



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL**

**MAÍRA PRESTES MARGARIDO**

**RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E USO DO HABITAT DE  
XENARTHROS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

**ILHÉUS – BAHIA**  
**2022**

**MAÍRA PRESTES MARGARIDO**

**RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E USO DO HABITAT DE  
XENARTHTRAS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual  
de Santa Cruz, como parte das exigências para  
obtenção do título de Mestre em Ciência Animal

Área de Concentração: Clínica e Sanidade  
Animal

Orientadora: Prof. Dra. Flávia Regina Miranda

**ILHÉUS – BAHIA  
2022**

M327 Margarido, Maíra Prestes.

Riqueza, abundância e uso do habitat de xenarthras na Amazônia brasileira / Maíra Prestes Margarido. – Ilhéus : UESC, 2022.

76f. : il.

Orientadora : Flávia Regina Miranda.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz.  
Programa de Pós-graduação em Ciência Animal.

Inclui referências.

1. Preguiça (zoologia). 2. Tatu (zoologia). 3. Tamanduá (zoologia). 4. Ecologia das florestas tropicais – Brasil. 5. Bioma. 6. Fauna. I. Miranda, Flávia Regina. II. Título.

CDD- 599.31

**MAÍRA PRESTES MARGARIDO**

**RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E USO DO HABITAT DE XENARTHAS  
NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

Ihéus - Bahia, 30 de junho de 2022.

---

Flávia Regina Miranda - Doutora  
UESC/PPGCA  
(Orientadora)

---

Martín Roberto Del Valle Alvarez - Doutor  
UESC/DCB

---

Rogério Cunha de Paula - Doutor  
ICMBio/CENAP

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à minha família pelo apoio durante todo o período e torcida por cada conquista. Obrigada mãe Eliana, pai João, irmão Rafael, tio Zé e avós Filinha e Léa. Agradeço também ao meu namorado, José Eduardo, pela parceria, compreensão durante os períodos de distância e incentivos a cada dia.

Agradeço à minha orientadora, Professora Dr<sup>a</sup> Flávia Miranda, pelo ensinamento, oportunidades, paciência, experiência compartilhada durante todos esses meses, e por ter confiado a mim dados tão ricos, de animais tão incríveis, como são os Xenarthras.

Agradeço ao Elildo Carvalho Jr., pela colaboração na análise dos dados, paciência durante a execução dos scripts, disponibilidade para troca de idéias e na elaboração de artigos. Aqui, agradeço também ao Elildo, Alexandre Martins (Instituto Tamanduá) e aos demais profissionais do ICMBio, que tornaram o programa de monitoramento de fauna possível, resultando em informações riquíssimas da biodiversidade brasileira.

À profissional Heloisa Alencar, agradeço pelos ensinamentos e valiosas dicas durante a realização dos mapas e coleta de informações geoespaciais; à Paloma Marques dos Santos, pela discussão na escolha das variáveis espaciais e ao Ricardo Sampaio, pela disponibilidade e auxílio nos testes finais dos modelos.

Agradeço à Universidade Estadual de Santa Cruz, por propiciar ensino público de qualidade e condições para a realização deste mestrado, aos docentes que somaram conhecimentos durante esta jornada, e a Capes pela bolsa concedida.

Por fim, agradeço também aos colegas de pós-graduação que compartilharam momentos, experiências e aflições durante todos esses meses.

# RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E USO DO HABITAT DE XENARTHTRAS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA

## RESUMO

A Floresta Amazônica compreende uma das mais ricas biodiversidades do planeta, mas vem sofrendo com o risco de degradação. Entre seus habitantes está a magna Ordem dos Xenarthras, que inclui os tatus (Ordem Cingulata), preguiças e tamanduás (Ordem Pilosa). Essas espécies possuem morfologia e fisiologia peculiares e algumas delas correm risco de extinção. Apesar da importância do grupo, os estudos sobre estes animais em florestas contínuas ainda são escassos. O objetivo deste trabalho foi estudar a riqueza de espécies de Xenarthras, os padrões de atividade e as preferências de habitat através de anos de levantamentos de dados com armadilhas fotográficas, e assim obter informações sobre a ecologia básica dessas espécies na Floresta Amazônica brasileira. Cinco Unidades de Conservação inseridas no Bioma Amazônico foram contempladas pelo Protocolo TEAM de monitoramento de fauna e resultaram nos dados utilizados neste trabalho. Os registros utilizados foram obtidos entre os anos de 2015 a 2019, totalizando 4.044 registros independentes de Xenarthras, obtidos a partir de um esforço amostral de 57.805 dias/armadilhas fotográficas. Através destes dados, foi possível descrever a riqueza de espécies de Xenarthras, a taxa de detecção, a proporção de registros e o padrão de atividade das espécies identificadas. Registros com intervalos de uma hora foram considerados eventos independentes. Os padrões de atividade foram obtidos através do pacote “Overlap” em ambiente R. Espécies ameaçadas de extinção estiveram presentes em todos os locais pesquisados e um total de sete espécies de Xenarthras foram identificadas. Para as espécies *Priodontes maximus*, *Myrmecophaga tridactyla* e *Tamandua tetradactyla*, também foram realizados estudos sobre o uso do habitat, através de modelos de ocupação do tipo *single season* (estação única), utilizando os dados do ano de 2018. O pacote “Unmarked” foi utilizado como base para a execução dos modelos e todas as análises foram realizadas no software RStudio. Foram observadas diferenças nas taxas de detecção entre as áreas. Os padrões de atividade encontrados foram semelhantes aos encontrados para outros Biomas, com exceção do *M. tridactyla*, que apresentou atividade diurna bem marcada. Poucas das variáveis testadas demonstraram influenciar no uso do habitat pelas espécies-alvo dos modelos, sendo que o *P. maximus* demonstrou maior probabilidade de ocupação em áreas com maior altura de dossel, o *M. tridactyla* apresentou correlação com menores níveis de altitude e para o *T. tetradactyla* não foi identificada uma variável significativa na escolha do habitat. Para todas estas espécies houve uma grande diferença entre a probabilidade de detecção e ocupação, demonstrando o fator da detecção imperfeita dos modelos de ocupação, especialmente para o *T. tetradactyla*. Sabe-se que algumas espécies de Xenarthras podem alterar seu padrão de atividade e escolha de habitats diante da temperatura e das ameaças. Conhecer essa característica ecológica pode contribuir para um melhor entendimento de como esses animais ocupam a Floresta e podem responder a diferentes alterações na paisagem na região. Neste estudo, um número relevante de registros de Xenarthras foi analisado, fornecendo conhecimentos básicos sobre a ecologia dessas espécies no Bioma Amazônia.

**Palavras-chave:** Cingulata; Pilosa; Armadilha fotográfica; Protocolo TEAM.

# RICHNESS, ABUNDANCE AND HABITAT USE OF XENARTHTRANS IN BRASILIAN AMAZON

## ABSTRACT

The Amazon Forest comprises one of the richest biodiversity on the planet, but has been suffering with the risk of degradation. Among its inhabitants is the great Order of Xenarthrans, which includes armadillos (Order Cingulata), sloths and anteaters (Order Pilosa). These species have peculiar morphology and physiology, and some of them are at risk of extinction. Despite the importance of the group, studies of these animals in continuous forests are still scarce. The objective of this work was to study Xenarthras species richness, activity patterns, and habitat preferences through years of data collection with camera traps, in order to obtain information on the basic ecology of these species in the Brazilian Amazon. Five protected areas within the Amazon Biome were covered by the TEAM Protocol for fauna monitoring and resulted in the data used in this work. The records were obtained between the years 2015 and 2019, totaling 4,044 independent Xenarthrans records, obtained from a sampling effort of 57,805 days/cameras trap. Through these data, it was possible to describe the species richness of Xenarthrans, the detection rate, the proportion of records and the activity pattern of the identified species. Records at one hour intervals were considered independent events. Activity patterns were obtained through the “Overlap” package in R environment. Endangered species were present at all surveyed sites and a total of seven Xenarthrans species were identified. For *Priodontes maximus*, *Myrmecophaga tridactyla* and *Tamandua tetradactyla*, studies were also carried out on the use of the habitat, through single season occupancy models, using data from the year 2018. The “Unmarked” package was used as a basis for the execution of the models and all analyzes were performed in the RStudio software. Differences in detection rates were observed between areas. The activity patterns found were similar to those found for other Biomes, with the exception of *M. tridactyla*, which showed a well-marked diurnal activity. Few of the variables tested showed to influence the use of habitat by the target species of the models. *P. maximus* showed a higher probability of occupation in areas with higher canopy height, *M. tridactyla* showed a correlation with lower levels of altitude and for the *T. tetradactyla* was not identified a significant variable in habitat choice. For all these species there was a remarkable difference between the probability of detection and occupation, demonstrating the imperfect detection factor of the occupancy models, especially for *T. tetradactyla*. It is known that some Xenarthrans species can change their pattern of activity and choice of habitats in the face of temperature and threats. Knowing this ecological characteristic can contribute to a better understanding of how these animals occupy the Forest and can respond to different changes in the landscape in the region. In this study, a relevant number of Xenarthrans records were analyzed, providing basic knowledge about the ecology of these species in the Amazon Biome.

**Keywords:** Cingulata; Pilosa; Camera trap; TEAM Protocol.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	8
<b>2 OBJETIVO GERAL</b> .....	9
<b>3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b> .....	9
<b>4 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	10
4.1 Os Xenarthras .....	10
4.2 Amazônia .....	12
4.3 Armadilhas fotográficas e o Protocolo TEAM .....	14
4.4 Parâmetros ecológicos e modelos de ocupação .....	16
<b>5 CAPÍTULO 1</b> .....	21
5.1 ABSTRACT.....	21
5.2 INTRODUCTION .....	21
5.3 MATERIAL AND METHODS .....	23
5.3.1 Study area .....	23
5.3.2 TEAM protocol.....	24
5.3.3 Data analysis .....	25
5.4 RESULTS .....	26
5.4.1 Richness and detection rate.....	26
5.4.2 Activity patterns.....	29
5.5 DISCUSSION .....	30
5.6 CONCLUSION.....	34
<b>6 CAPÍTULO 2</b> .....	35
6.1 RESUMO.....	35
6.2 ABSTRACT.....	35
6.3 INTRODUÇÃO .....	36
6.4 MATERIAL E MÉTODOS .....	38
6.5 RESULTADOS .....	43
6.6 DISCUSSÃO .....	46
6.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	49
<b>7 CAPÍTULO 3</b> .....	51
7.1 RESUMO.....	51
7.2 ABSTRACT.....	51
7.3 INTRODUÇÃO .....	52
7.4 MATERIAL E MÉTODOS .....	54
7.5 RESULTADOS .....	59
7.6 DISCUSSÃO .....	61



7.7 CONCLUSÃO .....	64
REFERENCIAS .....	66

## 1 INTRODUÇÃO

A Amazônia representa a maior reserva de biodiversidade do planeta, porém vêm sofrendo com o desmatamento e fragmentação florestal, desencadeando de forma massiva uma mudança na paisagem desde os anos 70, que se perpetua até os dias de hoje (RICHARDS; WALKER; ARIMA, 2014; BARLOW *et al.*, 2016; COSTA; PERES; ABRAHAMS, 2018; BARROSO, 2021; DA CRUZ *et al.*, 2021). Em algumas regiões da Amazônia, a degradação florestal é marcante e cresce a cada ano, causando pressões inclusive em Unidades de Conservação e Terras Indígenas (TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020; SILVA JUNIOR *et al.*, 2021).

Entre as espécies de animais encontradas na Amazônia estão os Xenarthras, magna Ordem que engloba dois clados: Cingulata, correspondente aos tatus, e Pilosa, as preguiças e os tamanduás. São espécies exclusivamente americanas, com distribuição predominante Neotropical, com exceção do *Dasypus novemcinctus* (SANTOS *et al.*, 2019a). Os Xenarthras possuem considerável número de espécies em risco de extinção - segundo a IUCN (2018), quatro espécies estão sobre algum risco no Brasil (*Bradypus torquatus*, *Myrmecophaga tridactyla*, *Priodontes maximus*, e *Tolypeutes tricinctus*); três espécies de *Dasypus* e sete de *Cyclopes* que estão em processo de avaliação de risco de extinção pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA). No Brasil, espécies como o *Myrmecophaga tridactyla* são considerados criticamente ameaçados em alguns Estados, como Santa Catarina e Rio Grande do Sul; e outras, como o *Priodontes maximus* estão criticamente em perigo no Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo (MIRANDA *et al.*, 2015).

Os Xenarthras têm sofrido com pressões negativas e impacto em seu habitat, sendo a desmatamento, a transformação de terras em pastagens, a fragmentação da matriz florestal, queimadas, atropelamentos em rodovias e a caça suas maiores ameaças (MIRANDA *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2020; SUPERINA; ABBA, 2020). Conhecer a ecologia das espécies, entender como se distribuem e ocupam os diferentes habitats, e quais são os fatores que afetam estas relações, são informações importantes para basear programas de conservação e para compreender como os animais silvestres podem responder às alterações ambientais naturais ou antrópicas que vêm ocorrendo a cada dia (DEVARAJAN; MORELLI; TENAN, 2020; O'BRIEN *et al.*, 2020; WALLACE *et al.*, 2020; FERRAZ *et al.*, 2021; WILLIAMS *et al.*, 2021).

Neste contexto, os estudos com armadilhas fotográficas tem se mostrado úteis, eficientes e relativamente fáceis de replicar para o levantamento de dados e no monitoramento

de mamíferos terrestres (AHUMADA *et al.*, 2011; CARAVAGGI *et al.*, 2020). Na última década, com o avanço tecnológico e maior acessibilidade às armadilhas fotográficas, muitos projetos começaram a utilizar esta ferramenta para realizar análises principalmente em florestas, situações onde os avistamentos são geralmente raros de ocorrerem. Assim, as armadilhas fotográficas vêm apresentando crescente importância nos estudos e tomadas de decisões sobre conservação de espécies (AHUMADA; HURTADO; LIZCANO, 2013; SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2013; MOORE *et al.*, 2020; WILLIAMS *et al.*, 2021).

Em estudo realizado utilizando as armadilhas fotográficas seguindo o protocolo *Tropical Ecology Assessment and Monitoring* (TEAM), Ahumada *et al.* (2013) demonstrou como essa ferramenta pode ser utilizada para diversos tipos de análises e indicadores ecológicos, como riqueza de espécies, padrões de abundância, padrões de ocupação e tendência ao declínio das populações.

Alguns estudos têm investigado como as espécies de Xenarthras respondem às mudanças em seus habitat, como descrito por Teixeira-Santos *et al.* (2020) e Magioli *et al.* (2021), porém estudos sobre as populações e como estes animais ocupam o Bioma Amazônico são escassos. Devido às suas características ecológicas particulares e o crescente aumento da degradação ambiental na Amazônia, entender com estas espécies utilizam estes ambientes, são informações necessárias para colaborar com futuros estudos sobre impactos antrópicos na manutenção da diversidade de Xenarthras na região.

## **2 OBJETIVO GERAL**

Obter informações sobre parâmetros ecológicos básicos como riqueza e padrão de atividade de Xenarthras e abundância e uso do habitat de *P. maximus*, *M. tridactyla* e *T. tetradactyla* em áreas representativas do Amazônia brasileira através de dados de armadilhas fotográficas.

## **3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Através de estudos dos dados obtidos por armadilhas fotográficas em cinco Unidades de Conservação na Amazônia, buscou-se:

1. Avaliar a riqueza de espécies de Xenarthras na região;
2. Estabelecer o padrão de atividade destas espécies;
3. Taxa de detecção;

4. Investigar variáveis ambientais que possam interferir no uso do habitat das espécies *Priodontes maximus*, *Myrmecophaga tridactyla* e *Tamandua tetradactyla*, através de modelos de ocupação.

## 4 REVISÃO DE LITERATURA

### 4.1 Os Xenarthras

A magna Ordem Xenarthra é contempla atualmente duas Ordens, a Cingulata, correspondente aos tatus (família *Dasypodidae*), e a Ordem Pilosa, que engloba as preguiças (subordem Folivora, famílias *Bradypodidae* e *Megalonychidae*) e os tamanduás (subordem Vermilingua, famílias *Myrmecophagidae* e *Cyclopedidae*). São espécies exclusivamente americanas, com distribuição predominante neotropical (AGUILAR; SUPERINA, 2015; LOUGHRY *et al.*, 2015; SUPERINA; ABBA, 2020), estão entre os primeiros quatro clados de mamíferos placentados do mundo e existem há aproximadamente 65 milhões de anos (DELSUC; VIZCAÍNO; DOUZERY, 2004).

São animais com características anatômicas e fisiológicas peculiares, tendo como diagnose a presença de articulação adicional na vértebra lombar, conhecido como processo xenarthra ou xenarthria, fusão da articulação do ísquio à vértebra caudal, garras bem desenvolvidas, e com exceção dos Vermilinguas (que não possuem dentes), as demais espécies possuem dentes reduzidos, homodontes, sem esmaltes e com crescimento contínuo (AGUILAR; SUPERINA, 2015). Além disso, possuem baixo metabolismo e baixa capacidade de termoregulação (AGUILAR; SUPERINA, 2015; LOUGHRY *et al.*, 2015).

Hoje existem cerca de 38 espécies de Xenarthras conhecidas. A Ordem Cingulata abrange a maior parte destas espécies e a presença da carapaça é a característica mais evidente. São animais semi-fossoriais, com dietas baseadas em invertebrados e hábitos solitários, com encontros concentrados em épocas reprodutivas (SUPERINA; PAGNUTTI; ABBA, 2014; LOUGHRY *et al.*, 2015; RODRIGUES *et al.*, 2020). Em revisão sobre os trabalhos publicados sobre os tatus, Loughry *et al.* (2015) aponta que existem diversas lacunas no conhecimento sobre estes animais, incluindo conhecimentos básicos sobre taxonomia e ecologia (SUPERINA; PAGNUTTI; ABBA, 2014; LOUGHRY *et al.*, 2015). Revisões taxonômicas foram realizadas nos últimos anos (FEIJÓ; CORDEIRO-ESTRELA, 2016; FEIJÓ; ANACLETO, 2021) e três novas espécies foram descritas no Brasil.

Dentro da Ordem Pilosa, tem-se a subordem dos Vermilinguas, os tamanduás, que são denominados desta forma devido à longa língua vermiforme adaptada aos hábitos alimentares exclusivamente mirmecófagos (AGUILAR; SUPERINA, 2015). Estes animais ocupam diferentes nichos e possuem diferentes tamanhos: desde animais exclusivamente terrestres, como o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), podendo pesar mais de 40 kg, aos semi-arborícolas, como os tamanduás mirins (*Tamandua tetradactyla*) e os tamanduás do norte (*Tamandua mexicana*) e os exclusivamente arborícolas, como as sete espécies de tamanduás do gênero *Cyclopes* (Gray, 1821), que pesam em média 300 gramas (MIRANDA; BERTASSONI; ABBA, 2014; MIRANDA *et al.*, 2015, 2018).

No Brasil, quatro espécies de Xenarthras estão ameaçadas de extinção: *Priodontes maximus*, *Tolypeutes tricinctus*, *Myrmecophaga tridactyla* e a *Bradypus torquatus* (MIRANDA *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2020; SUPERINA; ABBA, 2020). A perda de habitat é a principal ameaça (MIRANDA *et al.*, 2015). Tanto o *M. tridactyla* quanto o *P. maximus* são considerados criticamente em perigo no Bioma Mata Atlântica e nos estados do Sul do país (ANACLETO *et al.*, 2014a; MIRANDA; BERTASSONI; ABBA, 2014; SUPERINA; ABBA, 2020). Mais recentemente, no início do ano 2022, a Secretária do Meio Ambiente do Ceará declarou extinto o *P. maximus* e provavelmente extinto do *M. tridactyla* de seus limites estaduais. Em um dos Biomas mais emblemáticos para o *P. maximus*, o Cerrado, Ferraz *et al.* (2021) demonstrou que hoje a espécie está restrita a fragmentos florestais cercados por pastagens e agricultura, com capacidade de abrigar apenas pequenas populações, demonstrando a situação crítica para conservação da espécie também neste Bioma (FERRAZ *et al.*, 2021). Além disso, a fragmentação florestal pode também levar a diminuição de diversidade genética, como foi avaliado para o *M. tridactyla* (COLLEVATTI *et al.*, 2007).

Os últimos refúgios para grandes populações destas duas espécies parecem ser o Pantanal e a Amazônia (ICMBIO, 2015; MIRANDA *et al.*, 2015; TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020), porém as ameaças, em especial nos últimos anos, com a ocorrência de incêndios criminosos e recordes de desmatamentos (BULLOCK *et al.*, 2020; MENEZES *et al.*, 2021; SILVA JUNIOR *et al.*, 2021) podem colocar em risco populações aparentemente bem estabelecidas, pois além da vulnerabilidade a destruição do habitat, os Xenarthras são particularmente sensíveis às queimadas (SILVA *et al.*, 2020; LIBONATI *et al.*, 2021). Devido aos hábitos alimentares e as particularidades fisiológicas, são também potenciais vítimas do uso indiscriminado de agrotóxicos e resíduos gerados da mineração (metais pesados) (SUPERINA; ABBA, 2020; CARVALHO *et al.*, 2021). Além disso, estes animais são caçados tanto para o comércio ilegal quanto para subsistência (MERITT, 2006; ICMBIO,

2015) e são frequentes vítimas de atropelamentos (ICMBIO, 2015; RIBEIRO; MIRANDA; ARAÚJO, 2017).

Segundo Feijó *et al.* (2022), apesar do potencial de abrigar diversas espécies de Xenarthras, a região amazônica é a que possui menor quantidade de dados sobre este clado. Cerca de 17 espécies podem ser encontradas na Amazônia, entre estas estão o *M. tridactyla* e *P. maximus*. A maior parte dos estudos ecológicos sobre estas espécies destacam a preferência por habitats abertos para forragear, sendo as matas muito utilizadas para descanso ou termorregulação (DESBIEZ; MEDRI, 2010b; VYNNE *et al.*, 2011; GIROUX *et al.*, 2021; PETRAZZINI; AGUIAR, 2021). No entanto, o comportamento e as preferências de ocupação dentro de ambientes exclusivamente florestados são pouco estudados. Os Xenarthras geralmente ocorrem em baixas densidades e a maioria possui hábitos noturnos. Estas características, somadas à baixa detecção de animais insetívoros em florestas tropicais (ROVERO *et al.*, 2014), faz com que estudos sobre estas populações sejam desafiadoras. Segundo Rovero *et al.* (2014), informações sistemáticas espaciais sobre mamíferos em florestas tropicais são limitadas e podem ser consideradas uma falha crônica na obtenção de dados em todo o mundo.

Segundo Anacleto (2006), a deficiência de conhecimentos científicos sobre aspectos ecológicos e o status de conservação podem ser considerados a principal ameaça à sobrevivência do grupo. Segundo Superina *et al.* (2014) conhecimentos sobre o status de conservação, ameaças e também informações básicas sobre a biologia e ecologia destas espécies são fundamentais para o estabelecimento de ações de conservação. Neste sentido, a região Amazônica representa um dos maiores gaps de conhecimento sobre os Xenarthras (FEIJÓ *et al.*, 2022). Informações sobre riqueza, abundância e ocupação de Xenarthras no Bioma Amazônico fazem parte da base para a criação de uma real perspectiva da conservação destas populações.

## **4.2 Amazônia**

A Amazônia abriga uma das maiores biodiversidades do mundo (JENKINS; PIMM; JOPPA, 2013) e demonstra ser a fonte primária de diversidade Neotropical (HOORN *et al.*, 2010; ANTONELLI *et al.*, 2018). A região é também habitat dos Xenarthras, um dos clados basais de mamíferos placentários neotropicais (DELSUC *et al.*, 2001; DELSUC; VIZCAÍNO; DOUZERY, 2004), o que faz da floresta Amazônica e desta Ordem, uma importante peça no

entendimento da evolução dos mamíferos diante das mudanças ambientais (DELSUC; VIZCAÍNO; DOUZERY, 2004).

No entanto, no Brasil, a região amazônica vem sofrendo com a redução florestal e fragmentação, causando uma mudança massiva na paisagem desde os anos 1970. Após uma série de regulamentações e criações de áreas protegidas nos anos 2000, o desmatamento na região sofreu uma desaceleração. Porém, nos últimos anos, com o desemparelhamento de órgãos ambientais fiscalizadores e estímulo ao setor minerador, agropecuário e de energia na região, a derrubada das florestas tornou a acelerar, aumentando a pressão inclusive em áreas protegidas (RICHARDS; WALKER; ARIMA, 2014; TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020; BARROSO, 2021; MENEZES *et al.*, 2021; PELICICE; CASTELLO, 2021; DEUTSCH; FLETCHER, 2022).

A mudança da paisagem no Bioma Amazônico hoje é marcada pela expansão agrícola, transformação da floresta em pastagem e monoculturas, instalação de mineradoras e hidrelétricas, expansão da rede rodoviária, aumento dos conflitos humano-fauna e nos últimos anos, com um marcado aumento de incêndios florestais (ARAGÃO, 2018; FERRANTE; FEARNSSIDE, 2020; MENEZES *et al.*, 2021). Em algumas regiões da Amazônia, a fragmentação florestal é marcante, com áreas de vegetação nativa restritas às Unidades de Conservação e Terras Indígenas (TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020; SILVA JUNIOR *et al.*, 2021).

Estima-se que cerca de 20% da cobertura original da floresta já foi destruída e grande parte da porção florestal sofre impacto direto ou indireto humano (LOVEJOY, 2017; BULLOCK *et al.*, 2020; ELLWANGER *et al.*, 2020; INPE, 2019; MURRAY *et al.*, 2021). A degradação indireta da floresta é difícil de ser mensurada, mas extrapola o valor do desmatamento na região, resultado de efeitos de borda, extração ilegal de madeira, isolamento de áreas florestadas (MATRICARDI *et al.*, 2020). Estas áreas podem ser incapazes de sustentar diversas espécies, seja pela falta de recursos, aumento de conflitos humano/fauna, dificuldade para dispersão e trocas genéticas (FAHRIG, 2003; BARLOW *et al.*, 2016; DECAËNS, T.; MARTINS, M.; FEIJOO, A., 2018; SANTOS *et al.*, 2019b; DA CRUZ *et al.*, 2021).

Mesmo sendo considerado o maior Bioma brasileiro e com maiores taxas de floresta preservada, diversas espécies que vivem na Floresta Amazônica já se encontram em risco de desaparecerem (OLIVEIRA *et al.*, 2017; ICMBIO, 2018). Segundo ICMBio (2018), considerando todos os táxons, 180 espécies de animais que vivem na Floresta Amazônica correm risco de extinção, sendo que destes, 124 são endêmicos da região.

Mas apesar da sabida riqueza de fauna Amazônica, ainda existem diversas lacunas sobre a ecologia e distribuição desses animais (SALVADOR; CLAVERO; PITMAN, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2017; FEARNSSIDE, 2021) e novas espécies, incluindo mamíferos, têm sido descobertas e reclassificadas (MIRANDA *et al.*, 2018; BOUBLI *et al.*, 2019). Por outro lado, o acesso a novas tecnologias e as padronizações nas coletas de dados tem permitido o avanço nos conhecimentos ecológicos e a comparação entre diferentes regiões da Amazônia (SALVADOR; CLAVERO; PITMAN, 2011).

A extensão ocupada pela Floresta Amazônica resulta em uma diversidade biológica que também é vista frente às diferentes características naturais da floresta. A floresta não é homogênea, sendo que uma das diferenças mais marcantes da região são as florestas de terra firme, florestas de várzea e igapós. A floresta de terra firme compreende a maior parte da região oriental, e corresponde a porção de terras acima do nível máximo de cheia dos rios, possuem árvores com dossel elevado e são reconhecidos por abrigarem a maior biodiversidade de fauna e flora. Já as florestas de várzea são o segundo maior tipo de vegetação (PERES, 1997; HAUGAASEN; PERES, 2006; BREDIN *et al.*, 2020). São regiões da bacia com menores altitudes e são submetidos à cheia dos rios de águas claras por até seis meses do ano, os quais também carregam uma ampla gama de nutrientes ao solo e à floresta (GAMA *et al.*, 2005; HAUGAASEN; PERES, 2005). Os igapós são florestas submetidas às cheias dos rios negros, pobres em nutrientes. Além da diversidade das florestas, apesar de menos comuns, existem pontos da Amazônia com altitudes acima de dois mil metros, além de relevos escarpados e temperaturas amenas (DESAMORE *et al.*, 2010; RABELO *et al.*, 2021). Todas essas características diversas fazem da região complexa em sua riqueza e susceptível a diferentes riscos de degradação.

### **4.3 Armadilhas fotográficas e o Protocolo TEAM**

Nas últimas décadas, o uso de armadilhas fotográficas sofreu uma expansão principalmente devido a sua eficiência e pelo potencial replicável no monitoramento de mamíferos terrestres (ROVERO *et al.*, 2014). São utilizadas para obtenção de dados ecológicos variados como riqueza, abundância, padrão de atividade e também são ferramentas úteis para responder questões sobre dinâmicas populacionais (ROVERO *et al.*, 2014; O'CONNEL; NICHOLS; KARANTH, 2015; ROVERO; ZIMMERMANN, 2016).

Dados robustos provenientes de armadilhas fotográficas são ferramentas importantes para acessar informações sobre as comunidades de animais em florestas tropicais (ROVERO



*et al.*, 2014; ROVERO; ZIMMERMANN, 2016). Esta metodologia comporta a amostragem em relativa grande escala, e assim permite estimar parâmetros como a ocorrência e ocupação com maior precisão (O'CONNEL; NICHOLS; KARANTH, 2015). Além disso, com a baixa interferência humana e a possibilidade de registros noturnos, as armadilhas fotográficas permitem que espécies raras e tímidas sejam observadas (O'CONNEL; NICHOLS; KARANTH, 2015). Assim, as armadilhas fotográficas vêm apresentando crescente importância nas tomadas de decisões sobre conservação de espécies, pois possibilitam o acesso a diversos tipos de informações sobre as populações selvagens (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2007; AHUMADA; HURTADO; LIZCANO, 2013; GILBERT *et al.*, 2021; WILLIAMS *et al.*, 2021).

Segundo Rovero *et al.* (2014), o Protocolo TEAM (*Tropical Ecology Assessment and Monitoring*) surge para preencher uma lacuna no conhecimento de populações de mamíferos tropicais através da implementação de um monitoramento sistemático e padronizado por armadilhas fotográficas (ROVERO *et al.*, 2014; ROVERO; AHUMADA, 2017). A padronização de instalação e coleta de dados por armadilhas fotográficas é considerada importante para responder questões sobre status e tendências temporais em escalas globais e regionais (AHUMADA *et al.*, 2011; ROVERO *et al.*, 2014).

O Protocolo TEAM já foi instaurado em 17 áreas protegidas na Ásia, África e América Latina. O Protocolo estipula a instalação das câmeras através de um espaçamento pré-determinado (grid) de 60 a 90 equipamentos, com uma densidade de 1-2 câmeras por km<sup>2</sup>, a cerca de 40 cm do chão e são programadas para registros 24 horas por dia. A amostragem ocorre anualmente, com coleta de dados por no mínimo 30 dias, durante a estação seca e sempre nos mesmos pontos (JANSEN; AHUMADA; FEGRAUS, 2014; ROVERO; AHUMADA, 2017; BEAUDROT *et al.*, 2019). As imagens obtidas são processadas no software Wild.ID, especialmente desenvolvido para apoiar o protocolo TEAM, permitindo a extração de dados dos registros de forma automática e armazenamento da identificação das espécies seguindo padrões recomendados internacionalmente (JANSEN; AHUMADA; FEGRAUS, 2014; ICMBIO, 2019).

Estas coletas de dados fornecem uma rica fonte de informação para desenvolver um índice de biodiversidade relevante para monitorar a vida selvagem, como o *Wildlife Picture Index* (WPI), que permite a avaliação de taxas de ocupação anual, além de composição, riqueza de espécies e diversos outros parâmetros de biodiversidade, e é capaz de identificar mudanças interanuais de 5% na ocupação das espécies (O'BRIEN *et al.*, 2010; JANSEN; AHUMADA; FEGRAUS, 2014; ROVERO; AHUMADA, 2017; ICMBIO, 2019; O'BRIEN

*et al.*, 2020). Dados obtidos através do protocolo já resultaram em diversos trabalhos ao redor do mundo, demonstrando sua importância na avaliação global de mamíferos tropicais (AHUMADA *et al.*, 2011; ROVERO *et al.*, 2014; OBEROSLER *et al.*, 2017; ROVERO; AHUMADA, 2017; WILLIAMS *et al.*, 2021).

No Brasil, o Protocolo TEAM de armadilhamento fotográfico faz parte do programa Monitora do ICMBio (ICMBIO, 2019). A primeira área protegida incluída no Programa foi a Reserva Biológica do Gurupi, amostrada anualmente desde 2016 (ICMBIO, 2019). As demais Unidades incluídas no Programa são: Floresta Nacional do Jamari, Parque Nacional Juruena, Estação Ecológica Terra do Meio e Estação Ecológica Maracá, sendo esta última, a área que aderiu ao protocolo mais recentemente, no ano de 2019. Segundo o ICMBio (2019), as áreas de amostragem foram escolhidas seguindo a disponibilidade de recursos e fatores estratégicos, buscando abranger diferentes características espaciais e gradientes de ameaças. No entanto, o próprio Instituto salienta que a porção setentrional/ocidental ainda não foi contemplada e esforços para englobar áreas protegidas de uso sustentável podem ser realizados no futuro.

#### **4.4 Parâmetros ecológicos e modelos de ocupação**

Entender como as espécies se distribuem, ocupam os diferentes espaços e quais são os fatores que afetam estas relações, são conhecimentos fundamentais não só para fundamentar programas de conservação, mas também para a compreensão de como os animais silvestres podem responder às alterações ambientais naturais e antrópicas que vêm ocorrendo a cada dia (AHUMADA; HURTADO; LIZCANO, 2013; DEVARAJAN; MORELLI; TENAN, 2020; WALLACE *et al.*, 2020; FERRAZ *et al.*, 2021; WILLIAMS *et al.*, 2021). Segundo Peterson *et al.* (2020), alterações espaciais como as mudanças na ocupação do solo podem afetar a riqueza de espécies, a abundância e podem até impedir que determinadas espécies prosperem em seu ambiente natural.

A riqueza de espécies corresponde ao total de espécies detectados numa determinada área (LAWRENCE; FRASER, 2020), traz informações sobre a diversidade biológica local, a partir da qual são baseados estudos sobre a distribuição de espécies, avaliações de comunidades, interações entre espécies, entre outros parâmetros ecológicos (DORAZIO *et al.*, 2006; ROVERO *et al.*, 2014). Animais de médio a grande porte geralmente recebem maior atenção em estudos de comunidades, pois em geral, são os primeiros a serem afetados pela caça, pela perda de habitat e fragmentação. E o declínio destas populações pode impactar diretamente a dinâmica ecológica da floresta (ROVERO *et al.*, 2014).

As alterações no ambiente também podem afetar o comportamento de espécies, se tornando mais ou menos ativos durante determinados períodos do dia (RAMESH; DOWNS, 2013; OBEROSLER *et al.*, 2017). Por exemplo, Ramesh *et al.* (2013) demonstrou em seu trabalho que populações de serval (*Leptailurus serval*) em ambientes altamente antropizados evitam atividade durante o período diurno, e o mesmo foi notado nos Alpes Italianos, onde os padrões de atividade de diversos animais foram significativamente menores durante o dia, ambos relacionados a maior presença humana nestes locais (OBEROSLER *et al.*, 2017). A temperatura e as características climáticas de uma região também são fatores importantes, especialmente para espécies em heterotérmicas e homeotérmicas imperfeitas, sendo estes últimos representados pelos Xenarthras (MACCARINI *et al.*, 2015; GIROUX *et al.*, 2021; PETRAZZINI; AGUIAR, 2021).

O padrão de atividade de uma espécie é resultado do tipo de alimentação, interações entre espécies, é também um modo de evitar predadores e maximizar a economia de energia (HALLE, 2000; MACCARINI *et al.*, 2015; FREY *et al.*, 2017), e a mudança destes padrões em decorrência de impactos humanos podem alterar a dinâmica ecológica entre estas populações.

Impactos humanos sejam diretos ou indiretos também podem afetar o modo com as espécies utilizam seu habitat e sua capacidade de prosperar num ambiente (MOORE *et al.*, 2019). Nas últimas décadas, estudos sobre distribuição e ocupação de espécies ganharam notoriedade (BAILEY; MACKENZIE; NICHOLS, 2014; WILLIAMS *et al.*, 2021). A ocupação é definida pela probabilidade que uma determinada espécie ocupe ou utilize uma determinada área, por um período específico de tempo (MACKENZIE *et al.*, 2002; BAILEY; MACKENZIE; NICHOLS, 2014). A probabilidade de um sítio ser ocupado por uma espécie de interesse pode colaborar para elucidar diversas questões ecológicas. Segundo Mackenzie e Bailey (2004), além da probabilidade de ocupação ( $\psi$ ) poder ser usada como um parâmetro para abundância, também pode ser utilizada como métrica que colabora com o entendimento da dinâmica populacional, as preferências de habitat e monitorar possíveis expansões ou reduções destas populações, inclusive diante de mudanças ambientais (BAILEY; ADAMS, 2005; MACKENZIE *et al.*, 2006; BAILEY; MACKENZIE; NICHOLS, 2014). Segundo Fiske e Chandler (2011) é fundamental na pesquisa ecológica entender como a abundância e ocorrência de espécies variam conforme os diferentes tipos de ambientes.

Os modelos de ocupação são estimativas que fornecem informações sobre a área ocupada por determinada espécie, levando em consideração as detecções imperfeitas. O problema da detecção imperfeita consiste no fato de que não é possível garantir que, dada a

presença do animal, que ele será detectado. Ou seja, é quase impossível garantir que o animal não esta presente - e não considerar esta possibilidade pode levaria a uma probabilidade de ocupação ( $\psi$ ) subestimada (MACKENZIE *et al.*, 2002; MACKENZIE; BAILEY, 2004; MACKENZIE, *et al.*, 2006). Desta forma, os modelos de ocupação surgiram para amenizar os efeitos da não-deteccção (MACKENZIE *et al.*, 2006; BAILEY; MACKENZIE; NICHOLS, 2014) e para isso assumem algumas premissas importantes. Primeiramente, as populações devem ser consideradas fechadas, ou seja, têm-se a premissa que o status de ocupação não varia durante o período de amostragem (MACKENZIE; BAILEY, 2004; MACKENZIE *et al.*, 2006). Para isso, recomenda-se a utilização de um período específico de amostragem (*single season*), no qual a ocupação é considerada estática (BAILEY; MACKENZIE; NICHOLS, 2014).

Outra premissa é a de que as probabilidades de ocupação e de detecccção devem ser constantes ou devem variar conforme as características do ambiente de cada sítio amostral (MACKENZIE *et al.*, 2006; ROVERO; ZIMMERMANN, 2016). A última premissa é a de que os sítios de amostragem devem ser considerados independentes e, portanto, a detecccção em um local deve ser considerada independente da detecccção obtida em outro sítio amostral. Não considerar estas premissas pode levar a resultados enviesados (BAILEY; ADAMS, 2005; MACKENZIE *et al.*, 2006; BAILEY; MACKENZIE; NICHOLS, 2014; ROVERO; ZIMMERMANN, 2016).

As análises dos modelos de ocupação *single season* se baseiam em matrizes de detecccção/não detecccção, onde 1 (um) representa a detecccção e 0 (zero) a não detecccção da espécie alvo, em cada sítio de amostragem, durante um período determinado, formando então o histórico de detecccção (MACKENZIE *et al.*, 2002, 2006). Esta probabilidade de detecccção ( $p$ ) pode variar com tamanho do esforço amostral, metodologia de coleta de informações, abundância, hábitos de uma espécie e até características climáticas da região analisada (MACKENZIE *et al.*, 2006; BAILEY; MACKENZIE; NICHOLS, 2014). Entre os métodos para obtenção de dados sobre detecccção de animais selvagens, os mais utilizados são as armadilhas fotográficas e os transectos lineares.

Para a obtenção do histórico de detecccção, os locais prováveis de ocupação da espécie devem ser amostrados múltiplas vezes (MACKENZIE; BAILEY, 2004). Neste contexto, os estudos com as armadilhas fotográficas têm se mostrado úteis, eficientes e relativamente fáceis de replicar (O'CONNEL; NICHOLS; KARANTH, 2015; ROVERO; ZIMMERMANN, 2016). Rovero e Zimmerman (2006) recomendam que a distribuição das câmeras seja randomizada na área de estudo, evitando um viés na amostragem. Também é recomendado

que o estudo seja replicável, pois desta forma, a execução de análises sobre tendências populacionais é possível, incluindo as análises de ocupação de múltiplas estações (*multiseasons*) (ROVERO; ZIMMERMANN, 2016). As abordagens em múltiplas estações (*multiseason*) e multi-espécies hoje têm resultado em diversas informações importantes para avaliação das variações temporais de presença de diferentes espécies e a dinâmica de ocupação entre diferentes categorias animais (MOORE *et al.*, 2019).

Diferentes métodos de amostragem podem interferir na probabilidade de detecção (MOORE *et al.*, 2020) e como Srbek-Araujo e Chiarello (2013) exemplificaram em seus estudos, diferentes métodos de colocação de armadilhas fotográficas num mesmo ambiente podem resultar em diferentes resultados. Além disso, baixas probabilidades de detecção podem surgir não somente devido à influência das características locais, mas também podem ocorrer devido à falhas metodológicas durante a instalação das câmeras, como por exemplo, um número muito baixo de equipamentos, mas também devido a uma baixa abundância da espécie (MACKENZIE *et al.*, 2006).

A partir do histórico de detecções, variáveis ambientais podem ser adicionadas ao modelo, com o intuito de entender se a ocupação e/ou a detecção variam diante das características do local de amostragem (MACKENZIE *et al.*, 2006). Segundo Mackenzie *et al.* (2006), os tipos de variáveis adequados para avaliação de probabilidade de ocupação ( $\psi$ ) são aqueles que são constantes durante o período de amostragem, como a maioria dos dados espaciais: elevação, distância de rios, tipo de vegetação, declividade, tipo de solo, entre outros. Para a avaliação da probabilidade de detecção ( $p$ ), além das variáveis espaciais utilizadas para a probabilidade de ocupação ( $\psi$ ), é possível a utilização de variáveis como temperatura, a hora em que ocorreu a detecção, o esforço amostral, entre outros (MACKENZIE *et al.*, 2006).

A escolha das variáveis a serem consideradas nos modelos deve ser clara. Segundo Bailey, Mackenzie e Nichols (2014), ter um objetivo e uma hipótese bem definidos são fundamentais para que a interpretação do resultado seja feita com maior robustez. Para isso, são necessários conhecimentos não somente sobre o modelo, mas também sobre o delineamento da amostragem, as características espaciais dos locais e as características biológicas da espécie envolvida (BAILEY; MACKENZIE; NICHOLS, 2014).

Existem algumas ferramentas para a execução dos modelos de ocupação, como o software PRESENCE (MACKENZIE *et al.*, 2006; BAILEY; MACKENZIE; NICHOLS, 2014), ou ainda pacotes criados no ambiente R, como o pacote “Unmarked”, desenvolvido por Ian Fiske e Richard Chandler (FISKE; CHANDLER, 2011, 2015).

Conhecer a dinâmica destas populações e os fatores que afetam sua capacidade de prosperarem no ambiente natural são conhecimentos importantes para o estabelecimento de estratégias de conservação de espécies (AYA-CUERO; RODRÍGUEZ-BOLAÑOS; SUPERINA, 2017). O uso de habitat pode variar conforme as condições ambientais (SHRESTHA *et al.*, 2021), e identificar áreas adequadas para populações são conhecimentos essenciais para o desenvolvimento planos de manejo, pois trás informações sobre como um indivíduo explora os recursos biológicos e físicos dentro do ambiente (ABBA *et al.*, 2016).

## 5 CAPÍTULO 1

### **Xenarthans richness and activity patterns in the Brazilian Amazon**

(Artigo submetido na revista Mammalian Biology MAMB-D-22-00068)

#### 5.1 ABSTRACT

The Amazon Forest comprises one of the richest biodiversities on the planet, but has been suffering from degradation risk. Among its inhabitants is the magna-order of the Xenarthrans, which includes the armadillos, sloths and anteaters. Five protected areas within the Amazon forest were covered by TEAM protocol of camera traps, totalizing 57,805 camera-trap day. The records made possible to describe the richness and activity patterns of Xenarthrans in the region, resulting 4,044 independent records of seven distinct Xenarthrans species. Endangered species were present in all surveyed sites and a total of seven species were identified. There was a difference in the proportion of records across the study sites. The activity patterns of all species analyzed were similar to the patterns seen in other biomes, except for *Myrmecophaga tridactyla*, which showed markedly diurnal activity. *Cabassous unicinctus* also showed a predominance of diurnal activity. The other species had a higher rate of records at night. Data were obtained from species at risk of extinction, such as *Priodontes maximus*, and species rarely seen in the region, such as *Cabassous unicinctus*. The study areas were predominantly of primary vegetation, providing information on Xenarthrans populations in well-preserved continuous forest areas, representing one of the most important datasets for the magna Order in the Amazon Biome.

**Keywords:** Pilosa, Cingulata, armadillos, anteaters, cameras-trap, Amazonian.

#### 5.2 INTRODUCTION

The Amazon represents the largest biodiversity reserve on the planet, but it has been suffering from deforestation and forest fragmentation, massively triggering an ongoing process of landscape change since the 1970s (RICHARDS *et al.*, 2014; BARLOW *et al.*, 2016; COSTA *et al.*, 2018; TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020; DA CRUZ *et al.* 2021). In some regions, forest degradation is remarkable and grows every year, causing pressure even on protected areas, especially those inserted in the deforestation arc, a region that concentrates

the highest deforestation levels in the Amazon (PAIVA *et al.*, 2020; TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020; BARROSO; MELLO, 2021; SILVA JUNIOR *et al.*, 2021).

Among the animal species found in the Amazon are the Xenarthrans, a magna-Order that includes two Orders: the Cingulata, corresponding to the armadillos, and Pilosa which includes the sloths and the anteaters. They are restricted to the Americas, with a predominantly Neotropical distribution, inhabiting since savannah, dense forest and Chacos and are considered one of the first four lineages of placental mammals (SPRINGER *et al.*, 2005; ICMBIO 2015; SANTOS *et al.*, 2019). In addition to their evolutionary importance, they are animals with unique anatomical and physiological characteristics, such as low metabolism and variable body temperature, and are considered ecologically important for soil nutrient renewal, pest control, among others – such characteristics support the importance of studies and conservation of these species (AGUILAR; SUPERINA, 2015; SANTOS *et al.*, 2019; RODRIGUES *et al.*, 2020; SUPERINA; ABBA, 2020; FEIJÓ *et al.*, 2022).

The Xenarthrans have a considerable number of species at risk of extinction - according to the International Union for Conservation of Nature's - IUCN, five species are currently listed under threat categories: *Bradypus torquatus*, *Bradypus pygmaeus*, *Myrmecophaga tridactyla*, *Priodontes maximus* and *Tolypeutes tricinctus*; another four are Near Threatened and five species are recognized as Data Deficient. In Brazil, species such as *M. tridactyla* and *P. maximus* are already considered critically endangered and probably extinct in some states (ANACLETO *et al.*, 2014; MIRANDA *et al.*, 2014; ICMBIO, 2015). The Xenarthrans have suffered from negative pressures and impacts on their habitats, with deforestation, landscape conversion to pasture or agriculture, fragmentation of the forest matrix, fires, road kills and hunting as their greatest threats (ICMBIO, 2015; SILVA *et al.*, 2020; SUPERINA; ABBA, 2020).

Species richness and chances of survival may decrease as forests are lost or degraded by direct or indirect human impact, as it has been already demonstrated in studies carried out in the Amazon Forest (BARLOW *et al.*, 2016; DECAËNS *et al.*, 2018). Modification of the environment can also affect the activity patterns of a species - information that reflects not only the adaptive physiological characteristics of the animal (e.g. maintaining body temperature), but can also provide information on interactions with biotic factors, such as prey-predator interaction, and abiotic factors such changes in landscape or degree of threat (HALLE, 2000; RAMESH; DOWNS, 2013; DI BLANCO; DI BITETTI, 2016; FREY *et al.*, 2017; LASHLEY *et al.*, 2018).



In this context, the use of cameras-trap has been shown to be useful, efficient and relatively easy to replicate in studies and monitoring programs of terrestrial mammals (AHUMADA *et al.*, 2011, 2013; CARAVAGGI *et al.*, 2020). A study conducted using camera trap following the Tropical Ecology Assessment and Monitoring (TEAM) protocol by Ahumada *et al.* (2013), demonstrated how the results obtained with this method can be used for different types of analysis and spatial indicators, such as species richness, abundance patterns, patterns of occupation and declining population trends.

Some studies have investigated how Xenarthrans species respond to changes in their habitat as described Teixeira-Santos *et al.* (2020) and Magioli *et al.* (2021), but studies in continuous forests in the Amazon Biome are scarce (BERTASSONI; RIBEIRO, 2019; FEIJÓ *et al.*, 2022). Due to their particular ecological characteristics and the growing increase in environmental degradation in the Amazon, understanding how Xenarthrans use these environments is an important knowledge for conservation and to support future studies on anthropic impacts on the maintenance of these populations. Thus, this study sought to bring information about the richness of Xenarthrans identified during years of camera-trap monitoring in five Amazonian protected areas, and to describe the detection rates and the pattern of activity of these animals.

## **5.3 MATERIAL AND METHODS**

### **5.3.1 Study area**

The five protected areas covered by the study were the following: the Gurupi Biological Reserve (hereafter, Gurupi), located in State of Maranhão; the Jamari National Forest (hereafter, Jamari), in State of Rondônia; the Terra do Meio Ecological Station (hereafter, Terra do Meio), in State of Para; the Juruena National Park (hereafter, Juruena), between the states of Mato Grosso and Amazonas; and the Maraca Ecological Station (hereafter, Maraca), in State of Roraima, all within the Brazilian Amazon Biome (Fig 1). The study sites encompasses a variety of environmental gradients - eastern and western, northern and southern Amazon, and anthropogenic pressure, within and outside the arc of deforestation (ICMBIO, 2019).

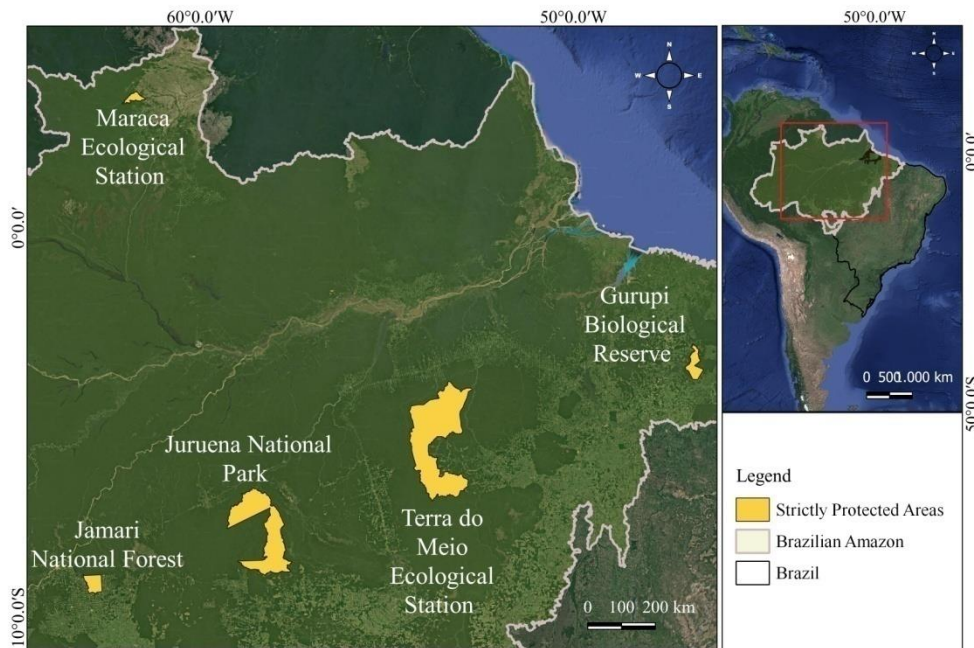


Figure 1 - Location map of study areas

Regarding the physical characteristics of the evaluated areas, with the exception of Maraca, with Seasonal Semideciduous Forest, the other areas are composed of Dense or Open Ombrophilous Forest. The altitudes of the sampled regions hardly exceed 300 meters and most of them have flat to undulated relief. According to the Köppen climate types, the predominant climate is the tropical monsoon type (Am), with an average temperature above 25°C (ALVARES *et al.*, 2013).

### 5.3.2 TEAM protocol

The TEAM - Tropical Ecology Assessment and Monitoring (ROVERO; AHUMADA, 2017) camera-trap protocol has been adopted by the Brazilian *in situ* monitoring program of National Protected Areas - Programa Monitora, coordinated by ICMBio (ICMBIO, 2019). The protocol is part of a global initiative to detect temporal trends of tropical biodiversity through the installation of cameras-trap in pre-established grids and is being used for this purpose in tropical protected areas in the African, Asian and Latin American continents (AHUMADA *et al.*, 2011, 2013; ICMBIO, 2019). Information about sample units and records can be found on the Wildlife insights platform ([www.wildlifeinsights.org](http://www.wildlifeinsights.org)).

The cameras were installed following grids with a density of one camera per square kilometer and placed at about 40 cm from the ground, during the dry season months. Cameras were programmed to work continuously for at least 30 days, 24 hours a day. The images

obtained were processed in Wild.id software (FEGRAUS; MacCARTHY, 2016), specially developed to support the TEAM protocol, and allows automatic data extraction from the records records (ICMBIO, 2019). The procedures for installing the cameras were duly authorized by the competent institution SISBIO (Biodiversity Authorization and Information System).

The records used in this project were collected between the years 2015-2019, and each protected area was covered by an average of 60 cameras, installed during the dry period (June to December) allowing a robust amount of data for the analyses, as shown in Table 1:

Table 1 - Years of sampling and sampling effort in each protected area

Unit	Area (ha)	Years of Sampling	Sampling Effort (cameras x days)
Terra do Meio	3,373,174	2016-2018	10,734
Maraca	103,519	2018	3,599
Jamari	222,156	2016-2018	14,472
Juruena	1,958,014	2016-2019	11,234
Gurupi	271,197	2015-2019	17,766

### 5.3.3 Data analysis

The data extracted by the Wild.id software includes camera identity, geographic coordinates, date and time of each record. Independent records were considered to be detections with an interval of one hour (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2013), in order to avoid sequential photos of the same animal and overestimate the amount of records. Then, the data were initially manipulated in Excel and R software (Studio Team 2020), to obtain for each identified species, the number of independent records in each protected area, thus obtaining the number of species (richness) of Xenarthrans and the proportion of records of each species.

Identification of species of the genus *Dasybus* proved to be complex, primarily due to morphological similarities between the species and image quality which was often insufficient to ensure identification to species level. Thus, to obtain more robust, reliable and meaningful information for the description of ecological data, the different species of *Dasybus* were included within the genus *Dasybus spp.* In the Brazilian Amazon, five *Dasybus* can be found: *Dasybus novencinctus*, *Dasybus beniensis*, *Dasybus kappleri*, *Dasybus pastasae*, *Dasybus septemcinctus* (FEIJÓ; CORDEIRO-ESTRELA, 2016; FEIJÓ, 2020).

The activity period for each species was estimated using the Kernel density parameter (ROWCLIFFE *et al.*, 2014; DI BLANCO; DI BITETTI, 2016; FREY *et al.* 2017; LASHLEY

*et al.*, 2018) from the “Overlap” package (RIDOUT; LINKIE, 2009; MEREDITH; RIDOUT, 2021) using the R software (Studio Team 2020), and encompassed all records.

Detection rates were calculated by the relationship of independent records and sampling effort (PARSONS *et al.*, 2017; LASHLEY *et al.*, 2018) thus obtaining the number of records of each species per sampling day, in each protected area. For this calculation, the average of all sampled years was used.

## 5.4 RESULTS

### 5.4.1 Richness and detection rate

A total effort of 57,805 trap days at the five study sites resulted in 4,044 independent records of Xenarthrans belonging to the following species: *Myrmecophaga tridactyla*, *Tamandua tetradactyla*, *Priodontes maximus*, *Dasypus spp.*, *Cabassous unicinctus*, *Euphractus sexcinctus*, and one record of *Choloepus didactylus*. Species classified in threatened categories - *M. tridactyla* and *P. maximus*, were observed within all protected areas evaluated. Representatives of species identified through cameras-trap are presented below (Fig. 2).



Figure 2 - Species recorded. (a) *Myrmecophaga tridactyla* – Gurupi; (b) *Tamandua tetradactyla* – Maraca; (c) *Cabassous unicinctus* – Jamari; (d) *Dasypus novemcinctus* – Jamari; (e) *Priodontes maximus* – Jamari; (f) *Euphractus sexcinctus* – Gurupi; (g) *Choloepus didactylus* – Terra do Meio

The number of independent records obtained for each species was: *M. tridactyla* having a total of 412 records, *T. tetradactyla* 222 records, *P. maximus* 253 records, *C. unicinctus* 35 records, *E. sexcinctus* 10 records and the genus *Dasypus spp* 3,113 records in total, composing one of the largest samples of Xenarthrans in the Amazon Biome.

Sampling effort varied across sites, as protected areas varied in the timing of adherence to the monitoring program. Maraca Ecological Station was the last to join the program, being sampled only in 2018 (ICMBIO, 2019), so the absolute number of Xenarthrans records is smaller in this area. However, when we observe the proportion of species recorded in the period, it is possible to compare the areas (Fig. 3).

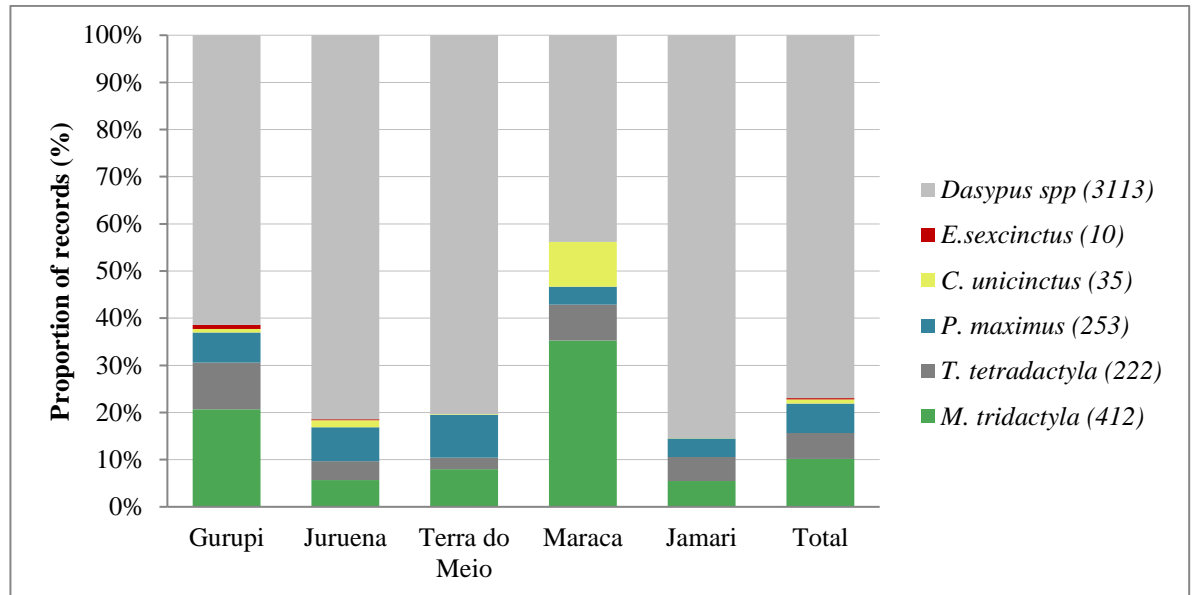


Figure 3 - Proportion of records of each species by area (%)

Sites differed in the representativeness of different Xenarthrans species. It was observed that in three out of the five areas (Jamari, Juruena and Terra do Meio), at least 80% of the records were of species of the genus *Dasyopus spp*. This genus includes one of the most generalist species of the Order, *Dasyopus novemcinctus*, a species with the highest absolute number of identifications within the genus so far. *E. sexcinctus* was observed in Gurupi and Juruena and was the species with the lowest number of records, excepting the occasional single registration of *Choloepus didactylus* in Terra do Meio area. *C uncinctus* had also a low capture rate, although it was recorded in all surveyed sites. However, in the Maraca area, the species represented almost 10% of the records.

Also noteworthy is the proportion of *M. tridactyla* records in Gurupi and Maraca, totaling at least 20% of records in Gurupi and 35% in Maraca. An average detection rate varied between 0.0107 detection/trap-day (Gurupi) and 0.0047 detection/trap-day (Jamari). The detection rates for *T. tetradactyla* varied between 0.0016 detection/trap-day in Terra do Meio, with the lowest rate, and Gurupi - 0.0051 detection/trap-day, with the highest. For *P.maximus*, the area with the major detection rate was Juruena (0.0069 detection/trap-day) and Maraca (0.0011 detection/trap-day) had the lowest number. The genus *Dasyopus spp*. shows the lowest number of registers in Maraca (0.0125 detection/trap-day) and Juruena presented de major (0.0776 detection/trap-day). For the *C. uncinctus*, Maraca had the highest detection rate (0.0028 detection/trap-day), and Jamari, the lowest (0.0001 detection/trap-day). The *E. sexcinctus*, the species with the lowest number of registers, demonstrate a detection rate between 0.0002 detection/trap-day (Juruena) and 0.0005 detection/trap-day (Gurupi), and

no evidence of this species was observed in this study in the Jamari, Maraca and Terra do Meio.

#### 5.4.2 Activity patterns

The activity period graphs for the identified species are presented below (Fig. 4), excepting the single record of *Choloepus didactylus*.

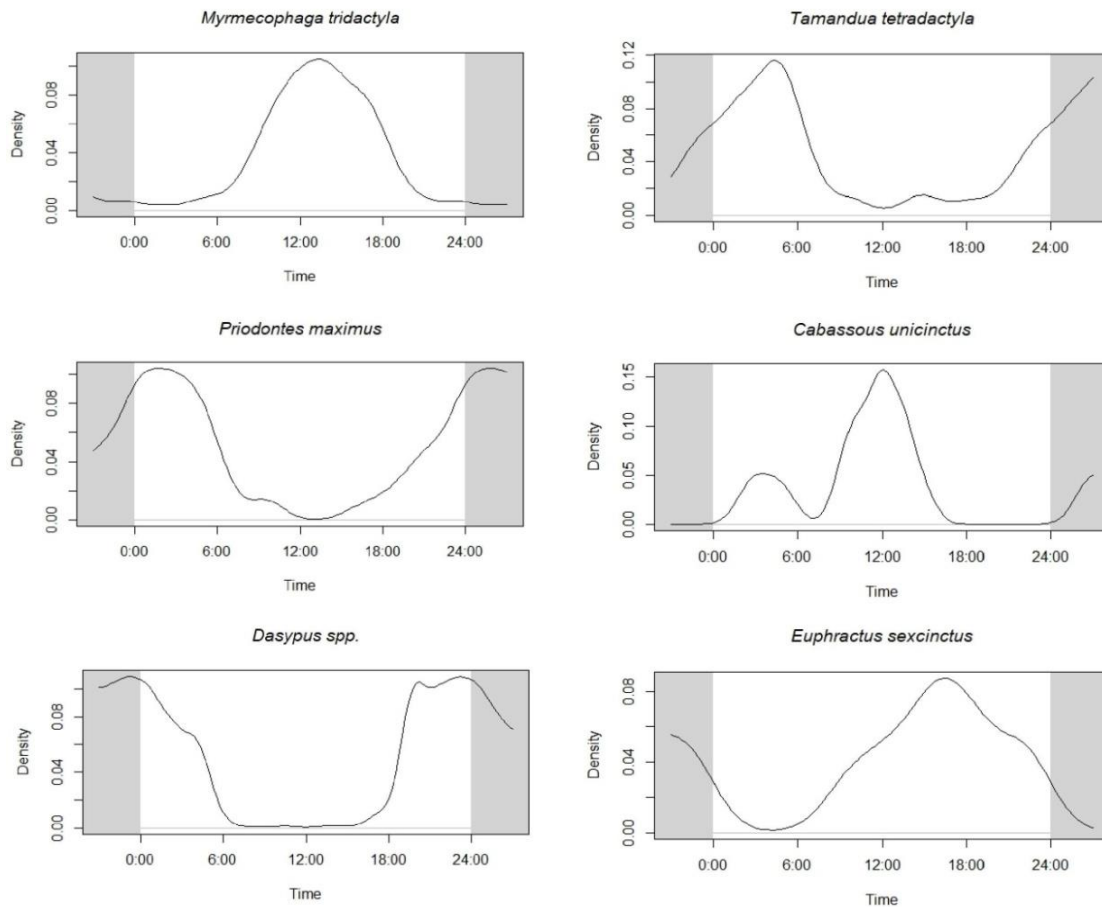


Figure 4 - Activity patterns by species

Through the above graphs, it is possible to observe that both *M. tridactyla* and *C. unicinctus* showed predominantly diurnal activity. *M. tridactyla* presented 87.4% in the daytime recording periods (06h to 18h), with emphasis on greater activity during the hottest periods of the day, with an average of records at 13h28  $\pm$  1h31 and median at 16h05. The *C. unicinctus* showed mean detection at 10h20  $\pm$  3h51, and median of 11h44. The other species presented more than 80% of the records during the night period (18h to 06h). *T. tetradactyla* had the highest number of records after dusk, mean activity period of 8h22  $\pm$  7h41, and with higher detection density between 4h and 6h and median of 5h05. *P. maximus* showed greater



activity from 23h to 5h, with a mean of 9h18±8h41 and median of 04h53 and the genus *Dasybus spp* had an average of 13h11 ±9h25, median of 19h14, with prevalent activity until 5h. *E. sexcinctus* had most of its records late afternoon, with a mean of 16h25 ±4h13 and median of 16h16. The only record of *Choloepus didactylus* occurred at night, at 1h03, in Terra do Meio Ecological Station, which is considered an occasional detection, since they are arboreal animals.

## 5.5 DISCUSSION

This study provides baseline information about the ecology of Xenarthrans in the Brazilian Amazonian based on a standardized protocol implemented across several sites. This facilitates comparisons between the areas and will allow valuable spatial and temporal analysis over time (AHUMADA *et al.* 2013). In addition, sampling effort was large enough to provide sufficient data for activity analysis, despite the low densities of the analyzed species (LOUGHRY; McDONOUGH, 2013; LASHLEY *et al.*, 2018; KAYS *et al.*, 2020).

The sampling sites were predominantly of primary vegetation, providing information on Xenarthrans populations in well-preserved continuous forest areas, even in protected areas that are inserted in the Amazon Deforestation Arc and that have suffered with great anthropogenic pressure, such as Gurupi and Jamari (CELENTANO *et al.*, 2018; PAIVA *et al.*, 2020). According to Bertassoni and Ribeiro (2019), there are few studies on populations of *M. tridactyla* in continuous forests, and there is also few information on the ecology and conservation of other Xenarthrans species in the Amazon Biome, mainly to the low coverage sampling in region, including protected areas (FEIJÓ *et al.*, 2022).

Of the ten species of terrestrial Xenarthrans that can be found in the Biome, six were confirmed through photographic records: *M. tridactyla*, *T. tetradactyla*, *P. maximus*, *E. sexcinctus*, *C. uncinatus*, *D. novemcinctus*. However, the richness of terrestrial Xenarthrans can increase through the identification of *Dasybus* species. In the last decade, the complex *Dasybus* species has been studied and undergone taxonomic revisions and evolutionary investigations (FEIJÓ; CORDEIRO-ESTRELA, 2016; BILLET *et al.*, 2017; FEIJÓ *et al.*, 2019). It is known that *D. novemcinctus*, *D. beniensis*, *D. pastasae* and *D. kappleri* are inhabitants of Amazon Biome. These species show some morphological differences like size, differences in pelvic shield and scales in caudal sheath, among others structures, in addition to inhabiting different biogeographic regions (FEIJÓ, CORDEIRO-ESTRELA, 2016). However, the



precise identification of the structures through the photographic records that differentiate the family *Dasypodidae* proved to be difficult and requires further studies.

The species with fewer records are *C. uncinctus* and *E. sexcinctus*. The *C. uncinctus* was formerly not considered an inhabitant of dense Forest (ANACLETO, 2006), but in recent years the presence of this species in the Amazon rainforest was confirmed, went through taxonomic revalidation, and is considered a difficult species to be sighted (ANACLETO *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2019; FEIJÓ; ANACLETO, 2021). While *E. sexcinctus* is also rarely seen in the region, despite its wide geographic distribution. In this study, it was recorded only in the Biological Reserve of Gurupi, in the state of Maranhão and at the National Park of Juruena, within the area encompassed by Mato Grosso State. However, there are records in the literature of this species in the middle Amazon river and Amapá State (LIMA *et al.*, 2009).

Although there is no consensus on the direct relationship between detection rate, abundance, and density of species, this is one of the tools for longitudinal monitoring of wildlife populations (SOLLMAN *et al.*, 2013; PARSONS *et al.* 2017), especially those that do not have individual physical markings, as it is the case of most of Xenarthrans. Differences in detection rates were observed between some areas, and more investigation is necessary. As an example, there are some spatial differences between areas, such as Gurupi and Maraca. These areas have characteristics of transitional vegetation, between dense Forest and savanna, and may suggest preferential habitat for species such as *M. tridactyla* and *C. uncinctus*, which showed higher detection rates in these areas.

The activity pattern of a species can change for several reasons (RAMESH; DOWNS, 2013; AYA-CUERO *et al.*, 2017; FREY *et al.*, 2017), among them the temperature of the environment, a significant factor for the activity rates of Xenarthrans due to the low basal metabolism of these species (AGUILAR; SUPERINA, 2015; SUPERINA; ABBA, 2020; GIROUX *et al.*, 2021). In the Brazilian Savannah, according to Giroux et al (2021), forest are more used by *M. tridactyla* both on hot and colder days, as they provide thermal shelter and against rain and strong winds.

Studies on the activity pattern of *M. tridactyla* demonstrate the cathemeral nature of this species, with activity periods influenced by characteristics of the environment where they live, especially temperature (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007; DESBIEZ; MEDRI, 2010; DI BLANCO; DI BITETTI, 2016; BERTASSONI *et al.* 2017; GIROUX *et al.*, 2021). The species can also alter its activity pattern in the face of threats, such as within sites that suffered from anthropic interference and was already been

describes for several species (GAYNOR *et al.*, 2018; BERTASSONI; RIBEIRO, 2019; PETRAZZINO; AGUIAR, 2021). Thus, in addition to obtaining information on the ecology of the specie, monitoring possible temporal changes in the activity pattern of the species can raise suspicions about increasing disturbance in the region, either by direct human interference, such as hunting, or by deforestation, situation that can alter the local microclimate, increase the edge effect of forest fragments and cause temperature rise within the forest (PREVEDELLO *et al.*, 2019).

In this study in the Amazon rainforest, unlike what occurs in several regions, *M. tridactyla* displayed markedly diurnal activity and during the hottest period of the day, with less than 20% of occurrences at night. One hypothesis is that forests provide milder temperatures in their interior (MOURÃO; MEDRI, 2007; BERTASSONI; RIBEIRO, 2019), allowing the species to be active during the day. In the region of the State Environmental Protection Area of the Devonian Escarpment, in the State of Parana, a place of mild temperatures (according to Köppen, humid subtropical mesothermal climate) and predominance of a open vegetation formation, the species presented most records between 15 and 19h (BRAGA, 2010). In others regions, like Pantanal and Cerrado, the species is nocturnal, but in colder days it tends to start its activity earlier, being also recorded during the day (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007; ROSA, 2007; GIROUX *et al.*, 2021; PETRAZZINO; AGUIAR, 2021). Activity during both daytime and nighttime periods was found in Iberá National Park, Argentina (DI BLANCO; DI BITETTI, 2016).

The activity pattern of *M. tridactyla* also draws attention to the prey-predator relationship in the region, since the species main predators are large felids, such as *Panthera onca*, which have predominantly nocturnal activity (HARMSEN *et al.*, 2011; FOSTER *et al.*, 2013). The relationship between *M. tridactyla* and predators needs further studies in the region.

Like *M. tridactyla*, *C. unicinctus* showed greater activity during the day, with higher density of records between 10 and 14 h, as reported by Anacleto (2006) and Bonato *et al.* (2008) in the Brazilian Savanna (Cerrado) and that found for *C. unicinctus squamicaudis* in the Brazilian wetland (Pantanal), by Desbiez *et al.* (2018). In the present study, seven occurrences were recorded in the nocturnal period, representing 20% of the occurrences, but in the Pantanal the species *C. unicinctus squamicaudis* appears to be exclusively diurnal (DESSBIEZ *et al.*, 2018). According to Anacleto (2006), records of the genus *Cabassous* in forests are rare.

It is noteworthy that the genus *Cabassous* underwent taxonomic revalidation in the past year (2021), where it was found that *C. unicinctus* and *C. squamicaudis* are different species, the first being a Forest inhabitant with a geographical distribution in the Amazon Biome and the second, an inhabitant of open areas, occurring in the Cerrado and Pantanal (FEIJÓ; ANACLETO, 2021). Thus, given the geographic distribution and morphological characteristics observed in the study, the animals belonging to the genus *Cabassous* recorded were classified as *Cabassous unicinctus* and therefore, the information on activity patterns presented in this study is the first for this species.

The predominantly nocturnal activity pattern of *P. maximus* is consistent with that found in the Brazilian Cerrado and Colombia (SILVEIRA *et al.*, 2009; AYA-CUERO *et al.*, 2017; LEMOS *et al.*, 2020), and matches the activity obtained outside the burrow found in the Peruvian Amazon (PITMAN *et al.*, 2004).

Marked nocturnal activity for *T. tetradactyla* matches found by Albanesi *et al.* (2016) in their study in northeastern Argentina. However, it should be noted that this species has semi-arboreal habits, and the records were obtained only at ground level. The *E. sexcinctus* had predominantly daytime activity and three nocturnal records (30%), similar to that found in the Pantanal (BONATO *et al.*, 2008; MEDRI 2008; MACCARINI *et al.*, 2015) and of that encountered in the and Cerrado of Mato Grosso State (ANACLETO, 2006). However, there were only ten records were obtained for the species more studies are needed for this animal in the Amazon Biome.

The *Dasypus spp* species were grouped at the genus level due to the complex identification of species through photographic records. However, the information on activity patterns in the literature is mostly from *D. novencinctus*, with predominantly nocturnal activity, the same as found in this paper study (MACARRINI *et al.*, 2015).

This study presents a robust amount of data, but it has some limitations. It should be noted that cameras have always been installed during the dry season, and activity patterns of Xenarthrans may vary according with temperature or rainfall. In addition, flood periods can also influence the area's occupation (COSTA *et al.*, 2018) increasing or decreasing the probability of detection. Another issue is that when we consider the detection/non-detection relationship, that is, not detecting a species, given that it is present (MACKENZIE *et al.*, 2002; RIDOUT; LINKIE, 2009; LASHLEY *et al.*, 2018). One of the species that can be most affected by non-detection is *T. tetradactyla*, due to its semi-arboreal habits, and it should be taken into consideration when interpreting the results.

## 5.6 CONCLUSION

All the Amazon Biome, including protected areas have been facing threats of exploration and deforestation, which has increased again due the current Brazilian public politics (BULLOCK *et al.*, 2020; PAIVA *et al.*, 2020; SILVA JUNIOR *et al.*, 2021), and together with the increase in forest fires, there is the potential to severely affect Xenarthrans (SILVA *et al.*, 2020).

Direct and indirect anthropogenic impacts have the power to endanger wild animal species (BARLOW *et al.*, 2016; CARVALHO JUNIOR *et al.*, 2021). Some species can change their activity patterns according to environmental characteristics, such was described for *M. tridactyla* (GIROUX *et al.*, 2021), but their activity can also change by anthropic interference. Thus, knowing this ecological characteristic can provide information on how these species can respond to environmental changes. There are many gaps to be filled about these animals in the Amazon rainforest, and the continuity of trapping could shed light on different ecological knowledge of these populations, and will allow the observation of temporal trends of these populations. Knowing these populations and identifying their ecology patterns are important knowledge for the conservation of these species, which are unique to the Americas, in the present and in the future.

### Acknowledgements

We thankful for managers, field technicians and collaborators of ICMBio for the fundamental contribution in the obtaining data in the field. Maíra Prestes Margarido was supported by Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

## 6 CAPÍTULO 2

### Uso do habitat do tatu-canastra *Priodontes maximus*, Kerr, 1792 (Xenarthra: Cingulata) na Amazônia brasileira

#### 6.1 RESUMO

A Floresta Amazônica vem sofrendo com impactos antrópicos e mudanças em sua paisagem. A região é conhecida pela rica biodiversidade e os Xenarthras estão entre as espécies encontradas região. A magna Ordem dos Xenarthras engloba tatus (Ordem Cingulata), preguiças e tamanduás (Ordem Pilosa), e possuem origens remotas, em torno de 65 milhões de anos. O *Priodontes maximus* é hoje o maior representante da Ordem Cingulata, e segundo a IUCN, está ameaçado de extinção (Vulnerável A2cd), e já é considerado criticamente ameaçado em diversas regiões, demonstrando sua susceptibilidade a alteração do habitat. São animais raros de serem avistados e difíceis de serem estudados em ambientes de floresta densa, já que ocorrem em baixas densidades e são noturnos. As armadilhas fotográficas são ferramentas para estudos de animais silvestres, permitindo o acesso a informações inclusive de animais crípticos, como o *P. maximus*. Cinco Unidades de Conservação no Bioma Amazônico brasileiro foram contempladas pelo Protocolo TEAM de monitoramento de fauna, o qual estabelece uma padronização na utilização de armadilhas fotográficas em florestas tropicais, permitindo a coleta de informações valiosas de espécies silvestres. Através destes dados, somados a variáveis ambientais, buscamos informações sobre como a espécie utiliza seu habitat, através de modelos de ocupação do tipo *single season*. Os modelos gerados demonstraram que a probabilidade de uso do habitat varia conforme a altitude e altura do dossel, porém não houve relação entre proximidade de água, distância para borda das unidades ou área antrópica. Os resultados trazem informações sobre populações ainda pouco estudadas e pode orientar trabalhos futuros da espécie na região.

**Palavras-chave:** Cingulata; Tatu-canastra; Armadilha fotográfica; Protocolo TEAM.

#### 6.2 ABSTRACT

The Amazon Forest has been suffering from anthropic impacts and changes in its landscape. The region is known for rich biodiversity and the Xenarthrans are among the species found in the region. The magna Order of Xenarthrans includes armadillos (Order Cingulata), sloths and anteaters (Order Pilosa), and has remote origins, more than 65 million years ago. *Priodontes maximus* is today the largest representative of the Cingulata Order, and according to the

IUCN, it is endangered for extinction (Vulnerable A2cd), and is already considered critically endangered in several regions, demonstrating its susceptibility to habitat alteration. They are rare animals to be seen and difficult to study in dense forest environments, as they occur at low densities and have nocturnal habits. Camera traps are important tools for studying wild animals, allowing access to information even on cryptic animals, such as *P. maximus*. Five protected areas in the Brazilian Amazon Biome were covered by the TEAM Protocol for fauna monitoring, which establishes a standard for the use of camera traps in tropical forests, allowing the collection of valuable information on wild species. Through these data, added to environmental variables, we seek information on how the species uses its habitat, through single season occupancy models. The generated models showed that the probability of habitat use varies according to the altitude and canopy height, but there was no relationship between proximity to water, distance to the edge of the units or anthropic area.

**Keywords:** Cingulata; Giant armadillo; Camera trap; TEAM Protocol.

### 6.3 INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica passa há décadas pela ameaça do desmatamento e mudanças em sua paisagem, e nos últimos anos as ameaças antrópicas voltaram a se intensificar na região (FERRANTE; FEARNESIDE, 2020; FEARNESIDE, 2021; SILVA JUNIOR *et al.*, 2021). Além do desmatamento, houve um aumento dos incêndios florestais (DOS REIS *et al.*, 2021; MENEZES *et al.*, 2021), liberação de novos empreendimentos e rodovias, incluindo em áreas protegidas (PAIVA *et al.*, 2020).

A magna Ordem Xenarthra engloba os tatus (Ordem Cingulata), tamanduás e preguiças (Ordem Pilosa) e tem origem há pelo menos 65 milhões de anos (DELSUC *et al.*, 2001; DELSUC; VIZCAÍNO; DOUZERY, 2004). Estes animais formam um dos quatro cladogramas basais dos mamíferos placentários e os únicos que são exclusivamente sul-americanos (SUPERINA; ABBA, 2014; AYA-CUERO; RODRÍGUEZ-BOLAÑOS; SUPERINA, 2017). Os tatus são representantes dos extintos gliptodontes e são facilmente identificados pela presença de carapaça (LOUGHRY *et al.*, 2015). Hoje, no Brasil, a Ordem Cingulata forma um grupo de cerca de 14 espécies (MIRANDA *et al.*, 2015; FEIJÓ; CORDEIRO-ESTRELA, 2016; FEIJÓ; ANACLETO, 2021).

Atualmente o maior representante da Ordem Cingulata é o *Priodontes maximus* (Figura 1), podendo atingir 150 cm de comprimento e mais de 30 kg (CARTER; SUPERINA; LESLIE, 2016), tem hábitos solitários, ocupam grandes extensões territoriais, são noturnos e raros de serem avistados (AYA-CUERO; RODRÍGUEZ-BOLAÑOS; SUPERINA, 2017; QUIROGA *et al.*, 2017; DESBIEZ *et al.*, 2020a; LEMOS *et al.*, 2020).



Figura 1 - *Priodontes maximus* na Reserva Biológica do Gurupi (2017).

A espécie é originalmente distribuída em 11 países, ocupando diferentes ecossistemas, de florestas a savanas (ABBA *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*, 2019; DESBIEZ *et al.*, 2020). Porém, apesar de sua ampla distribuição geográfica, é uma espécie considerada como Vulnerável (A2cd) a nível global para o risco de extinção, segundo a *Red List* da IUCN, principalmente pela perda de habitat (ANACLETO *et al.*, 2014b). Regionalmente, é classificado como em perigo de extinção nos países Paraguai, Venezuela e Argentina, é considerado regionalmente extinto no Uruguai, e no Brasil é considerado Criticamente em Perigo no Bioma Mata Atlântica (SRBEK-ARAUJO *et al.*, 2009; ANACLETO *et al.*, 2014; CHIARELLO *et al.*, 2015, DI BLANCO, SUPERINA, 2019) e vêm passando por grandes ameaças devido a redução e fragmentação do habitat no Cerrado (FERRAZ *et al.*, 2021). No Bioma Amazônico, estudos sobre tatu-canastra são escassos (ANACLETO, 2006; MIRANDA *et al.*, 2015).

Segundo Vynne *et al.* (2011), o *P. maximus* demonstra ser altamente seletivo na seleção de seu habitat, tornando a espécie mais sensível as mudanças na paisagem (VYNNE *et al.*, 2011). Além do mais, as espécies de tatus em geral, incluindo o *P. maximus*, são muito susceptíveis as queimadas, problema que vem aumentando em locais de sua ocorrência (SILVA *et al.*, 2020; SUPERINA; ABBA, 2020; MENEZES *et al.*, 2021), incluindo na Amazônia (SILVA JUNIOR *et al.*, 2021).

Obter informações sobre a presença de uma espécie elusiva, como o *P. maximus*, é um desafio (CARTER; SUPERINA; LESLIE, 2016; DESBIEZ *et al.*, 2020b; FERRAZ *et al.*, 2021), e as armadilhas fotográficas vêm sendo cada vez mais utilizadas para a obtenção de diferentes informações ecológicas, como riqueza, abundância, uso do habitat, entre outros (AHUMADA *et al.*, 2011; ROVERO; AHUMADA, 2017). Desde 2016, o Protocolo TEAM

de armadilhamento fotográfico vem sendo utilizado para a coleta de dados sobre a fauna de florestas tropicais no mundo todo, e tem como o objetivo principal padronizar a coleta de informações e assim obter a tendência temporal de ocupação destas populações diante das mudanças espaciais e climáticas (JANSEN; AHUMADA; FEGRAUS, 2014; ROVERO; AHUMADA, 2017). Ao todo, cinco áreas protegidas dentro do Bioma Amazônico foram contempladas pelo Protocolo, e desde então registros importantes sobre o *P. maximus* foram coletados.

Conhecer características destas populações e os fatores que afetam a capacidade destes animais prosperarem no ambiente natural são conhecimentos importantes para o estabelecimento de estratégias de conservação de espécies (AYA-CUERO; RODRÍGUEZ-BOLAÑOS; SUPERINA, 2017; WILLIAMS *et al.*, 2021). Aqui apresentamos registros de *P. maximus* em cinco áreas protegidas inseridas na Floresta Amazônica, e em conjunto com as análises espaciais, buscamos entender alguns parâmetros relevantes que possam interferir no uso do habitat pela espécie na região. Assim, buscamos testar as hipóteses de que o *P. maximus* prefira florestas densas, com menor impacto humano, com maiores valores de declividade e altitude, e evite áreas próximas a rios. Utilizamos o modelo de ocupação do tipo *single season* (MACKENZIE *et al.*, 2002) para a investigação destas hipóteses.

#### **6.4 MATERIAL E MÉTODOS**

As cinco Unidades de Conservação englobadas neste trabalho foram contempladas pelo Protocolo TEAM de monitoramento de vida silvestres. Todas então inseridas no Bioma Amazônico. São elas: Estação Ecológica Terra do Meio (Esec Terra do Meio) no Estado do Pará, Estação Ecológica Maracá (Esec Maracá) no Estado de Roraima, Floresta Nacional do Jamari (Flona Jamari), no Estado de Rondônia, Parque Nacional Juruena (Parna Juruena), entre os Estados de Mato Grosso e Amazonas e Reserva Biológica do Gurupi (Rebio Gurupi), no Estado do Maranhão (Figura 2).



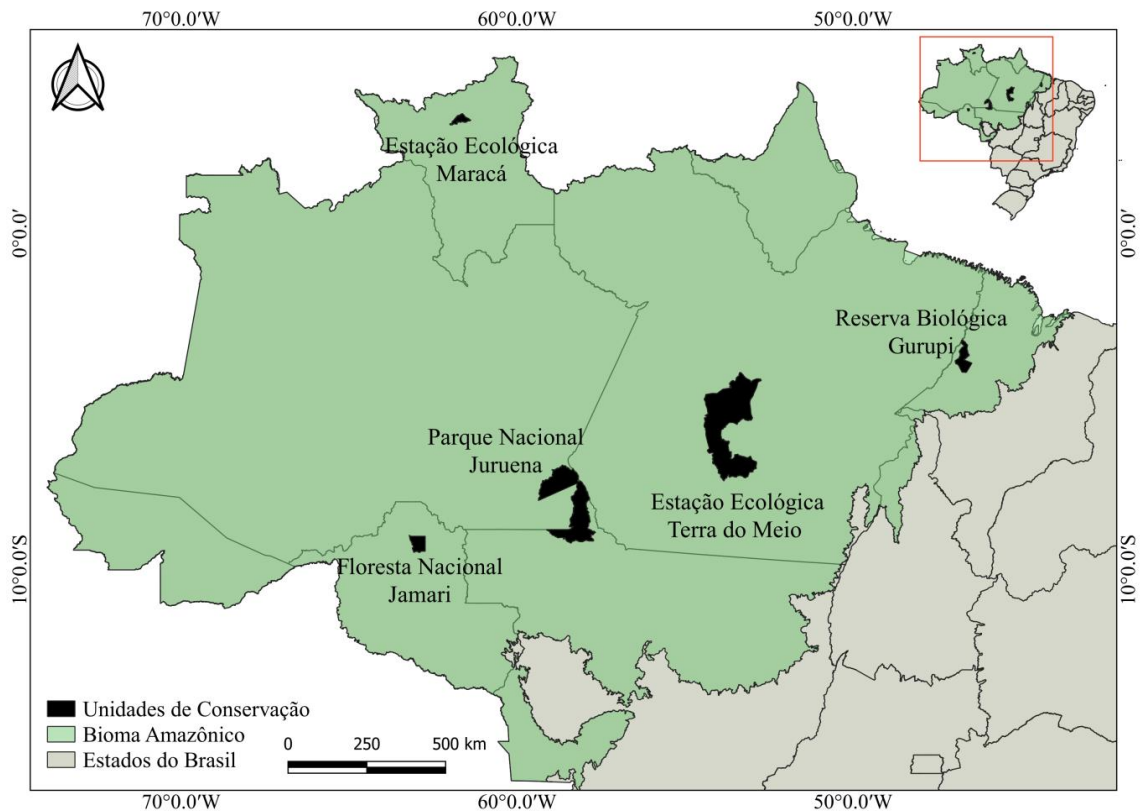


Figura 2 - Mapa de localização das áreas amostradas, limites dos Estados Brasileiros e o limite do Bioma Amazônico

Estas áreas representam diversas regiões do Bioma, dentro e fora do arco do desmatamento, representando regiões da Amazônia com diferentes pressões antrópicas. As Florestas Ombrófila Densa ou Aberta predominam nas áreas amostradas, com exceção da ESEC Maracá, com predomínio, em especial em sua porção leste, de Floresta Estacional Semidecidual (ICMBIO, 2011; MMA/ICMBIO, 2015a, 2015b; MENDONÇA *et al.*, 2021). As altitudes das regiões amostradas dificilmente ultrapassam os 300 metros e a maioria possui relevo plano a ondulado. O clima predominante, de acordo com os tipos climáticos de Köppen, é do tipo monção tropical (Am), com temperatura média acima de 25°C (ALVARES *et al.*, 2013).

As armadilhas fotográficas foram instaladas a cerca de 40 centímetros do chão, em uma densidade média de uma câmera a cada dois quilômetros quadrados, seguindo uma espacialização pré-definida (grid) de pontos de amostragem (ICMBIO, 2019). A instalação de forma homogênea das câmeras é recomendada para modelos de ocupação, segundo Rovero e Zimmerman (2016). A disposição das armadilhas fotográficas pode ser observada na Figura 2, tendo como exemplo a Estação Ecológica Maracá (ESEC Maracá). Em cada área foram dispostos de 60 a 90 equipamentos, e os registros ocorreram por no mínimo 45 dias consecutivos, sempre durante a estação seca (ICMBIO, 2019). As câmeras registram 24 horas

por dia e as imagens foram pré processadas no software Wild.ID (<https://www.wildid.app/>), especialmente desenvolvido para apoiar o Protocolo TEAM (JANSEN; AHUMADA; FEGRAUS, 2014; ICMBIO, 2019). A instalação das câmeras faz parte do Programa Monitora do ICMBio (ICMBIO, 2019), sendo o órgão responsável pelo Protocolo na região e que gentilmente disponibilizou os dados utilizados para este trabalho. As imagens das câmeras foram obtidas através da página *Wildlife insights* (<https://www.wildlifeinsights.org/>). Para o presente trabalho, seguindo a metodologia *single seanson*, utilizamos dados do ano de 2018. O esforço amostral deste ano pode ser observado a seguir (Tabela 1).

Tabela 1 - Esforço amostral em cada área protegida no ano de 2018

Unidade de Conservação (UC)	Área da UC (hectares)	Esforço Amostral (câmeras x dias)
Esec Terra do Meio	3.373.174	2655
Esec Maracá	103.519	3599
Flona Jamari	222.156	4104
Parna Juruena	1.958.014	2280
Rebio Gurupi	271.197	3009

Com o objetivo de compilar dados de preferências no uso do habitat pela espécie, realizamos um levantamento bibliográfico buscando manuscritos publicados que relacionam diretamente a presença do *P. maximus* a diferentes características ambientais, independente do Bioma de estudo ou metodologia de coleta de informações. A partir destas informações, hipóteses de modelos de ocupação puderam ser formuladas.

No presente trabalho, abordamos o uso do habitat seguindo a metodologia *single season* (estação única) (MACKENZIE *et al.*, 2002, 2006; ROVERO; ZIMMERMANN, 2016). Para tanto, escolhemos o ano de 2018 para o modelo, pois neste ano todas as Unidades de Conservação foram amostradas. Todas as análises de ocupação foram realizadas no software RStudio (RStudio Team, 2020), utilizando o pacote “Unmarked” (FISKE; CHANDLER, 2011).

Os modelos de ocupação assumem alguns pressupostos como: população fechada, a independência entre os eventos, a probabilidade de detecção constante entre os sítios e que as espécies alvo sejam corretamente identificadas (MACKENZIE; BAILEY, 2004; BAILEY; MACKENZIE; NICHOLS, 2014). Portanto, as fotos foram revisadas para assegurar a correta identificação do *P. maximus*. Utilizamos os registros de uma única estação de amostragem, respeitando a premissa de população fechada e, podemos considerar que os sítios de amostragem possuem a mesma probabilidade de detecção e que são independentes, uma vez que houve randomização dos locais de instalação das câmeras, sem priorizar alguma espécie

ou local, seguindo as recomendações do Protocolo TEAM. Desta forma, consideramos os dados como adequados para a análise proposta.

Cada ocasião de amostragem foi definida por um período de cinco dias (CARVALHO JUNIOR, *et al.*, 2021; WILLIAMS *et al.*, 2021), formando um evento de detecção. Foi então criada a matriz do histórico de detecção do *P. maximus*, com valores de 0 (não detecção) e 1 (detecção). Primeiramente, foi calculado o *naïve occupancy* “ocupação ingênua”, através da relação entre o total de câmeras que detectaram a espécie e o total de câmeras instaladas (MACKENZIE *et al.*, 2002; WAGNON; SERFASS, 2016). Na sequência, os modelos de ocupação foram preparados, inserindo as variáveis de interesse.

As variáveis espaciais foram escolhidas de acordo com a literatura consultada e de acordo com a possível importância para a presença do *P. maximus* na região. Inicialmente, foram realizados levantamentos bibliográficos sobre o habitat da espécie. Foram considerados trabalhos que diretamente apontaram uma maior ou menor ocorrência de *P. maximus* relacionados aos diferentes características ambientais. Assim, com base no levantamento de dados e no levantamento de hipóteses, foram coletados para cada sítio de amostragem as seguintes variáveis: a declividade (em graus), a altitude, a cobertura do solo, a altura do dossel, distância para água, distância para a borda da Unidade de Conservação. Testamos o grau de correlação (correlação de Pearson) entre estas variáveis e não houve correlações significativas ( $r > 0,6$ ) entre estas variáveis (WANG *et al.*, 2019). Para a extração das informações e manipulação dos dados espaciais, utilizamos o software QGIS 3.16.

As variáveis altitude, declividade e hidrografia foram obtidas através de imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), com resolução espacial de 30 metros, obtidos através da plataforma Earth Explore USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Para as análises de “distância para água”, os cursos hídricos de primeira ordem foram excluídos na análise por serem difíceis de terem a presença confirmada através de imagens de satélite (com base em imagens Sentinel 2A, resolução espacial de 10 metros) e sofrerem maior variação entre meses de seca e cheia.

Para caracterizar a cobertura vegetal, utilizamos os dados de cobertura do solo referente ao ano de 2018 do Mapbiomas (<https://mapbiomas.org/>), que apresenta resolução espacial de 30 metros. Para buscar representar a cobertura do solo, uma vez que todas as câmeras foram instaladas em área de floresta, estabelecemos um buffer com raio de 750 metros ao redor de cada sítio, e então calculamos a área ocupada por floresta, savana (savana e vegetação campestre), uso antrópico (pastagens, agricultura, mineração) e água (rios, lagos). A escolha do tamanho do buffer é justificada por ser o maior raio encontrado, com uma baixa

sobreposição entre as câmeras e ser menor do que a área de vida estimada para a espécie (SILVEIRA *et al.*, 2009). Representar paisagens através de métricas obtidas por buffers é um método já realizado por outros autores (TAN *et al.*, 2017; WANG *et al.*, 2019).

O Global Forest Canopy Height (GFCH) fornece dados sobre altura do dossel, resultando em um valor de 0-60, onde a mensuração da altura de dossel é feita em metros. A resolução espacial é de 30 metros e os dados disponíveis são referentes ao ano de 2019 (POTAPOV *et al.*, 2021). Inserimos esta variável uma vez que árvores nativas de maior porte podem indicar maior conservação das áreas (HANSEN *et al.*, 2019; POTAPOV *et al.*, 2021) e regiões de floresta de terra firme possuem em geral árvores mais altas do que as regiões de floresta de várzea e igapós (HAUGAASEN; PERES, 2005), podendo também então sugerir tais variações de vegetação características da floresta Amazônica. As informações sobre o GFCH podem ser obtidas no site <https://glad.umd.edu/dataset/gedi>

Após a realização da matriz de detecção e a obtenção das variáveis, iniciamos a elaboração dos modelos de ocupação. Para tanto, elaboramos as seguintes hipóteses, que podem ser observadas na Tabela 2:

Tabela 2 - Variáveis quantitativas que foram consideradas como importantes para a probabilidade de ocupação ( $\psi$ ) ou probabilidade de detecção ( $p$ ) para o *P. maximus*. Hipóteses com influência positiva (+) ou negativa (-) foram atribuídas a cada parâmetro.

Variável	Importância ecológica	( $\psi$ )	( $p$ )
Distância da água	Evitam solos encharcados e proximidade de água	+	
Cobertura do solo	Preferem áreas com maior proporção de florestas e evitam áreas com uso antrópico	+	+
Altitude	Preferem áreas com maiores altitudes	+	+
Declividade	Maior declividade é associada a maior quantidade de tocas para algumas espécies de tatus	+	+
Altura do dossel	Presença de árvores maiores pode indicar maior preservação	+	
Distância para a borda da UC	Áreas na borda da UC podem representar menor proteção contra caça	+	

UC: Unidade de Conservação

Foram então elaborados modelos de ocupação e detecção através do pacote “Unmarked”. O modelo global, incluindo todas as variáveis, foi testado para adequação e dispersão (*goodness-fit*), obtendo  $c\text{-hat} < 1$  e assim, validando o modelo. O  $c\text{-hat}$  foi obtido através do pacote “AICmodavg” (MAZAROLLE, 2020). Os modelos foram então testados através do método *Akaike Information Criterion* (AIC), onde os modelos com classificação mais alta recebem um menor AICc, considerando como adequados somente os modelos com  $\Delta\text{AIC} < 2$  (BURNHAM; ANDERSON, 2004). Através do teste AIC também obtivemos as variáveis com maior peso para a probabilidade de ocupação. A obtenção de correlações significativas entre as variáveis e as probabilidades de detecção ou ocupação foram realizadas através do pacote “MuMIn” (BARTON, 2022) em ambiente R, seguindo recomendação de Rovero e Zimmerman (2016).

## 6.5 RESULTADOS

Com base na literatura, notamos que existem poucos dados sobre as características mais relevantes para o uso do habitat pelo *P. maximus* na Amazônia. A maior parte dos dados foi coletada no Bioma Cerrado, em sua maioria através da observação direta e por armadilhas fotográficas. Nota-se que a espécie foi mais avistada em áreas naturais preservadas e uma há variedade de informações sobre sua presença próxima a água. Não existe um consenso sobre a preferência de áreas abertas ou densas, que pode ser justificado pela ampla variedade de Biomas que a espécie ocorre. O resumo deste levantamento pode ser observado a seguir (Tabela 3).

Tabela 3 - Características do habitat descritos na literatura para o *P. maximus*

Autor	Características de habitat	Bioma	Método	Trabalho
Anacleto, 2006	Cerrado bem preservado	Cerrado	Observação direta	Distribuição, dieta e efeitos das alterações antrópicas do cerrado sobre os tatus
Meritt Jr, 2006	Mata ripária, solo solto e arenoso	Chaco do Paraguai	Observação direta	Research Questions on the Behavior and Ecology of the Giant Armadillo ( <i>Priodontes maximus</i> )
Silveira et al, 2009	Prefere cerrado aberto, pastagens e margens de áreas alagadas	Cerrado	Observação direta, armadilha fotográfica	Ecology of the Giant Armadillo ( <i>Priodontes maximus</i> ) in the Grasslands of Central Brazil
Abba;Superina, 2010	Perto da água em habitats de floresta tropical primária não perturbados. Tocas geralmente em pastagens ou áreas abertas da floresta	Não especificado	Não especificado	The 2009/2010 Armadillo Red List Assessment

Vynne et al, 2011	Evitam áreas antrópicas e solo encharcado. Tocas em vegetação intacta, bem preservada e aberta	Cerrado	Observação direta de tocas	Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado
Aya-Cuero et al, 2017	Preferência por florestas ripárias e tocas em locais com alta declividade	Lhanos da Colômbia	Observação direta, armadilha fotográfica	Population density, activity patterns, and ecological importance of giant armadillos ( <i>Priodontes maximus</i> ) in Colombia
Desbiez et al, 2020	Evita áreas inundadas e abertas	Pantanal	Observação direta, armadilha fotográfica	Comparing density estimates from a short-term camera trap survey with a long-term telemetry study of giant armadillos ( <i>Priodontes maximus</i> )
Lemos et al, 2020	Floresta nativa, poucos registros em pasto	Cerrado e Mata Atlântica	Observação direta, armadilha fotográfica	Surveying in highly-modified landscapes to document the occurrence of threatened species: A study of the giant armadillo <i>Priodontes maximus</i> in central Brazil
Teixeira-Santos et al, 2020	Alta declividade, evitam pastos abandonados	Amazônia	Armadilha fotográfica	Environmental factors influencing the abundance of four species of threatened mammals in degraded habitats in the eastern Brazilian Amazon

Para a elaboração do modelo de ocupação, foram então considerados 341 sítios de amostragem, distribuídos nas cinco áreas protegidas, dos quais 45 obtiveram ao menos uma presença de *P. maximus* durante o período, totalizando 56 detecções. A estimativa *naïve occupancy* foi de 0,1320. A ocupação estimada pelo modelo foi de 0,372 (SE 0,0969) e detecção 0,0425 (SE 0,0119).

Os modelos foram elaborados de acordo com características espaciais descritas na literatura para a presença da espécie e no conhecimento ecológico da mesma. Desta forma, foram delineados 20 modelos, dos quais, sete apresentaram  $\Delta AIC < 2$  (WANG *et al.*, 2019; WILLIAMS *et al.*, 2021), e consideramos estes os modelos com as variáveis mais informativas para o uso do habitat para a espécie (Tabela 4). Os melhores modelos apresentam menores valores de AIC e maior peso (AICwt). Desta forma, o melhor modelo foi:  $p(\text{altitude}) \psi(\text{distância da água} + \text{altitude})$ , com peso de 0,16 (estimativa 0,0115 e SE 0,0145).

Tabela 4 - Ranking dos modelos segundo o critério de AIC

Modelos	nPars	AIC	delta	AICwt	cumltvWt
p(alt) $\psi$ (dist_agua + alt)	5	565.71	0.000	0.15905	0.16
$\psi$ (agua + alt)	4	565.79	0.086	0.15238	0.31
$\psi$ (gfch + alt)	4	566.24	0.537	0.12159	0.43
p(decliv + alt) $\psi$ (decliv + alt)	6	566.98	1.276	0.08402	0.52
$\psi$ (decliv + gfch + alt)	5	567.13	1.419	0.07823	0.60
p(savana) + $\psi$ (savana + alt)	5	567.19	1.487	0.07564	0.67
$\psi$ (gfch)	3	567.57	1.861	0.06272	0.73

Onde “p”, corresponde a detecção, “ $\psi$ ”, corresponde a ocupação; “alt”, corresponde altitude(m); “dist\_agua”, a distância(m) em linha reta ao curso hídrico mais próximo; “decliv”, a declividade expressa em graus; “agua”, quantidade de água (rios, lagos) em um buffer de 750 metros, “savana”, quantidade de vegetação tipo savana ou campestre natural, em um buffer de 750 metros; “gfch”, *global forest canopy height*, fornece informações sobre altura do dossel. O modelo global foi testado, resultando em  $\hat{c} < 1$ , assegurando a adequabilidade do modelo.

Na sequência, avaliamos a significância das correlações das variáveis dos modelos classificados pelo AIC. A altitude demonstrou correlação positiva significativa para detecção ( $p$  0,00755), ou seja, a espécie teve maior probabilidade de detecção à medida que a altitude aumentou. A altura de dossel (GFCH) apresentou correlação positiva significativa para ocupação ( $p$  0,04543) e, portanto, as áreas com árvores com maior altura apresentaram maior probabilidade de ocupação pelo *P. maximus*. As demais variáveis não demonstraram correlações significativas. A seguir apresentamos a Figura 3, que representa o aumento da probabilidade de uso do habitat segundo as duas variáveis significativas.

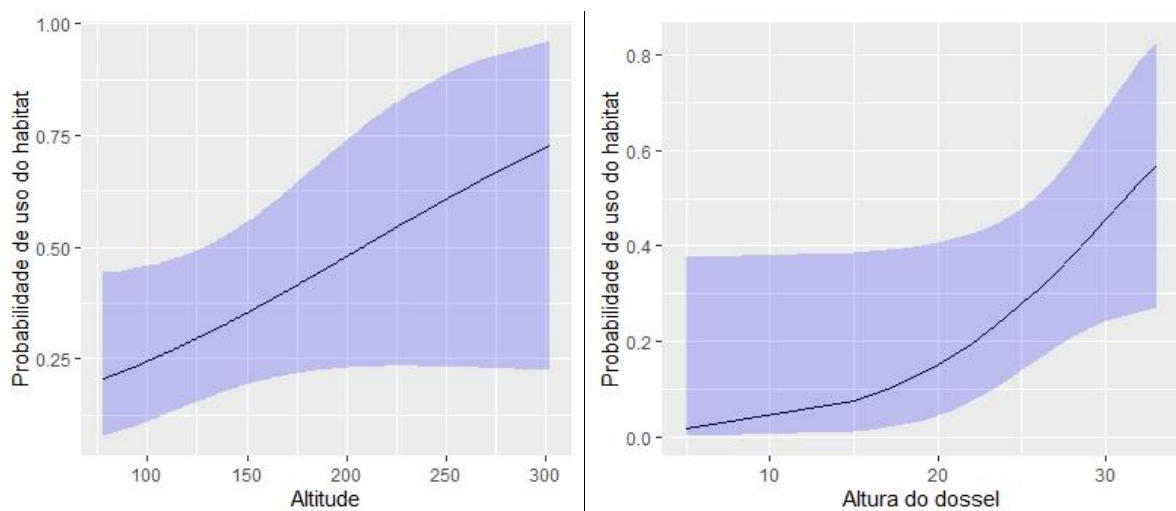


Figura 3 - Probabilidade de ocupação diante de altura de dossel e altitude. A área sombreada corresponde ao intervalo de confiança de 95%.

Também avaliamos o peso das variáveis (AICwt) para ocupação de forma isolada, com a finalidade de identificar as características que demonstram maior peso nos modelos. Além da altitude e altura de dossel, a quantidade de água e a declividade também estiveram entre os primeiros quatro modelos com maior peso, porém estas sem correlação significativa ( $p > 0,05$ ). Estas variáveis podem ser observadas na Figura 4.

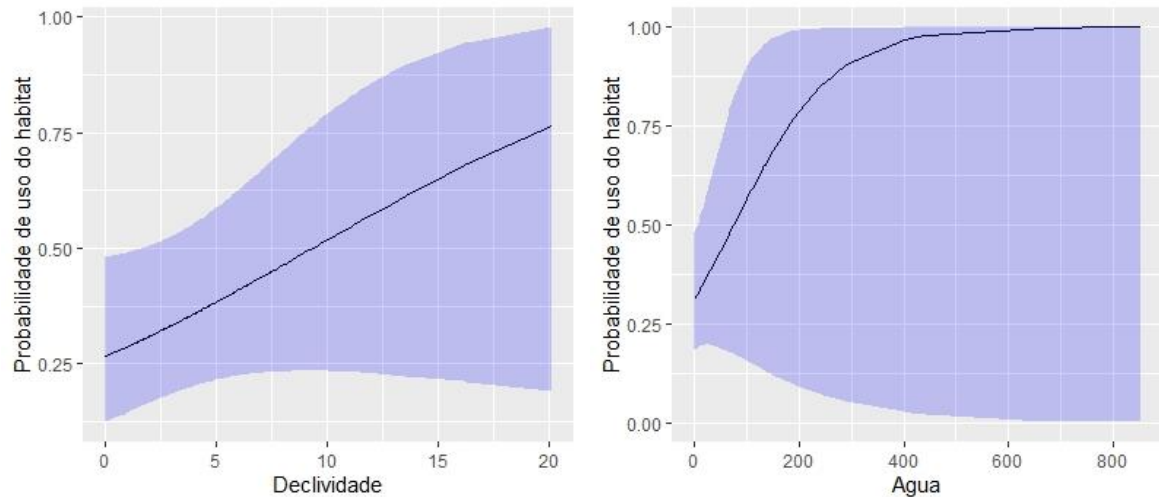


Figura 4 - Probabilidade de ocupação diante de declividade (em graus) e área coberta por água (m<sup>2</sup>) em um buffer de 750 metros. A área sombreada corresponde ao intervalo de confiança de 95%.

A partir destas análises, apesar da tendência ao maior uso em áreas com maior declividade, a variável não apresenta importância na ocupação pela espécie na região estudada. A avaliação de área coberta por água apresentou um intervalo de confiança amplo, que, somado ao fato da não significância da variável, parece não interferir diretamente no uso do habitat pelo *P. maximus*. A “distância para a borda da Unidade de Conservação” e “integridade de floresta” apresentaram o menor peso no modelo.

## 6.6 DISCUSSÃO

Segundo Mackenzie e Bailey (2004), detecções menores que 0,15 podem ser consideradas uma baixa detecção. Portanto, a detecção encontrada de 0,04 para o *P. maximus* pode ser classificada como uma baixa detecção. Baixas taxas de detecção podem levar a uma baixa acurácia dos modelos de ocupação (MACKENZIE *et al.*, 2006), apesar disso, os modelos descritos neste trabalho apresentaram valores com boa adequabilidade (*goodness-of-fit*). A diferença entre as taxas de probabilidade de detecção e a probabilidade de ocupação obtidas deixa clara a ocorrência de detecções imperfeitas, e esta questão é esperada pelos



modelos de ocupação proposto por Mackenzie e Bailey (2004). As detecções imperfeitas são mais evidentes em espécies que ocorrem em baixas densidades, uma característica populacional vista em outros Biomas para o *P. maximus* (SILVEIRA *et al.*, 2009; AYA-CUERO; RODRÍGUEZ-BOLAÑOS; SUPERINA, 2017; DESBIEZ *et al.*, 2020a).

A seleção do modelo através do teste AIC é comumente realizada. Porém, ele parte do pressuposto que ao menos um modelo se ajusta aos dados adequadamente (ROVERO; ZIMMERMANN, 2016). O que não significa que houve a identificação de um bom modelo (MACKENZIE; BAILEY, 2004; MACKENZIE *et al.*, 2006) e, portanto o modelo global foi testado para assegurar esta adequabilidade. Apesar dos sete modelos apresentarem pesos significativos para o uso do habitat, somente as variáveis altitude e altura de dossel demonstraram uma correlação significativa para o uso do habitat. A altitude observada nos pontos de amostragem variou de 78 a 302 metros. Porém, considerando o Bioma Amazônico como um todo, existem regiões com altitudes elevadas, como por exemplo, na Uei-Tepui, no Estado de Roraima, onde altitudes podem ultrapassar dois mil metros (DESAMORE *et al.*, 2010) e devem ser consideradas em estudos futuros.

A probabilidade de ocupação e a altura do dossel (GFCH) apresentaram uma correlação significativa positiva na probabilidade de uso do habitat e esteve entre os modelos elencados pelo critério de AIC. Esta variável foi avaliada nos modelos, pois áreas com árvores mais altas podem indicar a presença de floresta tropical primária, em melhor grau de conservação (POTAPOV *et al.*, 2021). A altura das florestas também já foi associada em outros trabalhos com riqueza de espécies e diversidade biológica (FENG *et al.*, 2020; POTAPOV *et al.*, 2021) e especificamente na Amazônia, as florestas de terra firme possuem árvores mais altas em relação às florestas de várzea e igapós. As árvores mais altas, somada a tendência de ocupação de áreas com maiores altitudes pode sugerir uma maior probabilidade de ocupação de florestas de terra firme, que não são submetidas a cheias periódicas.

A estimativa de áreas de ocupadas por áreas cobertas por água, vegetação aberta (savana) e antrópica estiveram presentes entre os modelos elaborados e selecionados pelo AIC, embora nenhuma destas variáveis tenha apresentado significância para a o uso do habitat neste trabalho. No entanto, a literatura demonstra a espécie evita áreas antrópicas, como pastos (SILVEIRA *et al.*, 2009; DESBIEZ *et al.*, 2020b) e, portanto, o avanço do arco do desmatamento tem potencial de colocar em risco estas populações e necessita de maiores investigações na região. Levantamos duas hipóteses que podem justificar a não correlação significativa entre áreas antrópicas e a diminuição da probabilidade de uso do habitat neste trabalho. Como já relatado, a amostragem ocorreu em Unidades de Conservação, e

acreditamos que todas podem ainda apresentar uma qualidade de floresta adequada para sustentar as populações de *P. maximus*. Mesmo em Unidades onde há a presença evidente de atividade humana, como Jamari e Gurupi, as câmeras foram instaladas exclusivamente em áreas de floresta e o buffer utilizado neste trabalho (750 metros) não abrangeu, na maioria das vezes, as regiões de maior impacto antrópico e, portanto, este fato pode ter resultado na não correlação. Outra hipótese é a de que a escolha das variáveis para representar a característica florestal dos sítios não foi adequada, e deve ser repensada para novas análises futuras. No entanto, é importante salientar que a presença humana dentro de áreas protegidas pode colocar em risco a espécie também através da caça, já que os tatus de maneira geral são alvos frequentes desta prática (CARTER; SUPERINA; LESLIE, 2016; SUPERINA; ABBA, 2020), e esta atividade é difícil de ser mensurada por meio de dados de geoespaciais.

As variáveis relacionadas à proximidade e a presença de água, apesar de constarem nos modelos com maiores pesos, não apresentaram correlações significativas, o que pode sugerir que a presença de água não interfira na ocupação pela espécie no período de estudo, ou seja, na estação seca. E também não há um consenso se há uma relação entre o uso do habitat e a proximidade da água. Superina e Abba (2010) apontam que em florestas tropicais primárias a espécie é registrada próximo à água, bem como Meritt Jr *et al.* (2006) e Aya-Cuero *et al.* (2017) relacionam a maior presença da espécie em matas ripárias. Porém alguns trabalhos relatam que a espécie evita solos encharcados no Cerrado (SILVEIRA *et al.*, 2009; VYNNE *et al.*, 2011; DESBIEZ *et al.*, 2020a). Uma hipótese é a de que, apesar da presença da água não ter demonstrado correlações significativas, houve uma maior probabilidade de uso em áreas com maiores altitudes, e uma das hipóteses é que estes animais utilizam ambientes próximos de água, desde que em altitudes maiores e, portanto, menos sujeitas a cheias e solos encharcados. No entanto, esta possibilidade necessita de maiores investigações. Acreditamos que a ocupação de áreas próximas aos rios pode variar conforme o período de cheia na Amazônica e esta questão deve ser considerada na avaliação dos resultados deste trabalho.

A declividade demonstra correlação significativa relacionadas com tocas de tatus (espécie de tatu não foi especificada) na Amazônia (ARTEAGA; VENTICINQUE, 2008), e sugere que a construção de tocas em terrenos com alta declividade pode facilitar a escavação (TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020). Em uma região inserida numa matriz de áreas mineradoras, pastos e de Floresta Amazônica no Estado do Pará, houve uma maior ocorrência do *P. maximus* em regiões de maior declividade (TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020). Nos Lhanos da Colômbia, Aya-Cuero *et al.* (2017) observou maior quantidade de tocas de *P.*

*maximus* em áreas de maior declividade. Neste trabalho, não houve a constatação de uma correlação significativa para esta variável, porém, assim como relatado em literatura, houve uma tendência a maior probabilidade de ocupação em terrenos com maior declividade. No entanto, a maior parte dos trabalhos que relacionam a declividade e ocorrência desta espécie abordam a presença de tocas, e é necessário considerar que os registros de *P. maximus* neste trabalho ocorreram durante o período de atividade, e a espécie é capaz de percorrer distâncias consideráveis durante o forrageamento (SILVEIRA *et al.*, 2009). Mas é preciso salientar que extensão territorial e a capacidade de dispersão não são conhecidas para a espécie na região Amazônica até o momento.

## 6.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Acreditamos que a hipótese inicial de que a espécie prefira florestas mais densas, bem preservadas pode ser atendida parcialmente pela correlação encontrada nos modelos, onde a probabilidade de ocupação pela espécie foi maior em áreas com maior altura de dossel. Devemos ressaltar também que florestas mais altas e densas podem representar um abrigo térmico mais efetivo para a espécie, e a supressão da vegetação, mesmo que parcial, somado ao clima tropical úmido da região, pode levar a alterações ambientais importantes para as populações de *P. maximus* e mudanças em seu padrão de ocupação. As variáveis “altura de dossel” e “altitude” podem sugerir uma maior probabilidade de ocupação em florestas de terra firme, porém esta hipótese necessita de maior investigação.

O presente estudo tem algumas limitações. É preciso destacar que além das câmeras terem sido instaladas apenas em áreas protegidas, a amostragem ocorreu somente no período seco do ano. Sabe-se que o modo de ocupação do habitat de diversas espécies pode variar conforme as estações úmidas, e a presença de áreas inundadas são marcantes em algumas regiões da Amazônia, especialmente o Oeste amazônico (HAUGAASEN; PERES, 2005). Além disso, devido ao grau de preservação dos sítios amostrados, uma avaliação mais precisa sobre impactos humanos sobre o uso do habitat pela a espécie na região, não pode ser avaliado. No entanto, apesar das limitações do trabalho, as Unidades representam áreas do Bioma onde ocorrem as maiores transformações na paisagem devido à pressão antrópica, principalmente a porção leste e sul da Amazônia. Além disso, o trabalho permite a obtenção de dados ecológicos de populações de *P. maximus* que ainda vivem em áreas relativamente extensas de área nativa, extensão esta cada vez mais rara para a espécie no Brasil, e traz informações para a região que é considerada um dos maiores gaps no conhecimento de

Xenarthras em geral (FEIJÓ *et al.*, 2022). Outro ponto a ser destacado sobre este estudo é a reunião de uma quantidade expressiva de sítios de amostragem, e que, instaladas segundo o Protocolo TEAM, podem permitir o acompanhamento de possíveis variações nas taxas de ocupação da espécie ao longo dos anos, e assim prever perdas populacionais devido a mudanças ambientais na região.

## 7. CAPÍTULO 3

### Uso do habitat de Vermilinguas, Illger, 1811 (*Xenartha: Pilosa*) na Amazônia brasileira

#### 7.1 RESUMO

A Floresta Amazônica é conhecida mundialmente por sua rica biodiversidade, porém a região vem passando por ameaças de degradação, aumento de impactos diretos e indiretos humanos, inclusive em áreas protegidas. Ainda existem poucos dados sobre os Xenarthras na Amazônia. Entre seus representantes, estão os tamanduás, subordem Vermilingua. O *Myrmecophaga tridactyla* é o maior representante, e é considerado ameaçado de extinção. O *Tamandua tetradactyla* possui hábito semi-arborícola e informações sobre suas preferências de habitat são escassas. Ambas as espécies são pouco avistadas em florestas densas, devido aos hábitos solitários e ocorrerem em baixas densidades. A utilização de armadilhas fotográficas para análises ecológicas vem crescendo e permite a coleta de informações de espécies pouco avistadas. Cinco áreas protegidas inseridas na Floresta Amazônica foram contempladas pelo Protocolo TEAM de monitoramento de fauna, resultando em uma série de registros de *M. tridactyla* e *T. tetradactyla*. Através de modelos de ocupação *single season*, buscamos identificar características espaciais que possam interferir na probabilidade de uso do habitat. Especialmente para o *T. tetradactyla* houve uma grande diferença entre as probabilidades de detecção e ocupação. Não foi observada variável significativa para o uso do habitat pelo *T. tetradactyla*. Já o *M. tridactyla* apresentou maior probabilidade de uso em regiões com menor altitude.

**Palavras-chave:** Habitat; Tamanduá; Armadilha fotográfica.

#### 7.2 ABSTRACT

The Amazon Forest is known worldwide for its rich biodiversity, but the region has been experiencing threats of degradation, increased direct and indirect human impacts, including in protected areas. There is still little information about Xenarthrans in the Amazon. Among its representatives are the anteaters, suborder Vermilingua. The *Myrmecophaga tridactyla* is the largest representative, and is considered vulnerable (A2c) for extinction. *Tamandua tetradactyla* has a semi-arboreal habit and information about its habitat preferences

is scarce. Both species are rarely seen in dense forests, due to their solitary habits and occurring at low densities. The use of camera trap for ecological analysis has been growing over years and allows the collection of information on species that are rarely seen. Five protected areas within the Amazon Forest were covered by the TEAM Protocol for fauna monitoring, resulting in a series of records of *M. tridactyla* and *T. tetradactyla*. Through single season occupancy models, we seek to identify spatial characteristics that may interfere with the probability of habitat use. Especially for *T. tetradactyla* there was a high difference between detection and occupancy probabilities. No significant variable was observed for habitat use by *T. tetradactyla*. *M. tridactyla* was more likely to be used in regions with lower altitudes.

**Keywords:** Habitat; Anteaters; Camera trap.

### 7.3 INTRODUÇÃO

A fragmentação, a caça e a perda de habitat são as principais causas da perda de espécies no mundo (CHASE *et al.*, 2020; HOSKINS *et al.*, 2020; MAGIOLI *et al.*, 2021; MENEZES *et al.*, 2021). As florestas tropicais são conhecidas pela riqueza da fauna, sendo a Floresta Amazônica conhecida pela maior biodiversidade do mundo (ANTONELLI *et al.*, 2018; BARROSO; MELLO, 2021). No entanto, a região vem sofrendo com o desmatamento, incêndios e impactos antrópicos diretos e indiretos, ameaçando inclusive terras indígenas e Unidades de Conservação (BULLOCK *et al.*, 2020; PAIVA *et al.*, 2020; SILVA JUNIOR *et al.*, 2021). Mesmo após a criação de áreas protegidas e legislações que visam regular o avanço antrópico na região, nos últimos anos o desmatamento voltou a crescer (PAIVA *et al.*, 2020; SILVA JUNIOR *et al.*, 2021; INPE, 2022). Com o avanço da degradação antrópica na região Amazônica, conhecer sua biodiversidade e entender como espécies animais ocupam seu habitat são conhecimentos que contribuem para o planejamento de ações de conservação (MOURÃO; MEDRI, 2007).

Segundo Feijó *et al.* (2022), a Amazônia pode ser considerada como um dos maiores gaps de conhecimentos sobre os Xenarthras (FEIJÓ *et al.*, 2022). São animais que somente são encontrados nas Américas, predominantemente na região neotropical (SUPERINA; ABBA, 2020). São peculiares tanto em sua aparência quando em sua fisiologia e possuem origens remotas, há pelo menos 65 milhões de anos (DELSUC *et al.*, 2001; DELSUC; VIZCAÍNO; DOUZERY, 2004; AGUILAR; SUPERINA, 2015). Hoje são representados pelas espécies de tatus (Ordem Cingulata), tamanduás e preguiças (Ordem Pilosa) (MIRANDA *et al.*, 2015; SUPERINA; ABBA, 2020).

Os tamanduás formam a subordem Vermilingua, denominados desta forma devido a longa língua vermiforme adaptada aos hábitos alimentares mirmecófagos (AGUILAR; SUPERINA, 2015). Estes animais ocupam diferentes nichos e possuem diferentes tamanhos: desde animais exclusivamente terrestres, como o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), podendo pesar mais de 30 kg, aos semi-arborícolas, como os tamanduás mirins (*Tamandua tetradactyla*) e tamanduá do norte (*Tamandua mexicana*) e exclusivamente arborícolas, como as sete espécies de tamanduás do gênero *Cyclopes*, que pesam em média 300 gramas (MIRANDA; BERTASSONI; ABBA, 2014; MIRANDA *et al.*, 2015, 2018).

Destes, o tamanduá-bandeira é classificado como Vulnerável (critério A2c) para o risco de extinção, segundo a IUCN (MIRANDA; BERTASSONI; ABBA, 2014). A espécie tem sua distribuição original de Belize até o sul da América do Sul, porém é considerado raro e ocorre em baixas densidades (MIRANDA, *et al.*, 2014; BERTASSONI; RIBEIRO, 2019). Estima-se que o tamanduá-bandeira perdeu ao menos 30% de sua população original nos últimos 21 anos (MIRANDA; BERTASSONI; ABBA, 2014) e regionalmente a espécie já é considerada criticamente em perigo no Bioma Mata Atlântica, provavelmente extinta no Pampa e vêm passando por drásticas reduções em suas populações no Cerrado (MIRANDA *et al.*, 2015). O tamanduá-mirim é classificado como pouco preocupante pela a IUCN, porém tem sua tendência populacional desconhecida (MIRANDA *et al.*, 2014). Apesar da aparente tolerância à presença humana, a espécie também é classificada em categorias de ameaça de extinção (vulnerável) no sul do Brasil (Rio Grande do Sul) (MARQUES *et al.*, 2002). Acredita-se que as populações destas espécies estejam estáveis na Floresta Amazônica (MIRANDA *et al.*, 2015), porém estes dados não são conhecidos.

Apesar de existirem diversas pesquisas sobre a espécie *M. tridactyla*, existem poucos estudos sobre como estes animais ocupam seu habitat e nenhum estudo publicado aborda com ênfase as populações de *M. tridactyla* que vivem em ambientes de florestas nativas contínuas, sendo muitas vezes genericamente considerada como uma espécie de ambientes abertos (BERTASSONI; RIBEIRO, 2019). Também existem diversas lacunas no conhecimento sobre a preferência de habitat do *T. tetradactyla*, e a maior parte dos estudos sobre o uso do habitat destes animais são direcionados para a descrição de áreas de descanso no Cerrado, Pantanal e nos manguezais do Piauí, onde utilizam tanto dosséis quanto bosque e sub-bosque para descanso, além de tocas de tatus e buracos nas bases de cupinzeiros (MOLINA, 2021; RODRIGUES, MARINHO-FILHO, 2003). Apesar de estas duas espécies serem diversas vezes observadas nos mesmos locais, como descrito por Desbiez e Medri (2010) no Pantanal, elas possuem hábitos e ocupam estratos diferentes, e a sobreposição real e os fatores que

afetam a escolha do habitat podem ser distintos (DESBIEZ, MEDRI, 2010) e, portanto, devem ser estudadas de acordo com suas peculiaridades.

Ambas as espécies são pouco avistadas em florestas densas: ocorrem em baixas densidades, são silenciosas e solitárias. A utilização de armadilhas fotográficas tem ganhado espaço em diversos estudos de fauna, inclusive na busca de informações sobre animais raros de serem avistados em florestas (ROVERO; ZIMMERMANN, 2016; ROVERO; AHUMADA, 2017). O Protocolo TEAM de monitoramento de fauna tem o objetivo de acompanhar as tendências populacionais de fauna nas florestas tropicais em diversas partes do mundo, estabelecendo uma metodologia replicável de armadilhamento fotográfico (JANSEN; AHUMADA; FEGRAUS, 2014; ROVERO; AHUMADA, 2017; ICMBIO, 2019). Cinco áreas protegidas inseridas no Bioma Amazônico foram contempladas pelo protocolo (ICMBIO, 2019), resultando em registros da fauna da região, inclusive de *Xenarthras*. Assim, através dos registros obtidos na região através de armadilhas fotográficas, o objetivo deste trabalho foi buscar esclarecer alguns aspectos relacionados ao uso do habitat pelo *M. tridactyla* e o *T. tetradactyla* na Amazônia brasileira através de modelos de ocupação do *single season*. Assim, diante das características biológicas e ecológicas das espécies-alvo deste trabalho, buscamos avaliar se o *M. tridactyla* ocupa com maior intensidade áreas próxima a rios, com menor altitude e evite áreas antrópicas, e se o *T. tetradactyla* evita áreas próxima a rios, ocupa áreas mais bem preservadas, com árvores maiores, em maior altitude e declividade.

#### **7.4 MATERIAL E MÉTODOS**

Para a realização deste trabalho, foram utilizados dados de armadilhas fotográficas de cinco Unidades de Conservação de proteção integral inseridos no Bioma Amazônico, sendo elas: Estação Ecológica Terra do Meio (ESEC Terra do Meio) no Estado do Pará, Estação Ecológica Maracá (ESEC Maracá) no Estado de Roraima, Floresta Nacional do Jamari (FLONA Jamari), no Estado de Rondônia, Parque Nacional Juruena (PARNA Juruena), entre os Estados de Mato Grosso e Amazonas e Reserva Biológica do Gurupi (REBIO Gurupi), no Estado do Maranhão, como podem ser observados na Figura a seguir (Figura 1).

Estas áreas representam diversas regiões do Bioma, dentro e fora do arco do desmatamento, representando regiões da Amazônia com diferentes pressões antrópicas. As Florestas Ombrófila Densa ou Aberta predominam nas áreas amostradas, com exceção da Esec Maracá, com predomínio, em especial em sua porção leste, de Floresta Estacional



Semidecidual (ICMBIO, 2011; MMA/ICMBIO, 2015a, 2015b; MENDONÇA *et al.*, 2021). As altitudes das regiões amostradas dificilmente ultrapassam os 300 metros e a maioria possui relevo plano a ondulado. O clima predominante, de acordo com os tipos climáticos de Köppen, é do tipo monção tropical (Am), com temperatura média acima de 25°C (ALVARES *et al.*, 2013).

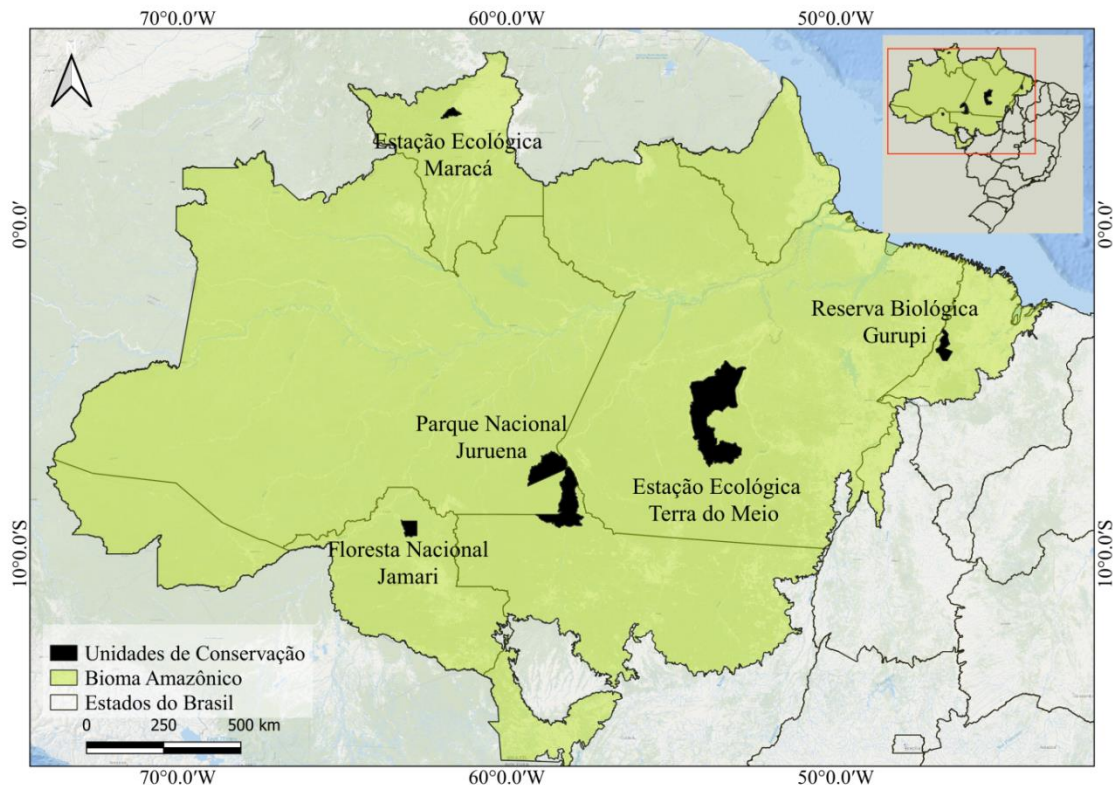


Figura 1 - Mapa de localização das Unidades de Conservação amostradas, limite do Bioma Amazônico e Estados do Brasil.

As armadilhas fotográficas foram instaladas seguindo o Protocolo TEAM, sempre nas estações secas do ano, a cerca de 40 centímetros do chão, em uma densidade média de uma câmera a cada dois quilômetros quadrados, seguindo uma espacialização pré-definida (grid) de pontos de amostragem (ICMBIO, 2019), e pode ser observada na Figura 1, no caso da Flona Jamari. Cada área foi contemplada com no mínimo 60 câmeras e no máximo 90, operando por ao menos 45 dias, durante dia e noite (ICMBIO, 2019). Através do software Wild.ID as imagens são pré processadas, facilitando a seleção de imagens com registros verdadeiros (JANSEN; AHUMADA; FEGRAUS, 2014). O órgão responsável pelo Protocolo na região é o ICMBio, sendo que instalação das câmeras faz parte do Programa Monitora (ICMBIO, 2019), órgão que gentilmente disponibilizou os dados utilizados para este trabalho. As imagens das câmeras foram obtidas através da página Wildlife insights

(<https://www.wildlifeinsights.org/>). O esforço amostral no ano de 2018 e a quantidade de registros de *M. tridactyla* e *T. tetradactyla* neste ano podem ser observados a seguir (Tabela 1).

Tabela 1 - Esforço amostral e número de registros para *M. tridactyla* e *T. tetradactyla* em 2018 em cada área protegida

Área	Esforço Amostral	<i>M. tridactyla</i>	<i>T. tetradactyla</i>
Terra do Meio	2655	15	1
Maracá	3599	9	3
Jamari	4104	24	21
Juruena	2280	12	6
Gurupi	3009	34	9

Esforço amostral (câmeras x número de dias)

Através da abordagem de modelo de ocupação *single season* (estação única) (MACKENZIE *et al.*, 2002, 2006; ROVERO; ZIMMERMANN, 2016), buscamos entender se existe relação entre algumas variáveis espaciais e o uso do habitat pelo *M. tridactyla* e *T. tetradactyla* na região Amazônica. Todas as análises de ocupação foram realizadas no software RStudio (RStudio Team, 2020), utilizando o pacote “Unmarked” (FISKE; CHANDLER, 2011).

Utilizamos os registros de uma estação de amostragem, o ano de 2018, para todas as áreas, e asseguramos que as espécies foram corretamente identificadas através da avaliação dos registros das câmeras, sendo estes pressupostos para a realização do modelo, segundo Mackenzie e Bailey (2004), respeitando então a premissa de população fechada para modelos *single season*. Consideramos também que a probabilidade de detecção entre os sítios é constante e independente, uma vez que a distribuição das câmeras ocorreu de forma homogênea e pré-determinada, seguindo o recomendado pelo Protocolo TEAM. Desta forma, consideramos os dados como adequados para a análise proposta e seguem os pressupostos estabelecidos em literatura (MACKENZIE *et al.*, 2002; MACKENZIE; BAILEY, 2004; ROVERO; ZIMMERMANN, 2016).

Para a construção do histórico de detecção de cada espécie, consideramos como um evento dados formados por um conjunto de cinco dias (CARVALHO JUNIOR, *et al.*, 2021; WILLIAMS *et al.*, 2021), maximizando a independência entre os registros (WANG *et al.*, 2019). Foi então criada a matriz com o históricos de detecção para cada uma das espécies, com valores de 0 (não detecção) e 1 (detecção). Inicialmente, o *näive occupancy* “ocupação ingênua” foi obtido, através da relação entre o total de câmeras que detectaram a espécie de estudo e o total de câmeras instaladas (MACKENZIE *et al.*, 2002; WAGNON; SERFASS,

2016). Na sequência, os modelos de ocupação foram formulados, inserindo as variáveis de interesse para cada espécie, dentro do pacote “Unmarked”.

Foram coletados para cada sítio de amostragem as seguintes variáveis: a declividade (em graus), a altitude, a cobertura do solo, a altura do dossel, distância para água, distância para a borda da Unidade e integridade florestal. Não houve correlações significativas entre as variáveis (correlação de Pearson  $r > 0,6$ ) (WANG *et al.*, 2019). Para a extração das informações e manipulação dos dados espaciais, utilizamos o software QGIS 3.16 (QGIS Development Team, 2018).

Para as variáveis de altitude, declividade e hidrografia utilizamos imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), com resolução espacial de 30 metros, obtidos através da plataforma Earth Explore USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Para as análises de “distância para água”, os cursos hídricos de primeira ordem foram excluídos na análise por serem difíceis de terem a presença confirmada através de imagens de satélite (com base em imagens Sentinel 2A, resolução espacial de 10 metros) e sofrerem maior variação entre meses de seca e cheia.

Para caracterizar a cobertura vegetal utilizamos os dados de cobertura do solo do Mapbiomas (<https://mapbiomas.org/>), que apresenta resolução espacial de 30 metros, referente ao ano de 2018. Para buscar representar a cobertura do solo, uma vez que todas as câmeras foram instaladas em área de floresta, estabelecemos um buffer com raio de 750 metros ao redor de cada sítio, e então calculamos a área ocupada por floresta, vegetação aberta (savana e vegetação campestre), uso antrópico (pastagens, agricultura, mineração) e água (rios, lagos). A escolha do tamanho do buffer é justificada por ser o maior raio encontrado, com uma baixa sobreposição entre as câmeras e ser menor do que a área de vida estimada para a espécie (SILVEIRA *et al.*, 2009). Representar paisagens através de métricas obtidas por buffers é um método já realizado por outros autores (TAN *et al.*, 2017; WANG *et al.*, 2019).

O Global Forest Canopy Height (gfch) fornece dados sobre altura do dossel, resultando em um valor de 0-60, e a mensuração da altura de dossel é feita em metros. A resolução espacial é de 30 metros e os dados disponíveis são referentes ao ano de 2019 (POTAPOV *et al.*, 2021). Inserimos esta variável uma vez que árvores nativas de maior porte podem indicar maior conservação das áreas (HANSEN *et al.*, 2019; POTAPOV *et al.*, 2021) e estar associadas às florestas de terra firme amazônicas (HAUGAASEN; PERES, 2005). Estas informações podem ser obtidas no site <https://glad.umd.edu/dataset/gedi>

Como já foi dito, todas as câmeras foram instaladas dentro de áreas protegidas e dentro da floresta e, portanto, a quantidade e a relevância de áreas evidentemente antropizadas para cada sítio é difícil de ser mensurada. Para considerarmos o impacto antrópico nas análises, utilizamos as informações do *Forest Landscape Integrity Index* (GRANTHAM *et al.*, 2020), que pode ser encontrado através do site <https://www.forestintegrity.com/>. Os dados fornecidos por esta métrica fornecem graduações de 0 a 10 de integridade florestal, considerando desmatamento, proximidade com áreas urbanizadas, agricultura, conectividade entre áreas, entre outros parâmetros e possuem resolução espacial de 300 metros.

Após a realização da matriz de detecção e a obtenção das variáveis, iniciamos a elaboração dos modelos de ocupação, seguindo seguintes hipóteses, que podem ser observadas nas Tabela 2.

Tabela 2 - Variáveis quantitativas que foram consideradas como importantes para a probabilidade de ocupação ( $\psi$ ) ou probabilidade de detecção ( $p$ ) para *M. tridactyla* e *T. tetradactyla*. Hipóteses com influência positiva (+) ou negativa (-) foram atribuídas a cada parâmetro.

Espécie	Variável	Importância ecológica	( $\psi$ )	( $p$ )
<i>M. tridactyla</i>	Proximidade da água	Utilizam rios e poças d'agua para banhos	-	
	Cobertura do solo	Preferem áreas de vegetação natural	+	+
	Integridade de floresta	Preferem áreas com maior integridade	+	+
	Altitude	Preferem áreas de menor altitude	-	
	Declividade	Preferem áreas com menor declive	-	
<i>T. tetradactyla</i>	Proximidade da água	Preferem áreas mais distantes de rios	+	
	Cobertura do solo	Preferem áreas de floresta e evitam áreas antrópicas	+	+
	Integridade de floresta	Preferem áreas com maior integridade	+	+
	Altura de dossel	Dossel mais alto pode fornecer maior possibilidade de abrigos	+	
	Declividade	Áreas de maior declive podem conter mais tocas de tatus e assim, abrigos	+	
	Distância da borda da UC	Se afastam das bordas	+	

Foram então elaborados modelos de ocupação e detecção através do pacote “Unmarked”. O modelo global, incluindo todas as variáveis, foi testado para adequação e dispersão (*goodness-of-fit*), obtendo  $c\text{-hat} < 1$  para as duas espécies ( $c\text{-hat} = 0.05$  para *M. tridactyla* e  $c\text{-hat} = 0.39$  para *T. tetradactyla*) e assim, validando os modelos. O  $c\text{-hat}$  foi obtido através do pacote “AICmodavg” (MAZAROLLE, 2020). Os modelos foram

submetidos ao critério AIC (*Akaike Information Criterion*), onde os modelos com classificação mais alta recebem um menor AICc, considerando como adequados somente os modelos com  $\Delta AIC < 2$  (BURNHAM; ANDERSON, 2004). A obtenção de correlações significativas entre as variáveis e as probabilidades de detecção ou ocupação foram realizadas através do pacote “MuMIn” (BARTON, 2022) em ambiente R, seguindo recomendação de Rovero e Zimmerman (2016).

## 7.5 RESULTADOS

Um total de 364 sítios foram considerados no presente trabalho. Para o *M. tridactyla* houve 63 sítios com ao menos uma detecção da espécie, totalizando 86 detecções da espécie, considerando eventos de cinco dias. A *naïve occupancy* foi de 0,1731. A ocupação estimada pelo modelo nulo foi de 0,393 e a detecção de 0,0617. Já para o *T. tetradactyla*, entre todos os sítios amostrados, somente 40 detectaram a espécie ao menos uma vez e um total de 42 detecções da espécie, resultando em um *naïve occupancy* de 0,1099. A probabilidade de ocupação e de detecção para o *T. tetradactyla* foi de 0,997 e 0,0119 respectivamente.

Os modelos foram elaborados conforme hipóteses pré-estabelecidas e no total foram elaborados 28 modelos para *M. tridactyla* e 20 para *T. tetradactyla*. O modelo global para ambas as espécies foi testado, assegurando a adequabilidade dos modelos. Utilizado o critério de AIC, os modelos com  $\Delta AIC < 2$  foram considerados como representativos para as espécies e são apresentados a seguir (Tabela 4).

Tabela 4 - Ranking de modelos com  $\Delta AIC < 2$  para ambas as espécies. Modelos com menor valor de AIC são considerados os mais adequados

Espécie	Modelos	nPars	AIC	delta	AICwt	cumltvWt
<i>M. tridactyla</i>	p(forest_integrity) $\psi$ (alt + decliv)	5	785.45	0.00	4.2e-01	0.42
	p(forest_integrity) $\psi$ (gfch + alt)	5	785.71	0.26	3.7e-01	0.78
<i>T. tetradactyla</i>	$\psi$ (gfch + forest_integrity + decliv)	5	457.34	0.00	3.2e-01	0.32
	p(forest_integrity)	3	458.70	1.36	1.6e-01	0.49

Onde “forest\_integrity”, corresponde a integridade de floresta; “decliv”, a declividade expressa em graus; “alt”, a altitude; “gfch”, a altura do dossel (*Global Forest Canopy Height*).

Nota-se que para o *M. tridactyla*, os dois principais modelos admitiram o parâmetro “integridade de floresta” para detecção, bem como a “altitude” também esteve presente nos dois modelos elencados. O primeiro modelo apresentou peso acumulado de 0,42 e em

conjunto com o segundo modelo, somam quase 80% do peso para importância para o uso do habitat para a espécie.

No caso do *T. tetradactyla*, a integridade florestal também esteve presente nos dois primeiros modelos, seja como parâmetro que interfere na probabilidade de detecção quanto na de ocupação. O primeiro modelo também engloba as variáveis “altura de dossel – gfch” e declividade, somando um peso de quase 0,5 entre a totalidade dos modelos.

Seguimos então para a avaliação de correlações significativas entre os modelos apontados como adequados acima. Para o *M. tridactyla* somente a altitude apresentou correlação significativa (p 0,03559, estimativa 0,011827 e SE 0,005628) entre as variáveis dos principais modelos para a espécie. E quando consideramos as variáveis isoladas nos modelos de ocupação, as variáveis com maior peso foram “altitude” e “integridade florestal”, e podem ser observadas a seguir (Figura 2).

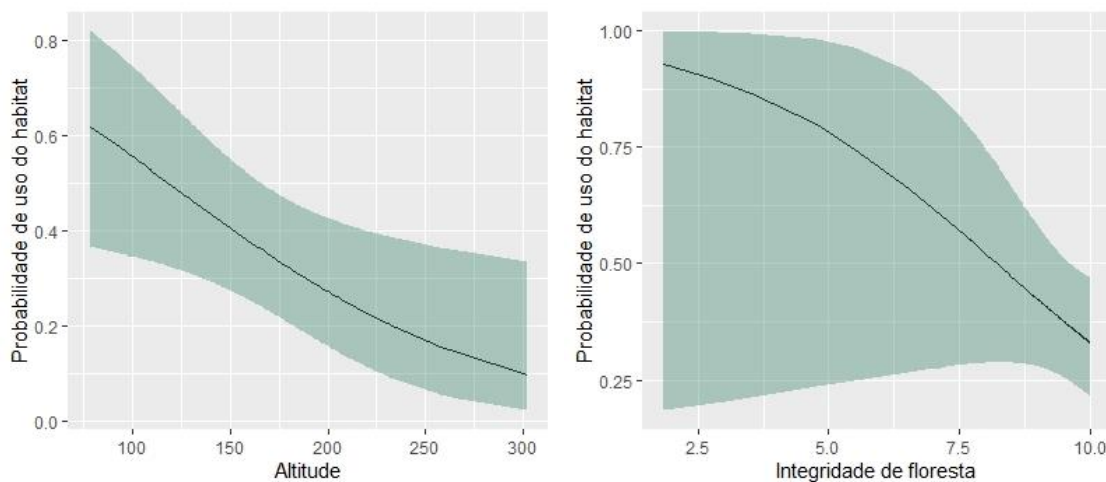


Figura 2 - Probabilidade de uso do habitat para *M. tridactyla*. Somente a variável “Altitude” apresentou correlação significativa. Altitude e Integridade florestal apresentaram maiores pesos na avaliação para variáveis de ocupação (0,53 e 0,18, respectivamente). A área sombreada representa o intervalo de confiança de 95%

A “altitude” demonstrou afetar negativamente a probabilidade de uso para o *M. tridactyla*, ou seja, a medida que maiores altitudes foram encontradas, menor a probabilidade de uso pelo *M. tridactyla*. A “integridade florestal” demonstrou também afetar negativamente a probabilidade de uso, porém, não houve correlação significativa para tal variável (p 0,128).

Nenhuma variável demonstrou correlação significativa para ocupação do *T. tetradactyla*, porém para detecção a integridade florestal mostrou correlação significativa (p 0,03886, estimativa 0,0623, SE 0,0482), ou seja, áreas com maior integridade florestal apresentaram maior probabilidade de detecção. Considerando os pesos entre as variáveis de

ocupação, os maiores pesos foram atribuídos a declividade e altura do dossel (gfch), com peso 0,18 e 0,17 respectivamente. Estas variáveis podem ser observadas a seguir (Figura 3).

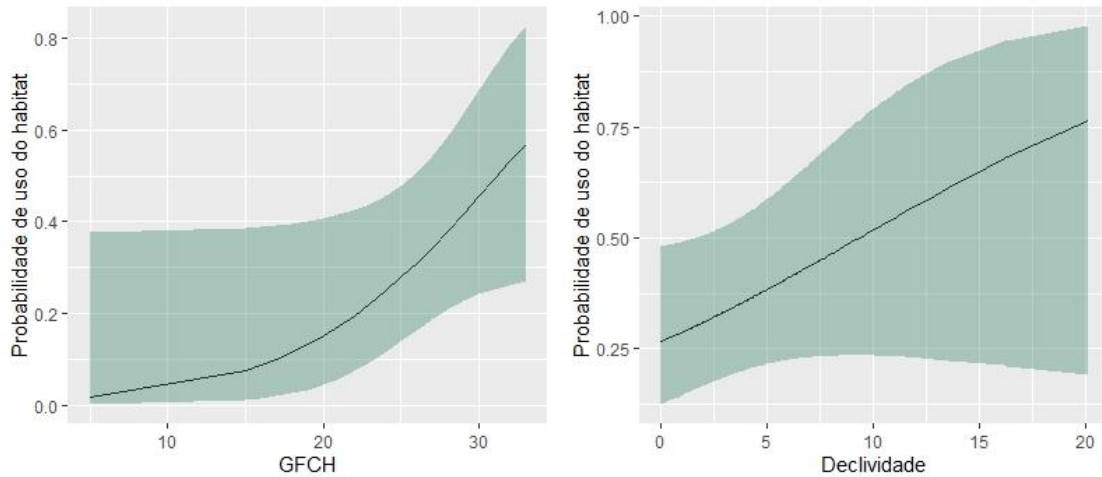


Figura 3 - Probabilidade de uso do habitat para *T. tetradactyla*. Gfch e declividade apresentaram maiores pesos na avaliação de variáveis para ocupação (0,18 e 0,35 respectivamente). Nenhuma variável apresentou correlação significativa. A área sombreada representa o intervalo de confiança de 95%

Tanto a altura do dossel (gfch) quanto à declividade estiveram entre as variáveis de ocupação com maior peso e demonstram uma tendência positiva a maior ocupação em áreas com árvores de maior porte e regiões de maior declividade, porém não foram observadas correlações significativas.

## 7.6 DISCUSSÃO

Ambas as espécies apresentaram baixas taxas de detecção, uma vez que, segundo Mackenzie e Bailey (2004), taxas menores que 0,15 podem ser classificadas desta forma. Comparando as taxas de detecção com as taxas de ocupação, pode ser observado o efeito da detecção imperfeita, uma vez que a taxa de ocupação estimada pelo modelo nulo para o *M. tridactyla* foi de 0,393 e para o *T. tetradactyla* 0,997. Uma taxa elevada de ocupação e muito baixa de detecção (0,0119) como a observada para o *T. tetradactyla* demonstra claramente o efeito da falsa ausência, e pode ser justificada pelos hábitos semi-arborícolas desta espécie (MIRANDA *et al.*, 2014). Uma das hipóteses para estes resultados é a de que a espécie utilize mais os estratos arbóreos que o ambiente terrestre na região Amazônica, sendo menos detectado em armadilhas fotográficas posicionadas no solo, apesar da probabilidade de ocorrência ser elevada na região. Esta questão também chama atenção para o fato de que pode haver a necessidade de uma abordagem ecológica conjunta com outras metodologias, como o

monitoramento por rádio-colares, que somados aos dados das armadilhas fotográficas, podem trazer informações mais precisas sobre como o *T. tetradactyla* ocupa o habitat na Amazônia.

Também é necessário salientar que tanto as taxas de ocupação quanto taxas de detecção podem variar conforme a estação, e principalmente as taxas de detecção podem ser influenciadas de acordo com a temperatura diária de cada ocasião (MACKENZIE *et al.*, 2002; MACKENZIE; BAILEY, 2004; SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2013), e este trabalho utilizou dados apenas da estação seca do ano e as variáveis de temperatura diária em cada sítio não foram consideradas.

Nenhuma das variáveis utilizadas neste trabalho apresentou correlação significativa para o uso do habitat pelo *T. tetradactyla*. No entanto, na avaliação das variáveis isoladamente, a altura do dossel e a declividade parecem influenciar de forma positiva a ocupação pela espécie. Regiões com árvores mais altas podem estar relacionadas com regiões mais bem preservadas, florestas primárias (HANSEN, 2013; POTAPOV *et al.*, 2021) e florestas de terra firme (HAUGAASEN; PERES, 2005; COSTA; PERES; ABRAHAMS, 2018). Considerando o hábito semi-arborícola da espécie, acreditamos que a ocupação de florestas mais altas pode propiciar uma maior possibilidade de abrigo contra predadores e melhor abrigo térmico, além de riqueza e abundância de formigas. Mesmo em Biomas com maior concentração de vegetações abertas, o *T. tetradactyla* é mais frequentemente relacionado às florestas do que o *M. tridactyla*, que teve maior ocorrência por habitats abertos no Pantanal (DESBIEZ; MEDRI, 2010b).

A tendência a ocupação de sítios com maior declividade pode ser explicada maior proteção contra predadores e regiões com maior declividade estão associadas a um maior número de tocas de tatus, que também servem de abrigo para a espécie em outros Biomas (ARTEAGA; VENTICINQUE, 2008; MOLINA, 2021; RODRIGUES, TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020). No entanto, a utilização das tocas como abrigo pela espécie na Floresta Amazônica ainda não foram estudadas.

A altitude foi a única variável com correlação significativa dentro dos modelos formulados, sugerindo que a probabilidade de ocupação do *M. tridactyla* é afetada negativamente pela altitude, ou seja, a probabilidade de uso do habitat pela espécie aumentou em regiões de menores altitudes. Aqui devemos salientar que os sítios amostrados tiveram pequena variação na altitude, com mínima de 78 metros e máxima de 302 metros. Na literatura disponível, esta é uma variável pouco abordada para a ocorrência da espécie. No entanto, não parece ser um fator limitante, uma vez que existem estudos que relatam a ocorrência em altitudes próximas aos 1000 metros (ALLGAS *et al.*, 2015; PASSOS *et al.*,



2017). Dentro da própria Floresta Amazônica existem regiões com altitudes acima de 1000 metros, como a Uei-Tepuí, na fronteira brasileira com a Venezuela (RABELO; OLIVEIRA; MAGNUSSON, 2021) e estudos sobre a ocorrência do *M. tridactyla* são necessários.

Ao contrário do esperado, os modelos não demonstraram a presença de água como um fator relevante para o uso do habitat pelo *M. tridactyla*, diferente do encontrado em outras regiões (BERTASSONI *et al.*, 2017). A avaliação da proximidade de cursos hídricos é limitada, uma vez que utilizamos distâncias euclidianas para obtenção desta métrica e, portanto, fatores como o relevo são desconsiderados. No entanto, a maior ocorrência em áreas de baixa altitude pode sugerir uma tendência a ocupação de florestas de várzea na estação seca. Estas florestas são sujeitas a alagamentos nas estações úmidas e em geral são menos densas que as florestas de terra firme, e possuem solo rico em nutrientes, podendo propiciar um ambiente favorável ao forrageamento pela espécie. No Pantanal, a espécie foi relatada acessando com maior frequência os formigueiros próximos nas bordas de lagoas e a oferta de presas pode variar sazonalmente (MEDRI; MOURÃO; HARADA, 2003) e segundo períodos de inundações (MONTGOMERY, 1985 *apud* MEDRI; MOURÃO; HARADA, 2003).

Para o *M. tridactyla*, a “integridade florestal” demonstrou uma relação negativa tanto para detecção quanto ocupação. As duas áreas com maior número de registros da espécie são as que sofrem maior pressão antrópica e, portanto, podem apresentar menores índices de integridade florestal. As áreas de borda das florestas e estradas também apresentaram menores valores de integridade florestal, e a espécie é frequentemente relacionada a ambientes abertos e bordas de florestas, sejam eles naturais ou antrópicos, como pastagens ou estradas (VYNNE *et al.*, 2011; DUNCAN, 2015; BERTASSONI; RIBEIRO, 2019; TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020; GIROUX *et al.*, 2021), fator que pode justificar a tendência de maior ocupação em áreas de menor integridade florestal. No entanto, é preciso destacar que os valores encontrados de integridade florestal, apesar de serem obtidos valores baixos (4,37), a média é elevada (9,2), demonstrando que todos os sítios apresentam bons índices.

A não correlação entre florestas, vegetação aberta e áreas antrópicas para as duas espécies pode ser justificada por ambas serem registradas em matrizes florestais que envolvem ambientes heterogêneos. Outro ponto é que todas os sítios amostrados estavam inseridos dentro de ambientes florestais, sendo assim, grande parte dos dados analisados correspondem a esta cobertura do solo. Mesmo em Unidades de Conservação onde a presença de desmatamento, pastagem e mineração são mais evidentes, tais áreas se apresentaram mais distantes dos pontos amostrados e o buffer utilizado neste trabalho não contemplou estas regiões. Em um trabalho realizado numa matriz com fragmentos florestais, pastos e mineração

em uma região Amazônica do Pará, os autores relacionam a maior ocorrência de *M. tridactyla* em regiões de borda de floresta, e menor em pastos abandonados (TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020). Em outros ambientes, a espécie é relatada em períodos de atividade em vegetações abertas e inatividade em florestas (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; DESBIEZ; MEDRI, 2010a; MACCARINI *et al.*, 2015; BERTASSONI *et al.*, 2017; BERTASSONI; RIBEIRO, 2019).

Mesmo sendo espécies que aparentam tolerar certo grau de interferência antrópica, estes animais são sempre relacionados a presença de floresta, especialmente para abrigo térmico (MOURÃO; MEDRI, 2007; VYNNE *et al.*, 2011; BERTASSONI; RIBEIRO, 2019). No entanto, não é conhecido como impactos na Floresta Amazônica podem interferir neste âmbito, uma vez a fragmentação e efeitos de borda, somados ao clima quente e úmido da região, podem afetar diretamente estes animais e sua capacidade de homeostase. A retirada de madeira em áreas na Flona do Jamari através de concessão de uso sustentável demonstra que, apesar de não haver uma queda significativa de riqueza de mamíferos de grande e médio porte quando comparadas às áreas sem a atividade, as taxas de ocupação por estes animais foram menores nas áreas exploradas, incluindo para as duas espécies de tamanduás abordadas neste trabalho (CARVALHO JR *et al.*, 2021). Acompanhar estas taxas de ocupação através dos anos pode fornecer informações mais precisas se estas populações estão ou não sofrendo reduções devido a impactos direto ou indiretos humanos.

## 7.7 CONCLUSÃO

Apesar de este trabalho ter abordado somente áreas protegidas durante a estação seca, existem poucas informações como ambas as espécies de tamanduás ocupam seu habitat. Segundo Bertassoni e Ribeiro (2019) estudar as populações de *M. tridactyla* em florestas contínuas é uma das prioridades para a espécie, devido à falta de informações nessas regiões, e Feijó *et al.* (2022) constatou que a região Amazônica é um dos maiores gaps de conhecimento sobre Xenarthras (BERTASSONI; RIBEIRO, 2019; FEIJÓ *et al.*, 2022). Ambas as espécies são descritas na literatura por aparentarem certa tolerância a atividade humana. Porém, como Teixeira-Santos *et al.* (2020) questiona em seu trabalho, apesar de diversas espécies de mamíferos de médio e grande porte serem registrados em áreas antrópicas, isso não significa que estas populações estão saudáveis e aptas a prosperarem neste ambiente (TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020).

Considerando o avanço do desmatamento e as transformações na paisagem Amazônica, mais estudos são necessários para estabelecer as preferências de uso do habitat desta espécie, e assim acompanhar as variações temporais de ocupação e prever tendências populacionais. Desta forma, o presente trabalho trás informações sobre como os tamanduás utilizam o seu habitat e traz novos questionamentos, que devem ser esclarecidos em trabalhos futuros.

## REFERENCIAS

- ABBA, A. M. et al. Distribution of extant xenarthrans (Mammalia: Xenarthra) in Argentina using species distribution models. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 123–136, 2012.
- ABBA, A. M. et al. Habitat use by armadillos in agroecosystems of central Argentina: Does plot identity matter? **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 5, p. 1265–1271, 2016.
- ABBA, A.; SUPERINA, M. The 2009/2010 Armadillo Red List Assessment. **Edentata**, v. 12, n. 2, p. 135–184, 2010.
- AGUILAR, R. F.; SUPERINA, M. **Xenarthra**. [s.l.] Elsevier Inc., 2015.
- AHUMADA, J. A. et al. Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1578, p. 2703–2711, 2011.
- AHUMADA, J. A.; HURTADO, J.; LIZCANO, D. Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. **PLoS ONE**, v. 8, n. 9, p. 1–10, 2013.
- ALLGAS, N. et al. Nuevos registros de Xenarthra para el nororiente del Perú, con notas sobre su distribución y conservación. **Edentata**, n. 16, p. 28–36, 2015. Disponible em: <<http://www.xenarthrans.org>>.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANACLETO, T. C. Distribuição, dieta e efeitos das alterações antrópicas do cerrado sobre os tatus. **Tese de doutorado**, p. 5–65, 2006.
- ANACLETO, T. C. da S.; GODOY, L. P.; TUBELIS, D. P. New records of the southern naked-tailed armadillo *Cabassous unicinctus unicinctus* Linnaeus, 1758 (Cingulata: Dasypodidae) in Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 293–296, 2013.
- ANACLETO, T. C. S. et al. *Priodontes maximus*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, v. 2014, p. e.T18144A47442343, 2014a. Disponible em: <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/18144/0>>.
- ANACLETO, T. C. S. et al. *Priodontes maximus*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, v. 2014, p. e.T18144A47442343, 2014b.
- ANTONELLI, A. et al. Amazonia is the primary source of Neotropical biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 115, n. 23, p. 6034–6039, 2018.
- ARAGÃO, L. E. et al. **21 st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions**, 2018. .
- ARTEAGA, M. C.; VENTICINQUE, E. M. Influence of topography on the location and density of armadillo burrows (Dasypodidae: Xenarthra) in the central Amazon, Brazil. **Mammalian Biology**, v. 73, n. 4, p. 262–266, 2008.
- AYA-CUERO, C.; RODRÍGUEZ-BOLAÑOS, A.; SUPERINA, M. Population density, activity patterns, and ecological importance of giant armadillos (*Priodontes maximus*) in Colombia. **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 3, p. 1–9, 2017.
- BAILEY, L.; ADAMS, M. Occupancy Models to Study Wildlife. **USGS Fact Sheet**, n. September, p. 6, 2005. Disponible em: <<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Occupancy+Models+to+Study+Wildlife#4>>.
- BAILEY, L. L.; MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D. Advances and applications of occupancy models. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 12, p. 1269–1279, 2014.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016. Disponible em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature18326>>.
- BARROSO; MELLO. CARR CENTER FOR HUMAN RIGHTS POLICY How To Save The

- Amazon : The Reasons Why a Living Forest is Worth More than a Cut-Down One. **CARR CENTER FOR HUMAN RIGHTS POLICY HARVARD KENNEDY SCHOOL**, v. 011, n. January, 2021.
- BARROSO, L. R. CARR CENTER FOR HUMAN RIGHTS POLICY How To Save The Amazon : The Reasons Why a Living Forest is Worth More than a Cut-Down One. 2021.
- BARTON, K. Package ‘ MuMIn ’ Version 1.46.0. **R Package**, n. Version 1.46.0, 2022.
- BEAUDROT, L. et al. Detecting tropical wildlife declines through camera-trap monitoring: An evaluation of the Tropical Ecology Assessment and Monitoring protocol. **Oryx**, v. 53, n. 1, p. 126–129, 2019.
- BERTASSONI, A. et al. Movement patterns and space use of the first giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) monitored in São Paulo State, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 52, n. 1, p. 68–74, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/01650521.2016.1272167>>.
- BERTASSONI, A.; RIBEIRO, M. C. Space use by the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*): a review and key directions for future research. **European Journal of Wildlife Research**, v. 65, n. 6, 2019.
- BONATO, V. et al. Ecology of the armadillos *Cabassous unicinctus* and *Euphractus sexcinctus* (Cingulata: Dasypodidae) in a Brazilian cerrado. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 1, p. 168–174, 2008.
- BOUBLI, J. P. et al. On a new species of titi monkey (Primates: *Plecturocebus* Byrne et al., 2016), from Alta Floresta, southern Amazon, Brazil. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 132, n. November 2018, p. 117–137, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ympev.2018.11.012>>.
- BRAGA, F. G. Ecologia e comportamento de Tamanduá-Bandeira *Myrmecophaga Tridactyla* Linnaeus, 1758 no Município de Jaguariaíva, Paraná. **Tese de doutorado em engenharia Florestal**, n. Curitiba, p. 102, 2010.
- BRASIL. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, lei no 9.985, de 18 de julho de 2000; decreto no 4.340, de 22 de agosto de 2002. ... **De Proteção Do Meio Ambiente E Do ...**, p. 56, 2004. Disponível em: <<http://www.ibap.org/teses2004/teses2004d15.doc>>.
- BREDIN, Y. K. et al. Structure and composition of terra firme and seasonally flooded várzea forests in the western brazilian amazon. **Forests**, v. 11, n. 12, p. 1–20, 2020.
- BULLOCK, E. L. et al. Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 26, n. 5, p. 2956–2969, 2020.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Multimodel inference: Understanding AIC and BIC in model selection. **Sociological Methods and Research**, v. 33, n. 2, p. 261–304, 2004.
- CAMILO-ALVES, C. D. S. E. P.; MOURÃO, G. D. M. Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. **Biotropica**, v. 38, n. 1, p. 52–56, 2006.
- CARAVAGGI, A. et al. A review of factors to consider when using camera traps to study animal behavior to inform wildlife ecology and conservation. **Conservation Science and Practice**, v. 2, n. 8, p. 1–9, 2020.
- CARTER, T. S.; SUPERINA, M.; LESLIE, D. M. *Priodontes maximus* (Cingulata: Chlamyphoridae). **Mammalian Species**, v. 48, n. 932, p. 21–34, 2016.
- CARVALHO, G. O. de et al. Biomonitoring mercury contamination using fur from roadkilled giant anteaters. **Chemosphere**, v. 270, 2021.
- CARVALHO JR, E. A. R. et al. Mammal responses to reduced-impact logging in Amazonian forest concessions. **Forest Ecology and Management**, v. 496, n. June, p. 1–8, 2021.
- CELENTANO, D. et al. Desmatamento, degradação e violência no “Mosaico Gurupi”. v. 32, n. 92, p. 315–339, 2018.

- CHASE, J. M. et al. Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. **Nature**, v. 584, n. 7820, p. 238–243, 2020. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41586-020-2531-2>>.
- COLLEVATTI, R. G. et al. Evidence of high inbreeding in a population of the endangered giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (Myrmecophagidae), from Emas National Park, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 30, n. 1, p. 112–120, 2007.
- COSTA, H. C. M.; PERES, C. A.; ABRAHAMS, M. I. Seasonal dynamics of terrestrial vertebrate abundance between Amazonian flooded and unflooded forests. **PeerJ**, v. 6, n. 6, p. 1–22, 2018.
- DA CRUZ, D. C. et al. An overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. **New Forests**, v. 52, n. 1, p. 1–16, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11056-020-09777-3>>.
- DECAËNS, T.; MARTINS, M.; FEIJOO, A., et al. Biodiversity loss along a gradient of deforestation in Amazonian agricultural landscapes Thibaud. **Conservation Biology**, v. 32, n. 6, p. 1380–1391, 2018.
- DELSUC, F. et al. The evolution of armadillos, anteaters and sloths depicted by nuclear and mitochondrial phylogenies: Implications for the status of the enigmatic fossil Eurotamandua. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 268, n. 1476, p. 1605–1615, 2001.
- DELSUC, F.; VIZCAÍNO, S. F.; DOUZERY, E. J. P. Influence of Tertiary paleoenvironmental changes on the diversification of South American mammals: A relaxed molecular clock study within xenarthrans. **BMC Evolutionary Biology**, v. 4, p. 1–13, 2004.
- DESAMORE, A. et al. Biogeography of the Lost World (Pantepui region, northeastern South America): Insights from bryophytes. **Phytotaxa**, v. 9, n. 1, p. 254, 2010.
- DESBIEZ, A. L. J. et al. Unraveling the cryptic life of the southern naked-tailed armadillo, *Cabassous unicinctus squamicaudis* (Lund, 1845), in a Neotropical wetland: Home range, activity pattern, burrow use and reproductive behaviour. **Mammalian Biology**, v. 91, p. 95–103, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.02.006>>.
- DESBIEZ, A. L. J. et al. Comparing density estimates from a short-term camera trap survey with a long-term telemetry study of giant armadillos (*Priodontes maximus*). **Mastozoologia Neotropical**, v. 27, n. 2, p. 241–246, 2020a.
- DESBIEZ, A. L. J. et al. Spatial ecology of the giant armadillo *Priodontes maximus* in Midwestern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 101, n. 1, p. 151–163, 2020b.
- DESBIEZ, A. L. J.; MEDRI, I. Density and Habitat Use by Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) and Southern Tamanduas (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal Wetland, Brazil. **Edentata**, v. 11, n. 1, p. 4–10, 2010a.
- DESBIEZ, A. L. J.; MEDRI, Í. M. Density and Habitat use by Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) and Southern Tamanduas (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal Wetland, Brazil. **Edentata**, v. 11, n. 1, p. 4–10, 2010b.
- DEUTSCH, S.; FLETCHER, R. The ‘Bolsonaro bridge’: Violence, visibility, and the 2019 Amazon fires. **Environmental Science and Policy**, v. 132, n. February, p. 60–68, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.02.012>>.
- DEVARAJAN, K.; MORELLI, T. L.; TENAN, S. Multi-species occupancy models: review, roadmap, and recommendations. **Ecography**, v. 43, n. 11, p. 1612–1624, 2020.
- DI BLANCO, Y. E.; DI BITETTI, M. S. Daily activity pattern of reintroduced giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*): Effects of seasonality and experience. **Mammalia**, v. 81, n. 1, p. 1–11, 2016.
- DI BLANCO, Y. E.; SUPERINA, M. *Priodontes maximus*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. **Lista Roja de los mamíferos de Argentina**. 2019. Disponível em: <http://cma.sarem.org.ar>.

- DORAZIO, R. et al. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. **Ecological Society of America**, v. 87, n. 4, p. 842–854, 2006.
- DOS REIS, M. et al. Forest fires and deforestation in the central Amazon: Effects of landscape and climate on spatial and temporal dynamics. **Journal of Environmental Management**, v. 288, n. October 2020, p. 112310, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112310>>.
- DUNCAN, M. **Perissodactyls**. [s.l.] Elsevier Inc., 2015.
- ELLWANGER, J. H. et al. Beyond diversity loss and climate change: Impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 1, p. 1–33, 2020.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.
- FEARNSIDE, P. M. The intrinsic value of Amazon biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, n. 4, p. 1199–1202, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10531-021-02133-7>>.
- FEIJÓ, A. *Dasyus septemcinctus* (Cingulata: Dasypodidae). **Mammalian Species**, v. 52, n. 987, p. 1–9, 2020.
- FEIJÓ, A. et al. Identifying hotspots and priority areas for xenarthran research and conservation. **Diversity and Distributions**, p. 1–13, 2022.
- FEIJÓ, A.; ANACLETO, T. C. Taxonomic revision of the genus *Cabassous* McMurtrie, 1831 (Cingulata: Chlamyphoridae), with revalidation of *Cabassous squamicaudis* (Lund, 1845). **Zootaxa**, v. 4974, n. 1, p. 47–78, 2021.
- FEIJÓ, A.; CORDEIRO-ESTRELA, P. Taxonomic revision of the *Dasyus kappleri* complex, with revalidations of *Dasyus pastasae* (Thomas, 1901) and *Dasyus beniensis* Lönnberg, 1942 (Cingulata, Dasypodidae). **Zootaxa**, v. 4170, n. 2, p. 271–297, 2016.
- FENG, G. et al. Forest canopy height co-determines taxonomic and functional richness, but not functional dispersion of mammals and birds globally. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 8, p. 1350–1359, 2020.
- FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. The Amazon 's road to deforestation. **Science Letters**, v. 369, n. 6504, p. 634–635, 2020.
- FERRAZ, K. M. M. de B. et al. Species distribution model reveals only highly fragmented suitable patches remaining for giant armadillo in the Brazilian Cerrado. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 43–52, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.01.001>>.
- FISKE, I.; CHANDLER, R. Overview of Unmarked: An R Package for the Analysis of Data from Unmarked Animals. **R**, p. 1–5, 2015. Disponível em: <file:///C:/Documents and Settings/L?ny/Local Settings/Application Data/Mendeley Ltd./Mendeley Desktop/Downloaded/Fiske, Chandler - 2010 - Overview of Unmarked An R Package for the Analysis of Wildlife Data.pdf>.
- FISKE, I. J.; CHANDLER, R. B. Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. **Journal of Statistical Software**, v. 43, n. 10, p. 1–23, 2011.
- FOSTER, V. C. et al. Jaguar and Puma activity patterns and predator-prey interactions in four brazilian biomes. **Biotropica**, v. 45, n. 3, p. 373–379, 2013.
- FREY, S. et al. Investigating animal activity patterns and temporal niche partitioning using camera-trap data: challenges and opportunities. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 3, n. 3, p. 123–132, 2017.
- GAMA, J. R. V. et al. Comparação entre florestas de várzea e de terra firme do Estado do Pará. **Revista Árvore**, v. 29, n. 4, p. 607–616, 2005.
- GILBERT, N. A. et al. Abundance estimation of unmarked animals based on camera-trap

- data. **Conservation Biology**, v. 35, n. 1, p. 88–100, 2021.
- GIROUX, A. et al. The role of environmental temperature on movement patterns of giant anteaters. **Integrative Zoology**, p. 1–12, 2021.
- GRANTHAM, H. S. et al. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1–10, 2020. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>>.
- HALLE, S. Ecological Relevance of Daily Activity Patterns. v. 141, p. 67–90, 2000.
- HANSEN, A. et al. Global humid tropics forest structural condition and forest structural integrity maps. **Scientific Data**, v. 6, n. 1, p. 1–12, 2019.
- HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21 st Century Forest Cover Change. v. 850, n. November, p. 850–854, 2013.
- HARMSSEN, B. J. et al. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. **Mammalian Biology**, v. 76, n. 3, p. 320–324, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2010.08.007>>.
- HAUGAASEN, T.; PERES, C. A. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 2, p. 133–145, 2005.
- HAUGAASEN, T.; PERES, C. A. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 1, p. 25–36, 2006.
- HOORN, C. et al. Amazonia Through Time : Andean Uplift, Climate Change, Landscape Evolution, and Biodiversity. **Science**, v. 330, n. November, p. 927–931, 2010.
- HOSKINS, H. M. J. et al. Rapid defaunation of terrestrial mammals in a protected Neotropical cloud forest remnant. **Journal for Nature Conservation**, v. 56, n. September 2019, p. 125861, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125861>>.
- ICMBIO. Plano de Manejo Parque Nacional do Juruena. 2011.
- ICMBIO. Avaliação do risco de extinção dos Xenartros Brasileiros. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**, p. 250, 2015.
- ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. [s.l: s.n.]
- ICMBIO. Programa Monitora Protocolo avançado de monitoramento de vertebrados terrestres (protocolo TEAM).Relatório 2016-2018. n. Inst. Chico Mendes Conserv. da Biodiversidade, p. 1–16, 2019.
- JANSEN, P. A.; AHUMADA, J. A.; FEGRAUS, E. H. TEAM: a standardised camera-trap survey to monitor terrestrial vertebrate communities in tropical forests Hare predation ecology View project Advancing camera-trap methodology View project SEE PROFILE. n. May 2017, 2014. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/312275153>>.
- JENKINS, C. N.; PIMM, S. L.; JOPPA, L. N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 110, n. 28, p. E2603–E2610, 2013.
- KAYS, R. et al. An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when? **Methods in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 6, p. 700–713, 2020.
- LASHLEY, M. A. et al. Estimating wildlife activity curves: Comparison of methods and sample size. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–11, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-22638-6>>.
- LAWRENCE, E. R.; FRASER, D. J. Latitudinal biodiversity gradients at three levels: Linking species richness, population richness and genetic diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 5, p. 770–788, 2020.
- LEMOS, F. G. et al. Surveying in highly-modified landscapes to document the occurrence of threatened species: A study of the giant armadillo *Priodontes maximus* in central Brazil. **Oryx**, v. 54, n. 1, p. 133–139, 2020.



- LIBONATI, R. et al. Twenty-first century droughts have not increasingly exacerbated fire season severity in the Brazilian Amazon. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1–13, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41598-021-82158-8>>.
- LIMA, E. M. De et al. Ocorrência de *Euphractus sexcinctus* (Xenarthra: Dasypodidae) na Região do Médio Rio Amazonas. **Edentata**, v. 8, p. 58–60, 2009.
- LOUGHRY, W. J. et al. Research on armadillos: a review and prospectus. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 4, p. 635–644, 2015.
- LOUGHRY, W. J.; MCDONOUGH, C. M. Beyond Natural History: Some Thoughts About Research Priorities in the Study of Xenarthrans. **Edentata**, v. 14, n. 1, p. 9–14, 2013.
- LOVEJOY, T. E. The Amazon region. **Science Advances**, v. 3, n. 11, p. 3677, 2017.
- MACCARINI, T. B. et al. Temperature influences the activity patterns of armadillo species in a large neotropical wetland. **Mammal Research**, v. 60, n. 4, p. 403–409, 2015.
- MACKENZIE, D. I. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2248–2255, 2002.
- MACKENZIE, D. I. et al. **Occupancy Estimation and Modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence.** [s.l.: s.n.]v. 12
- MACKENZIE, D. I.; BAILEY, L. L. Assessing the fit of site-occupancy models. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 9, n. 3, p. 300–318, 2004.
- MAGIOLI, M. et al. Land-use changes lead to functional loss of terrestrial mammals in a Neotropical rainforest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, n. xxxx, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.02.006>>.
- MATRICARDI, E. A. T. et al. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 369, n. 6509, p. 1378–1382, 2020.
- MAZAROLLE, M. J. Package ‘AICcmodavg’. n. c, 2020.
- MEDRI, Í. M. Ecologia e história natural do tatu-peba, *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758), no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Departamento de Ecologia**, p. 167, 2008.
- MEDRI, Í. M.; MOURÃO, G. de M.; HARADA, A. Y. Dieta de Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. **Edentata**, n. 5, p. 30–34, 2003.
- MENDONÇA, E. N. et al. Avaliação da Efetividade da Reserva Biológica do Gurupi na Conservação de Vertebrados Terrestres de Médio e Grande Porte. **Biodiversidade Brasileira - BioBrasil**, v. 11, n. 3, p. 1–16, 2021. Disponível em: <<http://revistaeletronica.icmbio.gov.br/index.php/BioBR/article/view/1769>>.
- MENEZES, J. F. S. et al. Deforestation, fires, and lack of governance are displacing thousands of jaguars in Brazilian Amazon. **Conservation Science and Practice**, n. May 2020, p. 1–10, 2021.
- MEREDITH, M.; RIDOUT, M. S. Overlap. R Core Development Team. **R project**, p. 1–9, 2021. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/overlap/overlap.pdf>>.
- MERITT, D. A. Research Questions on the Behavior and Ecology of the Giant Armadillo (*Priodontes maximus*). **Edentata**, v. 7, n. 1, p. 30, 2006.
- MIRANDA, F. et al. *Tamandua tetradactyla*, Southern Tamandua. **The IUCN Red List of Threatened Species**, v. e.T21350A4, p. 1–10, 2014.
- MIRANDA, F.; BERTASSONI, A.; ABBA, A. M. *Myrmecophaga tridactyla* IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**, v. e.T14224A4, p. 14. Downloaded on 20 August 2018, 2014.
- MIRANDA, F. R. et al. Avaliação do Risco de Extinção dos Xenartros Brasileiros. Série Estado de Conservação da Fauna Brasileira - Nº 2. n. January, p. 251, 2015.
- MIRANDA, F. R. et al. Taxonomic review of the genus *Cyclopes* Gray, 1821 (Xenarthra: Pilosa), with the revalidation and description of new species. **Zoological Journal of the**

- Linnean Society**, v. 183, n. 3, p. 687–721, 2018.
- MMA/ICMBIO. PLANO DE MANEJO ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE MARACÁ. 2015a.
- MMA/ICMBIO. Estação Ecológica Da Terra Do Meio Plano De Manejo. p. 310, 2015b.
- MOORE, J. F. et al. Factors affecting species richness and distribution spatially and temporally within a protected area using multi-season occupancy models. **Animal Conservation**, v. 22, n. 5, p. 503–514, 2019.
- MOORE, J. F. et al. Comparison of species richness and detection between line transects, ground camera traps, and arboreal camera traps. **Animal Conservation**, v. 23, n. 5, p. 561–572, 2020.
- MOURÃO, G; MEDRI, I. M. Activity of a specialized insectivorous mammal ( *Myrmecophaga tridactyla* ) in the Pantanal of Brazil. **Journal of Zoology**, v. 271, p. 187–192, 2007.
- MURRAY, M. H. et al. A multi-state occupancy model to non-invasively monitor visible signs of wildlife health with camera traps that accounts for image quality. **Journal of Animal Ecology**, v. 90, n. 8, p. 1973–1984, 2021.
- O'BRIEN, T. G. et al. The wildlife picture index: Monitoring top trophic levels. **Animal Conservation**, v. 13, n. 4, p. 335–343, 2010.
- O'BRIEN, T. G. et al. Camera trapping reveals trends in forest duiker populations in African National Parks. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 6, n. 2, p. 168–180, 2020.
- O'CONNEL, A. ; NICHOLS, J. D.; KARANTH, K. . **Camera Traps in Animal Ecology**. [s.l: s.n.]
- OBEROSLER, V. et al. The influence of human disturbance on occupancy and activity patterns of mammals in the Italian Alps from systematic camera trapping. **Mammalian Biology**, v. 87, n. May, p. 50–61, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2017.05.005>>.
- OLIVEIRA, U. et al. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–9, 2017.
- PAIVA, P. F. P. R. et al. Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 1, p. 19–38, 2020.
- PARSONS, A. W. et al. Do occupancy or detection rates from camera traps reflect deer density? **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 6, p. 1547–1557, 2017.
- PASSOS, F. C. et al. The Vulnerable giant anteater *Myrmecophaga tridactyla*: New records from the Atlantic Forest highlands and an overview of its occurrence in protected areas in Brazil. **Oryx**, v. 51, n. 3, p. 564–566, 2017.
- PELICICE, F. M.; CASTELLO, L. A political tsunami hits Amazon conservation. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 31, n. 5, p. 1221–1229, 2021.
- PERES, C. A. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, n. 3, p. 381–405, 1997.
- PETRAZZINI, P. B.; AGUIAR, L. M. S. You say goodbye, and I say hello: the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) activity pattern in response to temperature and human presence. **Mastozoología Neotropical**, v. 28, n. 1, p. 1–11, 2021.
- PITMAN, L. et al. Habitat Use and Activity of the Giant Armadillo ( *Priodontes maximus* ): Preliminary Data from Southeastern Peru. **Presented at the 2004 annual meeting of the Society for Conservation Biology in New York** ., n. July 2004, 2004.
- POTAPOV, P. et al. Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. **Remote Sensing of Environment**, v. 253, n. November 2020, p. 112165, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112165>>.
- PREVEDELLO, J. A. et al. Impacts of forestation and deforestation on local temperature across the globe. **PLoS ONE**, v. 14, n. 3, p. 1–18, 2019.
- QUIROGA, V. A. et al. The giant armadillo (*Priodontes maximus*) in the Argentine Chaco.

**Mastozoologia Neotropical**, v. 24, n. 1, 2017.

RABELO, R. M.; OLIVEIRA, I. F.; MAGNUSSON, W. E. Finding a lost species in the ‘Lost World’: predicted habitat occupancy by an endemic butterfly in a Neotropical sky-island archipelago. **Insect Conservation and Diversity**, v. 15, n. 1, p. 128–135, 2021.

RAMESH, T.; DOWNS, C. T. Impact of farmland use on population density and activity patterns of serval in South Africa. **Journal of Mammalogy**, v. 94, n. 6, p. 1460–1470, 2013.

RIBEIRO, P.; SILVEIRA MIRANDA, J. E.; RODRIGUES DE ARAÚJO, D. The effect of roadkills on the persistence of xenarthran populations: the case of the Brazilian Cerrado. **Edentata: The Newsletter of the IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group**, n. 18, 2017.

RICHARDS, P. D.; WALKER, R. T.; ARIMA, E. Y. Spatially complex land change: The indirect effect of Brazil’s agricultural sector on land use in Amazonia. **Global Environmental Change**, v. 29, p. 1–9, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.011>>.

RIDOUT, M. S.; LINKIE, M. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 14, n. 3, p. 322–337, 2009.

RODRIGUES, T. F. et al. Ecosystem services provided by armadillos. **Biological Reviews**, v. 95, n. 1, p. 1–21, 2020.

ROSA, A. L. M. Efeito da temperatura ambiental sobre a atividade, uso de habitat e temperatura corporal do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) na fazenda Nhumirim, Pantanal. **Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação)**, p. 32, 2007.

ROVERO, F. et al. Estimating species richness and modelling habitat preferences of tropical forest mammals from camera trap data. **PLoS ONE**, v. 9, n. 7, 2014.

ROVERO, F.; AHUMADA, J. The Tropical Ecology, Assessment and Monitoring (TEAM) Network: An early warning system for tropical rain forests. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 914–923, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.146>>.

ROVERO, F.; ZIMMERMANN, F. **Camera trapping for Wildlife Research**. [s.l.: s.n.]

ROWCLIFFE, J. M. et al. Quantifying levels of animal activity using camera trap data. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 11, p. 1170–1179, 2014.

SALVADOR, S.; CLAVERO, M.; PITMAN, R. L. Large mammal species richness and habitat use in an upper Amazonian forest used for ecotourism. **Mammalian Biology**, v. 76, n. 2, p. 115–123, 2011.

SANTOS, P. M. et al. NEOTROPICAL XENARTHANS: a data set of occurrence of xenarthran species in the Neotropics. **Ecology**, v. 100, n. 7, p. 1–4, 2019a.

SANTOS, P. M. et al. Living on the edge: Forest cover threshold effect on endangered maned sloth occurrence in Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 240, n. September, p. 1–9, 2019b. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108264>>.

SHRESTHA, A. et al. Factors influencing the habitat choice of pangolins (*Manis* spp.) in low land of Nepal. **Ecology and Evolution**, v. 11, n. 21, p. 14689–14696, 2021.

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. **Nature Ecology and Evolution**, v. 5, n. 2, p. 144–145, 2021.

SILVA, S. M. et al. Wildfire against the survival of Xenarthra: anteaters, armadillos, and sloths. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 15, n. 3, p. 523–532, 2020.

SILVEIRA, L. et al. Ecology of the Giant Armadillo (*Priodontes maximus*) in the Grasslands of Central Brazil. **Edentata**, v. 8–10, n. December, p. 25–34, 2009.

SOLLMANN, R. et al. Risky business or simple solution - Relative abundance indices from camera-trapping. **Biological Conservation**, v. 159, p. 405–412, 2013. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.025>>.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: Considerações metodológicas e comparação de equipamentos. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 647–656, 2007.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 51–62, 2013.

SUPERINA, M.; ABBA, A. M. Conservation perspectives for a highly disparate lineage of mammals: The xenarthra. **Mastozoologia Neotropical**, v. 27, n. S1, p. 48–67, 2020.

SUPERINA, M.; PAGNUTTI, N.; ABBA, A. M. What do we know about armadillos? An analysis of four centuries of knowledge about a group of South American mammals, with emphasis on their conservation. **Mammal Review**, v. 44, n. 1, p. 69–80, 2014.

TAN, C. K. W. et al. Habitat use and predicted range for the mainland clouded leopard *Neofelis nebulosa* in Peninsular Malaysia. **Biological Conservation**, v. 206, n. January 2018, p. 65–74, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.012>>.

TEIXEIRA-SANTOS, J. et al. Environmental factors influencing the abundance of four species of threatened mammals in degraded habitats in the eastern Brazilian Amazon. **PLoS ONE**, v. 15, n. 2, p. 1–16, 2020.

VYNNE, C. et al. Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. **PLoS ONE**, v. 6, n. 12, 2011.

WAGNON, C. J.; SERFASS, T. L. Camera traps at northern river otter latrines enhance carnivore detectability along riparian areas in eastern North America. **Global Ecology and Conservation**, v. 8, n. September, p. 138–143, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2016.08.010>>.

WALLACE, R. et al. Identifying Wildlife Corridors Using Local Knowledge and Occupancy Methods along the San Buenaventura-Ixiamas Road, La Paz, Bolivia. **Tropical Conservation Science**, v. 13, 2020.

WANG, B. et al. Habitat use of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Brazilian Amazon. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 9, p. 5049–5062, 2019.

WILLIAMS, K. S. et al. Utilizing bycatch camera-trap data for broad-scale occupancy and conservation: A case study of the brown hyaena *Parahyaena brunnea*. **Oryx**, v. 55, n. 2, p. 216–226, 2021.

WOODFORD, M. H. Veterinary aspects of ecological monitoring: The natural history of emerging infectious diseases of humans, domestic animals and wildlife. **Tropical Animal Health and Production**, v. 41, n. 7, p. 1023–1033, 2009.