Wearn & Glover-Kapfer, 2017), que são espécies geralmente mais elusivas, possuem comportamentos noturnos, possuem grandes áreas de vida, e muitas são raras (Hoffman, 1996; Boddicker et al., 2002). O aumento no uso das armadilhas fotográficas vem sendo um reflexo do desenvolvimento tecnológico dos equipamentos, tornando-os mais eficientes e, na contramão da tecnologia, tornando-os mais baratos, e conseqüentemente, mais acessíveis (O'Brien et al., 2010; Rowcliffe, 2017). Como resultado, é observado um aumento expressivo de publicações de estudos com o uso de armadilhas fotográficas (Burton et al., 2015).

As armadilhas fotográficas vêm sendo aplicadas em uma variedade de investigações sobre espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte, incluindo: a) riqueza, diversidade e estrutura da comunidade (Soisalo & Cavalcanti, 2006; Trolle et al., 2006; Balme et al., 2009; Ahumada et al., 2011; Mugerwa et al., 2013; Rovero et al., 2014; Ouboter & Kadosoe, 2016; Ferreira et al., 2017); b) estudos populacionais, incluindo estimativas de densidade (Karanth, 1995; O'Brien et al., 2003; Silver et al., 2004; Soisalo & Cavalcanti, 2006; Kelly et al., 2008; Tobler & Powell, 2013; Rocha et al., 2016), e ocupação (O'Connell et al., 2002; O'Brien et al., 2010; Bowler et al., 2016; Farris et al., 2017; Edwards et al., 2018; Mhlanga et al., 2018); c) respostas das espécies ou comunidade às dinâmicas ambientais e pressões antrópicas em níveis locais (Mugerwa et al., 2013; Benchimol & Peres, 2015; Hegerl et al., 2015; Michalski et al., 2015; Farris et al., 2017; Arimoro et al., 2017; Beca et al., 2017; Ferreira et al., 2017; Abrahams et al., 2017; Bodmer et al., 2018; Costa et al., 2018; Mhlanga et al., 2018; Carvalho Jr. et al., 2020), regionais (Ninon et al., 2015; de Oliveira et al., 2016; Palmer et al., 2018; Wang et al., 2019; Rocha et al., 2020) e global (Ahumada et al., 2011; Beaudrot et al., 2016); d) padrões de atividade e repartição de nichos (Jácomo et al., 2004; Natasha Vanderhoff et al., 2011; Ikeda et al., 2015; Caravaggi et al., 2017).

Neste estudo são explorados os dados de monitoramento de vertebrados terrestres de médio e grande porte por armadilhas fotográficas em três anos consecutivos na Estação Ecológica da Terra do Meio, Área Protegida (AP) de proteção integral, sendo a segunda maior AP do Brasil, localizada

na porção oriental da Amazônia. São apresentados os dados referentes ao número de registros independentes (registros), e o número estimado de animais, incluindo espécies de aves pequenas, que não são comumente estudadas com o uso de armadilhas fotográficas. Separadamente, 25 táxons de mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte foram investigadas quanto a: se o número de registros foi em função da média da biomassa corporal; a distribuição espacial do número de registros; e a tendência populacional ao longo dos três anos de monitoramento. A taxa de ocupação foi utilizada como o indicativo para avaliação da tendência populacional de cada uma dessas 25 espécies.

Este estudo utiliza os dados do programa Monitora (ICMBio/Monitora, 2018), um programa de monitoramento da biodiversidade em UCs Federais em escala nacional pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – Ministério do Meio Ambiente (ICMBio/MMA). Os resultados apresentados representam uma importante fonte de informações sobre a biodiversidade das espécies registradas pelas armadilhas fotográficas na EE Terra do Meio, e podem servir de base para avaliações a longo prazo sobre os status populacionais dessas espécies pelo programa Monitora, contribuindo para gerar informações sobre as efetividades das APs na Amazônia em salvaguardar sua biodiversidade.

4.3. MATERIAL E MÉTODOS

4.3.1. Área de estudo

A EE Terra do Meio (ponto médio de localização: -4.758591; -53.351011) está localizada na porção média da bacia do rio Xingu, sub-bacia do rio Iriri, porção leste da Amazônia, no estado do Pará, no município de Altamira (Figura 1). A EE Terra do Meio é uma AP de proteção integral e foi criada em 2005, possuindo aproximadamente 33731km² de área, sendo a segunda maior AP do Brasil. Atualmente, 14 famílias (ribeirinhos) ainda vivem em sua área (Figura 1, Mapa B), e seu direito de permanência foi assegurado mediante Termo de Compromisso ratificado pelo ICMBio/MMA, que é responsável pela gestão das AP Federais brasileiras (ISA, 2018). A EE Terra do Meio está localizada em um bloco contínuo de APs conhecido como Terra do Meio, que engloba um mosaico de outras AP Federais e Estaduais e Terras Indígenas (Figura 1, Mapa B). A Terra do Meio é considerada um dos maiores corredores de sociobiodiversidade do mundo (~79000km²), por possuir extensa floresta bem preservada e imensa diversidade cultural (Schwartzman et al., 2013). Suas fronteiras, entretanto, estão vulneráveis ao avanço do agronegócio, da exploração ilegal de madeira e da mineração (Schwartzman et al., 2013; Doblas, 2015; ISA, 2016).

Na área de estudo, a floresta Amazônica é dominada por matas de Terra Firme, que se encontram bem conservadas. Algumas manchas relativamente grandes de vegetação secundária estão presentes

e sua área (Figura 1, Mapa B) formada em pastos abandonados de fazendas desapropriadas para a criação da EE. O clima da região é o tropical úmido, com redução dos níveis de precipitações de junho a novembro (período seco). A média pluviométrica anual é de 2000 mm (ISA, 2003). Durante o período seco, pode ocorrer a redução de mais de 90% na vazão dos rios na região (Pezzuti, 2008).

A área amostrada na EE Terra do Meio compreende uma região ao longo de aproximadamente 25km de sessão do Rio Novo, principal rio da drenagem (Figura 1, Mapa B). De acordo com os moradores locais, desde a criação da EE, a floresta nessa área tem permanecido relativamente isolada de moradores que residem na RE Rio Iriri e da comunidade do Rio Novo (Figura 1, Mapa B), que está localiza da área da EE. Quando essa área é acessada, tem sido utilizado somente o Rio Novo para a atividade de pesca, sendo que alguns acampamentos de pesca são montados nas margens, e a caça, quando realizada, é de animais abatidos ao longo das margens desse rio. Assim, a área amostrada é considerada quase sem nenhuma presença humana.

4.3.2. Amostragem por armadilhas fotográficas

O estudo com as armadilhas fotográficas foi realizado usando o protocolo padronizado *TEAM* (*Tropical Ecology Assessment and Monitoring*) de amostragens de vertebrados terrestres em florestas tropicais (Jansen et al., 2014). Seguindo o protocolo, primeiro foram elaborados pontos potenciais de instalação das armadilhas fotográficas na área de amostragem. Os pontos foram gerados sobre a área de estudo com uma distância mínima de 1.4km entre si, em área de vegetação primária de Terra Firme, com no mínimo 100m de distância de cursos d'água e evitando morros e afloramentos rochosos. Posteriormente, os pontos foram carregados em aparelhos de GPS para “navegação” na área de estudo até os pontos selecionados para instalação das armadilhas fotográficas em uma grade de pontos fixos de amostragem. No local selecionado para a instalação de cada armadilha fotográfica, foi considerada a liberdade de escolha do local de instalação dentro de aproximadamente 100m do ponto potencial. Para navegação aos pontos de instalação, os pesquisadores foram acompanhados por experientes caçadores da região (pesquisadores locais) que possuem elevado conhecimento ecológico, e são moradores da RE Rio Iriri e da comunidade do Rio Novo. O local de instalação foi selecionado de acordo com as opiniões dos pesquisadores locais que, na área potencial, procuravam por sinais dos animais (ex.: pegadas, tocas e locais de passagens – “carreiros”) e locais de alimentação (ex.: caída de fruta). Para evitar o viés de escolha de pontos que, teoricamente seriam mais susceptíveis para determinadas espécies, locais onde não havia sinais claros de animais ou pontos de alimentação também foram escolhidos para instalação das armadilhas fotográficas.

Foram instaladas 61 armadilhas com sensores infravermelhos passivos da marca *Bushnell*®, obedecendo a distância mínima entre os pontos de instalação de 1.4km (duas câmeras tiveram uma distância de 1.3km ao ponto mais próximo), com uma densidade de uma câmera por 2km², totalizando uma área sobre efeito de amostragem de aproximadamente 122km² (Figura 1, Mapa A). As armadilhas foram instaladas a uma altura entre 30-45 cm do chão de forma perpendicular ao nível do solo. Parte da vegetação rasteira em frente a câmera foi removida, e as orientações de posicionamento das câmeras foram evitadas no sentido leste-oeste, para reduzir a influência do movimento aparente do sol no disparo dos equipamentos (Wearn & Glover-Kapfer, 2017; Carvalho Jr. et al., 2020).

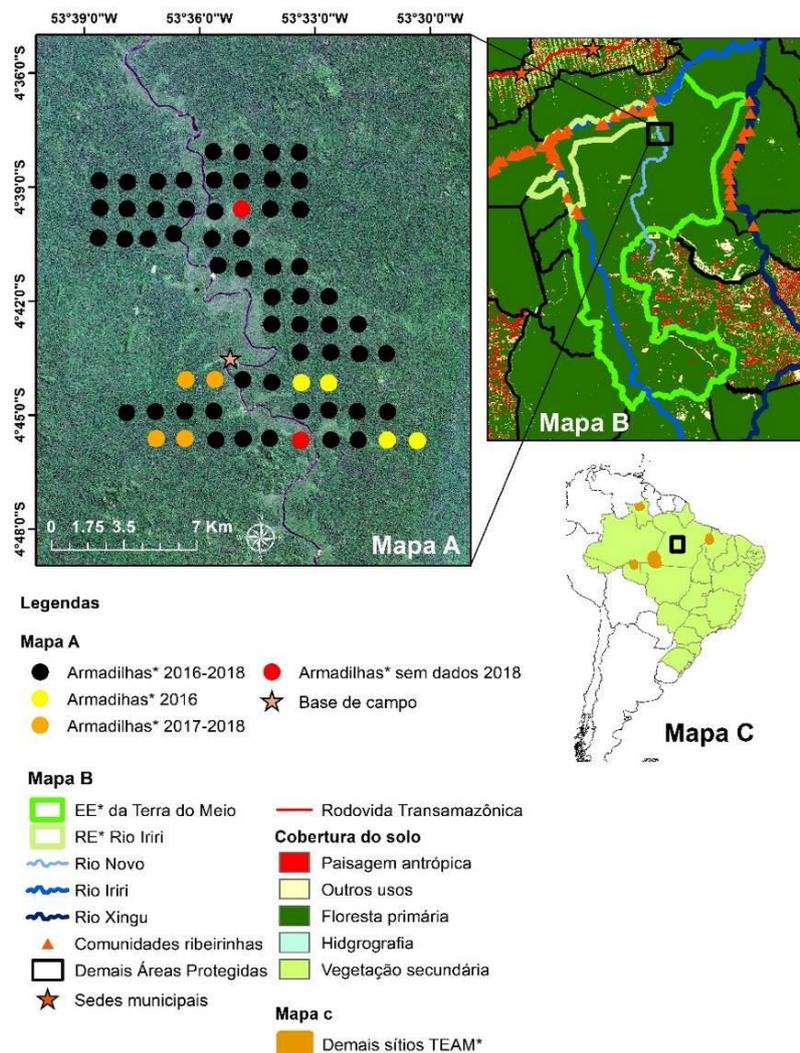


Figura 1: Localização da área de estudo de uso das armadilhas fotográficas na Estação Ecológica da Terra do Meio. **Mapa A:** Armadilhas* = Armadilhas fotográficas; **Mapa B:** EE* = Estação Ecológica, RE* = Reserva Extrativista; **Mapa C:** TEAM* = *Tropical Ecology Assessment and Monitoring*.

As amostragens ocorreram em 2016, 2017 e 2018, durante o período de menores precipitações (período seco), de junho a novembro. Em 2016, a amostragem foi de 09/06 a 12/08, totalizando 64

dias; em 2017, ocorreu entre 29/05 a 27/08, com 90 dias de amostragem; e 2018, com 53 dias de 04/06 a 27/07. Na amostragem de 2017, quatro pontos de instalação foram perdidos (Figura 1, Mapa A), pois, não foi possível acessá-los devido a cursos d'água (igarapés) intransponíveis, os quais em 2016 estavam facilmente transponíveis. Em 2018, dois pontos de amostragem não tiveram a instalação de câmera (Figura 1, Mapa A), já que alguns equipamentos apresentaram problemas de funcionamento em campo.

Este estudo faz parte do programa Monitora (ICMBio/Monitora, 2018), o qual é um componente do Programa de Monitoramento *in situ* da Biodiversidade (Costa-Pereira et al., 2013), que tem como principal objetivo o monitoramento da biodiversidade e seus usos nas APs Federais em escala nacional. Para o monitoramento de vertebrados terrestres, o Monitora aplica dois protocolos, o Mínimo e o Avançado, ambos destinados ao monitoramento de espécies de mamíferos e aves de médio e grande porte, embora para aves, o alvo são as espécies cinegéticas (comumente caçadas). O protocolo Avançado, que foi o utilizado para este estudo, faz o monitoramento por armadilhas fotográficas usando o protocolo *TEAM*, e foi iniciado em 2016. Além da EE Terra do Meio, mais quatro APs usam o protocolo Avançado: Reserva Biológica do Gurupi (Carvalho Jr. et al., 2020), Floresta Nacional do Jamari, Parque Nacional do Juruema e Estação Ecológica de Maracá (Figura 1, Mapa C).

4.3.2.1. Procedimentos para identificação das espécies e registros independentes

Para o processamento das imagens registradas pelas câmeras e a identificação das espécies foi usado o software *Wild.ID* (Fegraus et al., 2011). O *Wild.ID* tem sido o software base para processamento e identificação das imagens na rede *TEAM*, e sua vantagem é permitir a identificação simultânea de um evento de registro (ex.: imagens dentro do intervalo de 2 minutos), possibilitando maior rapidez na identificação de grandes quantidades de imagens capturadas pelas câmeras. Entretanto, a sua base taxonômica só inclui as espécies de mamíferos e aves usando a base taxonômica da *IUCN Red List* (<https://www.iucnredlist.org/>), excluindo as espécies de répteis.

No processo de identificação das imagens, atenção maior foi dada para as espécies de médio e grande porte, que são os alvos do programa Monitora. Porém, pequenas aves registradas foram identificadas sempre que possível. Algumas espécies foram organizadas em gêneros, mesmo quando as espécies foram identificadas. O agrupamento foi necessário já que, o nível de certeza de identificação da espécie não foi o mesmo para todas as imagens, como é o caso das espécies *Mazama americana* e *M. nemorivaga*. Todos os registros de cada espécie dentro de um intervalo de 60mins foram agrupados como um único registro independente (Ahumada et al., 2011; Beaudrot et al., 2016; Carvalho Jr. et al., 2020).

4.3.2.2. Procedimentos para apresentação dos resultados e critérios para as análises

Primeiramente, é apresentada uma lista de espécies e gêneros (espécies) identificados. Para as que foram consideradas somente os gêneros, as espécies identificadas são apresentadas logo abaixo da lista. A lista contém informações sobre o número de espécies de ocorrência para a área de estudo considerando os gêneros amostrados, o número de registros independentes, a média da biomassa corporal, o tamanho estimado de grupo e o número estimado de animais registrados para as espécies identificadas. Como o software *Wild.ID* não possui base taxonômica das espécies de répteis, não foi possível gerar informações sobre o número de registros de *Chelonoidis* spp., sendo esse gênero incluído somente com identificado (ver Tabela 1 em Resultados).

Para as espécies de ocorrência, consultas foram feitas nos sites do ICMBio/MMA (<https://www.icmbio.gov.br/portal/portaldabiodiversidade>), do Wikiaves (<https://www.wikiaves.com.br/>) e da IUCN Red List (<https://www.iucnredlist.org/>), também foi consultada uma lista da avifauna para EE Terra do Meio (Fávaro & Flores, 2009). A média da biomassa corporal das espécies foi de acordo com Emmons & Feer (1997), Sick, (1997), Eisenberg & Redford (1999) e Peres & Palacios, (2007). Em relação ao tamanho médio de grupo, para algumas espécies foi utilizada a média do número de animais visualizados em três transecções de 5km entre 2014 a 2018 na EE Terra do Meio (ver Sessão II, Figura 1C), e para as demais espécies utilizou-se os números médios fornecidos por Emmons & Feer (1997). Para as espécies que não possuem hábitos sociais, o valor foi mantido em 1. Já para as espécies analisadas, a escolha de inclusão seguiu três critérios: se é alvo do Monitora, se o número de registros independentes foi ≥ 10 , e se a espécie ou gênero foi identificado sempre que aparente nas imagens. Assim, 25 espécies se adequaram nestes critérios (ver Tabela 1). A espécie *Didelphis marsupialis* apresentou número de registros independentes > 10 , e é alvo do Monitora, mas, devido o nível de incerteza sobre sua identificação, mesmo que em gênero, vários registros aparentes dessa espécie foram ignorados. Sendo assim, os dados para essa espécie não foram analisados.

4.3.3. Análise dos dados

A taxa de ocupação (MacKenzie et al., 2002) foi utilizada como variável resposta para avaliar as tendências populacionais das espécies de vertebrados terrestres de médio porte ($n = 25$) na área amostrada entre os três anos de monitoramento. O parâmetro ocupação (ψ) pode ser entendido como a probabilidade de uma espécie estar presente em determinados sítios (unidades amostrais, para espécie com grande área de vida, a ocupação é entendida como probabilidade de uso), variando de 0 (espécie ausente), a 1 (espécie presente) (MacKenzie et al., 2002, 2003; Mackenzie et al., 2006). Os modelos de ocupação vem sendo amplamente utilizados (ex.: MacKenzie et al., 2002;

MacKenzie & Nichols, 2004; Mackenzie et al., 2006; Dorazio et al., 2006; Tobler et al., 2009; Johnson et al., 2012; Kéry et al., 2013; Bled et al., 2013; Bailey et al., 2014; Rovero et al., 2014; Sutherland et al., 2014; Broms et al., 2014, 2016; Eaton et al., 2014; Beaudrot et al., 2016; Bowler et al., 2016; Farris et al., 2017; Marescot et al., 2020), e as principais vantagens em seus usos incluem: não requer grandes esforços amostrais, por exemplo, em contagens visuais de vertebrados terrestres de médio e grande porte em transecções lineares em floresta tropical, é recomendado um esforço de 300km caminhados para obter dados robustos para estimativas de densidade populacional (Peres & Cunha, 2011); são capazes de corrigir detecções imperfeitas da espécie, ou seja, a não detecção da espécie não significa que a mesma está ausente (falsa-ausência); e a ocupação pode ser considerada um indicativo direto de densidade populacional (MacKenzie et al., 2002; MacKenzie & Nichols, 2004; Mackenzie et al., 2006). Além disso, dados de armadilhas fotográficas conferem aos modelos maior robustez (O'Brien et al., 2010). Os modelos de ocupação são construídos a partir do histórico de detecção da espécie: uma matriz de detecção (1) e não detecção (0) da espécie em determinadas unidades amostrais (sítios) nas diferentes ocasiões em que estes sítios foram visitados (amostrados). Por exemplo, um histórico de detecção 10011 para um determinado sítio, significa que este foi visitado cinco vezes (estação de captura), e a espécie foi detectada em somente três visitas. De maneira geral, quatro premissas precisam ser cumpridas: as detecções têm que ser independentes no espaço e tempo, a probabilidade de detecção da espécie é constante entre os sítios, a espécie não pode ser detectada de maneira errada quando ausente, e o período de visitas deve ser fechado a colonização ou extinção (Mackenzie et al., 2006).

Como os dados utilizados são de amostragens de 2016, 2017 e 2018 (estações de captura), foi utilizado o modelo de ocupação para diferentes estações (dinâmicos) (*multi-season occupancy models*) (Mackenzie et al., 2006), para avaliar a tendência na ocupação das espécies analisadas ($n = 25$). Primeiro, foi construída uma matriz de presença e ausência das espécies para cada ano usando os dados dos 40 primeiros dias de amostragem (evento de visita) de cada armadilha fotográfica, e cada evento de visita foi o agrupamento de 5 dias, sendo então produzida uma matriz com oito visitas (estação de captura) sobre 61 sítios (armadilhas fotográficas) para 2016 e 2017, e 59 sítios para 2018. O agrupamento em 5 dias de intervalo na amostragem em cada estação de captura objetivou melhorar a convergência dos modelos (Kéry et al., 2013). Para a independência espacial entre os sítios, foi utilizada a padronização do protocolo *TEAM* (Jansen et al., 2014): 1.4 km de distância entre as armadilhas fotográficas. Os 40 dias foram considerados suficientes para a estação de captura ser fechada em relação a eventos de colonização e extinção. A falta de um gradiente claro de heterogeneidade ambiental na área amostrada (ver Figura 1, Mapa A) possibilita inferir que

as probabilidades de detecções entre sítios são constantes. Por fim, foi assumido que todas as imagens com detecções claras das espécies analisadas foram corretamente identificadas.

Para avaliar as tendências anuais na ocupação, os modelos dinâmicos foram executados usando estatística Bayesiana (Kéry, 2010; Ahumada et al., 2011; Beaudrot et al., 2016). Os modelos foram executados no software *JAGS* (Plummer, 2015) usando o pacote estatístico *R2jags* (Su & Yajima, 2012). Usualmente, as estimativas de ocupação são geradas usando o pacote estatístico *unmarked* (Fiske & Chandler, 2011), entretanto, os modelos Bayesianos são mais eficientes para espécies raras e, neste caso, incluíam funções previamente disponíveis, gentilmente cedidas por J. Ahumada e L. Krishoff (*TEAM Network*). Assim, o valor de ocupação para cada espécie e para cada ano foi extraído desses modelos. Para avaliar a tendência, os valores foram convertidos para escala *logit*, que lineariza variáveis binárias (0 e 1) (MacKenzie et al., 2017), como é o caso das matrizes de detecção das espécies analisadas.

Os modelos de ocupação se encaixam facilmente à análise Bayesiana usando métodos convencionais de cadeia de Markov Monte Carlo (MCMC) (Royle & Kéry, 2007). Os modelos foram executados utilizando priors não-informativos com 510000 iterações de MCMC em três cadeias, *burn-in* de 1000 e *thinning rate* de 100. A convergência do parâmetro ψ em escala *logit* foi avaliada por meio do diagnóstico de Gelman-Rubin (*Rhat*) (Gelman & Shirley, 2011). O *Rhat* é uma medida de convergência, sendo que o valor 1.001 indica um modelo satisfatório (quanto mais próximo de 1, melhor é o modelo), sendo que 1.1 é o limite aceitável. Foi considerado o intervalo de confiança Bayesiano de 95% da média da ocupação na escala *logit* de cada espécie entre os anos para avaliar se a tendência na ocupação apresentou aumento ou declínio, sendo que, se o intervalo não incluir o zero, a tendência foi considerada estatisticamente significativa.

Para avaliar a relação entre a média da biomassa (kg) corporal e número de registros independentes das espécies analisadas, foi realizado uma Regressão Linear usando o pacote estatístico *vegan* (Oksanen et al., 2018), na qual as médias da biomassa e o valor da soma do número de registros dos três anos de amostragem foram transformados para escala log.

Para a elaboração dos mapas de detecções de cada espécie analisada por cada armadilha fotográfica foi utilizada a soma do número de registros independentes dos três anos de amostragem de cada espécie por armadilha como variável resposta. Para gerar os dados espaciais foram utilizados os pacotes estatísticos *camtrapR* (Niedballa et al., 2016), *sp* (PROJ, 2020) e *rgdal* (GDAL/OGR, 2020), e para editar os dados espaciais foi utilizado o software QGIS versão 3.10.5.

Todas as análises e a geração dos dados espaciais foram realizados no software estatístico *R* (R Development Core Team, 2014).

4.4. RESULTADOS

4.4.1. Amostragem

O esforço total de três anos de amostragem foi de 11379 câmeras-dia (2016: 3593; 2017: 5090; 2018: 2696), nas quais foram registradas 290271 imagens (2016: 121829; 2017: 100436; 2018: 68006). Este total resultou em: 229471 (79%) imagens com espécies ou gêneros identificados; 20203 (6.96%) imagens com espécies ou gêneros desconhecidos; e 10074 (3.4%) imagens irreconhecíveis, nas quais não foi possível determinar qual tipo de animal. Um total de 67 espécies (29 mamíferos, 37 aves e um réptil) foram identificadas (Tabela 1), resultando em 16724 registros independentes (registros). As espécies de aves são na grande maioria de sub-bosque e possuem hábitos de forrageamento no solo. Dentre essas espécies registradas, 46 são alvo do programa Monitora (ver Tabela 1).

Dentre todas as espécies, *Dasyprocta leporina* teve o maior número de registros (Tabela 1). Entre os mamíferos, *Mazama* spp foi a segunda mais registrada, (Tabela 1), e as espécies *Choloepus didactylus* e *Galictis vittata*, tiveram o menor número de registro ($n = 1$). Entre as aves, *Psophia dextralis* foi a mais registrada, seguida por *Pauxi tuberosa*, e sete espécies foram registradas somente uma vez (Tabela 1). Considerando o número médio do tamanho do grupo, *Tayassu pecari* apresentou o maior número estimado de animais registrados, seguido por *P. dextralis* (Tabela 1). Em relação à média da biomassa corporal das espécies ou gêneros identificados, os valores foram de 0.02 a 160kg (Tabela 1), apresentando coeficiente de variação de 260.68%. A relação da média da biomassa (kg) corporal ao número de registros das espécies analisadas ($n = 25$) não foi significativa ($R^2 = 0.026$, $p = 0.4$) (Apêndice 1, Figura 1), mesmo a média da biomassa corporal dessas espécies apresentando um coeficiente de variação de 172.79%.

Entre as espécies analisadas, as “capturas” pelas armadilhas fotográficas foram relativamente homogêneas espacialmente (Apêndice 2, Figuras 2). Para o número de registros de todas as espécies por armadilhas fotográficas, ver Apêndice 2, Figura 2Z. As espécies *D. leporina* (Apêndice 2, Figura 2A) e *Cuniculus paca* (Apêndice 2, Figura 2C) foram as únicas a serem registradas pelo menos uma vez em todas as armadilhas fotográficas, mesmo *C. paca* sendo a quarta espécie com maior número de registros (Tabela 1). Em relação à distribuição nos números de registros, as espécies apresentaram ampla variação (Apêndice 2, Figura 2). Dentre as 10 espécies com maiores registros (*D. leporina*, *Mazama* spp., *P. dextralis*, *C. paca*, *P. tuberosa*, *Tinamus* spp., *Crypturellus* spp., *Dasypus* spp., e *Pecari tajacu*), somente *Mazama* spp. apresentou uma aparente concentração de registros em duas armadilhas fotográficas (Apêndice 2, Figura 2B), e *C. paca* apresentou para uma armadilha fotográfica (Apêndice 2, Figura 2C).

Tabela 1: Lista das espécies e gêneros identificados. Siglas: **NTI** = número de Taxa identificados; **NEO** = número de espécies de ocorrência para a área de estudo de acordo com o gênero identificado; **NR** = número de registros independentes; **MBC** = média da biomassa (kg) corporal; **TEG** = tamanho estimado do grupo; **NEAR** = número estimado de animais fotografados; ψ = média da ocupação nos três anos de amostragem. *Taxa alvos do programa Monitora (ICMBio/Monitora, 2018). ^μTaxa analisados. [#]Nome local. Espécies em classes organizadas de ordem decrescente quanto ao número de registros independentes. Estação Ecológica da Terra do Meio, amostragem armadilhas fotográficas 2016 a 2018, programa Monitora (ICMBio/Monitora, 2018).

Táxon (nome comum) [#]	NTI	NEO	NR	MBC	TEG	NEAR	ψ
Mamíferos							
<i>Dasyprocta leporina</i> (cutia) ^{*μ}	1	1	5866	4	1.1	6569.9	0.99
<i>Mazama</i> spp. (veado) ^{*μ&}	2	2	1368	35	1	1368	0.86
<i>Cuniculus paca</i> (paca) ^{*μ}	1	1	1046	7	1	1046	0.75
<i>Dasypus</i> spp. (tatu) ^{*μ}	1	3	571	6	1	571	0.75
<i>Pecari tajacu</i> (catitu) ^{*μ}	1	1	455	23	7.5	3412.5	0.74
<i>Tapirus terrestris</i> (anta) ^{*μ}	1	1	435	160	1	435	0.58
<i>Leopardus</i> spp. (gato-do-mato) ^{*\$μ}	2	2	270	7	1	270	0.88
<i>Tayassu pecari</i> (porcão) [#] ^{*μ}	1	1	254	31	50	12700	0.64
<i>Guerlinguetus</i> spp. (quati-puru) [#] ^{*μ}	1	2	194	0.9	1.2	236.68	0.68
<i>Nasua nasua</i> (quati) ^{*μ}	1	1	171	5.1	30	5130	0.72
<i>Sapajus apella</i> (macaco-prego) [*]	1	1	66	2.91	10	660	-
<i>Priodontes maximus</i> (tatu-canastra) ^{*μ}	1	1	66	30	1	66	0.63
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (bandeira) [#] ^{*μ}	1	1	56	40	1	56	0.76
<i>Puma concolor</i> (onça-vermelha) ^{*μ}	1	1	52	45	1	52	0.61
<i>Proechimys roberti</i> (rato) [*]	1	1	48	0.35	1	48	-
<i>Eira barbara</i> (irara) ^{*μ}	1	1	34	4.5	1	34	0.44
<i>Panthera onca</i> (onça-pintada) ^{*μ}	1	1	29	80	1	29	0.11
<i>Tamandua tetradactyla</i> (mambira) [#] ^{*μ}	1	1	18	4.5	1	18	0.31
<i>Puma yagouaroundi</i> (gato-mourisco) ^{*μ}	1	1	17	8	1	17	0.38
<i>Didelphis marsupialis</i> (mucura) [#] [*]	1	1	14	1.6	1	14	-
<i>Procyon cancrivorus</i> (guaxinim) ^{*μ}	1	1	11	5.4	1	11	0.31
<i>Speothos venaticus</i> (cachorro-vinagre) [*]	1	1	5	6	4	20	-
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (tapeti) [*]	1	1	5	0.8	1	5	-

<i>Saimiri</i> sp. (mico-de-cheiro)*	1	2	4	0.94	25	100	-
<i>Atelocynus microtis</i> (cachorro-do-mato)*	1	1	2	9	1	2	-
<i>Choloepus didactylus</i> (preguiça-real)*	1	1	1	6	1	1	-
<i>Galictis vittata</i> (furão)*	1	1	1	2	1	1	-
Aves							
<i>Psophia dextralis</i> (jacamim)* ^μ	1	1	1254	1.2	5	6270	0.82
<i>Pauxi tuberosa</i> (mutum-castanha [#])* ^μ	1	1	934	3	1.3	1242.2	0.86
<i>Tinamus</i> spp. (nambú)* ^μ [¶]	3	3	914	1.2	1.1	996.26	0.80
<i>Leptotila</i> spp. (juriti) ^ε	2	2	650	0.15	2	1300	-
<i>Crypturellus</i> spp. (jaó)* ^μ ^β	4	6	613	0.42	1.1	686.56	0.75
<i>Crax fasciolata</i> (mutum-pinima [#])* ^μ	1	1	349	2.5	2	698	0.64
<i>Penelope</i> spp. (jacu)* ^μ [£]	2	2	290	0.8	1.6	461.1	0.60
<i>Odontophorus gujanensis</i> (uru)* ^μ	1	1	194	0.31	7	1358	0.65
<i>Chamaeza nobilis</i> (tovaca-estriada)	1	1	139	0.07	1	139	-
<i>Formicarius</i> spp. (galinha-do-mato) ^λ	2	2	83	0.05	1	83	-
<i>Monasa</i> spp. (chora-chuva) ^Δ	1	2	65	0.08	7	455	-
<i>Aramides cajaneus</i> (saracura)	1	1	60	0.4	1	60	-
<i>Geotrygon montana</i> (pariri)	1	1	58	0.09	2	116	-
<i>Eurypyga helias</i> (pavãozinho-do-pará)	1	1	23	0.2	1	23	-
<i>Momotus momota</i> (udu-de-cora-azul)	1	1	19	0.12	1	19	-
<i>Neomorphus squamiger</i> (jacu-estalo)	1	1	15	0.34	1	15	-
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (coroca [#])	1	1	10	0.7	1	10	-
<i>Campephilus</i> spp. (pica-pau)	1	2	4	0.23	1	4	-
<i>Cochlearius cochlearius</i> (arapapá)	1	1	4	0.7	1	4	-
<i>Arremon taciturnus</i> (tico-tico)	1	1	3	0.03	1	3	-
<i>Cathartes</i> sp. (urubu)	1	3	3	1.6	1	3	-
<i>Aburria kujubi</i> (kujubi)*	1	1	2	1.2	1	2	-
<i>Myrmoborus</i> spp. (formigueiro)	1	2	2	0.02	2	4	-
<i>Micrastur mintoni</i> (falcão-criptico)	1	1	1	0.15	1	1	-
<i>Myrmothera campanisona</i> (tovaca-patinho)	1	1	1	0.05	1	1	-
<i>Pulsatrix perspicillata</i> (murucututu)	1	1	1	0.7	1	1	-
<i>Rhegmatorhina gymnops</i> (mãe-de-taoca)	1	1	1	0.03	1	1	-
<i>Psarocolius decumanus</i> (japu)	1	3	1	0.36	1	1	-
<i>Trigrisoma lineatum</i> (socó-boi)	1	1	1	0.8	1	1	-

Réptil	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chelonoidis</i> spp. (jabuti) [€]	1	2	-	-	-	-	-
Total	67	81	-	-	-	-	-

Espécies registradas: [&]*M. americana* (veado-mateiro) e *M. nemorivaga* (veado-fuboca[#]); ^{\$}*L. pardalis* (gato-maracajá[#]) e *L. wiedii* (gato-maracajá-peludo[#]); [¥]*T. guttatus* (inhambu-galinha), *T. major* (cabeça-vermelha[#]), *T. tao* (azulona); ^ß*C. variegatus* (nambú-anhangá), *C. cinereus* (jaó-preto), *C. estrigulosus* (nambú-relógio), *C. undulatus* (jaó); [£]*P. pileata* (jacu-verdadeiro[#]), *P. superciliaris* (jacu-canela-de-ferro[#]); [€]*L. rufaxilla* (juriti-gemeadeira) e *L. verreauxi* (juriti-pupu); ^λ*F. colma* (galinha-do-mato) e *F. analis* (pinto-do-mato-de-cara-preta); ^Δ*M. morphoeus* (chora-chuva-de-cara-branca).

4.4.2. Tendências na ocupação

Como *D. leporina* foi a espécie mais registrada, e em todos os sítios (armadilhas fotográficas), sua média da ocupação foi quase 100% entre os anos (Tabela 1). As espécies *Leopardus* spp., *P. tuberosa*, *Mazama* spp. e *P. dextralis* também apresentaram altas médias na ocupação, e *Panthera onca* respondeu pela menor média na ocupação (Tabela 1), o que pode ser entendida como probabilidade de uso sobre a área amostrada, já que *P. onca* é uma espécie com grandes áreas de vida (Silver et al., 2004). Em relação à tendência na ocupação, todas as espécies apresentaram tendência de declínio ao longo dos três anos de amostragem, mas essa tendência não foi estatisticamente significativa, já que para todas as espécies o intervalo de confiança de 95% da média na mudança na ocupação inclui o zero (Figura 2), sendo todos os ajustes dos modelos (*Rhat*) satisfatórios (1.001 de média). No Apêndice 3, Tabela 1 são apresentados os valores da média da mudança na ocupação, com os intervalos de confiança e ajuste dos modelos (*Rhat*). As espécies *Procyon cancrivorus* e *Tamandua tetradactyla* apresentam um padrão de declínio mais evidente entre os anos, mas que também não foi significativo (Figura 3 – Parte 2).

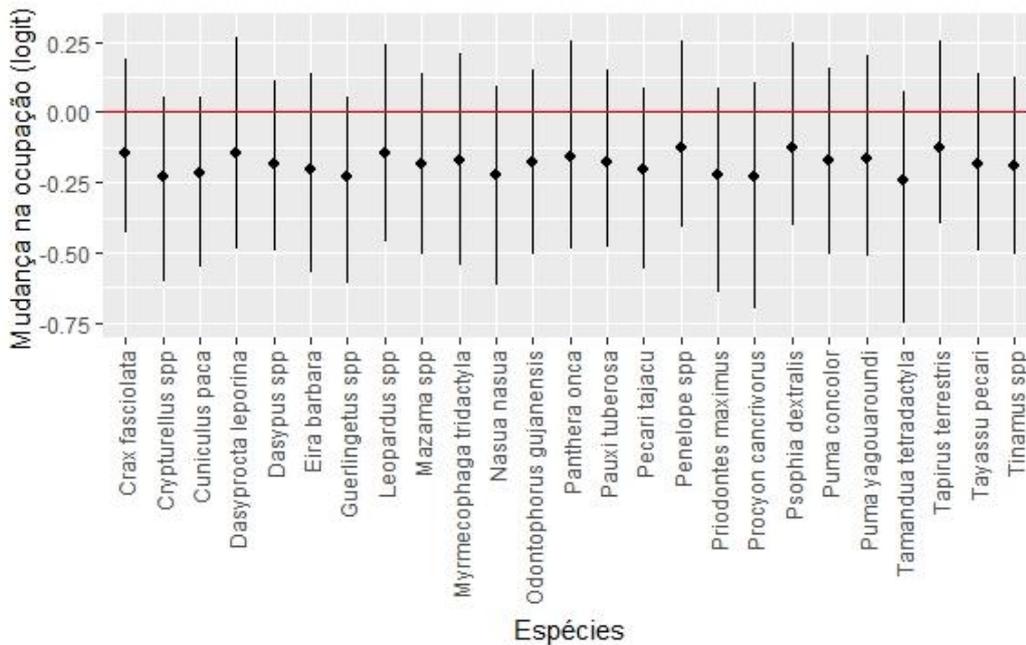


Figura 2: Tendência na ocupação das 25 espécies de mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte analisadas entre os anos de 2016, 2017 e 2018 na área amostrada por armadilhas fotográficas na Estação Ecológica da Terra do Meio. Todas as espécies apresentaram tendência de declínio na ocupação, mas não estatisticamente significativo, já que todos os intervalos de confiança de 95% da ocupação em escala *logit* incluem o zero.

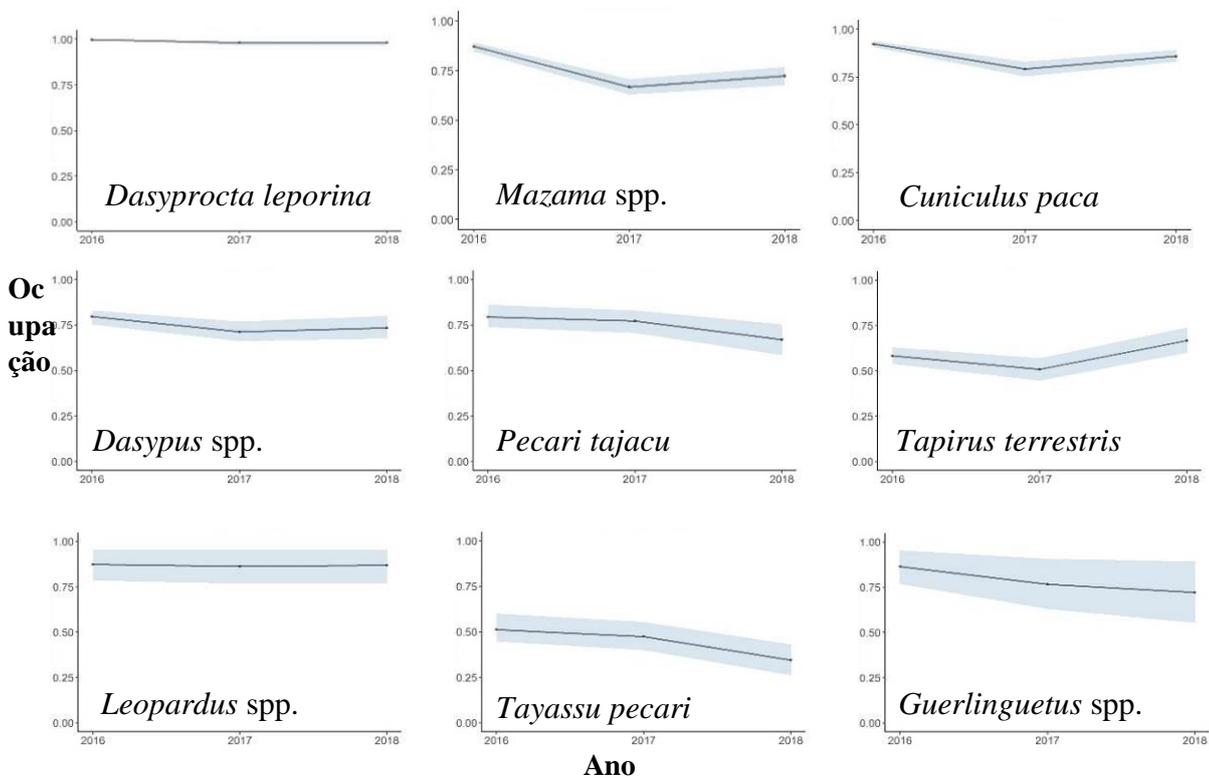


Figura 3 – Parte 1: Ocupação entre os três anos (2016, 2017, 2018) das 25 espécies de mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte analisadas na área amostrada por armadilhas fotográficas na Estação Ecológica da Terra do Meio. Para média entre os anos, ver Tabela 1. Identificação de cada Taxon dentro do respectivo gráfico.

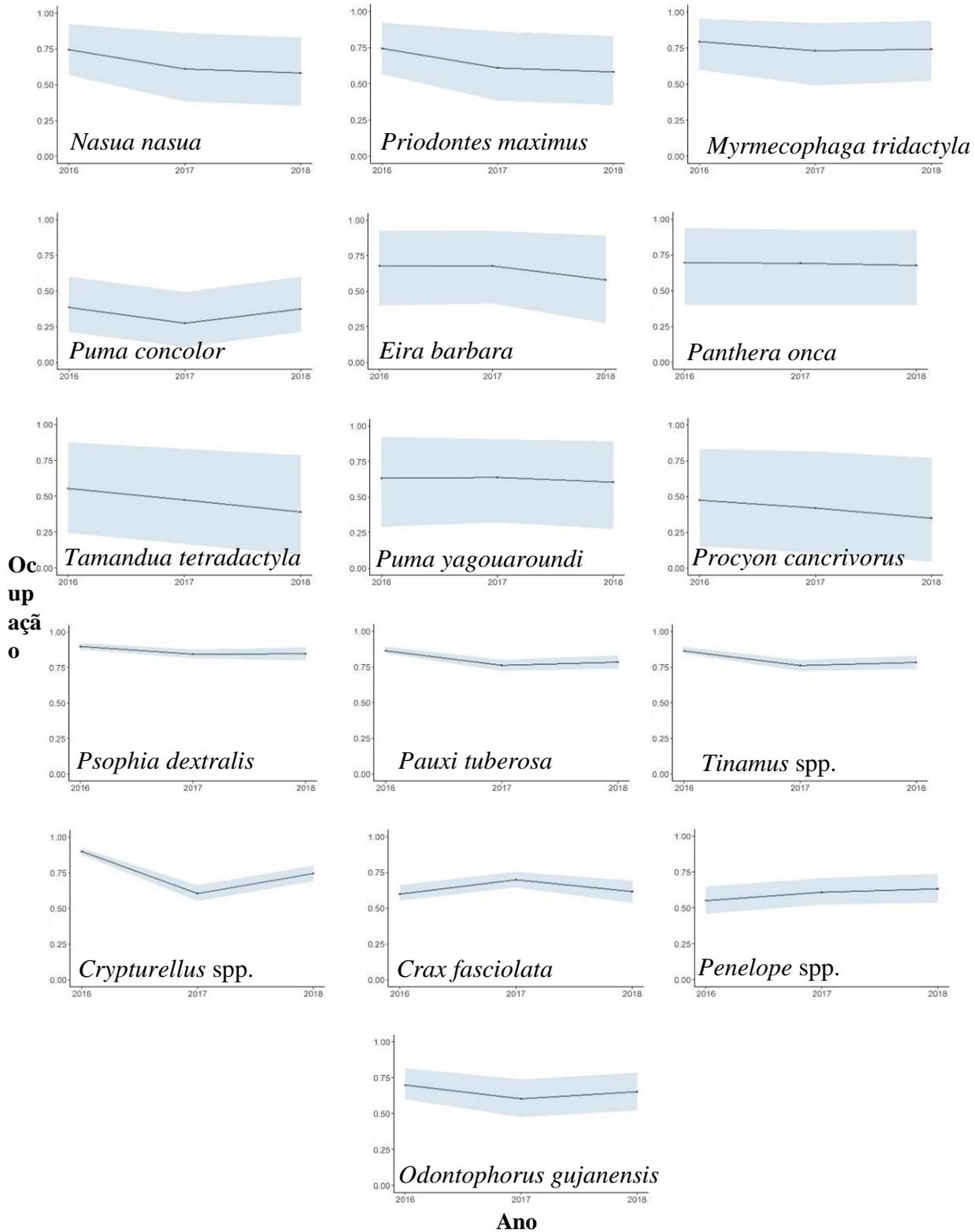


Figura 3 – Parte 2: Ocupação entre os três anos (2016, 2017, 2018) das 25 espécies de mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte analisadas na área amostrada por armadilhas fotográficas na Estação Ecológica da Terra do Meio. Para a média entre os anos, ver Tabela 1. Identificação de cada Táxon dentro do respectivo gráfico.

4.5. DISCUSSÃO

A área amostrada da EE Terra do Meio apresentou um elevado número de imagens registradas. Esta foi a que apresentou o maior número de imagens capturadas no primeiro ano de amostragem em comparação com as demais áreas amostradas pelo protocolo *TEAM* ao redor do mundo, incluindo 19 estações distribuídas por 15 países (J. Ahumada – *TEAM Network*, comunicação pessoal). As imagens com espécies e gêneros desconhecidos são, na grande maioria, pequenos roedores, marsupiais e pequenas aves. Mesmo que essas imagens representem um número reduzido em relação às imagens identificadas, é de extrema importância uma revisão. Mesmo que as espécies do gênero *Chelonoidis* não possuam uma assinatura térmica fácil de ser detectada pelas armadilhas fotográficas (Rowcliffe, 2017; Wearn & Glover-Kapfer, 2017), é importante revisar as imagens para contagem do número de registros. Recomenda-se que nos próximos processos de identificações no *Wild.ID*, os indivíduos de *Chelonoidis* spp. sejam identificados como uma espécie de não ocorrência para área de estudo, evitando assim uma revisão sem necessidade. Considerando que são animais de alta importância cinegética na região de estudo (ver Sessão I), sua inclusão seria uma contribuição relevante para programas de monitoramento.

Essa amostragem (Protocolo Avançado) registrou o dobro de espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte e aves cinegéticas, que são alvos do programa Monitora (Costa-Pereira et al., 2013), em relação as espécies registradas (n = 28, dados não publicados) pelo método de avistamento (Protocolo Mínimo) em três transecções (ver Figura 1, Mapa C, Sessão II) na EE Terra do Meio. Porém, os avistamentos registram o maior número de espécie de primatas, uma vez que por este método é o mais eficiente para este grupo (Munari et al., 2011). Quanto à correspondência nos números de registros, *D. leporina* apresentou o mesmo padrão de espécie mais registrada. Entretanto, como a amostragem por armadilhas fotográficas registrou o maior número de espécies alvo do programa Monitora, com exceção dos primatas, recomenda-se que os esses dados sejam incluídos como principal referência dessas espécies alvo na EE Terra do Meio, visto que até então, somente os dados de avistamentos foram usados pelo Monitora (ICMBio/Monitora, 2018). As espécies *Galictis vittata*, *Atelocynus microtis*, *Sylvilagus brasiliensi* e *Speothos venaticus*, pelo baixo número de registros, considerando o elevado esforço amostral e por serem espécies terrestres, são indicadas como raras na área de amostragem. Essas espécies ocorrem naturalmente em baixas densidades, como é o caso de *G. vittata*, *A. microtis* e *S. venaticus* (Yensen & Tarifa, 2003; Leitch-pitman & Williams, 2011; de Oliveira et al., 2016), ou então são menos abundantes em floresta primária de Terra Firme, como é o caso de *S. brasiliensis* (De Sousa e Silva Júnior et al., 2005).

As armadilhas fotográficas capturaram uma grande variação entre as espécies quanto à biomassa corporal, e essa variação está relacionada com as espécies de pequenos pássaros de baixa biomassa

que foram identificadas. Enquanto o uso de armadilhas fotográficas para monitoramento de aves de sub-bosque de pequeno porte possui limitações (O'brien & Kinnaird, 2008; Rowcliffe, 2017), o uso desses equipamentos têm sido eficientes para registrar espécies novas (Zetra et al., 2002), e estudar espécies raras e crípticas (O'brien & Kinnaird, 2008; Suwanrat et al., 2015). Nessa amostragem, duas espécies de aves de sub-bosque, *Chamaeza nobilis* e *Neomorphus squamiger*, consideradas raras e virtualmente sem dados sobre ecologia e biologia (Sick, 1997), e também ameaçadas (MMA, 2014, Vulnerável), foram relativamente bem registradas (ver Tabela 1), sendo que, para *C. nobilis*, o número de registros (n = 139) foi maior do que várias espécies de médio e grande porte. Assim, estes dados podem servir de base para futuros estudos sobre essas espécies.

Na região Neotropical, os vertebrados terrestres de médio e grande porte tendem a ter menores abundâncias quanto maior for a biomassa corporal (Robinson & Redford, 1986). Considerando o número de registros como indicativo da abundância relativa das 25 espécies analisadas, essa relação não é observada no presente estudo, apesar de que *D. leporina* foi a espécie mais registrada, o que corresponde com o padrão de maiores abundâncias relativas para as espécies de roedores (Robinson & Redford, 1986; Peres, 2000; Peres & Palacios, 2007). Essa relação não observada pode estar relacionada ao elevado número de registros das espécies do gênero *Mazama* spp. (*M. americana* e *M. nemorivaga*). Durante o processo de identificação das imagens, *M. americana* foi a espécie com maior número de imagens (27.87%), em relação a *M. nemorivaga* (14.24%), e isso sugere que *M. americana* seja mais abundante. Essa espécie pode chegar até 65kg (Varela et al., 2010), ao passo que *M. nemorivaga* atinge 15.5kg (Rossi et al., 2010), o que ajuda a confirmar esta falta de relação. Entretanto, o número de imagens onde não foi possível identificar a espécie representa 62.72%, devido à falta de qualidade de várias imagens ou imagens noturnas, dificulta a certeza na identificação da espécie e, conseqüentemente, na análise destes padrões na relação entre número de registros e biomassa. Das demais espécies identificadas em gênero (*Leopardus* spp. e *Penelope* spp.), mas que na área de estudo são indicadas duas espécies em cada gênero de ocorrência, *L. pardalis* foi a com maior número de imagens (56.66%) em relação a *L. wiedii* (3.64%); e *P. superciliaris* foi mais registrada (63.58%) em relação da *P. pileata* (25.84%). Desde modo, é sugerida a revisão das imagens desses gêneros por especialistas.

Considerando o número de registros pelo valor médio do tamanho do grupo, *T. pecari* respondeu pelo maior número estimado de animais registrados, mesmo sendo a 16ª espécie em número de registros, e sendo considerado um valor conservativo pelo tamanho mínimo de grupo (n = 50) (Emmons & Feer, 1997), apesar de grupos com menos de 50 indivíduos serem frequentes (Fragoso, 1998; Keuroghlian et al., 2004; Reyna-Hurtado et al., 2009). Isso sugere que essa espécie pode apresentar as maiores abundâncias relativas se o número de animais estimados por grupo for

considerado. Entretanto, como bandos de *T. pecari* podem conter mais de 300 animais (Emmons & Feer, 1997), e um único bando de *T. pecari* permaneceu 17 horas forrageando na área de um único lago na Reserva Biológica Ilha Maracá no norte da Amazônia (Fragoso, 1998), o valor do número estimado de animais registrados pode estar sobre-estimado, já que foi escolhido o intervalo de 60 minutos para contagem dos registros independentes.

A distribuição espacial das “capturas” pelas armadilhas fotográficas é um reflexo do número de registros, já que, as espécies com maiores registros foram capturadas em todas ou quase todas as armadilhas. As concentrações dos registros de *Mazama* spp. em duas armadilhas podem estar relacionadas com a presença da árvore conhecida localmente como gameleira (*Ficus* sp.), cuja fruta é bastante consumida pelas espécies *M. americana* e *M. nemorivaga* (Gayot et al., 2004), e foram observados frutos no chão no momento da instalação das armadilhas, com grande quantidade observada em 2016. As espécies *T. pecari*, *P. tajacu*, *T. terrestris* e *P. dextralis* e *Penelope* spp. também tiveram bastantes registros nestes locais (Apêndice 2, Figuras 2E, F, H, S, W), já que também são herbívoras (Peres & Palacios, 2007). O número de registros de *Sapajus apella*, que, inclusive foi maior que várias espécies terrestres, também por estar relacionado com a presença de frutos no local da armadilha fotográfica, sobretudo, frutos do coco-babaçu (*Attalea speciosa*). Essa espécie de palmeira é abundante na área e estudo (observação pessoal), e presente em quase todas as áreas de instalação das câmeras, e todos os registros de *S. apella* foram observados em locais com presença do coco-babaçu. Para *C. paca*, a concentração somente em uma câmera pode estar relacionada com a proximidade do curso d’água, sendo essa espécie mais associada a estes ambientes (Emmons & Feer, 1997; Eisenberg & Redford, 1999). O ponto desta armadilha fotográfica está a aproximadamente 127m da margem do Rio Novo, a menor distância entre todos os pontos.

Como a ocupação pode ser considerada um indicativo direto de abundância (MacKenzie & Nichols, 2004), as espécies *D. leporina*, *Leopardus* spp., *P. tuberosa*, *Mazama* spp. e *P. dextralis* podem ser consideradas como as espécies mais abundantes. Com exceção de *Leopardus* spp., essas espécies também apresentaram os maiores valores de registros, o que corrobora a consideração do número de registros como indicativo da abundância relativa. Espécies carnívoras tendem a ocorrer naturalmente em baixas densidades, principalmente, as de topo de cadeia (Robinson & Redford, 1986). No caso de *Leopardus* spp. (mesopredadores), e considerando que *L. pardalis* foi a espécie mais registrada, a alta taxa de ocupação pode estar relacionada com o fato que, essa espécie é indicada como a mais abundante entre os gatos-selvagens em suas áreas de ocorrência (Rocha et al., 2016), e é bastante abundante em APs na Amazônia, incluindo a EE Terra do Meio (Wang et al., 2019). Em relação às espécies de topo de cadeia, *P. onca* foi a espécie que teve a menor

abundância, corroborando com o padrão esperado. Por outro lado, *Puma concolor* apresentou uma abundância relativamente alta, sendo maior até que espécies herbívoras (*Penelope* spp. e *Tapirus terrestris*), e isso pode ser um reflexo da menor abundância de *P. onca*, uma vez que, *P. concolor* tende a ser menos abundante em áreas onde *P. onca* é mais abundante (Silver et al., 2004; Kelly et al., 2008).

Como a tendência de declínio na ocupação para todas as espécies não foi estatisticamente significativa ao longo dos três anos, não foi observada nenhuma tendência de mudança, sugerindo uma ocupação estável na área amostrada. Por outro lado, este relativo declínio pode ser simplesmente um efeito de que, em 2016 (ano *baseline*) a amostragem foi excepcionalmente boa, por apresentar maior número de imagens, mesmo apresentando o segundo maior esforço de amostragem. Essa diferença em 2016 ainda não foi investigada, mas segundo os pesquisadores locais, em 2016 foi observada uma grande quantidade de frutas na região, em comparação com 2017 e 2018, o que pode ter influenciado no alto número de imagens em 2016. Por exemplo, das seis armadilhas fotográficas com maiores números de registros (Anexo 2, Figura 2W), quatro foram instaladas sob árvores frutíferas: gameleira, coco-babaçu e açaí (*Euterpe* sp.), o que pode ter contribuído para diversos animais visitarem esses locais, aumentando o número de imagens, e consequente, o número de registros. Visitas constantes em sítios de alimentação foi observado em um bando de *T. pecari*, que visitou constantemente durante dias um único lago (Fragoso, 1998). Outra possível explicação foi o fato do ano de 2016 ter sofrido efeitos continuados do *El Niño* de 2015, com drásticas diferenças na pluviosidade e no pulso de inundação seguinte (Erfanian et al., 2017; Pezzuti et al., 2018). Diversos cursos d'água estavam secos, e isso pode ter levado vários animais, sobretudo os de grande porte, a apresentarem padrões de movimentação mais ativos neste ano para beber água nos corpos de água remanescentes. Este possível padrão de movimentação aumentado pode ter refletido no maior número de registros. Entretanto, como essas relações não foram avaliadas, tampouco relações possíveis, é assumido de maneira conservativa que essa diferença foi aleatória.

4.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados neste estudo mostram uma importante fonte de informações sobre a biodiversidade de vertebrados terrestres de médio e grande porte, para a EE Terra do Meio, a segunda maior AP do Brasil. Esses dados podem servir de base para avaliações a longo prazo sobre os status populacional das espécies pelo programa Monitora, contribuindo para gerar informações sobre as efetividades das AP na Amazônia em salvaguardar sua biodiversidade. Apesar de três anos de amostragens ser um período curto para apresentar conclusões sobre o status populacionais das

espécies avaliadas, os resultados apontam que as populações dessas espécies não estão em declínio, e que pode refletir uma comunidade bem estruturada com a presença de carnívoros de topo de cadeia (*P. onca* e *P. concolor*), mesopredadores (*L. pardilis* e *L. weidii*), engenheiros de ecossistemas (*T. pecari* e *P. tajacu*) e herbívoros dispersores de sementes (ex.: *T. terrestris*), predadores de sementes (ex.: *D. leporina* e *C. paca*) e pastadores e comedores de folhas (ex.: *M. americana* e *M. nemorivaga*), que são essenciais para a manutenção do ecossistema florestal (Redford, 1992; Estes et al., 2011; Wilkie et al., 2011). Estes dados também corroboram o importante papel da EE Terra do Meio na dinâmica fonte-sumidouro das espécies que são caçadas pela população tradicional que vive nas RE adjacentes, cujo monitoramento da caça indicou níveis aparentemente sustentáveis (ver Sessão I).

Apesar do uso de armadilhas fotográficas ser eficiente para o monitoramento de vertebrados terrestres de médio e grande porte (Rowcliffe, 2017; Wearn & Glover-Kapfer, 2017), o modo como foi usada por este estudo, próximo ao solo, sofre limitações nas detecções de espécies semi-terrestres (O'Brien et al., 2010). Assim, para *Nasua nasua*, *Eira barbara*, *T. tetradactyla*, *L. wiedii*, *Guerlingetus* spp. e *Penelope* spp., essas duas últimas apresentando hábitos mais arborícolas que terrestres (Emmons & Feer, 1997; Sick, 1997), os valores do número de registros pode ser um efeito mais da amostragem do que do tamanho populacional, apesar de *L. wiedii* ocorrer naturalmente em baixas densidades e possuir hábitos noturnos (Natasha Vanderhoff et al., 2011; Oliveira et al., 2013), o que dificulta sua identificação nas imagens. Como este estudo faz parte do programa Monitora – Protocolo Avançado, e usa do protocolo *TEAM* de amostragem, todas as imagens são públicas e de livre acesso, e em breve estarão disponíveis para consulta on-line na plataforma *Wildlife Insights* (<https://www.wildlifeinsights.org/>).

Em contexto mais amplo, os resultados obtidos para a EE Terra do Meio reafirmam a importância das AP como melhores modelos na conservação da biodiversidade de vertebrados terrestres de médio e grande porte em florestas tropicais (Beaudrot et al., 2016; Abrahams et al., 2017; Carvalho Jr. et al., 2020), já que este grupo é formado por espécies chave para estes ecossistemas, além de serem as espécies mais ameaçadas (Redford, 1992; Estes et al., 2011; Wilkie et al., 2011; Ripple et al., 2014, 2016; Atwood et al., 2020). Entretanto, a EE Terra do Meio tem sido alvo de constantes ameaças antrópicas externas desde a sua criação em 2005, sobretudo na sua fronteira sudeste (Veríssimo et al., 2011; Doblas, 2015; ISA, 2016), como quase todas APs em florestas tropicais (Laurance, 2015; Schulze et al., 2018). Infelizmente, a partir de 2019 essas pressões e intensificaram, e atingiram sua área mais central. Desse modo, é necessária uma resposta rápida e urgente do Poder Público contra essas ameaças.

4.7. REFERÊNCIAS

- ABRAHAMS, M.I., PERES, C.A. & COSTA, H.C.M. (2017) Measuring local depletion of terrestrial game vertebrates by central-place hunters in rural Amazonia. *PLOS ONE*, 12, e0186653.
- AHUMADA, J.A., SILVA, C.E., GAJAPERSAD, K., HALLAM, C., HURTADO, J., MARTIN, E., ET AL. (2011) Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences*, 366, 2703–2711.
- ARIMORO, O.A.S., REIS LACERDA, A.C., TOMAS, W.M., ASTETE, S., ROIG, H.L. & MARINHO-FILHO, J. (2017) Artillery for Conservation. *Tropical Conservation Science*, 10, 194008291772765.
- ATWOOD, T.B., VALENTINE, S.A., HAMMILL, E., MCCAULEY, D.J., MADIN, E.M.P., BEARD, K.H. & PEARSE, W.D. (2020) Herbivores at the highest risk of extinction among mammals, birds, and reptiles. *Science Advances*, 6, eabb8458.
- BAILEY, L.L., MACKENZIE, D.I. & NICHOLS, J.D. (2014) Advances and applications of occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 1269–1279.
- BALME, G. A., HUNTER, L.T.B. & SLOTOW, R. (2009) Evaluating Methods for Counting Cryptic Carnivores. *Journal of Wildlife Management*, 73, 433–441.
- BEAUDROT, L., AHUMADA, J.A., O'BRIEN, T., ALVAREZ-LOAYZA, P., BOEKEE, K., CAMPOS-ARCEIZ, A., ET AL. (2016) Standardized Assessment of Biodiversity Trends in Tropical Forest Protected Areas: The End Is Not in Sight. *PLOS Biology*, 14, e1002357.
- BECA, G., VANCINE, M.H., CARVALHO, C.S., PEDROSA, F., ALVES, R.S.C., BUSCARIOL, D., ET AL. (2017) High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation*, 210, 352–359. Elsevier Ltd.
- BENCHIMOL, M. & PERES, C.A. (2015) Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. *Biological Conservation*, 187, 61–72.
- BIRDS OF THE WORLD (S. M. BILLERMAN, B. K. KEENEY, P. G. RODEWALD, AND T. S. SCHULENBERG, E. (2020) Birds of the World. *Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY, USA*. <https://birdsoftheworld.org/bow/home> [acesso 10 janeiro 2020].
- BLED, F., NICHOLS, J.D. & ALTWEGG, R. (2013) Dynamic occupancy models for analyzing species' range dynamics across large geographic scales. *Ecology and Evolution*, 3, 4896–4909.
- BODDICKER, M., RODRIGUEZ, J.J. & AMANZO, J. (2002) Indices for assessment and monitoring of large mammals within and adaptive management framework. *Environmental Monitoring and*

Assessment, 76, 105–123.

- BODMER, R., MAYOR, P., ANTUNEZ, M., CHOTA, K., FANG, T., PUERTAS, P., ET AL. (2018) Major shifts in Amazon wildlife populations from recent intensification of floods and drought. *Conservation Biology*, 32, 333–344.
- BOGONI, J.A., PERES, C.A. & FERRAZ, K.M.P.M.B. (2020) Effects of mammal defaunation on natural ecosystem services and human well being throughout the entire Neotropical realm. *Ecosystem Services*, 45, 101173.
- BOWLER, M.T., TOBLER, M.W., ENDRESS, B.A., GILMORE, M.P. & ANDERSON, M.J. (2016) Estimating mammalian species richness and occupancy in tropical forest canopies with arboreal camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 1–12.
- BROMS, K.M., HOOTEN, M.B., JOHNSON, D.S., ALTWEGG, R. & CONQUEST, L.L. (2016) Dynamic occupancy models for explicit colonization processes. *Ecology*, 97, 194–204.
- BROMS, K.M., JOHNSON, D.S., ALTWEGG, R. & CONQUEST, L.L. (2014) Spatial occupancy models applied to atlas data show Southern Ground Hornbills strongly depend on protected areas. *Ecological Applications*, 24, 363–374.
- BURTON, A.C., NEILSON, E., MOREIRA, D., LADLE, A., STEENWEG, R., FISHER, J.T., ET AL. (2015) REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52, 675–685.
- CAMARGO-SANABRIA, A.A., MENDOZA, E., GUEVARA, R., MARTÍNEZ-RAMOS, M. & DIRZO, R. (2015) Experimental defaunation of terrestrial mammalian herbivores alters tropical rainforest understorey diversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282, 20142580.
- CARAVAGGI, A., BANKS, P.B., BURTON, A.C., FINLAY, C.M. V., HASWELL, P.M., HAYWARD, M.W., ET AL. (2017) A review of camera trapping for conservation behaviour research. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 109–122.
- CARVALHO JR., E.A.R., MENDONÇA, E.N., MARTINS, A. & HAUGAASEN, T. (2020) Effects of illegal logging on Amazonian medium and large-sized terrestrial vertebrates. *Forest Ecology and Management*, 466, 118105. Elsevier.
- CEBALLOS, G., EHRLICH, P.R. & DIRZO, R. (2017) Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114, E6089–E6096.

- COSTA-PEREIRA, R., ROQUE, F., CONSTANTINO, P., SABINO, J. & UEHARA-PRADO, M. (2013) Monitoramento in situ da biodiversidade. ICMBio, Brasília.
- COSTA, H.C.M., PERES, C.A. & ABRAHAMS, M.I. (2018) Seasonal dynamics of terrestrial vertebrate abundance between Amazonian flooded and unflooded forests. *PeerJ*, 6, e5058.
- DIRZO, R., YOUNG, H.S., GALETTI, M., CEBALLOS, G., ISAAC, N.J.B. & COLLEN, B. (2014) Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345, 401–406.
- DOBLAS, J. (2015) Rotas do saque: violações e ameaças à integridade territorial da Terra do Meio (PA). Instituto Socioambiental, São Paulo.
- DORAZIO, R.M., ROYLE, J.A., SÖDERSTRÖM, B. & GLIMSKÄR, A. (2006) Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology*, 87, 842–854.
- EATON, M.J., HUGHES, P.T., HINES, J.E. & NICHOLS, J.D. (2014) Testing metapopulation concepts: Effects of patch characteristics and neighborhood occupancy on the dynamics of an endangered lagomorph. *Oikos*, 123, 662–676.
- EDWARDS, S., COOPER, S., UISEB, K., HAYWARD, M., WACHTER, B. & MELZHEIMER, J. (2018) Making the most of by-catch data: Assessing the feasibility of utilising non-target camera trap data for occupancy modelling of a large felid. *African Journal of Ecology*, 56, 885–894.
- EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. (1999) Mammals of the Neotropics Volume 3. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- EMMONS, L. & FEER, F. (1997) Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press.
- ERFANIAN, A., WANG, G. & FOMENKO, L. (2017) Unprecedented drought over tropical South America in 2016: significantly under-predicted by tropical SST. *Scientific Reports*, 7, 5811.
- ESTES, J.A., TERBORGH, J., BRASHARES, J.S., POWER, M.E., BERGER, J., BOND, W.J., ET AL. (2011) Trophic downgrading of planet earth. *Science*, 333, 301–306.
- FARRIS, Z.J., GERBER, B.D., VALENTA, K., RAFALIARISON, R., RAZAFIMAHAIMODISON, J.C., LARNEY, E., ET AL. (2017) Threats to a rainforest carnivore community: A multi-year assessment of occupancy and co-occurrence in Madagascar. *Biological Conservation*, 210, 116–124.
- FÁVARO, F.D.L. & FLORES, J.M. (2009) Aves da Estação Ecológica Terra do Meio, Pará, Brasil: resultados preliminares. *Ornithologia*, 3, 115–131.

- FEGRAUS, E.H., LIN, K., AHUMADA, J.A., BARU, C., CHANDRA, S. & YOUN, C. (2011) Data acquisition and management software for camera trap data: A case study from the TEAM Network. *Ecological Informatics*, 6, 345–353.
- FERREIRA, G.B., AHUMADA, J.A., OLIVEIRA, M.J.R., DE PINHO, F.F., BARATA, I.M., CARBONE, C. & COLLEN, B. (2017) Assessing the conservation value of secondary savanna for large mammals in the Brazilian Cerrado. *Biotropica*, 0, 1–11.
- FISKE, I. & CHANDLER, R. (2011) ‘ unmarked ’: an R package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43, 1–23.
- FRAGOSO, J.M. V. (1998) Home Range and Movement Patterns of White-lipped Peccary (*Tayassu pecari*) Herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica*, 30, 458–469.
- GALETTI, M. & DIRZO, R. (2013) Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation*, 163, 1–6.
- GAYOT, M., HENRY, O., DUBOST, G. & SABATIER, D. (2004) Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 20, 31–43.
- GDAL/OGR (2020) GDAL/OGR Geospatial Data Abstraction software Library.
- GELMAN, A. & SHIRLEY, K. (2011) Inference from Simulations and Monitoring Convergence. In *Handbook of Markov Chain Monte Carlo* (eds S. Brooks, A. Gelman, G.L. Jones & X.-L. Meng), pp. 163–174. . Chapman & Hall/CRC, Boca Raton.
- HEGERL, C., BURGESS, N.D., NIELSEN, M.R., MARTIN, E., CIOLLI, M. & ROVERO, F. (2015) Using camera trap data to assess the impact of bushmeat hunting on forest mammals in Tanzania. *Oryx*, 1–11.
- HOFFMAN, R.S. (1996) Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Smithsonian Institution, Washington D.C.
- HUNTER, L. & BARRETT, P. (2011) *Carnivores of the World*. Princeton University Press, London.
- ICMBIO/MONITORA (2018) Monitora – Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade Subprograma Terrestre Componente Florestal: Relatório Triênio 2014 -2016. Brasília.
- IKEDA, T., TAKAHASHI, H., YOSHIDA, T., IGOTA, H., MATSUURA, Y., TAKESHITA, K. & KAJI, K. (2015) Seasonal Variation of Activity Pattern in Sika Deer (*Cervus nippon*) as Assessed by Camera Trap Survey. *Mammal Study*, 40, 199–205.
- ISA (2003) Projeto realização de estudos preliminares e formulação de uma proposta técnica para a

implantação de um mosaico de unidades de conservação no Médio Xingu. ISA/MMA, Brasília.

ISA (2018) Laudo pericial sobre a situação das famílias residentes no interior da Estação Ecológica da Terra do Meio. Ministério Público Federal, Altamira.

ISA, I.S. (2016) De olho na Terra do Meio: Boletim informativo sobre a evolução dos vetores de pressão sobre a Terra do Meio (PA). ISA, Altamira.

JÁCOMO, A.T.A., SILVEIRA, L. & DINIZ-FILHO, J.A.F. (2004) Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology*, 262, 99–106.

JANSEN, P.A., AHUMADA, J.A., FEGRAUS, E.H. & O'BRIEN, T.G. (2014) TEAM: a standardised camera trap survey to monitor terrestrial vertebrate communities in tropical forests. In *Camera trapping: wildlife management and research* (eds P. Meek, P. Fleming, G. Ballard, P. Banks, A. Claridge, J. Sanderson & D. Swann), pp. 263–270. CISRO, Collingwood.

JENKINS, C.N., PIMM, S.L. & JOPPA, L.N. (2013) Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, E2602–E2610.

JOHNSON, D.S., CONN, P.B., HOOTEN, M.B., RAY, J.C. & POND, B.A. (2012) Spatial occupancy models for large data sets. *Ecology*, 94, 801–808.

KARANTH, K.U. (1995) Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation*, 71, 333–338.

KELLY, M.J., NOSS, A.J., DI BITETTI, M.S., MAFFEI, L., ARISPE, R.L., PAVIOLO, A., ET AL. (2008) Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy*, 89, 408–418.

KÉRY, M. (2010) Introduction to WinBUGS for ecologists: A Bayesian approach to regression, ANOVA, mixed models and related analyses. Elsevier, Amsterdam.

KÉRY, M., GUILLERA-ARROITA, G. & LAHOZ-MONFORT, J.J. (2013) Analysing and mapping species range dynamics using occupancy models. *Journal of Biogeography*, 40, 1463–1474.

KEUROGHLIAN, A., EATON, D.P. & LONGLAND, W.S. (2004) Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation*, 120, 415–429.

LAURANCE, W.F. (2015) Emerging Threats to Tropical Forests. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 100, 159–169.

- LEITE-PITMAN, M.R.P. & WILLIAMS, R.S.. (2011) *Atelocynus microtis*, Short-eared Dog Assessment. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T6924A12814890.
- LEWIS, S.L. & MASLIN, M.A. (2015) Defining the Anthropocene. *Nature*, 519, 171–180. Nature Publishing Group.
- MACKENZIE, D.I. & NICHOLS, J.D. (2004) Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation*, 27, 461–467.
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., HINES, J.E., KNUTSON, M.G. & FRANKLIN, A.B. (2003) Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84, 2200–2207.
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., LACHMAN, G.B., DROEGE, S., ROYLE, A.A. & LANGTIMM, C.A. (2002) Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83, 2248–2255.
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., ROYLE, J.A., POLLOCK, K.H., BAILEY, L.L. & HINES, J.E. (2006) *Occupancy Estimation and Modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier, Amsterdam.
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., ROYLE, J.A., POLLOCK, K.H., BAILEY, L.L. & HINES, J.E. (2017) Fundamental Principles of Statistical Inference. In *Occupancy Estimation and Modeling* (eds D.J. MacKenzie, J. Nichols, J. Royle, K. Pollock, L. Bailey & J. Hines), pp. 71–111, 2nd edition. Elsevier, London.
- MARESCOT, L., LYET, A., SINGH, R., CARTER, N. & GIMENEZ, O. (2020) Inferring wildlife poaching in southeast Asia with multispecies dynamic occupancy models. *Ecography*, 43, 239–250.
- MHLANGA, M., RAMESH, T., KALLE, R., MADIRI, T.H. & DOWNS, C.T. (2018) Spotted hyaena (*Crocuta crocuta*) habitat occupancy in a national park, hunting area and private ranch in western Zimbabwe. *African Journal of Ecology*, 56, 818–827.
- MICHALSKI, L.J., NORRIS, D., DE OLIVEIRA, T.G. & MICHALSKI, F. (2015) Ecological relationships of meso-scale distribution in 25 neotropical vertebrate species. *PloS one*, 10, e0126114.
- MMA (2014) *Espécies Ameaçadas - Lista 2014*. [Http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html?start=50](http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html?start=50) [acesso 6 abril 2020].
- MUGERWA, B., SHEIL, D., SSEKIRANDA, P., VAN HEIST, M. & EZUMA, P. (2013) A camera trap assessment of terrestrial vertebrates in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *African*

Journal of Ecology, 51, 21–31.

- MUNARI, D.P., KELLER, C. & VENTICINQUE, E.M. (2011) An evaluation of field techniques for monitoring terrestrial mammal populations in Amazonia. *Mammalian Biology*, 76, 401–408.
- NATASHA VANDERHOFF, E., HODGE, A.M., ARBOGAST, B.S., NILSSON, J. & KNOWLES, T.W. (2011) Abundance and activity patterns of the margay (*Leopardus wiedii*) at a mid-elevation site in the eastern Andes of Ecuador. *Mastozoologia Neotropical*, 18, 271–279.
- NIEDBALLA, J., SOLLMANN, R., COURTIOL, A. & WILTING, A. (2016) camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1457–1462.
- NINON, F.V., ESSER, H.J., MORENO, R., VAN LANGEVELDE, F., LIEFTING, Y., OLLER, D.R., ET AL. (2015) An assessment of the terrestrial mammal communities in forests of Central Panama, using camera-trap surveys. *Journal for Nature Conservation*, 26, 28–35.
- O'BRIEN, T.G., BAILLIE, J.E.M., KRUEGER, L. & CUKE, M. (2010) The wildlife picture index: Monitoring top trophic levels. *Animal Conservation*, 13, 335–343.
- O'BRIEN, T.G. & KINNAIRD, M.F. (2008) A picture is worth a thousand words: The application of camera trapping to the study of birds. *Bird Conservation International*, 18, S144–S162.
- O'BRIEN, T.G., KINNAIRD, M.F. & WIBISONO, H.T. (2003) Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, 6, 131–139.
- O'CONNELL, A., TALANCY, N., BAILEY, L., SAUER, J., COOK, R. & GILBERT, A. (2002) Estimating Site Occupancy and Detection Probability Parameters for Meso- And Large Mammals in a Coastal Ecosystem. *Journal of Wildlife Management*, 70, 1625–1633.
- OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., ET AL. (2018) Vegan: The vegan package version 12.5-3 <https://cran.r-project.org>, <https://github.com/vegandevs/vegan>.
- OLIVEIRA, T.G., DE ALMEIDA, L.B., TORTATO, M.A. & BEISIEGEL, B.M. (2013) Avaliação do risco de extinção do Gato-maracajá *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) no Brasil Tadeu. *Biodiversidade Brasileira*, 3, 76–83.
- DE OLIVEIRA, T.G., MICHALSKI, F., BOTELHO, A.L.M., MICHALSKI, L.J., CALOURO, A.M. & DESBIEZ, A.L.J. (2016) How rare is rare? Quantifying and assessing the rarity of the bush dog *Speothos venaticus* across the Amazon and other biomes. *Oryx*, 1–10.
- OUBOTER, P.E. & KADOSOE, V. (2016) Three years of continuous monitoring of the large terrestrial

mammals of Brownsberg Nature. *Academic Journal of Suriname*, 7, 643–660.

PALMER, M.S., SWANSON, A., KOSMALA, M., ARNOLD, T. & PACKER, C. (2018) Evaluating relative abundance indices for terrestrial herbivores from large-scale camera trap surveys. *African Journal of Ecology*, 56, 791–803.

PERES, C.A. (2000) Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology*, 14, 240–253.

PERES, C.A. & CUNHA, A.A. (2011) Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais. In *Igarss 2014* p. . Wildlife Conservation Society, Ministerio do Meio Ambiente e ICMBIO, Brasília.

PERES, C.A. & PALACIOS, E. (2007) Basin-Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal-Mediated Seed Dispersal. *Biotropica*, 39, 304–315.

PETTER, J.-J. & DESBORDES, F. (2013) *Primates of the World: An illustrated Guide*. Princeton University Press, Princeton.

PEZZUTI, J.C.B. (2008) Estudo de impacto ambiental do aproveitamento hidrelétrico (AHE) Belo Monte, Rio Xingu. Componente: Quelônios e Crocodilianos. Belém.

PEZZUTI, J.C.B., CARNEIRO, C., MANTOVANELLI, T. & GARZÓN, B.R. (2018) Xingu, o rio que pulsa em nós: monitoramento independente para registro de impactos da UHE Belo Monte no território e no modo de vida do povo Juruna (Yudjá) da Volta Grande do Xingu. Instituto Socioambiental, São Paulo.

PIMM, S.L., JENKINS, C.N., ABELL, R., BROOKS, T.M., GITTLEMAN, J.L., JOPPA, L.N., ET AL. (2014) The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344, 1246752.

PIMM, S.L. & RAVEN, P. (2000) Extinction by numbers. *Nature*, 403, 843–845.

PLUMMER, M. (2015) JAGS Version 4.0.0 user manual 0–41.

PROJ (2020) PROJ coordinate transformation software library.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2014) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

REDFORD, K.H. (1992) The empty forest. *BioScience*, 42, 412–422.

REYNA-HURTADO, R., ROJAS-FLORES, E. & TANNER, G.W. (2009) Home range and habitat

preferences of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 90, 1199–1209.

- RIPPLE, W.J., ABERNETHY, K., BETTS, M.G., CHAPRON, G., DIRZO, R., GALETTI, M., ET AL. (2016) Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science*, 3, 160498.
- RIPPLE, W.J., ESTES, J.A., BESCHTA, R.L., WILMERS, C.C., RITCHIE, E.G., HEBBLEWHITE, M., ET AL. (2014) Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science*, 343, 1241484–1241484.
- ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. (1986) Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *American Naturalist*, 128, 665–680.
- ROCHA, D.G., DE BARROS FERRAZ, K.M.P.M., GONÇALVES, L., TAN, C.K.W., LEMOS, F.G., ORTIZ, C., ET AL. (2020) Wild dogs at stake: deforestation threatens the only Amazon endemic canid, the short-eared dog (*Atelocynus microtis*). *Royal Society Open Science*, 7, 190717.
- ROCHA, D.G. DA, SOLLMANN, R., RAMALHO, E.E., ILHA, R. & TAN, C.K.W. (2016) Ocelot (*Leopardus pardalis*) Density in Central Amazonia. *Plos One*, 11, e0154624.
- ROSSI, R. V, BODMER, R.E., DUARTE, JOSÉ MAURÍCIO BARBANTI & TROVATI, R.G. (2010) Amazonian brown brocket deer *Mazama nemorivaga* (Cuvier 1817). In *Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer* (eds J.M. B. Duarte & S. Gonzalés), pp. 202–210. FUNEP, Jaboticabal.
- ROVERO, F., MARTIN, E., ROSA, M., AHUMADA, J.A. & SPITALE, D. (2014) Estimating species richness and modelling habitat preferences of tropical forest mammals from camera trap data. *PLoS ONE*, 9.
- ROWCLIFFE, M.J. (2017) Key frontiers in camera trapping research. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3, 107–108.
- ROYLE, J.A. & KÉRY, M. (2007) A Bayesian state-space formulation of dynamic occupancy models. *Ecology*, 88, 1813–1823.
- SCHULZE, K., KNIGHTS, K., COAD, L., GELDMANN, J., LEVERINGTON, F., EASSOM, A., ET AL. (2018) An assessment of threats to terrestrial protected areas. *Conservation Letters*, 11, 1–10.
- SCHWARTZMAN, S., BOAS, A.V., ONO, K.Y., FONSECA, M.G., DOBLAS, J., ZIMMERMAN, B., ET AL. (2013) The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368, 20120164.

- SICK, H. (1997) Ornitologia brasileira. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- SILVER, S.C., OSTRO, L.E.T., MARSH, L.K., MAFFEI, L., NOSS, A.J., KELLY, M.J., ET AL. (2004) The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38, 148–154.
- SOISALO, M.K. & CAVALCANTI, S.M.C. (2006) Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, 129, 487–496.
- DE SOUSA E SILVA JÚNIOR, J., OLIVEIRA, J.A., DIAS, P.A. & OLIVEIRA, T.G. DE (2005) Update on the geographical distribution and habitat of the tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*: Lagomorpha, Leporidae) in the Brazilian Amazon. *Mammalia*, 69, 245–250.
- SU, Y.S. & YAJIMA, M. (2012) R2jags: a package for running jags from R. R package version 0.03-08.
- SUTHERLAND, C.S., ELSTON, D.A. & LAMBIN, X. (2014) A demographic, spatially explicit patch occupancy model of metapopulation dynamics and persistence. *Ecology*, 95, 3149–3160.
- SUWANRAT, S., NGOPRASERT, D., SUTHERLAND, C., SUWANWAREE, P. & SAVINI, T. (2015) Estimating density of secretive terrestrial birds (Siamese Fireback) in pristine and degraded forest using camera traps and distance sampling. *Global Ecology and Conservation*, 3, 596–606.
- TOBLER, M.W., CARRILLO-PERCASTEGUI, S.E. & POWELL, G. (2009) Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 25, 261.
- TOBLER, M.W. & POWELL, G.V.N. (2013) Estimating jaguar densities with camera traps: Problems with current designs and recommendations for future studies. *Biological Conservation*, 159, 109–118.
- TROLLE, M., BISSARO, M.C. & PRADO, H.M. (2006) Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation*, 16, 1205–1211.
- VARELA, D.M., TROVATI, R.G., GUZMÁN, R., ROSSI, R. V. & DUARTE, J.M.B. (2010) Red brocket deer *Mazama americana* (Erxleben 1777). In *Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer* (eds J.M.B. Duarte & S. Gonzalés), pp. 151–159. FUNEP, Jaboticabal.
- VERÍSSIMO, A., ROLLA, A., MAIOR, A.P., MONTEIROS, A., BRITO, B., SOUJA JR, C., ET AL. (2011) Áreas Protegidas na Amazônia Brasileira: avanços e desafios. Imazon/ISA, São Paulo.
- WANG, B., ROCHA, D.G., ABRAHAMS, M.I., ANTUNES, A.P., COSTA, H.C.M., GONÇALVES, A.L.S., ET

- AL. (2019) Habitat use of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Brazilian Amazon. *Ecology and Evolution*, ece3.5005.
- WEARN, O.R. & GLOVER-KAPFER, P. (2017) Camera-trapping for conservation: a guide to best-practices. In *WWF p. . WWF Conservation Technology Series*, Woking, UK.
- WILKIE, D.S., BENNETT, E.L., PERES, C.A. & CUNNINGHAM, A.A. (2011) The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223, 120–128.
- YENSEN, E. & TARIFA, T. (2003) *Galictis vittata*. *Mammalian Species*, 727, 1–8.
- ZETRA, B., RAFIASTANTO, A., ROMBANG, W.M. & TRAINOR, C.R. (2002) Rediscovery of the Critically Endangered Sumatran Ground Cuckoo *Carpococcyx viridis*. *Forktail - Journal of Asian Ornithology*, 18, 63–65.

4.8. APÊNDICE

Apêndice 1:

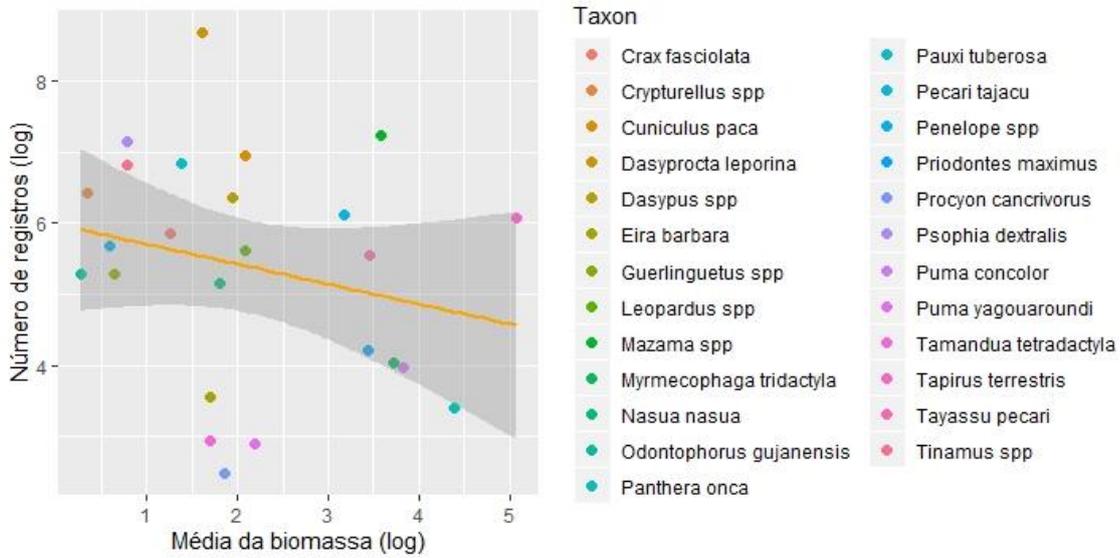


Figura 1: Relação não significativa entre o número de registros independentes e média da biomassa corporal das 25 espécies (Taxa) analisadas. Para o valor da média corporal de cada espécie, ver Tabela 1.

Apêndice 2:

Figura 2: Distribuição espacial dos registros independentes das 25 espécies (Taxa) analisadas, e do total de registros independentes por armadilha fotográfica. Sequência das Figuras de acordo com a organização das espécies na Tabela 1. Fonte imagens das espécies: Eisenberg & Redford (1999), Hunter & Barrett (2011), Petter & Desbordes (2013), Birds of the World (2020).

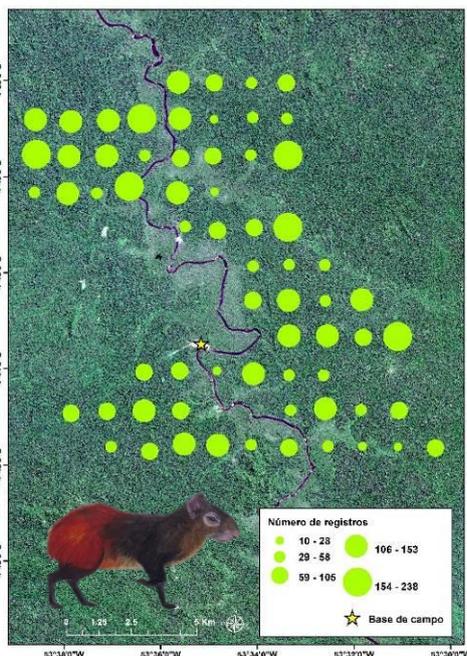


Figura 2A: *Dasyprocta leporina*

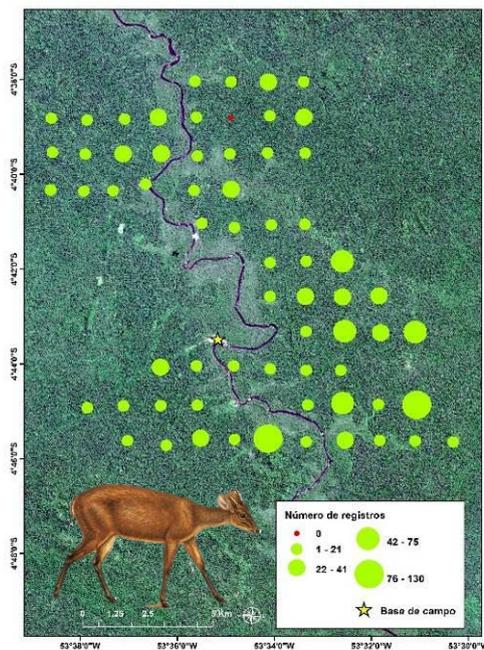


Figura 2B: *Mazama spp.*

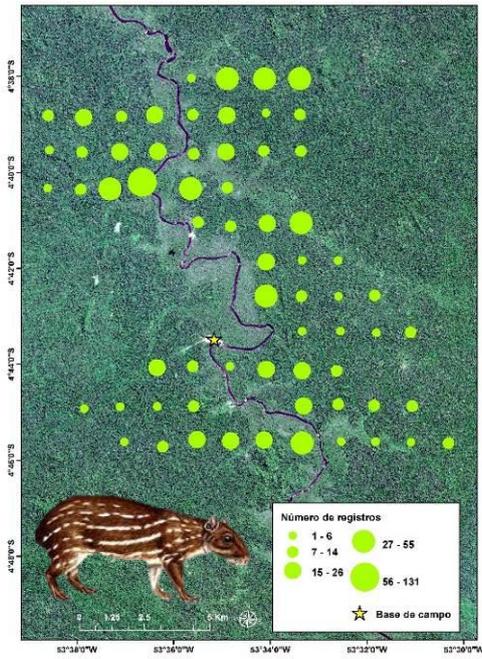


Figura 2C: *Cuniculus paca*

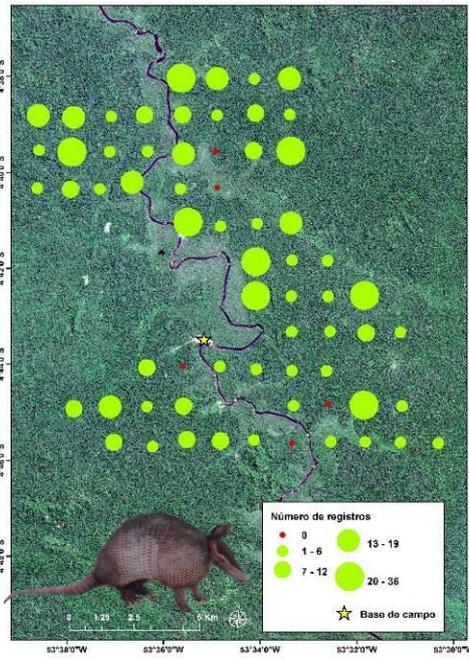


Figura 2D: *Dasypus* spp.

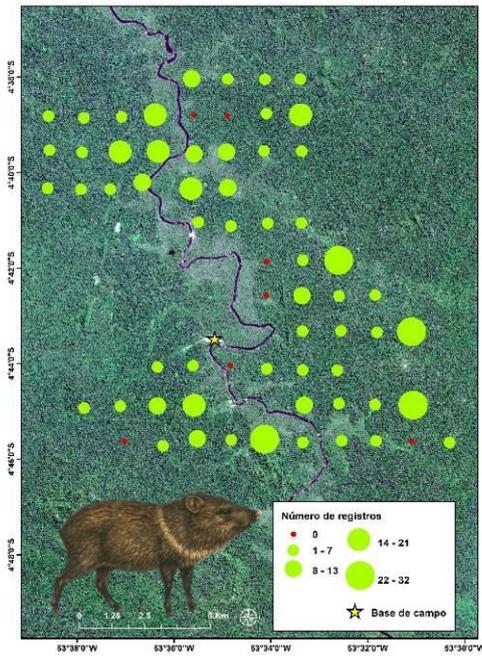


Figura 2E: *Pecari tajacu*

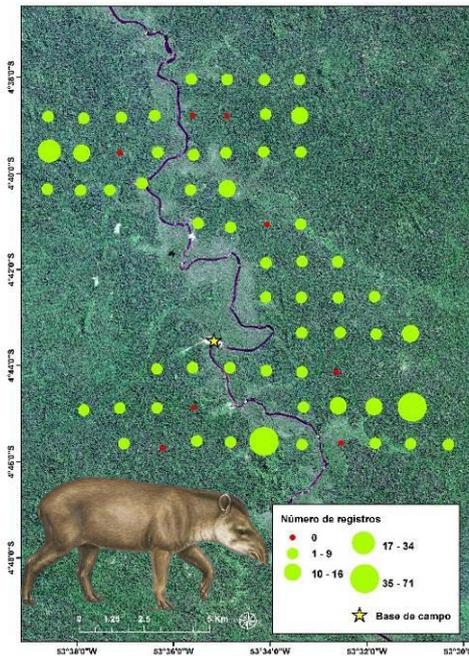


Figura 2F: *Tapirus terrestris*

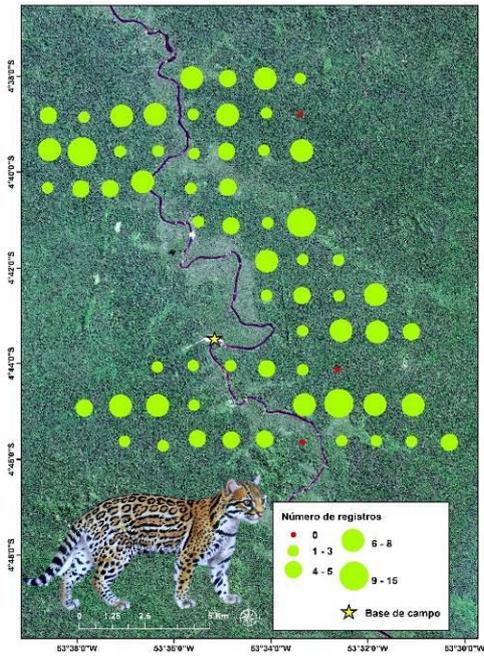


Figura 2G: *Leopardus* spp.

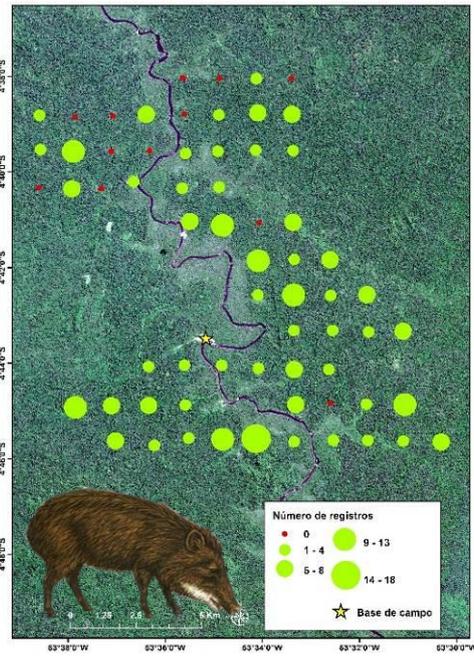


Figura 2H: *Tayassu pecari*

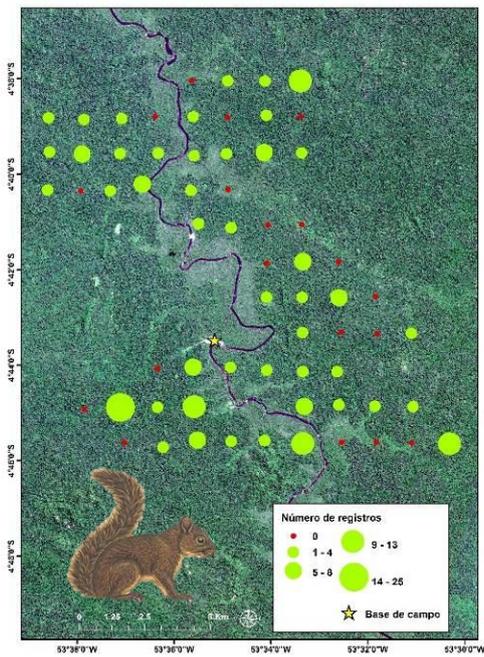


Figura 2I: *Guerlinguetus* spp.

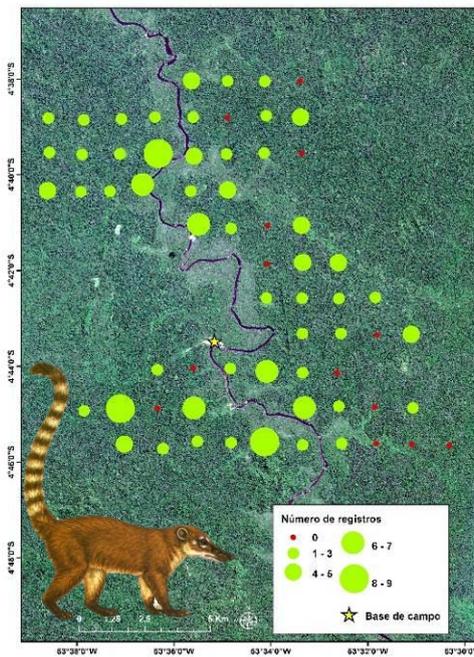


Figura 2J: *Nasua nasua*

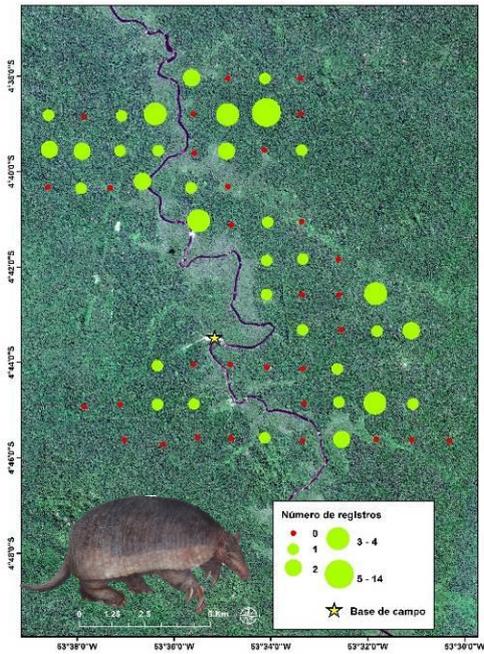


Figura 2K: *Prionotes maximus*

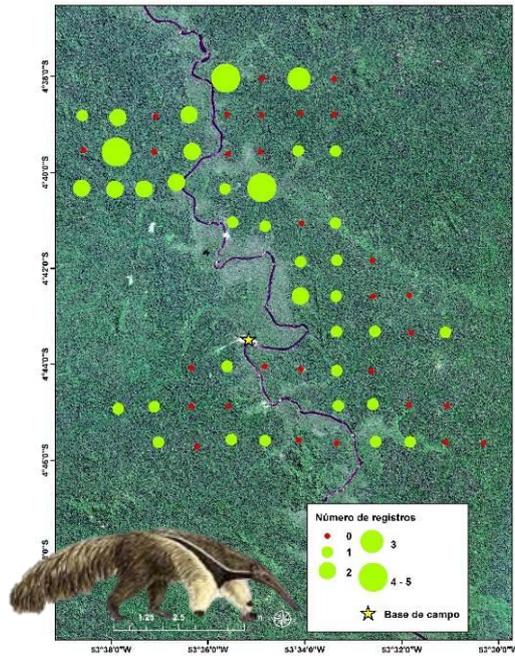


Figura 2L: *Myrmecophaga tridactyla*

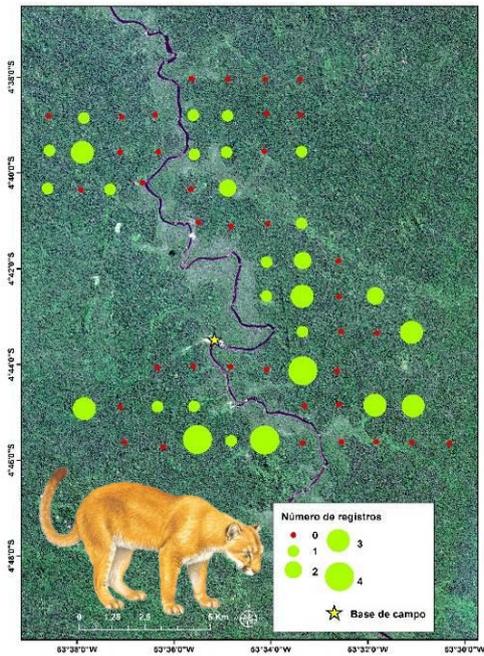


Figura 2M: *Puma concolor*

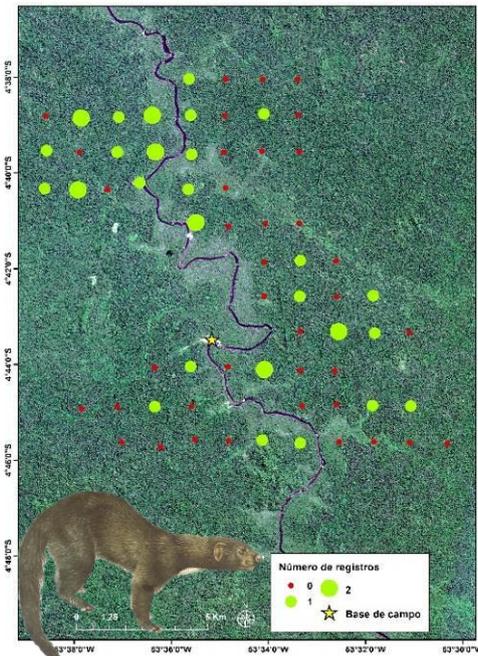


Figura 2N: *Eira barbara*

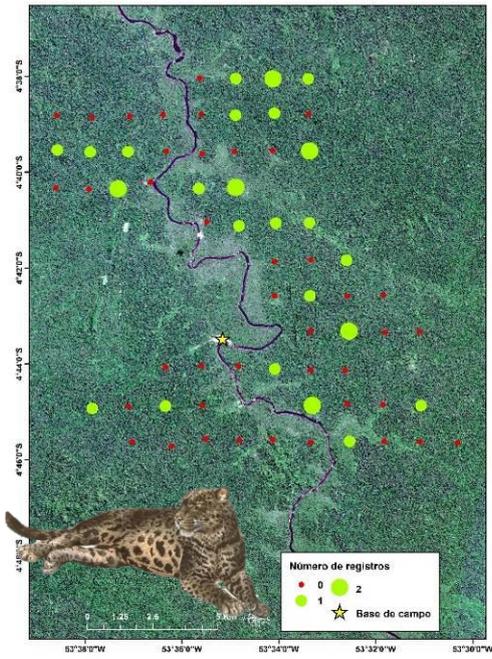


Figura 2O: *Panthera onca*

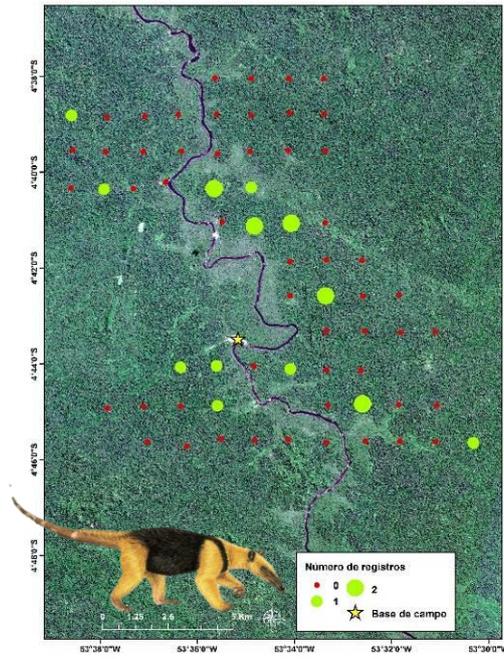


Figura 2P: *Tamandua tetradactyla*

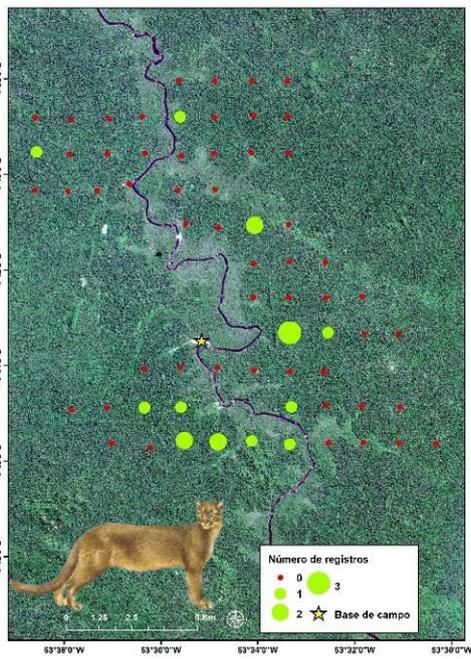


Figura 2Q: *Puma yagouaroundi*

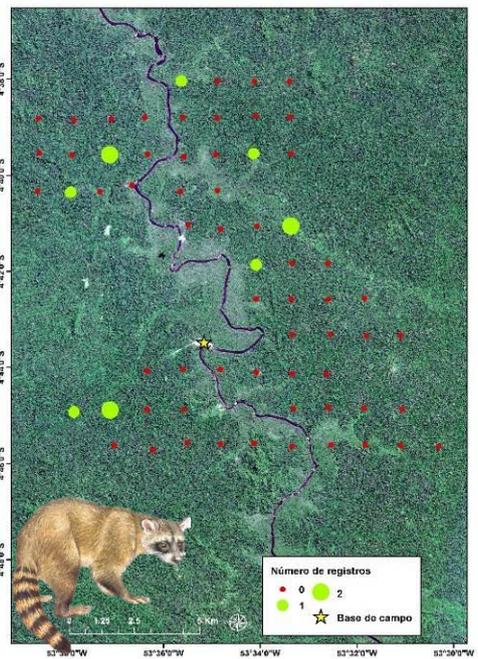


Figura 2R: *Procyon cancrivorus*

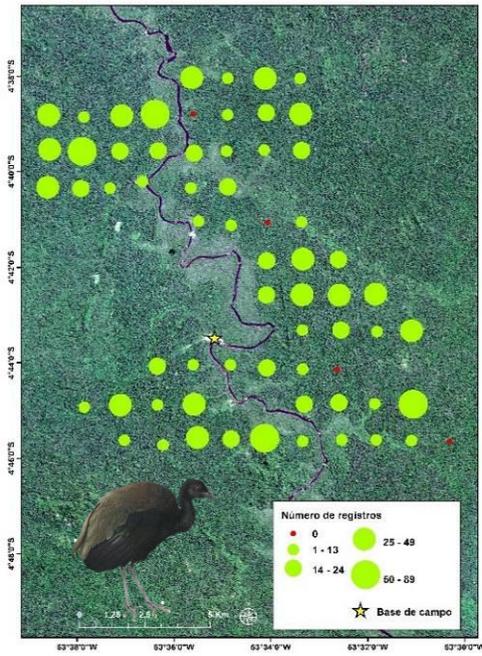


Figura 2S: *Psophia dextralis*

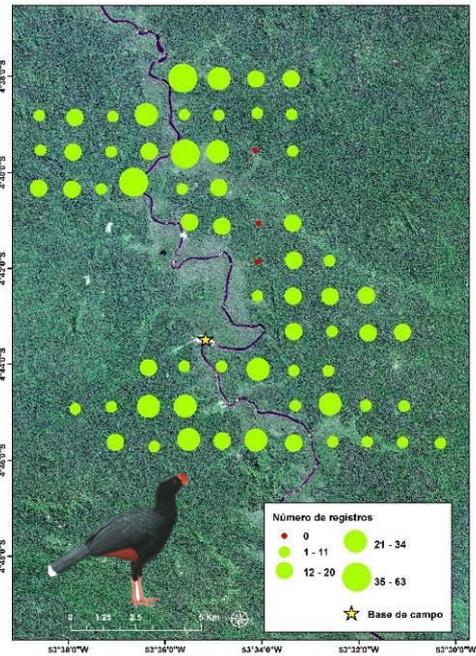


Figura 2T: *Pauxi tuberosa*

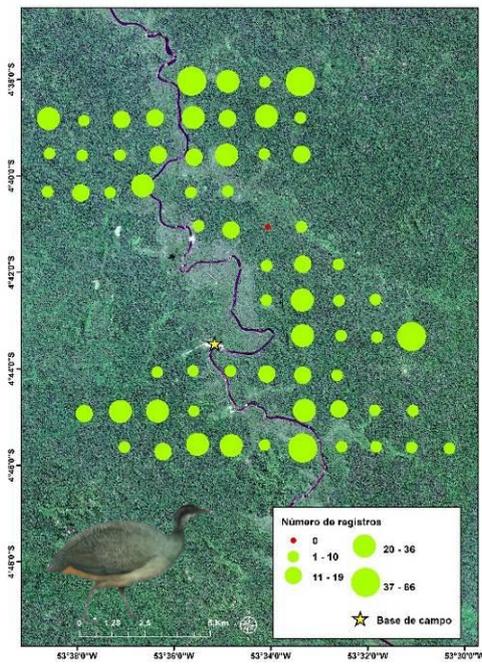


Figura 2U: *Tinamus* spp.

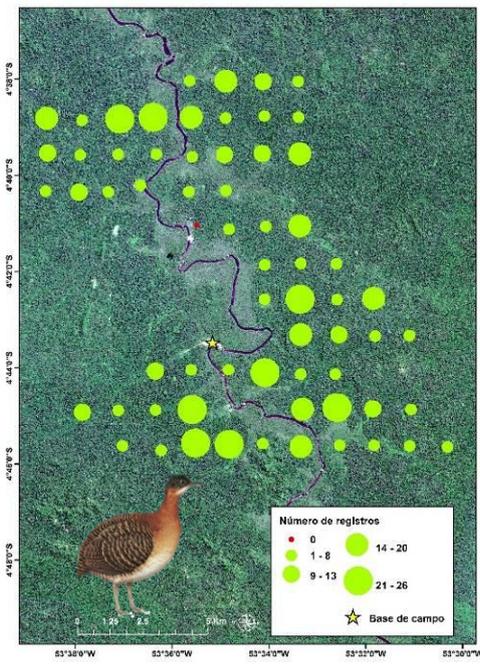


Figura 2V: *Crypturellus* spp.

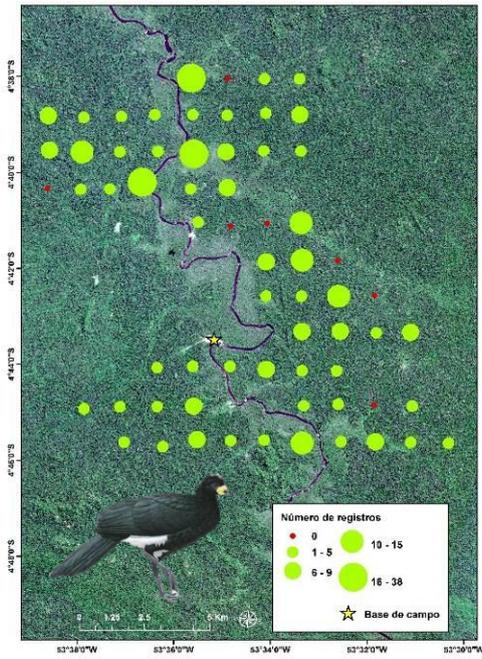


Figura 2X: *Crax fasciolata*

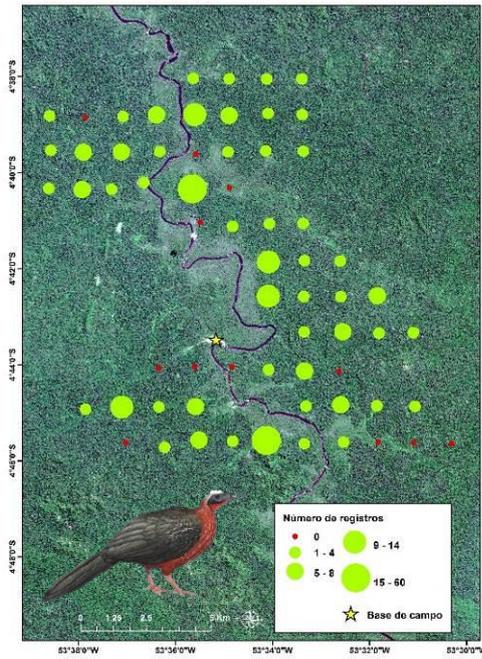


Figura 2W: *Penelope* spp.

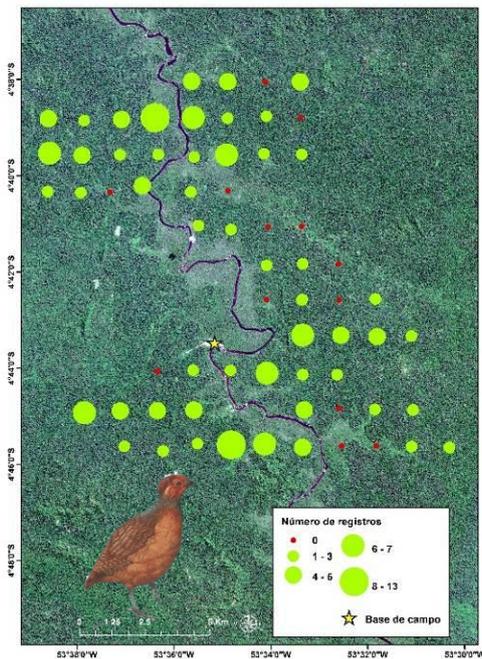


Figura 2Y: *Odontophorus gujanensis*

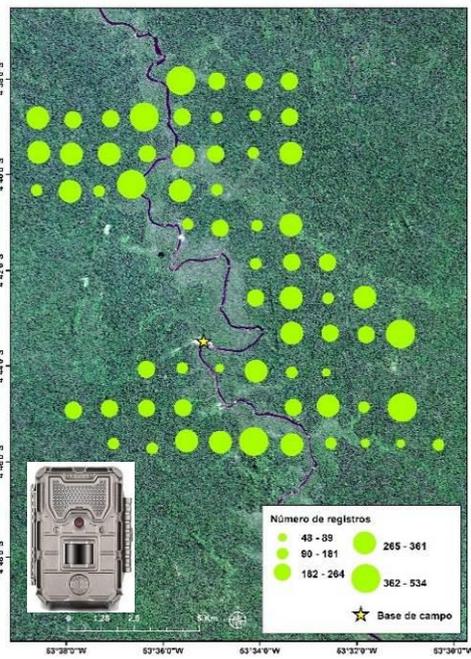


Figura 2Z: Registros por armadilhas

Apêndice 3:

Tabela 1: Resultados dos modelos de tendência na ocupação das 25 espécies de mamíferos e aves terrestres de médio e grande porte. ψ = média da mudança na ocupação em escala *logit*; **IC** = intervalo de confiança Bayesiano; **Rhat** = medida de convergência dos modelos. Estação Ecológica da Terra do Meio, amostragem armadilhas fotográficas 2016 a 2018.

Taxa	ψ	2.5% IC	97.5% IC	Rhat
<i>Tapirus terrestris</i>	-0.12	-0.397	0.252	1.001
<i>Penelope</i> spp.	-0.12	-0.408	0.256	1.001
<i>Psophia dextralis</i>	-0.12	-0.403	0.245	1.001
<i>Dasyprocta leporina</i>	-0.14	-0.487	0.266	1.001
<i>Crax fasciolata</i>	-0.15	-0.428	0.189	1.001
<i>Leopardus</i> spp.	-0.15	-0.461	0.241	1.002
<i>Panthera onca</i>	-0.16	-0.49	0.253	1.004
<i>Puma yagouaroundi</i>	-0.16	-0.51	0.206	1.002
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	-0.17	-0.548	0.212	1.002
<i>Puma concolor</i>	-0.17	-0.504	0.159	1.001
<i>Pauxi tuberosa</i>	-0.18	-0.479	0.149	1.002
<i>Odontophorus gujanensis</i>	-0.18	-0.504	0.149	1.003
<i>Tayassu pecari</i>	-0.18	-0.495	0.14	1.002
<i>Mazama</i> spp.	-0.18	-0.508	0.137	1.003
<i>Dasypus</i> spp.	-0.18	-0.495	0.114	1.002
<i>Tinamus</i> spp.	-0.19	-0.505	0.127	1.002
<i>Eira barbara</i>	-0.2	-0.57	0.141	1.004
<i>Pecari tajacu</i>	-0.21	-0.556	0.086	1.001
<i>Cuniculus paca</i>	-0.22	-0.552	0.056	1.001
<i>Nasua nasua</i>	-0.22	-0.616	0.094	1.004
<i>Priodontes maximus</i>	-0.22	-0.641	0.084	1.001
<i>Guerlingetus</i> spp.	-0.23	-0.612	0.053	1.001
<i>Crypturellus</i> spp.	-0.23	-0.601	0.057	1.001
<i>Procyon cancrivorus</i>	-0.23	-0.698	0.104	1.002
<i>Tamandua tetradactyla</i>	-0.24	-0.751	0.075	1.001



Foto: Milton de Paula

5. CONCLUSÃO GERAL

A caça de subsistência em florestas tropicais possui um complexo entendimento, se por um lado é a ameaça mais difundida para as espécies abatidas (Redford, 1992; Peres, 2000, 2010; Bennett, 2002; Fa & Brown, 2009; Robinson & Redford, 2009; Wilkie et al., 2011; Ripple et al., 2016; Benítez-López et al., 2019; Romero-Muñoz et al., 2020), por outro é a garantia de subsistência para milhares de pessoas, sobretudo, as pobres e com limitado acesso aos mercados de carne de animais domésticos (Redford & Robinson, 1987; Robinson & Bennett, 2000, 2002; Fa et al., 2002; Milner-Gulland et al., 2003; Nasi et al., 2008; Antunes et al., 2019; Nunes et al., 2019; van Vliet et al., 2019). No Brasil, sua complexidade é extrapolada para o aspecto jurídico incerto sobre o direito das populações em realizar a caça de subsistência, muitas vezes marginalizando essa importante atividade (Pezzuti et al., 2018; Antunes et al., 2019).

Esta Tese se propôs avaliar as ameaças da caça de subsistência em Áreas Protegidas (AP), que são as melhores ferramentas para a conservação da biodiversidade em florestas tropicais (Gaston et al., 2008; Gibson et al., 2011; Beaudrot et al., 2016), mas que tem permeado questões sobre a capacidade dessas AP na manutenção da biodiversidade e nos processos ecossistêmicos naturais, sobretudo, nas AP de uso sustentável (Redford & Sanderson, 2000; Schwartzman, Moreira, et al., 2000; Schwartzman, Nepstad, et al., 2000; Terborgh, 2000; Peres & Zimmerman, 2001; Sanderson et al., 2002; Terborgh & Peres, 2002; Peres, 2013). Assim, foram avaliados: o nível de ameaça da caça sobre as espécies exploradas nas Reservas Extrativistas (RE) Rio Iriri e Riozinho do Anfrísio (Sessão 1), como forma de avançar nas discussões para o estabelecimento de políticas públicas adequadas para a caça de subsistência em AP; as respostas das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte às ações antrópicas, incluindo a caça, na RE Rio Iriri e na Estação Ecológica da (EE) Terra do Meio (Sessão 2), como forma de investigar se as áreas sob uso direto dos moradores são capazes de assegurar essas espécies para garantir a manutenção da biodiversidade e processos ecossistêmicos naturais; e adicionalmente, foram explorados os dados de armadilhas fotográficas para produzir uma base de informações sobre os vertebrados terrestres na EE Terra do Meio, segunda maior AP do Brasil (Sessão 3).

Na Sessão 1, os resultados indicam que a caça de subsistência praticada pelos ribeirinhos nas RE Rio Iriri e Riozinho do Anfrísio não representa ameaça às espécies exploradas. Essa conclusão é suportada pela prevalência das espécies consideradas mais vulneráveis à caça como principais contribuintes para o número de animais e biomassa abatidos, com a estabilidade dos parâmetros captura por unidade de esforço e números de animais abatidos durante o período avaliado (55 meses), que são inerentes a essas espécies, e pela falta de indicativo que os preditores antrópicos foram determinantes para esses parâmetros. E isso demonstra que as RE são excelentes modelos

para o uso sustentável e gestão da fauna cinegética, sendo necessária a inclusão da caça de subsistência em políticas públicas e elaboração de planos de manejo juridicamente reconhecidos.

Na Sessão 2, os resultados demonstram que a área de uso dos ribeirinhos assegura a diversidade das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte, garantido a manutenção da biodiversidade e processos ecossistêmicos naturais. Como suporte, a área sob uso dos ribeirinhos retém todas as espécies analisadas, e as diferenças nas abundâncias relativas não responderam ao nível de pressão antrópica, mesmo para as espécies mais abatidas. Isso reafirma a importância das AP na conservação da biodiversidade e uso sustentável de seus recursos naturais.

Na Sessão 3, os resultados são uma importante fonte de informações sobre a biodiversidade de vertebrados terrestres para a EE Terra do Meio, sobretudo, os de médio e grande porte. O indicativo de que as 25 espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte analisadas não apresentaram declínio estatisticamente significativo na ocupação da área de estudo reflete uma comunidade bem estruturada com a presença de herbívoros, carnívoros topo de cadeia, mesopredadores e engenheiros de ecossistemas, que são essenciais para a manutenção do ecossistema florestal (Redford, 1992; Estes et al., 2011).

A falta de um gradiente claro de pressão antrópica e a baixa densidade populacional humana entre as AP deste estudo, a floresta bem preservada e contínua na região da Terra do Meio e o modo de vida tradicional dos ribeirinhos que favorece a conservação da floresta em pé, são os fatores centrais para os resultados apresentados aqui. Em específico para a atividade de caça, esse contexto compensa os abates das espécies pelos ribeirinhos, e a dinâmica fonte-sumidouro é indicada como “espinha dorsal” para essa compensação. Para a conservação das espécies de vertebrados terrestres de médio e grande porte, o modo de vida dos ribeirinhos, aliado a área de proteção integral da EE Terra do Meio, possibilita a manutenção de um ambiente contínuo para essas espécies, assegurando sua diversidade e os processos ecossistêmicos naturais associados a elas. A garantia desse contexto é importante para o acesso contínuo dos ribeirinhos à fauna cinegética e para a conservação dos vertebrados de médio e grande porte. Entretanto, o aumento das pressões antrópicas externas à região da Terra do Meio pode comprometer esse contexto se mantidas a longo prazo, sendo necessário uma resposta eficiente para a eliminação dessas ameaças.

Por fim, os resultados organizados nas Sessões são complementares, e analisados conjuntamente sugerem, de modo geral, que a região de estudo apresenta baixos níveis de pressão antrópica, e que as ações dos moradores não são fatores significativos para o impacto nas espécies analisadas. Isso demonstra que grandes AP em mosaicos, com a permanência de populações tradicionais pode ser

um excelente modelo para a conservação da biodiversidade na Amazônia brasileira. Entretanto, é necessário assegurar o modo de vida tradicional dessas pessoas, garantido legalmente o direito a seus modos de subsistência. Enquanto o imbróglio jurídico sobre o direito à caça de subsistência se arrasta, levando à marginalização dessa atividade, a capacidade das AP de uso sustentável em garantir a subsistência e a preservação dos legados culturais dessas populações e os serviços socioambientais associados é um grande desafio. Além disso, a falta de apoio de políticas públicas adequadas torna este cenário ainda mais desafiador.

6. REFERÊNCIAS

- ABRAHAMS, M.I., PERES, C.A. & COSTA, H.C.M. (2018) Manioc losses by terrestrial vertebrates in western Brazilian Amazonia. *The Journal of Wildlife Management*, 82, 734–746.
- ALMEIDA, M.W.B. (2012) As colocações: forma social, sistema tecnológico, unidade de recursos naturais. *Mediações*, 17, 121–152.
- ALVARD, M., ALCORN, J.B., BODMER, R.E., HAMES, R., HILL, K., HUDSON, J., ET AL. (2010) Prey Intraspecific Choice by Amazonian Hunters by Michael Alvard. *Current anthropology*, 36, 789–818.
- ALVARD, M.S., ROBINSON, J.G., REDFORD, K.H. & KAPLAN, H. (1997) The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. *Conservation Biology*, 11, 977–982.
- ANDRESEN, E. (1999) Seed Dispersal by Monkeys and the Fate of Dispersed Seeds in a Peruvian Rain Forest1. *Biotropica*, 31, 145–158.
- ANTUNES, A.P., FEWSTER, R.M., VENTICINQUE, E.M., PERES, C.A., LEVI, T., ROHE, F. & SHEPARD, G.H. (2016) Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Science Advances*, 2, e1600936–e1600936.
- ANTUNES, A.P., REBÊLO, G.H., PEZZUTI, J.C.B., VIEIRA, M.A.R. DE M., CONSTANTINO, P. DE A.L., CAMPOS-SILVA, J.V., ET AL. (2019) A conspiracy of silence: Subsistence hunting rights in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 84, 1–11.
- ANTUNES, A.P., SHEPARD JUNIOR, G.H. & VENTICINQUE, E.M. (2014) O comércio internacional de peles silvestres na Amazônia brasileira no século XX. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, 9, 487–518.
- ASQUITH, N.M., TERBORGH, J., ARNOLD, A.E. & RIVEROS, C.M. (1999) The fruits the agouti ate:

Hymenaea courbaril seed fate when its disperser is absent. *Journal of Tropical Ecology*, 15, 229–235.

ASQUITH, N.M., WRIGHT, S.J. & CLAUSS, M.J. (1997) Does Mammal Community Composition Control Recruitment in Neotropical Forests? Evidence from Panama. *Ecology*, 78, 941.

AUZEL, P. & WILKIE, D. (2000) Wildlife Use in Northern Congo: Hunting in a Commercial Logging Concession. In *Hunting for Sustainability in Tropical Forests* (eds J.G. Robinson & E.L. Bennett), pp. 413–426. Columbia University Press, New York.

AYA-CUERO, C., RODRÍGUEZ-BOLAÑOS, A. & SUPERINA, M. (2017) Population density, activity patterns, and ecological importance of giant armadillos (*Priodontes maximus*) in Colombia. *Journal of Mammalogy*, 98, 770–778.

AYRES, J.M. & AYRES, C. (1979) Aspectos da caça no alto rio Aripuanã. *Acta Amazonica*, 9, 287–298.

AYRES, J.M., LIMA, D.M., MARTINS, E.S. & BARREIROS, J.L.K. (1991) On the track of the road: changes in subsistence hunting in a brazilian amazonian village. In *Neotropical wildlife use and conservation* (eds J.G. Robinson & K.H. Redford), pp. 82–92. University of Chicago Press, Chicago.

BABWETEERA, F., SAVILL, P. & BROWN, N. (2007) *Balanites wilsoniana*: Regeneration with and without elephants. *Biological Conservation*, 134, 40–47.

BAGCHI, R., SWAMY, V., LATORRE FARFAN, J.-P., TERBORGH, J., VELA, C.I.A., PITMAN, N.C.A. & SANCHEZ, W.G. (2018) Defaunation increases the spatial clustering of lowland Western Amazonian tree communities. *Journal of Ecology*, 106, 1470–1482.

BALÉE, W., DE OLIVEIRA, V.H., DOS SANTOS, R., AMARAL, M., ROCHA, B., GUERRERO, N., ET AL. (2020) Ancient Transformation, Current Conservation: Traditional Forest Management on the Iri River, Brazilian Amazonia. *Human Ecology*, 48, 1–15.

BARCELOS, A.R., BOBROWIEC, P.E.D., SANALOTTI, T.M. & GRIBEL, R. (2013) Seed germination from lowland tapir (*Tapirus terrestris*) fecal samples collected during the dry season in the northern Brazilian Amazon. *Integrative Zoology*, 8, 63–73.

BARROS, F.B., PEREIRA, H.M. & VICENTE, L. (2011) Use and knowledge of the razor-billed curassow *pauxi tuberosa* (spix, 1825) (galliformes, cracidae) by a riverine community of the oriental amazonia, brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 7, 1–11.

BARROS, F.B., VARELA, S.A.M., PEREIRA, H.M. & VICENTE, L. (2012) Medicinal use of fauna by a

traditional community in the Brazilian Amazonia. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 8, 37.

- BEAUDROT, L., AHUMADA, J.A., O'BRIEN, T., ALVAREZ-LOAYZA, P., BOEKEE, K., CAMPOS-ARCEIZ, A., ET AL. (2016) Standardized Assessment of Biodiversity Trends in Tropical Forest Protected Areas: The End Is Not in Sight. *PLOS Biology*, 14, e1002357.
- BECK, H., SNODGRASS, J.W. & THEBPANYA, P. (2013) Long-term exclosure of large terrestrial vertebrates: Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. *Biological Conservation*, 163, 115–121.
- BECK, H., THEBPANYA, P. & FILIAGGI, M. (2010) Do Neotropical peccary species (Tayassuidae) function as ecosystem engineers for anurans? *Journal of Tropical Ecology*, 26, 407–414.
- BELLO, C., GALETTI, M., PIZO, M.A., MAGNAGO, L.F.S., ROCHA, M.F., LIMA, R.A.F., ET AL. (2015) Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, 1, 1–11.
- BENÍTEZ-LÓPEZ, A., ALKEMADE, R., SCHIPPER, A.M., INGRAM, D.J., VERWEIJ, P.A., EIKELBOOM, J.A.J. & HUIJBREGTS, M.A.J. (2017) The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science*, 356, 180–183.
- BENÍTEZ-LÓPEZ, A., SANTINI, L., SCHIPPER, A.M., BUSANA, M. & HUIJBREGTS, M.A.J. (2019) Intact but empty forests? Patterns of hunting-induced mammal defaunation in the tropics. *PLOS Biology*, 17, e3000247.
- BENNETT, E.L. (2002) Is There a Link between Wild Meat and Food Security? *Conservation Biology*, 16, 590–592.
- BENNETT, E.L. (2008) Hunting, Wildlife Trade and Wildlife Consumption Patterns in Asia. In *Bushmeat and Livelihoods: Wildlife Management and Poverty Reduction* (eds G. Davies & D. Brown), pp. 241–249. Blackwell, London.
- BENNETT, E.L., NYAOI, A.J. & SOMPUD, J. (2000) Saving Borneo's bacon: the sustainability of hunting in Sarawak and Sabah. In *Hunting for Sustainability in Tropical Forests* (eds J.G. Robinson & E.L. Bennett), pp. 305–324. Columbia University Press, New York.
- BENNETT, E.L. & RAO, M. (2002) Wild meat consumption in Asian tropical forest countries: is this a glimpse of the future for Africa? In *Links between Biodiversity Conservation, Livelihoods and Food Security: The sustainable use of wild species for meat* (eds S. Mainka & M. Trivedi), pp. 39–44. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.
- BENNETT, E.L. & ROBINSON, J.G. (2000) Hunting of wildlife in tropical forests: implications for

biodiversity and forest peoples. The World Bank, Washington, DC.

- EL BIZRI, H.R., FA, J.E., BOWLER, M., VALSECCHI, J., BODMER, R. & MAYOR, P. (2018) Breeding seasonality in the lowland paca (*Cuniculus paca*) in Amazonia: interactions with rainfall, fruiting, and sustainable hunting. *Journal of Mammalogy*, 99, 1101–1111.
- EL BIZRI, H.R., MORCATTY, T.Q., FERREIRA, J.C., MAYOR, P., VASCONCELOS NETO, C.F.A., VALSECCHI, J., ET AL. (2020) Social and Biological Correlates of Wild Meat Consumption and Trade by Rural Communities in the Jutaí River Basin, Central Amazonia. *Journal of Ethnobiology*, 40, 183.
- EL BIZRI, H.R., MORCATTY, T.Q., VALSECCHI, J., MAYOR, P., RIBEIRO, J.E.S., VASCONCELOS NETO, C.F.A., ET AL. (2019) Urban wild meat consumption and trade in central Amazonia. *Conservation Biology*, 34, 438–448.
- BODMER, R.E., EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. (1997) Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology*, 11, 460–466.
- BOGONI, J.A., PERES, C.A. & FERRAZ, K.M.P.M.B. (2020) Effects of mammal defaunation on natural ecosystem services and human well being throughout the entire Neotropical realm. *Ecosystem Services*, 45, 101173. Elsevier B.V.
- BONAUDO, T., LE PENDU, Y., FAURE, J.F. & QUANZ, D. (2005) The effects of deforestation on wildlife along the transamazon highway. *European Journal of Wildlife Research*, 51, 199–206.
- BOWLER, M., BEIRNE, C., TOBLER, M.W., ANDERSON, M., DIPAOLO, A., FA, J.E., ET AL. (2020) LED flashlight technology facilitates wild meat extraction across the tropics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, fee.2242.
- BRADSHAW, C.J.A., SODHI, N.S. & BROOK, B.W. (2009) Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 79–87.
- BRASHARES, J.S., ABRAHMS, B., FIORELLA, K.J., GOLDEN, C.D., HOJNOWSKI, C.E., MARSH, R.A., ET AL. (2014) Wildlife decline and social conflict. *Science*, 345, 376–378.
- BRODIE, J.F., HELMY, O.E., BROCKELMAN, W.Y. & MARON, J.L. (2009) Bushmeat poaching reduces the seed dispersal and population growth rate of a mammal-dispersed tree. *Ecological Applications*, 19, 854–863.
- CALOURO, A.M. & MARINHO-FILHO, J.S. (2005) A caça e a pesca de subsistência entre seringueiros ribeirinhos e não-ribeirinhos da Floresta Estadual do Antimary (AC). In *Fauna do Acre* (ed P.M. Drumond), pp. 109–135. EDUFAC, Rio Branco.

- CAMPOS-ARCEIZ, A. & BLAKE, S. (2011) Megagardeners of the forest – the role of elephants in seed dispersal. *Acta Oecologica*, 37, 542–553. Elsevier Masson SAS.
- CARNEIRO, C. & PEZZUTI, J.C.B. (2009) Diagnóstico da caça e da pesca nas Reservas Extrativistas da Terra do Meio. WWF, Belém.
- CARVALHO JR., E.A.R. & PEZZUTI, J.C.B. (2010) Hunting of jaguars and pumas in the Tapajós–Arapuins Extractive Reserve, Brazilian Amazonia. *Oryx*, 44, 610–612.
- CARVALHO JR, E.A.R. & MORATO, R.G. (2013) Factors affecting big cat hunting in Brazilian protected areas. *Tropical Conservation Science*, 6, 303–310.
- CEBALLOS, G., EHRLICH, P.R. & DIRZO, R. (2017) Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114, E6089–E6096.
- CHABER, A.-L., ALLEBONE-WEBB, S., LIGNEREUX, Y., CUNNINGHAM, A.A. & MARCUS ROWCLIFFE, J. (2010) The scale of illegal meat importation from Africa to Europe via Paris. *Conservation Letters*, 3, 317–321.
- CHAPE, S., HARRISON, J., SPALDING, M. & LYSENKO, I. (2005) Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360, 443–455.
- CHAPMAN, C.A. (1989) Primate Seed Dispersal: The Fate of Dispersed Seeds. *Biotropica*, 21, 148.
- CHAPMAN, C.A. (2005) Primate seed dispersal: Coevolution and conservation implications. *Evolutionary Anthropology*, 4, 74–82.
- CHASE, V.M., SANTOS, R.R. & POSTIGO, A. (2020) The Cantinas Network of Terra do Meio: A Case of Institutional Learning in the Amazon Forest. In *Exploring the Political, Economy and Social Philosophy of Vincent and Elinor Ostrom* (eds P.J. Boettke, B. Herzberg & B. Kogelmann), Rowman & Littlefield, New York.
- CLEMENT, C.R., DENEVAN, W.M., HECKENBERGER, M.J., JUNQUEIRA, A.B., NEVES, E.G., TEIXEIRA, W.G. & WOODS, W.I. (2015) The domestication of Amazonia before European conquest. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282, 20150813.
- COAD, L., FA, J.E., ABERNETHY, K., VAN VLIET, N., SANTAMARIA, C., WILKIE, D., ET AL. (2019) Toward a sustainable, participatory and inclusive wild meat sector. CIFOR, Indonesia.
- COLDING, J. & FOLKE, C. (2001) Social taboos: “invisible” systems of local resource management and biological conservation. *Ecological applications*, 11, 584–600.

- CORLETT, R.T. (2007) The Impact of Hunting on the Mammalian Fauna of Tropical Asian Forests. *Biotropica*, 39, 292–303.
- COSTA-PEREIRA, R., ROQUE, F., CONSTANTINO, P., SABINO, J. & UEHARA-PRADO, M. (2013) Monitoramento in situ da biodiversidade. ICMBio, Brasília.
- COWLISHAW, G., MENDELSON, S. & ROWCLIFFE, J.M. (2005) Evidence for post-depletion sustainability in a mature bushmeat market. *Journal of Applied Ecology*, 42, 460–468.
- CROOKS, K.R. & SOULÉ, M.E. (1999) Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400, 563–566.
- CULLEN, L., BODMER, E.R. & VALLADARES-PADUA, C. (2001) Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx*, 35, 137–144.
- CULLEN, L., BODMER, R.E. & VALLADERES-PÁDUA, C. (2000) Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological conservation*, 95, 49–56.
- DEFRIES, R., HANSEN, A., NEWTON, A.C. & HANSEN, M.C. (2005) Increasing isolation of Protected Areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications*, 15, 19–26.
- DESBIEZ, A.L.J. & KLUYBER, D. (2013) The Role of Giant Armadillos (*Priodontes maximus*) as Physical Ecosystem Engineers. *Biotropica*, 45, 537–540.
- DESCOLA, P. (1994) In the Society of Nature. A native ecology in Amazonia Studies in. Cambridge University Press, Cambridge.
- DESCOLA, P. (1998) Estrutura ou sentimento: a relação com o animal na Amazônia. *Mana*, 4, 23–45.
- DOBLAS, J. (2015) Rotas do saque: violações e ameaças à integridade territorial da Terra do Meio (PA). Instituto Socioambiental, São Paulo.
- DOUGHTY, C.E., WOLF, A. & MALHI, Y. (2013) The legacy of the Pleistocene megafauna extinctions on nutrient availability in Amazonia. *Nature Geoscience*, 6, 761–764.
- DUFOUR, D.L., PIPERATA, B.A., MURRIETA, R.S.S., WILSON, W.M. & WILLIAMS, D.D. (2016) Amazonian foods and implications for human biology. *Annals of Human Biology*, 43, 330–348.
- EFFIOM, E.O., BIRKHOFFER, K., SMITH, H.G. & OLSSON, O. (2014) Changes of community composition at multiple trophic levels due to hunting in Nigerian tropical forests. *Ecography*, 37, 367–377.

- EFFIOM, E.O., NUNEZ-ITURRI, G., SMITH, H.G., OTTOSSON, U. & OLSSON, O. (2013) Bushmeat hunting changes regeneration of African rainforests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280, 20130246–20130246.
- EISENBERG, J.F., REID, F., REDFORD, K.H. & BONNER, S.J. (1999) *Mammals of the Neotropics*. University of Chicago Press.
- ENDO, W. (2016) *Game Vertebrate Responses to Rural Populations in Neotropical Protected Areas*. Norwegian University of Life Sciences.
- ENDO, W., PERES, C.A., SALAS, E., MORI, S., SANCHEZ-VEGA, J.L., SHEPARD, G.H., ET AL. (2010) Game Vertebrate Densities in Hunted and Nonhunted Forest Sites in Manu National Park, Peru. *Biotropica*, 42, 251–261.
- ESTES, J.A., TERBORGH, J., BRASHARES, J.S., POWER, M.E., BERGER, J., BOND, W.J., ET AL. (2011) Trophic downgrading of planet earth. *Science*, 333, 301–306.
- FA, J.E. & BROWN, D. (2009) Impacts of hunting on mammals in African tropical moist forests: A review and synthesis. *Mammal Review*, 39, 231–264.
- FA, J.E., CURRIE, D. & MEEUWIG, J. (2003) Bushmeat and food security in the Congo Basin: linkages between wildlife and people's future. *Environmental Conservation*, 30, 71–78.
- FA, J.E., JUSTE, J., VAL, J.P. & CASTROVIEJO, J. (1995) Impact of market hunting on mammal species in Equatorial Guinea. *Conservation Biology*, 9, 1107–1115.
- FA, J.E. & PERES, C.A. (2001) Game vertebrate extraction in African and Neotropical forests: an intercontinental comparison. In *Conservation of Exploited Species* (eds J.D. Reynolds, G.M. Mace, K.H. Redford & J.G. Robinson), pp. 205–241. Cambridge University Press, Cambridge.
- FA, J.E., PERES, C.A. & MEEUWIG, J. (2002) Bushmeat Exploitation in Tropical Forests: an Intercontinental Comparison. *Conservation Biology*, 16, 232–237.
- FA, J.E., RYAN, S.F. & BELL, D.J. (2005) Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afrotropical forests. *Biological Conservation*, 121, 167–176.
- FA, J.E., YUSTE, J.E.G. & CASTELO, R. (2008) Bushmeat Markets on Bioko Island as a Measure of Hunting Pressure. *Conservation Biology*, 14, 1602–1613.
- FAO (2020) *Global Forest Resources Assessment 2020: Main report*. FAO, Rome.
- FEARNSIDE, P.M. (2005) *Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences*.

Conservation Biology, 19, 680–688.

- FIELD, R.D. & REYNOLDS, J.D. (2013) Ecological links between salmon, large carnivore predation, and scavenging birds. *Journal of Avian Biology*, 44, 009–016.
- FIGUEIREDO, R.A.A. & BARROS, F.B. (2015) “A comida que vem da mata”: conhecimentos tradicionais e práticas culturais de caçadores na Reserva Extrativista Ipaú-Anilzinho*. *Fragmentos de Cultura*, 25, 193–212.
- FIGUEIREDO, R.A.A. DE & BARROS, F.B. (2016) Caçar, preparar e comer o ‘bicho do mato’: práticas alimentares entre os quilombolas na Reserva Extrativista Ipaú-Anilzinho (Pará). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, 11, 691–713.
- FRAGOSO, J.M. V. & HUFFMAN, J.M. (2000) Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia , the tapir. *Journal of Tropical Ecology*, 16, 369–385.
- FRAGOSO, J. M. V., SILVIUS, K.M. & CORREA, J.A. (2003) Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. *Ecology*, 84, 1998–2006.
- FRAGOSO, J. M.V., SILVIUS, K.M. & CORREA, J.A. (2003) Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. *Ecology*, 84, 1998–2006.
- GALETTI, M., BROCARDO, C.R., BEGOTTI, R.A., HORTENCI, L., ROCHA-MENDES, F., BERNARDO, C.S.S., ET AL. (2017) Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Animal Conservation*, 20, 270–281.
- GALETTI, M., GIACOMINI, H.C., BUENO, R.S., BERNARDO, C.S.S., MARQUES, R.M., BOVENDORP, R.S., ET AL. (2009) Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation*, 142, 1229–1241.
- GASTON, K.J., JACKSON, S.F., CANTÚ-SALAZAR, L. & CRUZ-PIÑÓN, G. (2008) The ecological performance of protected areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39, 93–113.
- GIBSON, L., LEE, T.M., KOH, L.P., BROOK, B.W., GARDNER, T. A., BARLOW, J., ET AL. (2011) Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478, 378–381. Nature Publishing Group.
- HAMES, R.B. & VICKERS, W.T. (1982) Optimal diet breadth theory as a model to explain variability in Amazonian hunting. *American Ethnologist*, 9, 358–378.

- HARRISON, R.D. (2011) Emptying the Forest: Hunting and the Extirpation of Wildlife from Tropical Nature Reserves. *BioScience*, 61, 919–924.
- HECKENBERGER, M.J., KUIKURO, A., KUIKURO, U.T., RUSSELL, J.C., SCHMIDT, M., FAUSTO, C. & FRANCHETTO, B. (2003) Amazonia 1492: pristine forest or cultural parkland? *Science*, 301, 1710–1714.
- HEGERL, C., BURGESS, N.D., NIELSEN, M.R., MARTIN, E., CIOLLI, M. & ROVERO, F. (2015) Using camera trap data to assess the impact of bushmeat hunting on forest mammals in Tanzania. *Oryx*, 1–11.
- HENS, L. (2006) Indigenous knowledge and biodiversity conservation and management in Ghana. *Journal of Human Ecology*, 20, 21–30.
- ICKES, K., DEWALT, S.J. & APPANAH, S. (2001) Effects of native pigs (*Sus scrofa*) on woody understorey vegetation in a Malaysian lowland rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 17, 191–206.
- ICMBIO/MONITORA (2018) Monitora – Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade Subprograma Terrestre Componente Florestal: Relatório Triênio 2014 -2016. Brasília.
- ICMBIO (2019) Unidades de Conservação - Amazônia. [Http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/amazonia/unidades-de-conservacao-amazonia](http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/amazonia/unidades-de-conservacao-amazonia) [acesso 16 janeiro 2019].
- INGRAM, D.J., COAD, L., ABERNETHY, K.A., MAISELS, F., STOKES, E.J., BOBO, K.S., ET AL. (2018) Assessing Africa-Wide Pangolin Exploitation by Scaling Local Data. *Conservation Letters*, 11, e12389.
- ISA (2003) Projeto realização de estudos preliminares e formulação de uma proposta técnica para a implantação de um mosaico de unidades de conservação no Médio Xingu. ISA/MMA, Brasília.
- ISA (2017a) Terra do Meio/Xingu: os saberes e as práticas do beiradeiros do Rio Iriri e Riozinho do Anfrísio no Pará. Instituto Socioambiental, São Paulo.
- ISA (2017b) Xingu: histórias dos produtos da floresta. Instituto Socioambiental, São Paulo.
- ISA (2020) Unidades de Conservação no Brasil. [Https://uc.socioambiental.org/](https://uc.socioambiental.org/) [acesso 17 agosto 2020].
- ISA (2016) De olho na Terra do Meio: Boletim informativo sobre a evolução dos vetores de pressão

sobre a Terra do Meio (PA). ISA, Altamira.

- JANSEN, P.A., AHUMADA, J.A., FEGRAUS, E.H. & O'BRIEN, T.G. (2014) TEAM: a standardised camera trap survey to monitor terrestrial vertebrate communities in tropical forests. In *Camera trapping: wildlife management and research* (eds P. Meek, P. Fleming, G. Ballard, P. Banks, A. Claridge, J. Sanderson & D. Swann), pp. 263–270. CISRO, Collingwood.
- JENKINS, C.N., PIMM, S.L. & JOPPA, L.N. (2013) Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, E2602–E2610.
- JEROZOLIMSKI, A. & PERES, C.A. (2003) Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation*, 111, 415–425.
- JOSHI, N.V. & GADGIL, M. (1991) On the role of refugia in promoting prudent use of biological resources. *Theoretical Population Biology*, 40, 211–229.
- KÉRY, M. (2010) Introduction to WinBUGS for ecologists: A Bayesian approach to regression, ANOVA, mixed models and related analyses. Elsevier, Amsterdam.
- KOSTER, J., MCELREATH, R., HILL, K., YU, D., SHEPARD, G., VAN VLIET, N., ET AL. (2020) The life history of human foraging: Cross-cultural and individual variation. *Science Advances*, 6, eaax9070.
- KÜMPEL, N.F., MILNER-GULLAND, E.J., COWLISHAW, G. & ROWCLIFFE, J.M. (2009) Assessing Sustainability at Multiple Scales in a Rotational Bushmeat Hunting System. *Conservation Biology*, 24, 861–871.
- KURTEN, E.L., WRIGHT, S.J. & CARSON, W.P. (2015) Hunting alters seedling functional trait composition in a Neotropical forest. *Ecology*, 96, 1923–1932.
- LAURANCE, W.F., CAROLINA USECHE, D., RENDEIRO, J., KALKA, M., BRADSHAW, C.J. A., SLOAN, S.P., ET AL. (2012) Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489, 290–294.
- LAURANCE, W.F. & PERES, C.A. (2006) *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- LESCUYER, G. & NASI, R. (2016) Financial and economic values of bushmeat in rural and urban livelihoods in Cameroon: Inputs to the development of public policy. *International Forestry Review*, 18, 93–107.
- LETNIC, M., CROWTHER, M.S. & KOCH, F. (2009) Does a top-predator provide an endangered

rodent with refuge from an invasive mesopredator? *Animal Conservation*, 12, 302–312.

LEVI, T., LU, F., YU, D.W. & MANGEL, M. (2011) The behaviour and diet breadth of central-place foragers: An application to human hunters and Neotropical game management. *Evolutionary Ecology Research*, 13, 171–185.

LEVI, T., SHEPARD, G.H., OHL, J., WILMERS, C.C., PERES, C.A. & YU, D.W. (2011) Spatial tools for modeling the sustainability of subsistence hunting in tropical forests. *Ecological Applications*, 21, 1802–1818.

LINARES, O.F. (1976) “Garden hunting” in the American tropics. *Human Ecology*, 4, 331–349.

LOPES, G.P., VALSECCHI, J., VIEIRA, T.M., AMARAL, P. V. & COSTA, E.W.M. (2012) Hunting and hunters in lowland communities in the region of the middle Solimões, Amazonas, Brazil. *UAKARI*, 8, 7–18.

LUZAR, J.B. & FRAGOSO, J.M. V. (2012) Shamanism, Christianity and Culture Change in Amazonia. *Human Ecology*, 41, 299–311.

MARJAKANGAS, E., ABREGO, N., GRØTAN, V., LIMA, R.A.F., BELLO, C., BOVENDORP, R.S., ET AL. (2020) Fragmented tropical forests lose mutualistic plant–animal interactions. *Diversity and Distributions*, 26, 154–168.

MCCONKEY, K.R. & DRAKE, D.R. (2006) Flying foxes cease to function as seed dispersers long before they become rare. *Ecology*, 87, 271–276.

MCDONALD, D.R. (1977) Food Taboos: a primitive environmental protection agency (South America). *Anthropos*, 72, 734–748.

DE MERODE, E., HOMEWOOD, K. & COWLISHAW, G. (2004) The value of bushmeat and other wild foods to rural households living in extreme poverty in Democratic Republic of Congo. *Biological Conservation*, 118, 573–581.

MESQUITA, G.P. & BARRETO, L.N. (2015) Evaluation of Mammals Hunting in Indigenous and Rural Localities in Eastern Brazilian Amazon. *Ethnobiology and Conservation*, 4, 1–14.

MILNER-GULLAND, E.J., BENNETT, E.L. & GROUP, S. 2002 A.M.W.M. (2003) Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 351–357.

MULLER-LANDAU, H.C. (2007) Predicting the Long-Term Effects of Hunting on Plant Species Composition and Diversity in Tropical Forests. *Biotropica*, 39, 372–384.

NARANJO, E.J. & BODMER, R.E. (2007) Source–sink systems and conservation of hunted ungulates

in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation*, 138, 412–420.

NARANJO, E.J., GUERRA, M.M., BODMER, R.E. & BOLANOS, J.E. (2004) Subsistence hunting by three ethnic groups of the Lacandon Forest, Mexico. *Journal of Ethnobiology*, 24, 233–253.

NASI, R., BROWN, D., WILKIE, D., BENNETT, E., TUTIN, C., VAN TOL, G. & CHRISTOPHERSEN, T. (2008) Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, and Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor. Technical Series no. 33.

NASI, R., TABER, A. & VAN VLIET, N. (2011) Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. *International Forestry Review*, 13, 355–368.

NELSON, A. & CHOMITZ, K.M. (2011) Effectiveness of Strict vs. Multiple Use Protected Areas in Reducing Tropical Forest Fires: A Global Analysis Using Matching Methods. *PLoS ONE*, 6, e22722.

NEPSTAD, D., SCHWARTZMAN, S., BAMBERGER, B., SANTILLI, M., RAY, D., SCHLESINGER, P., ET AL. (2006) Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. *Conservation Biology*, 20, 65–73.

NEWSOME, T.M. & RIPPLE, W.J. (2015) A continental scale trophic cascade from wolves through coyotes to foxes. *Journal of Animal Ecology*, 84, 49–59.

NG'WENO, C.C., BUSKIRK, S.W., GEORGIADIS, N.J., GITUKU, B.C., KIBUNGELI, A.K., PORENSKY, L.M., ET AL. (2019) Apparent Competition, Lion Predation, and Managed Livestock Grazing: Can Conservation Value Be Enhanced? *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 1–10.

NICHOLS, E., GARDNER, T.A., PERES, C.A. & SPECTOR, S. (2009) Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. *Oikos*, 118, 481–487.

NICHOLS, E., URIARTE, M., PERES, C.A., LOUZADA, J., BRAGA, R.F., SCHIFFLER, G., ET AL. (2013) Human-Induced Trophic Cascades along the Fecal Detritus Pathway. *PLoS ONE*, 8, e75819.

NIELSEN, M.R., MEILBY, H., SMITH-HALL, C., POULIOT, M. & TREUE, T. (2018) The Importance of Wild Meat in the Global South. *Ecological Economics*, 146, 696–705. Elsevier.

NORTHRUP, J.M. & GERBER, B.D. (2018) A comment on priors for Bayesian occupancy models. *PLOS ONE*, 13, e0192819.

NOVARO, A.J., REDFORD, K.H. & BODMER, R.E. (2000) Effect of Hunting in Source-Sink Systems in the Neotropics. *Conservation Biology*, 14, 713–721.

NOWAK, R.M. (1999) Walker's Mammals of the World. Volume 1, 6th edition. Johns Hopkins

University Press, Baltimore.

- NUNES, A.V., OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R., SANTOS, B.A., PERES, C.A. & FISCHER, E. (2020) Socioeconomic Drivers of Hunting Efficiency and Use of Space By Traditional Amazonians. *Human Ecology*. Human Ecology.
- NUNES, A.V., PERES, C.A., CONSTANTINO, P. DE A.L., SANTOS, B.A. & FISCHER, E. (2019) Irreplaceable socioeconomic value of wild meat extraction to local food security in rural Amazonia. *Biological Conservation*, 236, 171–179.
- NUÑEZ-ITURRI, G. & HOWE, H.F. (2007) Bushmeat and the Fate of Trees with Seeds Dispersed by Large Primates in a Lowland Rain Forest in Western Amazonia. *Biotropica*, 39, 348–354.
- OHL-SCHACHERER, J., SHEPARD, G.H., KAPLAN, H., PERES, C.A., LEVI, T. & YU, D.W. (2007) The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park, Peru. *Conservation Biology*, 21, 1174–1185.
- OLIVEIRA, M.Á. & CALOURO, A.M. (2019) Hunting agreements as a strategy for the conservation of species: the case of the Cazumbá-Iracema Extractive Reserve, State of Acre, Brazil. *Oecologia Australis*, 23, 357–366.
- PAINE, C.E.T. & BECK, H. (2013) Seed Predation by Neotropical Rain Forest Mammals Increases Diversity. *Ecology*, 88, 3076–3087.
- PARRY, L., BARLOW, J. & PEREIRA, H. (2014) Wildlife Harvest and Consumption in Amazonia's Urbanized Wilderness. *Conservation Letters*, 7, 565–574.
- DE PAULA, M.J., XERENTE, V.S., SILVA, A.A.F., GODOY, B.S. & PEZZUTI, J.C.B. (2018) Collaborative research and the hunting in the Brazilian Cerrado: The case of Xerente Indigenous Land. *Biota Neotropica*, 18, e20180556.
- PEREIRA, P.M., VALSECCHI, J. & QUEIROZ, H. (2017) Spatial patterns of primate hunting in riverine communities in Central Amazonia. *Oryx*, 1–9.
- PERES, C.A. (1996) Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and un hunted Amazonian forests. *Biological Conservation*, 77, 115–123.
- PERES, C.A. (2000) Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology*, 14, 240–253.
- PERES, C.A. (2010) Overharvesting. In *Conservation Biology for All* (eds N.S. Sodhi & P.R. Ehrlich), pp. 107–126. Oxford University Press, Oxford.

- PERES, C.A. (2013) Biodiversity Conservation Performance of Sustainable-Use Tropical Forest Reserves. In *Conservation Biology: Voices from the Tropics* (eds N.S. Sodhi, L. Gibson & P.H. Raven), pp. 245–253. First. John Wiley & Sons, Ltd, Oxford, UK.
- PERES, C.A., EMILIO, T., SCHIETTI, J. & LEVI, T. (2016) Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Pnas*, 113, 892–897.
- PERES, C.A., GARDNER, T.A., BARLOW, J., ZUANON, J., MICHALSKI, F., LEES, A.C., ET AL. (2010) Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation*, 143, 2314–2327. Elsevier Ltd.
- PERES, C.A. & NASCIMENTO, H.S. (2006) Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation*, 15, 2627–2653.
- PERES, C.A. & PALACIOS, E. (2007) Basin-Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal-Mediated Seed Dispersal. *Biotropica*, 39, 304–315.
- PERES, C.A. & VAN ROOSMALEN, M. (2002) Patterns of primate frugivory in Amazonia and the Guianan shield: implications to the demography of large-seeded plants in overhunted tropical forests. In *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation* (eds D. Levey, W. Silva & M. Galett), pp. 407–423. CAB International, Oxford.
- PERES, C.A. & ZIMMERMAN, B. (2001) Perils in Parks or Parks in Peril? Reconciling Conservation in Amazonian Reserves with and without Use. *Conservation Biology*, 15, 793–797.
- PETTER, J.-J. & DESBORDES, F. (2013) *Primates of the World: An illustrated Guide*. Princeton University Press, Princeton.
- PEZZUTI ET AL. (2018) A Caça e o Caçador: uma Análise Crítica da Legislação Brasileira sobre o Uso da Fauna por Populações Indígenas e Tradicionais na Amazônia. *Biodiversidade Brasileira*, 8, 42–74.
- PEZZUTI, J.C.B. (2008) Estudo de impacto ambiental do aproveitamento hidrelétrico (AHE) Belo Monte, Rio Xingu. Componente: Quelônios e Crocodilianos. Belém.
- PEZZUTI, J.C.B. (2009) Manejo de caça ea conservação da fauna silvestre com participação comunitária. *Papers do NAEA*, 235, 1–13.
- PEZZUTI, J.C.B., REBÊLO, G.H., FÉLIX-SILVA, D., PANTOJA-LIMA, J. & RIBEIRO, M.C. (2004) A Caça e a Pesca no Parque Nacional do Jaú. In *Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia* (eds S.H.

- Borgres, S. Iwanaga, C.C. Durigan & M.R. Pinheiro), pp. 214–226. Fundação Vitória Amazônica, Manaus.
- PIKE, D.A. & MITCHELL, J.C. (2013) Burrow-dwelling ecosystem engineers provide thermal refugia throughout the landscape. *Animal Conservation*, 16, 694–703.
- PIMM, S.L., JENKINS, C.N., ABELL, R., BROOKS, T.M., GITTLEMAN, J.L., JOPPA, L.N., ET AL. (2014) The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344, 1246752.
- PIMM, S.L. & RAVEN, P. (2000) Extinction by numbers. *Nature*, 403, 843–845.
- PIRES MESQUITA, G., DOMINGO RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. & NASCIMENTO BARRETO, L. (2018) Patterns of mammal subsistence hunting in eastern Amazon, Brazil. *Wildlife Society Bulletin*, 42, 272–283.
- PLUMMER, M. (2015) JAGS Version 4.0.0 user manual 0–41.
- PRICE, S.A. & GITTLEMAN, J.L. (2007) Hunting to extinction: biology and regional economy influence extinction risk and the impact of hunting in artiodactyls. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274, 1845–1851.
- PRINGLE, R.M. (2008) Elephants as agents of habitat creation for small vertebrates at the patch scale. *Ecology*, 89, 26–33.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2014) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RAMOS, R.M., PEZZUTI, J.C.B. & CARMO, N.A.S. (2009) Caça e uso da fauna. In *Atlas socioambiental: municípios de Tomá-Açu, Aurora do Pará, Ipixuna do Pará, Paragominas e Ulianópolis* (eds M.A. Monteiro, M.E.N. Coelho & E.J.S. Barbosa), p. . NAEA, Belém.
- RAMOS, R.M., PEZZUTI, J.C.B. & VIEIRA, E.M. (2014) Age structure of the Vulnerable white-lipped peccary *Tayassu pecari* in areas under different levels of hunting pressure in the Amazon Forest. *Oryx*, 1–7.
- RAO, M., TERBORGH, J. & NUÑEZ, P. (2001) Increased Herbivory in Forest Isolates: Implications for Plant Community Structure and Composition. *Conservation Biology*, 15, 624–633.
- READ, J.M., SILVIUS, K.M., LUZAR, J., OVERMAN, H., CUMMINGS, A. & GIERY, S.T. (2010) Space, Place, and Hunting Patterns among Indigenous Peoples of the Guyanese Rupununi Region. *Journal of Latin American Geography*, 9, 213–243.

- REDFORD, K.H. (1992) The empty forest. *BioScience*, 42, 412–422.
- REDFORD, K.H. & FEINSINGER, P. (2001) The half-empty forest: Sustainable use and the ecology of interactions. In *The Journal of Wildlife Management* (eds J.D. Reynolds, G.M. Mace, K.H. Redford & J.G. Robinson), pp. 370–399. Cambridge University Press, Cambridge.
- REDFORD, K.H. & ROBINSON, J.G. (1987) The Game of Choice: Patterns of Indian and Colonist Hunting in the Neotropics. *American Anthropologist*, 89, 650–667.
- REDFORD, K.H. & ROBINSON, J.G. (1991) Subsistence and commercial use of wildlife. In *Neotropical wildlife use and conservation* (eds J.G. Robinson & K.H. Redford), pp. 6–24. The University of Chicago Press, Chicago.
- REDFORD, K.H. & SANDERSON, S.E. (2000) Extracting Humans from Nature. *Conservation Biology*, 14, 1362–1364.
- REYNA-HURTADO, R., NARANJO, E., CHAPMAN, C.A. & TANNER, G.W. (2009) Hunting and the conservation of a social ungulate: the white-lipped peccary *Tayassu pecari* in Calakmul, Mexico. *Oryx*, 44, 8996.
- REZENDE, R.S. (2020) Agroextrativismo e pagamentos por serviços socioambientais: reflexões a partir das Reservas Extrativistas da Terra do Meio (PA)1. *Anuário Antropológico*, 172–189.
- RIPPLE, W.J., ABERNETHY, K., BETTS, M.G., CHAPRON, G., DIRZO, R., GALETTI, M., ET AL. (2016) Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science*, 3, 160498.
- ROBINSON, J.G. & BENNETT, E.L. (2002) Will alleviating poverty solve the bushmeat crisis? *Oryx*, 36, 2002.
- ROBINSON, J.G. & BODMER, R.E. (1999) Towards wildlife management in tropical forests. *The Journal of wildlife management*, 63, 1–13.
- ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. (1991) Sustainable harvest of neotropical forest mammals. In *Neotropical Wildlife Use and Conservation* (eds J.G. Robinson & K.H. Redford), pp. 415–429. University of Chicago Press, Chicago.
- ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. (2009) Measuring the sustainability of hunting in tropical forests. *Oryx*, 28, 249.
- ROBINSON, J.G. & BENNETT, E.L. (2000) Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. In *Hunting for Sustainability in Tropical Forests* (eds John G. Robinson & Elizabeth

L. Bennett), pp. 13–30. Columbia University Press, New York, NY.

- ROMERO-MUÑOZ, A., BENÍTEZ-LÓPEZ, A., ZURELL, D., BAUMANN, M., CAMINO, M., DECARRE, J., ET AL. (2020) Increasing synergistic effects of habitat destruction and hunting on mammals over three decades in the Gran Chaco. *Ecography*, ecog.05053.
- ROSS, E.B. (1978) Food Taboos, Diet, and Hunting Strategy: The Adaptation to Animals in Amazon Cultural Ecology. *Current Anthropology*, 19, 1–36.
- SALOMÃO, R. DE P., VIEIRA, I.C.G., SUEMITSU, C., ROSA, N. DE A., ALMEIDA, S.S. DE, DÁRIO, D. DO A. & MENEZES, M.P.M. DE (2007) As florestas de Belo Monte na grande curva do rio Xingu, Amazônia Oriental. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 2, 57–153.
- SANDERSON, E.W., JAITEH, M., LEVY, M.A., REDFORD, K.H., WANNEBO, A. V. & WOOLMER, G. (2002) The Human Footprint and the Last of the Wild. *BioScience*, 52, 891.
- SARTI, F.M., ADAMS, C., MORSELLO, C., VAN VLIET, N., SCHOR, T., YAGÜE, B., ET AL. (2015) Beyond protein intake: Bushmeat as source of micronutrients in the amazon. *Ecology and Society*, 20.
- SCHWARTZMAN, S., BOAS, A.V., ONO, K.Y., FONSECA, M.G., DOBLAS, J., ZIMMERMAN, B., ET AL. (2013) The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368, 20120164.
- SCHWARTZMAN, S., MOREIRA, A. & NEPSTAD, D. (2000a) Rethinking Tropical Forest Conservation: Perils in Parks. *Conservation Biology*, 14, 1351–1357.
- SCHWARTZMAN, S., NEPSTAD, D. & MOREIRA, A. (2000b) Arguing Tropical Forest Conservation: People versus Parks. *Conservation Biology*, 14, 1370–1374.
- SHEPARD, G.H. (2014) Hunting in Amazonia. In *Encyclopaedia of the History of Science, Technology, and Medicine in Non-Western Cultures* (ed H. Seline), pp. 1–77 ed. Springer Netherlands, Dordrecht.
- SHEPARD, G.H., LEVI, T., NEVES, E.G., PERES, C.A. & YU, D.W. (2012) Hunting in Ancient and Modern Amazonia: Rethinking Sustainability. *American Anthropologist*, 114, 652–667.
- SILMAN, M.R., TERBORGH, J.W., KILTIE, R.A., ECOLOGY, S. & FEB, N. (2012) Population Regulation of a Dominant Rain Forest Tree by a Major Seed Predator. *Ecology*, 84, 431–438.
- SILVA, D.F., OLIVEIRA, R., JÚNIOR, J.B.A. & PEZZUTI, J.C.B. (2013) Uso da fauna cinegética por moradores da Floresta Nacional de Caxiuanã. In *Caxiuanã: paraíso ainda preservado* (ed

- P.L.B. Lisboa), pp. 595–620. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém.
- SIRÉN, A.H. & WILKIE, D.S. (2014) The effects of ammunition price on subsistence hunting in an Amazonian village. *Oryx*, 50, 47–55.
- SMITH, N.J.H. (1976) Utilization of game along Brazil's transamazon highway. *Acta amazonica*, 6, 455–466.
- SOARES-FILHO, B., MOUTINHO, P., NEPSTAD, D., ANDERSON, A., RODRIGUES, H., GARCIA, R., ET AL. (2010) Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107, 10821–10826.
- SOBRAL, M., SILVIUS, K.M., OVERMAN, H., OLIVEIRA, L.F.B., RABB, T.K. & FRAGOSO, J.M. V. (2017) Mammal diversity influences the carbon cycle through trophic interactions in the Amazon. *Nature Ecology & Evolution*.
- SOLLY, H. (2004) Bushmeat Hunters and Secondary Traders : making the distinction for livelihood improvement. *Wildlife Policy Briefing ODI*, 8, 8–11.
- VAN SONG, N. (2008) Wildlife Trading in Vietnam. *The Journal of Environment & Development*, 17, 145–165.
- DE SOUSA, G. & PEZZUTI, J.C.. (2015) A vulnerabilidade da segurança alimentar e nutricional ao sistema de avião na pesca artesanal em comunidades ribeirinhas do médio Xingu. *Contribuciones a las Ciencias Sociales*.
- SOUZA-MAZUREK, R.R., PEDRINHO, T., FELICIANO, X., HILÁRIO, W., GERÔNICO, S. & MARCELO, E. (2000) Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 9, 579–596.
- STAFFORD, C.A., PREZIOSI, R.F. & SELLERS, W.I. (2017) A pan-neotropical analysis of hunting preferences. *Biodiversity and Conservation*, 26, 1877–1897. Springer Netherlands.
- STEARMAN, A.M. (1999) A Pound of Flesh: Social Change and Modernization as Factors in Hunting Sustainability Among Neotropical Indigenous Societies. In *Hunting for Sustainability in Tropical Forest* (eds J.G. Robinson & E.L. Bennett), pp. 233–250. Columbia University Press, New York.
- STONER, K.E., VULINEC, K., WRIGHT, S.J. & PERES, C.A. (2007) Hunting and Plant Community Dynamics in Tropical Forests: A Synthesis and Future Directions. *Biotropica*, 39, 385–392.
- SWAMY, V. & PINEDO-VASQUEZ, M. (2014) Bushmeat harvest in tropical forests: Knowledge base, gaps and research priorities. CIFOR, Indonesia.

- SWAN, N., BARLOW, J. & PARRY, L. (2016) Expert elicitation as a method for exploring illegal harvest and trade of wild meat over large spatial scales. *Oryx*, 1–7.
- TAVARES, A.S., MAYOR, P., LOUREIRO, L.F., GILMORE, M.P., PEREZ-PEÑA, P., BOWLER, M., ET AL. (2020) Widespread Use of Traditional Techniques by Local People for Hunting the Yellow-footed Tortoise (*Chelonoidis denticulatus*) Across the Amazon. *Journal of Ethnobiology*, 40, 268.
- TERBORGH, J. (2000) The Fate of Tropical Forests: a Matter of Stewardship. *Conservation Biology*, 14, 1358–1361.
- TERBORGH, J., LOPEZ, L., NUÑEZ, V., RAO, M., SHAHABUDDIN, G., ORIHUELA, G., ET AL. (2001) Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. *Science*, 294, 1923–1926.
- TERBORGH, J., NUNEZ-ITURRI, G., PITMAN, N.C.A., VALVERDR, F.H.C., ALVAREZ, P., SWAMY, V., ET AL. (2008) Tree recruitment in an empty forest. *Ecology*, 89, 1757–1768.
- TERBORGH, J. & PERES, C.A. (2002) Making parks work: strategies for preserving tropical nature. In *The problem of people in parks* (eds J. Terborgh, C. Schaik, L. von Davenport & R. Madhu), pp. 307–319. Island Press, Washington D.C.
- TERBORGH, J. & WRIGHT, S.J. (1994) Effects of Mammalian Herbivores on Plant Recruitment in Two Neotropical Forests. *Ecology*, 75, 1829–1833.
- THIEME, H. (1997) Lower Palaeolithic hunting spears from Germany. *Nature*, 385, 807–810.
- THIOLLAY, J.-M. (2005) Effects of hunting on guianan forest game birds. *Biodiversity and Conservation*, 14, 1121–1135.
- TRAFFIC (2008) “What’s Driving the Wildlife Trade? A Review of Expert Opinion on Economic and Social Drivers of the Wildlife Trade and Trade Control Efforts in Cambodia, Indonesia, Lao PDR and Vietnam”. Washington, DC. *World Bank*. .
- VALSECCHI, J. & AMARAL, P. V. (2009) Perfil da caça e dos caçadores na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazonas - Brasil. *Uakari*, 5, 33–48.
- VALSECCHI, J., EL BIZRI, H.R. & FIGUEIRA, J.E.C. (2014) Subsistence hunting of *Cuniculus paca* in the middle of the Solimões River, Amazonas, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 74, 560–568.
- VANTHOMME, H., BELLÉ, B. & FORGET, P.M. (2010) Bushmeat hunting alters recruitment of large-seeded plant species in Central Africa. *Biotropica*, 42, 672–679.

- VICKERS, W.T. (1984) The faunal components of lowland South American hunting kills. *Interciencia*, 366–376.
- VIEIRA, M. A. R.M., MUHLEN, E.M. & SHEPARD, G.H. (2015) Participatory Monitoring and Management of Subsistence Hunting in the Piagaçu- Purus Reserve, Brazil. *Conservation and Society*, 13, 254–264.
- VAN VLIET, N., ANTUNES, A.P., CONSTANTINO, P. DE A.L., GÓMEZ, J., SANTOS-FITA, D. & SARTORETTO, E. (2019) Frameworks Regulating Hunting for Meat in Tropical Countries Leave the Sector in the Limbo. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7.
- VAN VLIET, N. & NASI, R. (2008) Why do models fail to assess properly the sustainability of duiker (*Cephalophus* spp.) hunting in Central Africa? *Oryx*, 42, 392–399.
- VAN VLIET, N., QUICENO, M.P., CRUZ, D., JONHSON NEVES DE AQUINO, L., YAGÜE, B., SCHOR, T., ET AL. (2015) Bushmeat networks link the forest to urban areas in the trifrontier region between Brazil, Colombia, and Peru. *Ecology and Society*, 20, art21.
- WALKER, W.S., GORELIK, S.R., BACCINI, A., ARAGON-OSEJO, J.L., JOSSE, C., MEYER, C., ET AL. (2020) The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117, 3015–3025.
- WALSH, P.D., ABERNETHY, K.A., BERMEJO, M., BEYERS, R., DE WACHTER, P., AKOU, M.E., ET AL. (2003) Catastrophic ape decline in western equatorial Africa. *Nature*, 422, 611–614.
- WEBER, M., GARCÍA-MARMOLEJO, G. & REYNA-HURTADO, R. (2006) The Tragedy of the Commons: Wildlife Management Units in Southeastern Mexico. *Wildlife Society Bulletin*, 34, 1480–1488.
- WEST, P., IGOE, J. & BROCKINGTON, D. (2006) Parks and Peoples: The Social Impact of Protected Areas. *Annual Review of Anthropology*, 35, 251–277.
- WILKIE, D.S., BENNETT, E.L., PERES, C.A. & CUNNINGHAM, A.A. (2011) The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223, 120–128.
- WILKIE, D.S., CURRAN, B., TSHOMBE, R. & MORELLI, G.A. (1998) Modeling the Sustainability of Subsistence Farming and Hunting in the Ituri Forest of Zaire. *Conservation Biology*, 12, 137–147.
- WILSON, E.E. & WOLKOVICH, E.M. (2011) Scavenging: how carnivores and carrion structure communities. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 129–135. Elsevier Ltd.

- WOLF, A., DOUGHTY, C.E. & MALHI, Y. (2013) Lateral Diffusion of Nutrients by Mammalian Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *PLoS ONE*, 8, e71352.
- WRIGHT, S.J. (2003) The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6, 73–86.
- WRIGHT, S.J. (2005) Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 553–560.
- WRIGHT, S. J., HERNANDEZ, A. & CONDIT, R. (2007) The Bushmeat Harvest Alters Seedling Banks by Favoring Lianas , Large Seeds , and Seeds Dispersed by Bats, Birds, and Wind. *Biotropica*, 39, 363–371.
- WRIGHT, S. JOSEPH, SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A., PORTILLO-QUINTERO, C. & DAVIES, D. (2007) Poverty and corruption compromise tropical forest reserves. *Ecological Applications*, 17, 1259–1266.
- WRIGHT, S.J., ZEBALLOS, H., DOMÍNGUEZ, I., GALLARDO, M.M., MORENO, M.C. & IBÁÑEZ, R. (2000) Poachers Alter Mammal Abundance , Seed Dispersal , and Seed Predation in a Neotropical Forest. *Conservation Biology*, 14, 227–239.

7. ARTIGOS PUBLICADOS DURANTE O PERÍODO DO DOUTORADO

- NAGY-REIS, M., BOWLER, M., OSHIMA, J.E.F., KANDA, C.Z., PALMEIRA, F.B.L., MELO, F.R., ET AL. (In Press) Neotropical Carnivores: a dataset on Carnivore distribution in the Neotropics. *Ecology*.
- DE PAULA, M.J., XERENTE, V.S., SILVA, A.A.F., GODOY, B.S. & PEZZUTI, J.C.B. (2018) Collaborative research and the hunting in the Brazilian Cerrado: The case of Xerente Indigenous Land. *Biota Neotropica*, 18, e20180556.
- SANTOS, P.M., BOCCHIGLIERI, A., CHIARELLO, A.G., PAGLIA, A.P., MOREIRA, A., SOUZA, A.C., ET AL. (2019) Neotropical Xenarthrans: a data set of occurrence of xenarthran species in the Neotropics. *Ecology*, 100.
- WANG, B., ROCHA, D.G., ABRAHAMS, M.I., ANTUNES, A.P., COSTA, H.C.M., GONÇALVES, A.L.S., ET AL. (2019) Habitat use of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Brazilian Amazon. *Ecology and Evolution*, ece3.5005.