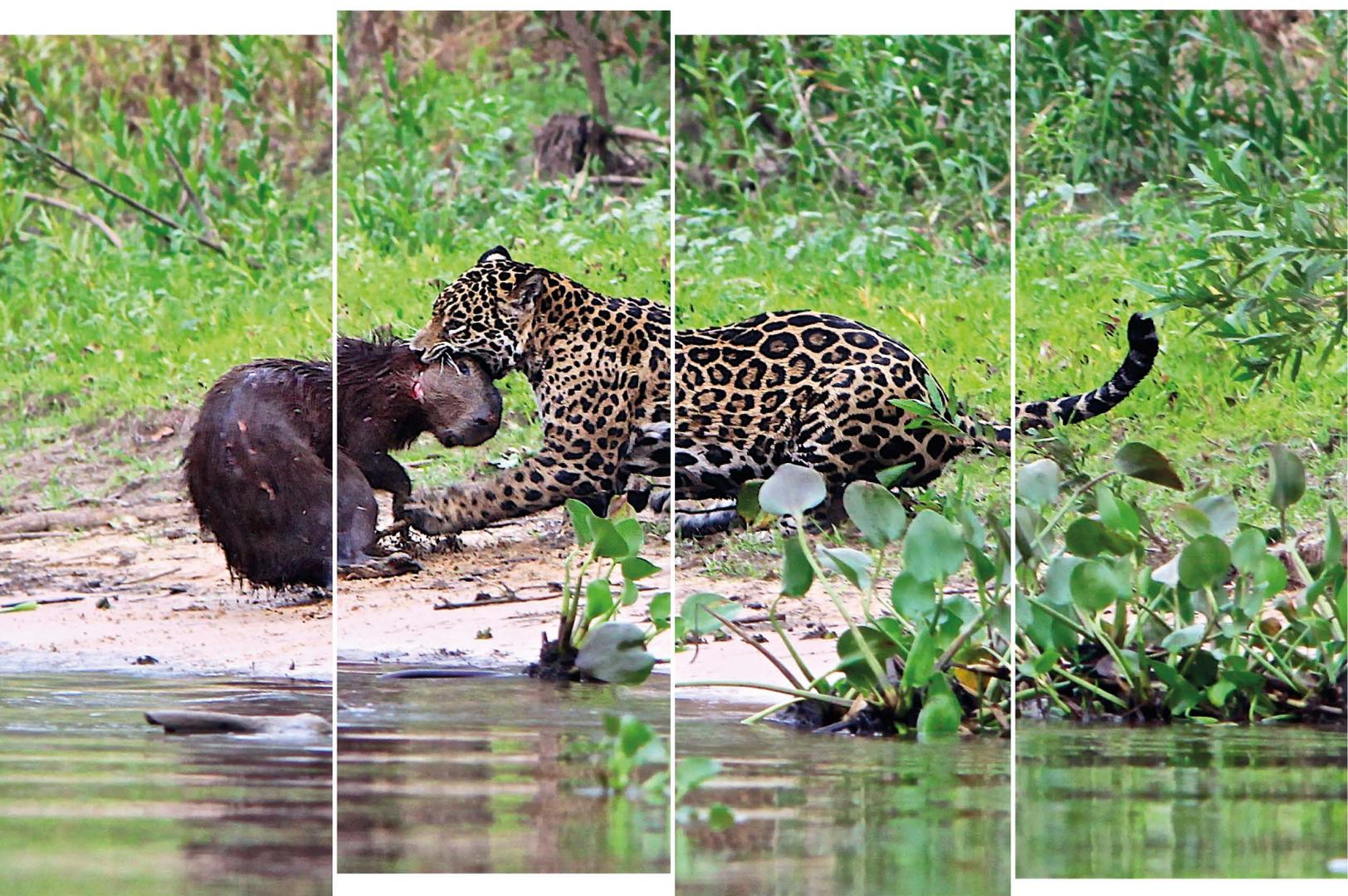


BOLETIM MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
**CIÊNCIAS
NATURAIS**

v. 16 n. 3 setembro/dezembro de 2021



Mamíferos do Pantanal: biologia, ecologia e conservação. Parte I

Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi
Ciências Naturais



v. 16, n. 3
setembro-dezembro
2021



IMAGEM DA CAPA

Capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) sendo predada por uma onça-pintada na margem do rio Cuiabá, na região de Poconé, MS. Foto: R. Boulhosa (2010).

BOLETIM DO MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI. CIÊNCIAS NATURAIS (ISSN 2317-6237)

O Boletim do Museu Paraense de História Natural e Ethnographia foi criado por Emílio Goeldi e o primeiro fascículo surgiu em 1894. O atual Boletim é sucedâneo daquele. *The Boletim do Museu Paraense de História Natural e Ethnographia was created by Emílio Goeldi, and the first number was issued in 1894. The present one is the successor to this publication.*

EDITOR CIENTÍFICO

Fernando da Silva Carvalho Filho

EDITORA DO NÚMERO ESPECIAL

Carolina Carvalho Cheida

EDITORES ASSOCIADOS

Adriano Oliveira Maciel

Alexandra Maria Ramos Bezerra

Aluísio José Fernandes Júnior

Ana Carla Feio dos Santos

Ana Kelly Koch

Débora Rodrigues de Souza Campana

José Nazareno Araújo dos Santos Junior

Milena Marília Nogueira de Andrade

Priscila Sanjuan de Medeiros Sarmento

Sue Anne Regina Ferreira Costa

Valéria Juliete da Silva

William Leslie Overal

CONSELHO EDITORIAL CIENTÍFICO

Ana Maria Giulietti - Universidade Estadual de Feira de Santana - Feira de Santana - Brasil

Augusto Shinya Abe - Universidade Estadual Paulista - Rio Claro - Brasil

Carlos Afonso Nobre - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - São José dos Campos - Brasil

Douglas C. Daly - New York Botanical Garden - New York - USA

Hans ter Steege - Utrecht University - Utrecht - Netherlands

Ima Célia Guimarães Vieira - Museu Paraense Emílio Goeldi - Belém - Brasil

John Bates - Field Museum of Natural History - Chicago - USA

José Maria Cardoso da Silva - Conservação Internacional - Belém - Brasil

Laurent Polidori - l'Ecole Supérieure des Géomètres Topographes - Le Mans - França

Lauro Valentim Stoll Nardi - Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Porto Alegre - Brasil

Miguel Trefaut Rodrigues - Universidade de São Paulo - São Paulo - Brasil

Nelson Papavero - Museu de Zoologia - Universidade de São Paulo - São Paulo - Brasil

Peter Mann de Toledo - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - São José dos Campos - Brasil

Philippe Kok - Royal Belgian Institute of Natural Sciences - Brussels - Bélgica

Roberto Dall'Agnol - Universidade Federal do Pará - Belém - Brasil

Rui Cerqueira - Universidade Federal do Rio de Janeiro - Rio de Janeiro - Brasil

William Woods - University of Kansas - Lawrence - USA

NÚCLEO EDITORIAL

Assistente editorial - Rafele Lima

Editoração, versão eletrônica e capa deste número - Vivian Monteiro

Normalização - Núcleo Editorial Boletim

Projeto Gráfico - Elaynia Ono

Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações
Museu Paraense Emílio Goeldi

Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi

Ciências Naturais



ISSN 2317-6237

Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi	Cienc. Nat.	Belém	v. 16	n. 3	p. 313-649	setembro-dezembro 2021
-------------------------------	-------------	-------	-------	------	------------	------------------------

ENDEREÇO PARA CORRESPONDÊNCIA:
Museu Paraense Emílio Goeldi
Núcleo Editorial - Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi
Av. Perimetral, 1901
Terra Firme – CEP 66077-530
Belém - PA - Brasil
Telefone: 55-91-3075-6186
E-mail: boletim.naturais@museu-goeldi.br

VERSÃO ONLINE DA REVISTA:
<http://editora.museu-goeldi.br/naturais/index.html>
http://issuu.com/bgoeldi_cn

SUBMISSÃO DE TRABALHOS:
<https://boletimcn.museu-goeldi.br/ojs/?journal=bcnaturais&page=login>

AQUISIÇÃO:
Permuta: mgdoc@museu-goeldi.br
Venda: livraria@museu-goeldi.br

INDEXADORES
CAB Abstracts
DOAJ - Directory of Open Access Journals
IBSS - International Bibliography of the Social Sciences
LATINDEX - Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Zoological Record

Não é permitida a reprodução parcial ou total de artigos ou notas publicadas, sob nenhuma forma ou técnica, sem a prévia autorização do editor. Ficam isentas as cópias para uso pessoal e interno, desde que não destinadas a fins promocionais ou comerciais. As opiniões e considerações emitidas nos artigos assinados são de inteira responsabilidade dos autores, e não refletem necessariamente a posição dos editores ou da instituição responsável pela publicação.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação CIP

Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais. 2021. – Belém: MPEG, 2021. v. 16 n. 3., v. il.
Semestral: 1984-2002
Interrompida: 2003-2004
Quadrimestral a partir do v. 1, 2005.

Títulos anteriores: Boletim Museu Paraense de História Natural e Ethnographia 1894-98; Boletim Museu Paraense de História Natural e Ethnographia (Museu Goeldi) 1902; Boletim do Museu Goeldi (Museu Paraense) de História Natural e Ethnographia 1906-1914; Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi de História Natural e Etnografia 1933; Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi 1949-2002, série Zoologia, série Botânica e série Ciências da Terra; Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Ciências Naturais, em 2005. A partir de 2006, Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais.

ISSN 2317-6237

1. Pantanal. 2. Mastozoologia. 3. Conservação. 4. Ecologia. 5. Biologia. I. Museu Paraense Emílio Goeldi.

CDD-21ª.ed. 500

© Direitos de Cópia/Copyright 2021 por/by MCTIC/Museu Goeldi
Publicado em janeiro de 2022



MINISTÉRIO DA
EDUCAÇÃO

MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA,
E INOVAÇÕES



CARTA DOS EDITORES

É com grande satisfação que anunciamos o sumário da última edição de 2021 do **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, o qual é composto por oito artigos de pesquisa, revisão e análises sobre os mamíferos da maior planície inundável do planeta, o Pantanal. Os seis primeiros artigos tratam de assuntos relacionados à conservação e os dois últimos, sobre sistemática, biologia e ecologia das ordens Didelphimorphia (marsupiais sul-americanos) e Rodentia (roedores). Esses dois últimos artigos são os primeiros de uma série sobre todas as ordens de mamíferos que ocorrem no Pantanal, os quais serão publicados nas próximas edições.

Os artigos são resultado do projeto editorial "Mamíferos do Pantanal: biologia, ecologia e conservação", idealizado por Guilherme de Miranda Mourão, Walfrido Moraes Tomás (ambos da EMBRAPA Pantanal) e Carolina Carvalho Cheida (IPeC e ICMBio/CENAP; organizadora). Participaram desse projeto dezenas de autores especialistas em suas áreas de atuação no Pantanal e vinculados a diversas instituições nacionais e internacionais. Esses artigos foram produzidos anteriormente aos incêndios que destruíram grande parte do Pantanal em 2020 e afetaram fortemente sua biodiversidade. Espera-se que sua publicação auxilie na identificação de espécies e em análises comparativas de impacto que norteiem novas políticas públicas.

O primeiro artigo desta edição, de autoria de Cavalcanti e colaboradores, trata especialmente de um dos mamíferos mais icônicos do Pantanal: a onça-pintada. Apesar de esta ser uma das áreas mais importantes para a conservação desse felino ameaçado de extinção, vários indivíduos são abatidos anualmente por fazendeiros, devido a ataques reais ou não ao gado. Neste artigo, foram apresentadas informações sobre o processo de predação por onças-pardas e, principalmente, onças-pintadas, em espécies nativas, de gado doméstico no Pantanal. Os autores também analisaram os aspectos pessoais, sociais e culturais do conflito entre onças e fazendeiros. Este artigo é de grande importância para o entendimento da interação entre as onças e os criadores de gado, pois fornece informações que poderão ser utilizadas para atenuar os efeitos negativos para ambos, ajudando, assim, na conservação dos felinos.

O artigo seguinte, de Pedrosa e colaboradores, também trata sobre uma espécie comum e muito conhecida no Pantanal, o porco-monteiro. No entanto, diferentemente do trabalho anterior, neste a espécie é invasora, ou seja, ela naturalmente não ocorria no bioma, tendo sido introduzida pelos primeiros colonizadores. Os autores discutem os benefícios e malefícios que a introdução dessa espécie no ambiente pantaneiro tem causado para a biota e para as populações locais ao longo de mais de 120 anos.

O terceiro artigo do sumário, de Tortato e colaboradores, apresenta os elementos do turismo de observação de fauna no Pantanal, destacando as principais espécies envolvidas nessa atividade e os problemas que o turismo acarreta. A biodiversidade do Pantanal tem atraído turistas de todos os continentes, em busca de espécies que podem ser facilmente visualizadas na região, como ariranha, capivara, queixadas, antas e onça-pintada. Apesar de ser muito importante para a economia e de parecer uma atividade inofensiva para o meio ambiente e para os seus habitantes, o turismo de observação pode ocasionar distúrbios, caso não seja desenvolvido de forma adequada, seguindo protocolos pré-estabelecidos. Os autores também abordaram as leis e regras vigentes sobre esse tipo de turismo, bem como a sua importância como atividade econômica para o desenvolvimento sustentável do Pantanal.

O artigo seguinte, de Sonoda e colaboradores, apresenta uma lista das espécies de mamíferos que residem em unidades de conservação (UC), que são uma das formas de impedir a perda da biodiversidade de uma determinada área, espaços protegidos por lei contra o impacto causado pelas atividades humanas, como a caça e o desmatamento. No Pantanal norte e sul, há inúmeras áreas de proteção integral e de uso sustentável, estaduais e federais. Os autores ainda analisam a efetividade desses espaços em relação à proteção das espécies. Esses dados foram obtidos com base em levantamento bibliográfico e indicam que a sustentabilidade do bioma pantaneiro depende da construção de uma rede de áreas protegidas.

Pinto e colaboradores estudam o atropelamento de mamíferos silvestres em estradas na Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai (BAP), uma das principais ameaças para a vida silvestre, principalmente de vertebrados terrestres de médio e grande porte, causando a morte de milhares de espécimes por ano. Esse tipo de estudo é muito importante para que se compreenda a dinâmica desse processo. A pesquisa foi feita por meio de levantamento bibliográfico sistemático. Assim, foi possível determinar as espécies de mamíferos vulneráveis aos efeitos dos atropelamentos, bem como fornecer dados para novos estudos que ajudarão nas estratégias de políticas públicas e mitigação de impactos na região.

O artigo de Macedo e colaboradores apresenta dados atualizados, obtidos por meio da literatura e de trabalhos próprios, sobre o parasitismo e a saúde dos mamíferos silvestres do Pantanal, os quais foram analisados sob a ótica da resiliência e sustentabilidade de populações. As inúmeras atividades humanas, que constantemente ameaçam a vida das populações silvestres de animais, afetam o estado de saúde desses seres. Além disso, é importante entender a dinâmica e a função de cada espécie no ciclo de várias doenças e zoonoses. Dessa forma, estudos hematológicos, bioquímicos, toxicológicos e parasitológicos são necessários para avaliar como a saúde das espécies silvestres está sendo afetada.

Os dois últimos artigos, ambos sobre sistemática, biologia e ecologia de espécies, e com autoria de Antunes e colaboradores, trazem informações atualizadas sobre a morfologia, a ecologia, a história natural e a distribuição dos marsupiais (mucuras, gambás, cuícas etc.) e roedores (ratos, capivaras, cutias etc.) da BAP. Como ressaltado pelos autores, esses dados são úteis para a tomada de decisões em políticas públicas relacionadas à conservação das espécies e dos ambientes e para servir de base para futuros estudos sobre esses dois grupos de mamíferos no Pantanal.

Gostaríamos de agradecer a todos os autores, pela dedicação na produção dos artigos, aos vários avaliadores anônimos, pela leitura criteriosa e sugestões, assim como aos autores de imagens gentilmente cedidas. Agradecemos também a Rafeale Lima e Vivian K. M. Almeida, pelo exímio trabalho de editoração. Essa edição especial foi publicada graças à articulação do Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal (INPP), na pessoa do pesquisador Thiago Borges Semedo Fernandes, ao qual somos gratos.

Para finalizar esta carta, saudamos e agradecemos a inestimável contribuição de décadas de pesquisas sobre o Pantanal dada por dois colegas biólogos e autores de artigos desta edição, que partiram nos últimos anos. Fátima Sonoda (SEMA-MT), especialista em unidades de conservação e de grande história na defesa do meio ambiente, foi precursora das políticas ambientais de Mato Grosso, especialmente durante a criação de dezenas dessas áreas protegidas no estado. Uma referência na luta pela conservação do Pantanal, Fátima ocupava a presidência do Conselho Executivo da Reserva da Biosfera do Pantanal, título dado pela Organização das Nações Unidas (ONU) a uma das maiores planícies inundáveis no mundo. Saudamos também Peter G. Crawshaw Jr. (Instituto Pró-Carnívoros e ICMBio/CENAP), especialista em biologia e ecologia de mamíferos carnívoros, principalmente de onças-pintadas. Peter foi um dos pioneiros

nos estudos com a espécie no Pantanal e no Brasil, treinando com carinho, dedicação e empenho inúmeros profissionais para trabalhos com conservação e tornando-se referência mundial em estudos de grandes felinos. Fátima e Peter: ambos dotados de grande conhecimento e humildade, incansáveis na defesa do meio ambiente e que sempre serão lembrados como dois dos maiores exemplos na conservação de espécies do Pantanal e do país.

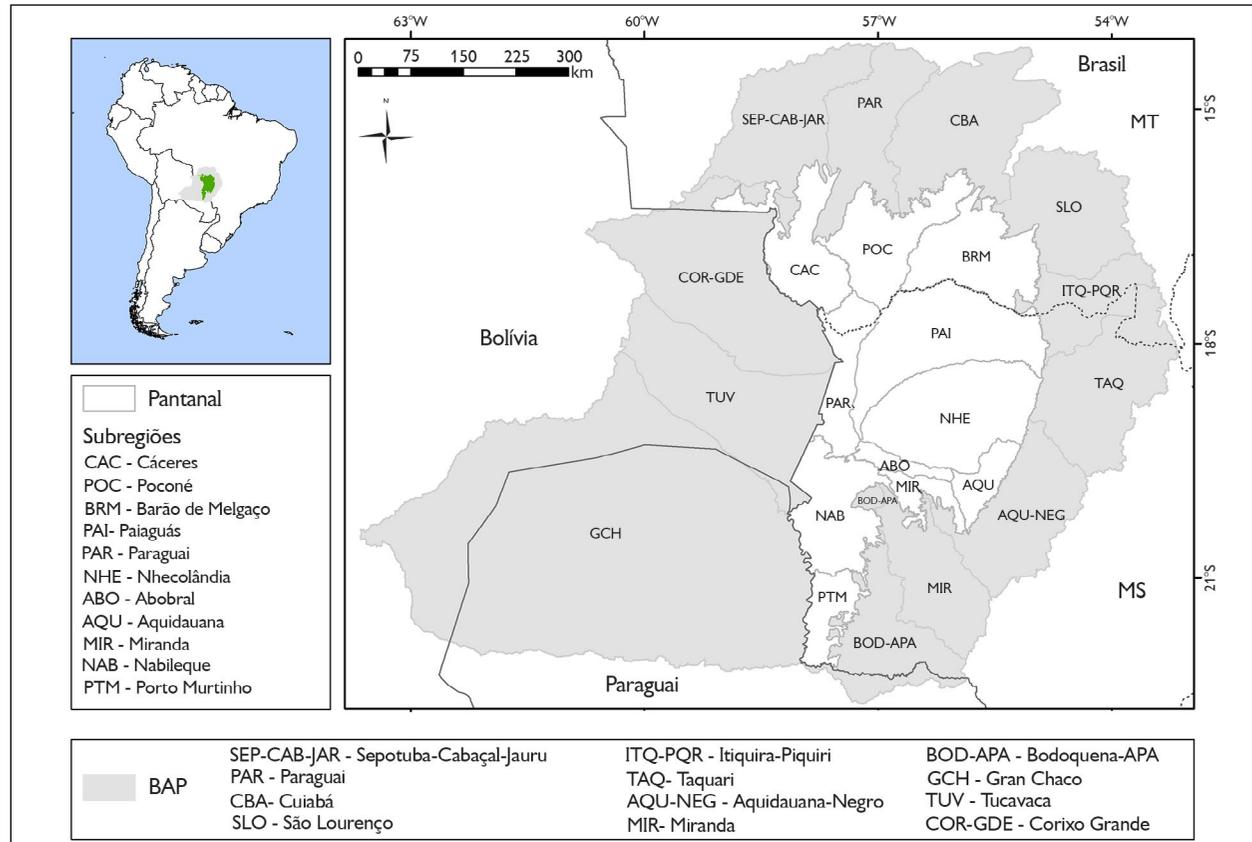


Figura 1. Limites e sub-regiões da Bacia do Alto Rio Paraguai (BAP) e do Pantanal brasileiro. Mapa: SIGNature; SOS Pantanal¹.

Figure 1. Boundaries and subregions of the Upper Paraguai River Basin (BAP) and the Brazilian Pantanal. Map: SIGNature; SOS Pantanal¹.

Fernando da Silva Carvalho Filho
Editor Científico

Carolina Carvalho Cheida
Editora do número especial

¹ Mapa: Delimitação das sub-regiões do Pantanal brasileiro realizada por J. S. V. Silva et al., adaptado ao novo limite de biomas do IBGE (2019) pelo Instituto Socioambiental da Bacia do Alto Paraguai SOS Pantanal; produção e diagramação do mapa feita por SIGNature Planejamento e Conservação.

Dedicatória à Fátima Aparecida Sonoda

Priscilla Barbosa Alcantara da Silva, Laura Rodrigues Ribeiro,
Nely Tocantins, Sylvia Torrecilha

A trajetória de Fátima Aparecida Sonoda na luta ambiental, em especial pela conservação da natureza, foi intensa, corajosa e única. Em sua carreira profissional, em particular na gestão pública, sua principal atuação profissional, percorreu longas estradas e não deixou para trás a proteção de nenhum dos biomas do estado de Mato Grosso: Pantanal, Cerrado e Amazônia. Todos estão representados com Unidades de Conservação, legado protagonizado sob liderança da nossa guerreira, bióloga de formação. Fátima nos deixou em um momento frágil da história e luta ambiental do Brasil, face aos desafios que enfrentamos, com o empobrecimento da biodiversidade, incêndios florestais e mudanças climáticas. Sua capacidade de colaborar em vários grupos e organizações ambientais e sua firmeza de posições deixaram uma grande lacuna entre nós. No entanto, seu exemplo perdura e nos encoraja. No artigo “A efetividade das áreas protegidas na conservação das espécies de mamíferos do bioma Pantanal”, presente nesta edição, liderado pela nossa colega e amiga, é apresentado um pouco da história das Unidades de Conservação do Pantanal e seu papel na proteção da mastofauna do bioma. Fátima sempre estará presente nas nossas lutas e conquistas ambientais!

Deus disse: Vou ajeitar a você um dom:
Vou pertencer você para uma árvore.
E pertenceu-me.
Escuto o perfume dos rios.
Sei que a voz das águas tem sotaque azul.
Sei botar cílio nos silêncios.
Para encontrar o azul eu uso pássaros.
Só não desejo cair em sensatez.
Não quero a boa razão das coisas.
Quero o feitiço das palavras.
(Manoel de Barros)

Peter Gransden Crawshaw Jr.

Eduardo Eizirik, Rogério C. de Paula, Ronaldo G. Morato,
Rose Gasparini-Morato e Sandra M. C. Cavalcanti

A paixão pela natureza, por animais e lugares selvagens, e a vontade de tentar salvar o que resta da biodiversidade do mundo, são temas unificadores na comunidade de conservação. Mas poucas pessoas incorporariam essas características tão vividamente quanto Peter Gransden Crawshaw Jr., pioneiro na ecologia de onças e na conservação da vida selvagem brasileira. Para aqueles que conheciam Peter, ele era famoso por sua natureza alegre e amigável, sua energia infinita e sua vontade de trabalhar para a pesquisa e a conservação de felinos selvagens. Infelizmente, sua vida intensa foi interrompida em 25 de abril de 2021, pela pandemia de Covid-19. Em uma época em que um número cada vez maior de pessoas está tentando encontrar significado para suas vidas, tivemos a imensa sorte de conviver com uma pessoa que era pura inspiração. Gostaríamos, portanto, de aproveitar a oportunidade para prestar homenagem à sua memória e ao seu legado.

Peter nasceu em 9 de janeiro de 1952 em São Vicente, estado de São Paulo, Brasil. Em 1966, mudou-se com a família para o Rio Grande do Sul, região Sul do Brasil, onde viveu até os anos de faculdade. Ele se formou em Biologia, em 1977, e logo depois agarrou uma oportunidade de vida: ajudar George Schaller a estabelecer o primeiro estudo de campo com foco na ecologia de onças. O contato deles começou com Peter (na época, ainda estudante de graduação) ouvindo sobre os planos de Schaller de vir ao Brasil estudar onças no Pantanal, entrando em contato com ele e se oferecendo para ajudar no projeto. Seguiu-se a correspondência, eles se conheceram pessoalmente em Brasília ainda em 1977, e no início de 1978 Peter foi contratado pelo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) (órgão federal responsável pelas questões ambientais da época, que posteriormente deu origem aos atuais órgãos Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA e Instituto Chico Mendes de Conservação e Biodiversidade – ICMBio), como contrapartida brasileira do projeto (Crawshaw, 2006; G. Schaller, comunicação pessoal).

Na década de 1970, o Pantanal era uma fronteira selvagem, terra de caçadores de jacarés e onças; no entanto, esta situação não intimidou Peter, que persistiu em seu trabalho de campo mesmo depois de receber várias ameaças de morte. Após o trabalho inicial com Schaller, conduziu outro projeto sobre onças-pintadas do Pantanal, em parceria com Howard Quigley, levando a importantes descobertas sobre a biologia e a ecologia da espécie (ver Crawshaw, 2006, para referências dos artigos resultantes). Naquela época, Peter ainda não fazia ideia de que estava começando a construir seu grande legado, criando a base para a pesquisa e a conservação de grandes carnívoros no Brasil.

Sua atuação no Pantanal abriu caminho para a criação, entre diversas áreas protegidas, do Parque Nacional Pantanal Matogrossense, que compõe uma região considerada pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) como Patrimônio Natural da Humanidade. De uma terra de caçadores de onças-pintadas, o Pantanal tornou-se um importante destino turístico da vida selvagem para a observação de onças, beneficiando as comunidades locais, ao proporcionar emprego, sustentabilidade econômica e segurança para a vida selvagem local.

Depois de completar aqueles estudos de campo iniciais em 1985, Peter foi para a Universidade da Florida, EUA, para fazer um mestrado, com uma tese centrada na ecologia do jacaré no Pantanal. Ele, então, prosseguiu para o doutorado na mesma universidade, a partir de 1988, com um projeto voltado para a ecologia comparada de onças e jaguatiricas, sob supervisão do Dr. Mel Sunquist.

Para seu projeto de PhD, Peter selecionou o Parque Nacional do Iguaçu, no Sul do Brasil, como o local ideal para a pesquisa, uma vez que, embora cercado por paisagens agrícolas do lado brasileiro, ainda abrigava um conjunto completo de grandes mamíferos (incluindo anta, queixada e onças, pardas e pintadas), e mantinha a conexão com um remanescente maior de Mata Atlântica do lado argentino. Peter mudou-se para o Parque Nacional do Iguaçu com a família em 1990, onde passou vários anos estudando onças-pardas e pintadas, jaguatiricas, e outros carnívoros. Durante sua permanência em Iguaçu, abriu oportunidades para inúmeros alunos que buscavam conhecimento sobre a ecologia e a conservação dos carnívoros. Vários desses alunos se tornaram cientistas, liderando seus próprios projetos, seguindo os passos de Peter.

Seu trabalho no Parque Nacional do Iguaçu também mudou a história da relação homem-onça na região. O desmatamento e a perseguição ameaçavam de extinção a população local de onças-pintadas, e Peter destacou a urgência de salvar essa população. Após seu trabalho pioneiro, e o planejamento para a conservação das onças-pintadas no Parque Nacional do Iguaçu, a população se recuperou, a perseguição diminuiu e as comunidades locais estão atualmente engajadas na proteção da espécie. Ao cruzar o rio, no lado argentino desse remanescente de Mata Atlântica, Peter também foi mentor de cientistas e estudantes, inspirando-os a estudarem e planejarem a conservação de onças na Argentina. Anos depois, seu conhecimento também foi fundamental para o planejamento do projeto de reintrodução da onça-pintada na região dos Esteros de Iberá, na Argentina.

Em 1994, Peter liderou a criação do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros (CENAP), uma agência federal responsável pelo manejo de carnívoros selvagens e pelo planejamento de sua conservação em longo prazo. Até onde sabemos, esta foi a primeira agência governamental totalmente dedicada à conservação de grandes predadores. No CENAP, construiu um programa nacional para gerenciar conflitos entre grandes predadores e fazendeiros. De 1997 a 2005, o CENAP treinou diversos agentes ambientais para solucionar conflitos entre humanos e animais selvagens no Brasil. Esse programa serviu de base para a mudança cultural observada em fazendeiros e sítiantes em diversas localidades do Brasil, que levou à redução da perseguição à onça-pintada. Peter também foi o responsável por divulgar a onça-pintada aos brasileiros, espécie hoje considerada um símbolo da biodiversidade em nosso país.

Este breve resumo ilustra o papel de Peter Crawshaw como um pioneiro na biologia da conservação no Brasil, promovendo o desenvolvimento de muitas iniciativas em nome de felinos selvagens e outros carnívoros. Ele foi um verdadeiro mentor, distribuindo conselhos e esbanjando entusiasmo, com grande generosidade, a todos os interessados. Peter foi descrito como uma referência em seu campo e como um líder inspirador. Ele era tudo isso, mas talvez o lado mais marcante de sua partida precoce é que ele era uma pessoa realmente adorável.

No geral, todos concordam que Peter teve uma vida intensa. Como um gato, costumávamos dizer que ele teve nove vidas, tendo sobrevivido a muitas aventuras notáveis. Para citar apenas algumas, ele foi acidentalmente atacado por uma onça durante um projeto; sofreu um acidente de ultraleve enquanto rastreava onças por rádio telemetria; foi sequestrado na Bolívia e sofreu um acidente de barco no Pantanal. Ele definitivamente amava viver e estava sempre pronto para uma nova aventura ou um encontro com seus amigos. Com sua parceira de vida, a guitarra, temos lindas memórias de Peter tocando e cantando Beatles, Simon e Garfunkel, e várias outras canções dos anos 1960 e 1970, sentado ao redor de uma lareira ou em um churrasco no campo. Com certeza, Peter não havia usado todas as suas nove vidas e deveria estar aqui dividindo conosco suas aventuras. Sua partida foi uma perda muito triste para as comunidades conservacionistas brasileira e global, mas seu legado viverá na grande quantidade de projetos e esforços que ele iniciou ou ajudou a promover, e nas pessoas que foram inspiradas por seu exemplo.

Peter partiu para uma nova viagem, sua aventura definitiva. Levou consigo memórias de uma vida bem vivida, retratos de experiências incríveis de todo o mundo com amigos de diferentes nacionalidades, que o tinham próximo de seus corações. Ele carregava consigo a paixão por onças e outros animais, pela natureza, pela vida. Peter nos deixou o maior presente de todos: a oportunidade de conviver e ser inspirados por este homem incrível, um amigo maravilhoso, um grande conservacionista e amante de uma vida intensa. Adeus, querido Peter.

REFERÊNCIA

Crawshaw, P. G. (2006). The history of carnivore research in Brazil. In R. G. Morato et al. (Org.), *Manejo e conservação de carnívoros Neotropicais: I Workshop de pesquisa para a conservação* (pp. 15-36). IBAMA.

Peter Gransden Crawshaw Jr.

Eduardo Eizirik, Rogério C. de Paula, Ronaldo G. Morato,
Rose Gasparini-Morato e Sandra M. C. Cavalcanti

The passion for nature, for wild animals and wild places, and the drive to attempt to save what remains of the world's biodiversity, are unifying themes in the conservation community. However, few people would embody these features more vividly than Peter Gransden Crawshaw Jr., pioneer in jaguar ecology and in the conservation of Brazilian wildlife. For those who knew Peter, he was notorious for his joyful and friendly nature, his endless energy, and his drive to work for wild cat research and conservation. Sadly, his intense life was cut short on 25 April 2021, by the Covid-19 pandemic. At a day and age when an ever increasing number of people are trying to find meaning to their lives, we find ourselves very lucky to have had an association with a person who was pure inspiration. We would thus like to take this opportunity to pay tribute to his memory and legacy.

Peter was born on 9 January 1952 in São Vicente, São Paulo State, Brazil. In 1966, he moved with his family to Rio Grande do Sul state, in southern Brazil, where he lived up to his college years. He graduated as a Biology major in 1977, and soon after that he seized a lifetime opportunity: to help George Schaller establish the first field study focusing on jaguar ecology. Their contact began with Peter (back then still an undergraduate) hearing about Schaller's plans to come to Brazil to study jaguars in the Pantanal, and contacting him offering to help with the project. Correspondence ensued, they met in person in Brasília still in 1977, and in early 1978 Peter was hired by IBDF (the federal agency in charge of environmental issues at the time, that later gave rise to the current agencies *Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis* - IBAMA and *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade* - ICMBio), as a Brazilian counterpart to the project (Crawshaw, 2006; G. Schaller, personal communication).

Back in the 1970s, the Pantanal was a wild frontier, a land of caiman and jaguar poachers; however, this situation did not intimidate Peter, as he persisted even after receiving several death threats. After the initial work with Schaller, he conducted another project on Pantanal jaguars, in partnership with Howard Quigley, leading to important early insights into the species' biology and ecology (see Crawshaw, 2006 for references of the resulting articles). At that time, Peter did not know that he was starting to build his great legacy, creating the basis for carnivore research and conservation in Brazil.

His work in the Pantanal paved the way for the creation of, among several protected areas, the Pantanal Mato Grossoense National Park, that makes up a region considered by United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) to be a world natural heritage site. From a land of jaguar poachers, the Pantanal has become a major wildlife tourism destination for jaguar viewing, benefiting local communities by providing employment, economic sustainability and security for the local wildlife.

After completing those initial field studies in 1985, Peter went to the University of Florida, USA, to pursue a M.Sc. degree, with a thesis focusing on the ecology of caiman in the Pantanal. He then moved on to pursue a Ph.D. degree at the same university, starting in 1988, with a project focused on the comparative ecology of jaguars and ocelots, under the supervision of Mel Sunquist.

For his Ph.D. project, he selected Iguazu National Park, in southern Brazil, as the ideal field site, as it still harbored a complete set of large mammals (including tapir, peccaries and jaguars), and was surrounded by human-dominated agricultural landscapes on the Brazilian side, while retaining connection to a larger remnant of inner Atlantic Forest on

its Argentinean side. He moved to Iguazu park with his family in 1990, and spent several years there, studying jaguars, ocelots, pumas and other carnivores. During his study in Iguazu, Peter opened opportunities to countless students seeking knowledge on carnivore ecology and conservation. Several of these students have later become scientists, leading their own projects, following Peter's steps.

His work at Iguazu National Park has also changed the history of human-jaguar relations in that region. Deforestation and persecution threatened the local population of jaguars with extinction, and Peter's doctoral study highlighted the urgency of saving that jaguar population. After planning the conservation of the jaguar at Iguazu National Park, the population has recovered, persecution has decreased and local communities are now engaged in jaguar protection. Crossing the river, on the Argentinean side of this Atlantic Forest remnant, Peter was also a mentor for scientists and students, inspiring them to study and plan jaguar conservation in Argentina. Years later, his knowledge was also critical for planning the jaguar reintroduction project in the Esteros de Iberá region, in Argentina.

In 1994, Peter led the creation of the Brazilian National Predator Research Center (CENAP), a federal agency responsible for managing wild carnivores and planning for their long-term conservation. To our knowledge, this was the first government agency totally dedicated to large predator conservation. At CENAP, Peter built a national program to manage conflicts between large predators and farmers. From 1997 to 2005, CENAP trained several environmental agents to solve human-wildlife conflicts in Brazil. This program served as the basis for the cultural change seen in ranchers and farmers at several locations in Brazil, which led to a reduction in jaguar persecution. Peter was also responsible for making the jaguar known to Brazilians, and the species is now considered a symbol of biodiversity in our country.

This short summary illustrates Peter's role as a pioneer in conservation biology in Brazil, fostering the development of many initiatives on behalf of wild cats and other carnivores. He was a true mentor, handing out enthusiasm and advice, with great generosity, to anyone interested. Peter has been described as a reference in his field and as an inspirational leader. He was all of these, but perhaps the most searing side to his early departure is that he was just a really lovely person.

Overall, everyone agrees that Peter had an intense life. Like a cat, we used to say that he had nine lives, having survived many remarkable adventures. To mention only a few, he was accidentally attacked by a jaguar during a project, suffered an ultralight crash while radio-tracking cats, was kidnapped in Bolivia, and suffered a boat accident in the Pantanal. He definitely loved living, and was always ready for a new field trip or a meeting with his friends. With his life partner, the guitar, we have lovely memories of Peter playing and singing Beatles, Simon and Garfunkel, and various other songs from the 1960s and 1970s, sitting around a fireplace or at a barbecue site in the field. For sure, Peter had not used up all his nine lives, and should still be here with us. His early departure is a very sad loss for the Brazilian and global conservation communities, but his legacy will live on in the myriad projects and efforts that he started or helped advance, and in the people that were inspired by his example.

Peter has left on a new trip, his ultimate adventure. He took with him memories of a well-lived life, frames of incredible experiences from all over the world with friends from different nationalities, who had him close to their hearts. He carried with him the passion for jaguars and other animals, for nature, for life. Peter has left us the biggest gift: the opportunity of living with and being inspired by this incredible man, a wonderful friend, a great conservationist and an intense life lover. Farewell, dear Peter.

REFERENCE

Crawshaw, P. G. (2006). The history of carnivore research in Brazil. In R. G. Morato et al. (Org.), *Manejo e conservação de carnívoros Neotropicais: I Workshop de pesquisa para a conservação* (pp. 15-36). IBAMA.

CARTA DOS EDITORES
EDITOR'S NOTE

DOSSIÊ MAMÍFEROS DO PANTANAL: BIOLOGIA, ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO. PARTE I
DOSSIER PANTANAL MAMMAL: BIOLOGY, ECOLOGY AND CONSERVATION. PART 1

APRESENTAÇÃO
PRESENTATION

ARTIGOS
ARTICLES

Predação de gado por onças no Pantanal: características, dinâmica e o conflito com fazendeiros
Cattle predation by jaguars and pumas in the Pantanal: characteristics, dynamics and the conflict with ranchers

Sandra M. C. Cavalcanti | Peter G. Crawshaw Jr. | Silvio Marchini313

O porco-monteiro do Pantanal
The feral pig of the Pantanal

Felipe Pedrosa | Alexine Keuroghlian | Luiz Gustavo Rodrigues Oliveira-Santos | Arnaud Léonard Jean Desbiez335

Turismo de observação de mamíferos no Pantanal
Mammal watching tourism in the Pantanal

Fernando Rodrigo Tortato | Carolina Ribas | Henrique Villas Boas Concone | Rafael Hoogesteijn351

A efetividade das áreas protegidas na conservação das espécies de mamíferos do bioma Pantanal
Effectiveness of protected areas in the conservation of mammal species in the Pantanal biome

Fátima Aparecida Sonoda | Priscilla Barbosa Alcantara da Silva | Laura Rodrigues Ribeiro | Nely Tocantins | Sylvia Torrecilha371

Diagnóstico do atropelamento de mamíferos silvestres em estradas na bacia do alto Paraguai
Diagnosis on the mammal road-kills in the Upper Paraguay River Basin

Fernando Antônio Silva Pinto | Alex Bager | Rafaela Cobuci Cerqueira | Adriana Pereira Milagres | Bianca Cruz Morais | Priscilla Barbosa Alcantara da Silva | Erika Castro | Emília Patrícia Medici | Arnaud L. J. Desbiez | Fernando Rodrigo Tortato | Henrique Villas Boas Concone441

Saúde e conservação dos animais silvestres na natureza
Health and the conservation of wildlife in nature

Gabriel Carvalho de Macedo | Heitor Miraglia Herrera | Ana Maria Jansen | Carina Elisei de Oliveira | Fabiana Lopes Rocha | Grasiela Edith de Oliveira Porfírio509

Marsupiais da Bacia do Alto Paraguai: uma revisão do conhecimento do planalto à planície pantaneira

Marsupials of Upper Paraguay Basin: a review of the knowledge from the plateau to the Pantanal Wetland

Pâmela Castro Antunes | Cleuton Lima Miranda | Wellington Hannibal | Mônica Aragona | Maurício Neves Godoi | Vitor Rademaker |

Hugo Borghezán Mozerle | Manoel dos Santos-Filho | Viviane M. G. Layme | Rogério Vieira Rossi | Marcus Vinicius Brandão |

Thiago B. F. Semedo527

Roedores da Bacia do Alto Paraguai: uma revisão do conhecimento do planalto à planície pantaneira

Rodents of Upper Paraguay Basin: a review of the knowledge from the plateau to the Pantanal Wetland

Pâmela Castro Antunes | Cleuton Lima Miranda | Wellington Hannibal | Maurício Neves Godoi | Mônica Aragona | Hugo Borghezán Mozerle |

Vitor Rademaker | Manoel dos Santos-Filho | Viviane M. G. Layme | Marcus Vinicius Brandão | Thiago B. F. Semedo579



DOSSIÊ

Apresentação do dossiê “Mamíferos do Pantanal: biologia, ecologia e conservação”

Thiago Borges Semedo Fernandes

Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal. Museu Paraense Emílio Goeldi. Cuiabá, Mato Grosso, Brasil

Este dossiê, dedicado ao Pantanal e à Bacia do Alto Paraguai (BAP), traz informações inéditas de extrema relevância para a conservação da fauna pantaneira, que podem ser utilizadas para nortear decisões em políticas públicas e pesquisas nessa região ainda pouco conhecida, quando comparada a outros biomas, e sob crescente ameaça.

Nesse contexto, o Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal (INPP), unidade de pesquisa do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI), criado pela Lei 12.954, de 05 de fevereiro de 2014, e atualmente em fase estruturação/regulamentação em Cuiabá, Mato Grosso, e que está sendo incubado pelo Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), possui papel estratégico para promover o avanço do conhecimento científico e tecnológico na região pantaneira brasileira, com aproximadamente 140 mil km², abrangendo duas unidades federativas, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul.

O bioma Pantanal concentra recursos hidrológicos importantes para o abastecimento de cidades da região e mantém uma rica biodiversidade, que ainda é pouco conhecida e vulnerável diante de catástrofes, como as queimadas ocorridas em 2020, bem como a seca extrema. É assim que as ações de Ciência, Tecnologia e Inovação nessa região devem ser integradas por meio do INPP. Esse processo de integração só será possível com a ajuda das demais instituições de Ciência e Tecnologia que atuam na área e com ação enérgica do Governo Federal para solução definitiva da estruturação/regulamentação do INPP, visando a preservação e o conhecimento dos recursos naturais de um bioma tão vasto e pouco conhecido do país.

A Estratégia Nacional de Ciência, Tecnologia e Inovação 2016-2022 prevê que a “geração de conhecimento, tecnologias, inovações, produtos e serviços a partir da biodiversidade brasileira tem potencial para dar um salto qualitativo e competitivo na agregação de valor aos recursos naturais e serviços ambientais, e na obtenção de produtos e processos inovadores, contribuindo para o desenvolvimento sustentável do país, em consonância com a preservação e conservação da biodiversidade” (MCTIC, 2017, p. 94-95). É nesse sentido que o INPP tem como missão “integrar e articular ações na região do Pantanal, promover novas iniciativas e propiciar o desenvolvimento de modelos e de bancos de dados para integrar a transferência do conhecimento gerado na região”, tornando-se uma instituição de extrema importância nesse cenário. Assim, o INPP compõe a equipe deste número especial do Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais, dedicado a essa região riquíssima, como podemos vislumbrar através dos artigos dedicados ao Pantanal.

REFERÊNCIA

Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC). 2017. *Estratégia Nacional de Ciência, Tecnologia e Inovação 2016-2022*. http://www.finep.gov.br/images/a-finep/Politica/16_03_2018_Estrategia_Nacional_de_Ciencia_Tecnologia_e_Inovacao_2016_2022.pdf

Predação de gado por onças no Pantanal: características, dinâmica e o conflito com fazendeiros

Cattle predation by jaguars and pumas in the Pantanal: characteristics, dynamics and the conflict with ranchers

Sandra M. C. Cavalcantiⁱ  | Peter G. Crawshaw Jr.ⁱⁱ  | Silvio Marchiniⁱⁱⁱ 

ⁱInstituto Pró-Carnívoros. Atibaia, São Paulo, Brasil

ⁱⁱInstituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros. Atibaia, São Paulo, Brasil (*In memoriam*)

ⁱⁱⁱUniversidade de São Paulo. Piracicaba, São Paulo, Brasil

Resumo: O Pantanal é uma área importante para a conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e da onça-parda (*Puma concolor*). No entanto, o bioma possui peculiaridades que tornam a conservação de grandes felinos complexa e desafiadora. A predação do gado gera conflitos entre onças e fazendeiros, que tradicionalmente resultam na eliminação oportunista, porém sistemática, dos predadores. Por outro lado, é crescente entre os fazendeiros o reconhecimento da necessidade de conservar as onças, desde que seja resolvido, ou pelo menos diminuído em níveis toleráveis, o prejuízo que elas causam. Nesse contexto, é importante entender a dinâmica da predação, a fim de identificar ações que possam diminuir efetivamente o seu impacto econômico. Aspectos culturais também têm grande importância, influenciando diretamente na decisão de abater uma onça ou tolerar sua presença. Neste artigo, apresentamos e discutimos as características e a dinâmica da predação de espécies nativas e do gado doméstico por onças no Pantanal, em particular a onça-pintada. Além disso, descrevemos aspectos pessoais, sociais e culturais do conflito, e discutimos suas implicações para a conservação das onças, destacando a importância de entender e envolver os diferentes atores ligados à conservação dessas espécies.

Palavras-chave: Animal-problema. Conflito humano-fauna. Dimensões humanas. Monitoramento animal. Pantaneiro. *Panthera onca*.

Abstract: The Pantanal is an important area for the conservation of the jaguar (*Panthera onca*) and the puma (*Puma concolor*). However, the biome has peculiarities that make the conservation of jaguars and pumas complex and challenging. Cattle predation generates conflicts between these big cats and ranchers, which traditionally result in the opportunistic yet systematic persecution of the predators. On the other hand, there is a growing recognition among ranchers of the need to conserve jaguars and pumas, as long as the damage they cause is resolved, or at least reduced to tolerable levels. In this context, it is important to understand the dynamics of predation in order to identify actions that can effectively reduce its economic impact. Cultural aspects are also of great importance, directly influencing the decision to slaughter a jaguar or a puma or tolerate its presence. In this article we present and discuss the characteristics and dynamics of predation of native species and domestic cattle by big cats in the Pantanal, in particular the jaguar. In addition, we describe personal, social and cultural aspects of the conflict, and discuss their implications for the conservation of jaguars and pumas, highlighting the importance of understanding and involving the different actors involved in the conservation of these species.

Keywords: Problem animal. Human-wildlife conflict. Human dimensions. Wildlife monitoring. *Pantaneiro*. *Panthera onca*.

Cavalcanti, S. M. C., Crawshaw Jr., P. G., & Marchini, S. (2021). Predação de gado por onças no Pantanal: características, dinâmica e o conflito com fazendeiros. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 16(3), 313-334. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i3.810>
Autora para correspondência: Sandra M. C. Cavalcanti. Avenida Presidente Vargas, 764, Jardim Cerejeiras. Atibaia, SP, Brasil. CEP 12951-000 (cavalcanti1@yahoo.com).

Recebido em dez. 2020

Aprovado em out. 2021

Responsabilidade editorial: Carolina Carvalho Cheida



INTRODUÇÃO

Os grandes predadores têm um importante papel na manutenção da integridade e da biodiversidade dos ecossistemas em que vivem (Noss, 1995; Ray et al., 2005). No entanto, mesmo hoje, alguns países mantêm programas de controle de algumas dessas espécies (Stolzenberg, 2008; Schaller, 2012). Essa situação ocorre, principalmente, devido ao conflito gerado pelos hábitos predatórios dessas espécies, que não apenas competem com o homem por espécies de presas silvestres, na caça de subsistência e desportiva, como também se alimentam de criações domésticas, podendo gerar prejuízos consideráveis em algumas situações (Michalski et al., 2006). Portanto, embora essas espécies sejam consideradas carismáticas para a conservação, são também das mais incompatíveis na convivência com o ser humano (Quammen, 2005). Essa incompatibilidade torna a conservação de grandes carnívoros difícil de justificar perante boa parte da sociedade, mesmo em tempos modernos. Os esforços de conservação são ainda dificultados pelo fato de esses animais requererem grandes áreas de habitat preservado, com uma base estável de presas (Ray et al., 2005). Por esse motivo, áreas protegidas são consideradas como perdidas para a produção de alimentos e outras atividades econômicas, na visão dos segmentos desenvolvimentistas da sociedade. Exemplos atuais no Brasil são as mudanças no Código Florestal Brasileiro e as recentes tentativas de mudanças na lei para permitir mineração nas Unidades de Conservação de proteção integral (Bourscheit, 2013; Bragança, 2013).

Em relação aos maiores carnívoros brasileiros, a onça-pintada (*Panthera onca*) e a onça-parda (*Puma concolor*), a situação não é diferente (Marchini & Crawshaw Jr., 2015). Com sua rica e abundante fauna nativa, o Pantanal é considerado uma área importante para a conservação dessas espécies, particularmente para a onça-pintada, que já desapareceu em mais da metade de sua área de distribuição original (Sanderson et al., 2002; De La Torre et al., 2017). Juntamente com a Amazônia, o Pantanal é considerado como um dos últimos refúgios de habitat

contínuo para a espécie, embora pouco mais da metade do bioma seja atualmente ocupado por onças-pintadas (Cavalcanti et al., 2012; Camilo, 2012). Não obstante, apesar da sua importância para a conservação desses grandes felinos em longo prazo, o Pantanal possui algumas peculiaridades que tornam as ações para a conservação dessas espécies complexas e desafiadoras. Por mais de 200 anos, centenas de milhares de cabeças de gado têm pastado no mosaico de vegetação da planície pantaneira, em áreas também utilizadas por onças-pintadas, onças-pardas e por suas presas nativas. Dessa forma, o pantaneiro vem coexistindo com os grandes felinos, embora essa coexistência esteja longe de ser pacífica (Crawshaw Jr., 2003; Amâncio et al., 2015; Marchini & Macdonald, 2012; Cavalcanti et al., 2010, 2012). Devido à proximidade entre o gado e os felinos, aliada ao caráter oportunista desses carnívoros (Cavalcanti & Gese, 2010), são relativamente comuns eventos de predação, o que contribui para uma visão negativa das onças por parte dos fazendeiros (Schaller, 1983; Sáenz & Carrillo, 2002; Polisar et al., 2003; Azevedo & Murray, 2007a).

Apesar desse conflito, quando se consideram as alternativas econômicas possíveis para o Pantanal, a pecuária ainda é a alternativa que mais se alinha com os objetivos da conservação daquele bioma, desde que praticada de forma extensiva, mantendo-se, em grande escala, a vegetação nativa (Crawshaw Jr., 2003; Cavalcanti, 2008). Impactos recentes de outras formas de exploração, principalmente nas bordas da planície pantaneira, envolvendo mineração, agricultura, produção de carvão vegetal e construção de hidrelétricas, têm resultado em ameaças consideráveis ao bioma, com consequências negativas de dimensões ainda desconhecidas (Harris et al., 2005; Crawshaw Jr. et al., 2008; Cavalcanti et al., 2012).

Tradicionalmente, o produtor pantaneiro tem 'resolvido' o problema da depredação de seus rebanhos por meios próprios, através da eliminação oportunista, mas sistemática, de onças-pardas e pintadas. Esse abate é ilegal, sendo muitas vezes realizado de maneira preventiva, antes mesmo que alguns indivíduos tenham causado problemas

às criações (Hoogesteijn & Mondolfi, 1992; Crawshaw Jr., 2002). No entanto, existe por parte de alguns fazendeiros uma crescente tendência a entender a necessidade de conservação das onças, desde que seja resolvido, ou pelo menos diminuído para níveis toleráveis, o prejuízo que algumas delas causam (Crawshaw Jr., 2003). Nesse contexto, é importante entender a dinâmica da predação do gado doméstico por predadores no Pantanal e os fatores que contribuem para esse processo (Azevedo & Murray, 2007a; Cavalcanti & Gese, 2010), a fim de direcionar ações que possam diminuir efetivamente o seu impacto econômico (Cavalcanti et al., 2012). Além dos aspectos técnicos que levam a entender melhor a predação, devem ser analisados também os aspectos culturais das pessoas envolvidas, que influenciam diretamente a decisão de abater ou não um predador; independente do fator de risco que ele represente para os animais domésticos (Amâncio et al., 2015; Cavalcanti et al., 2010; Marchini & Macdonald, 2012).

O presente artigo apresenta e discute informações sobre as características e a dinâmica da predação de espécies nativas e do gado doméstico por grandes felinos no Pantanal, em particular a onça-pintada, para ilustrar como se dá o conflito com produtores, do ponto de vista econômico. As informações são baseadas nos resultados de um estudo de longo prazo realizado no bioma entre 2000 e 2005 (Cavalcanti & Gese, 2010; Cavalcanti et al., 2010), e complementadas por dados disponíveis na literatura. Em seguida, o artigo descreve os aspectos pessoais, sociais e culturais do conflito, discute suas implicações para a conservação das onças e destaca a importância de entender e envolver os diferentes atores ligados à conservação dessa espécie. À conclusão, são apresentadas sugestões de alternativas preventivas e mitigatórias em relação ao conflito entre os grandes predadores e a atividade pecuária no Pantanal.

CONSIDERAÇÕES SOBRE MONITORAMENTO ANIMAL

Para possibilitar a coleta de informações detalhadas sobre a dieta da onça-pintada no sul do Pantanal, Cavalcanti

& Gese (2010) usaram um sistema acurado e intensivo de monitoramento dos animais aparelhados, através de radiotelemetria, com sistema integrado de posicionamento global (GPS). Os colares GPS utilizados no estudo (Televilt/ Followit, Suécia) foram programados para registrar 12 localizações por dia para cada indivíduo monitorado (uma localização a cada duas horas). Cada vez que uma onça permanecia por um tempo prolongado em um mesmo local, formando uma concentração de pontos, o mesmo era checado, na tentativa de localizar a carcaça de uma possível presa. Esses aglomerados de localizações eram sistematicamente investigados em períodos entre um e 21 dias (para descrição completa dos métodos, ver Cavalcanti & Gese, 2010).

O grande número de localizações obtidas para cada um dos dez indivíduos aparelhados (de 512 a 3.932 localizações por indivíduo, $n = 11.787$) permitiu não apenas o monitoramento de grandes áreas, mas também a obtenção de informações contínuas sobre os movimentos desses animais, independentemente de condições climáticas, hora do dia (ou da noite) ou estação do ano. Essas informações possibilitaram detectar, com alto nível de precisão (erro < 10 m), uma amostragem significativa de eventos de predação ($n = 415$), com 438 presas documentadas. Essas informações sobre padrões e taxas de predação adotados por diferentes indivíduos revelam aspectos ecológicos importantes do comportamento da espécie, incluindo o seu papel como predador do gado no Pantanal (Cavalcanti & Gese, 2010).

CARACTERIZAÇÃO DA PREDACÃO

Para contextualizar o problema, pode-se considerar que a depredação de animais domésticos geralmente começa por uma situação particular que leva um predador a cruzar a linha do desconhecido, em que ele ataca um animal até então não considerado como uma presa para ele, isto é, que não faz parte das presas em potencial no aprendizado pelo qual passou com a sua mãe – no caso de a mãe nunca ter predado animais domésticos.

Sendo os grandes felinos predadores oportunistas (Schaller, 1983; Cavalcanti & Gese, 2010), eles geralmente respondem a estímulos desencadeados por uma situação específica, resultando comumente de um encontro em que um animal reage fugindo, o que estimula o comportamento de perseguição no predador (Møller & Erritzøe, 2014). Se o animal é alcançado, os processos de contenção e abate são simultâneos e instintivos, principalmente em felinos (Ewer, 1968, 1973; Kitchener, 1991) (Figura 1). Se, nesse momento, a esse turbilhão de reações instintivas estiver também associada a fome, ele será induzido ao consumo do animal abatido. Uma vez consumado esse processo, em que o predador obteve sucesso, conseguindo se alimentar, o evento é registrado no seu repertório comportamental, sendo repetido toda vez que a oportunidade se apresentar novamente. No caso de esse indivíduo ser uma fêmea, ela poderá repassar esse comportamento aos filhotes que irá gerar durante sua vida reprodutiva (Ewer, 1973). Sob o ponto de vista evolutivo-adaptativo, essa possibilidade permite uma flexibilidade comportamental, que permite ao animal (e a seus descendentes) adaptar-se a condições que mudem em seu ambiente, principalmente em um mundo rapidamente alterado pelo ser humano (Logan & Sweaner, 2001).



Figura 1. Capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) sendo predada por uma onça-pintada na margem do rio Cuiabá, na região de Poconé, MS. Foto: R. Boulhosa (2010).

Figure 1. Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) being predated upon by a jaguar on the margins of the Cuiabá river, in Poconé, MS. Photo: R. Boulhosa (2010).

Uma análise do banco de dados de predação do Centro Nacional de Pesquisa para Conservação de Mamíferos Carnívoros/Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (CENAP/ICMBio) indica que 98% de todos os casos de conflitos causados por mamíferos carnívoros no Pantanal envolvem a onça-pintada e a onça-parda (Cavalcanti, 2010). No entanto, o Pantanal é uma região singular no Brasil quanto ao problema de predação por onças. Na maior parte da região, os problemas relacionados à depredação de rebanhos domésticos não estão relacionados à perda de habitat. Mais de 95% do Pantanal são compreendidos por propriedades privadas com grandes extensões, onde a criação de gado constitui a principal atividade econômica (Abreu et al., 2008). No entanto, em uma porção significativa do bioma, a pecuária é explorada de forma extensiva e utiliza pastagens naturais que mantêm os habitats, em grande parte, em sua forma original (Specht et al., 2012). Da mesma forma, a predação de rebanhos domésticos também não está relacionada à baixa densidade de presas nativas (Schaller, 1983; Rodrigues et al., 2002; Desbiez et al., 2010). A caça praticada pelo homem pantaneiro é tradicionalmente direcionada a poucas espécies, em especial ao porco-monteiro (*Sus scrofa*), espécie exótica que representa 91% da preferência de caça na região (Desbiez et al., 2011; Lourival & Fonseca, 1997; Mourão et al., 2002). Desta forma, a competição do ser humano com predadores carnívoros pelas presas naturais dos mesmos é relativamente baixa no Pantanal (Jorgenson & Redford, 1993).

ESPÉCIES NATIVAS COMO COMPONENTES DA DIETA

Embora a onça-pintada consiga subjugar mesmo as presas de maior porte no Pantanal, vários estudos comprovam a natureza oportunista da espécie, em termos da diversidade de presas que compõe a sua dieta (Schaller, 1983; Crawshaw Jr. & Quigley, 2002; Azevedo & Murray, 2007a; Dalponte, 2002; Polisar et al., 2003; Scognamiglio et al., 2002; Perilli et al., 2016; Porfírio, 2009; Cavalcanti, 2008). De fato, considerando-se toda a área de distribuição da espécie,

mais de 85 espécies de presas já foram mencionadas como integrantes da sua dieta (Sunquist & Sunquist, 1989).

No estudo de Cavalcanti & Gese (2010), mais da metade (68%) dos animais abatidos pelas onças monitoradas (n = 438) era de espécies da fauna nativa. No entanto, os indivíduos estudados apresentaram diferenças na diversidade de espécies presente em suas dietas. Embora coletivamente as onças-pintadas tenham consumido 24 espécies diferentes de presas, alguns indivíduos se restringiram a poucas espécies, enquanto outros foram mais generalistas. A Figura 2, embora não represente todas as espécies abatidas durante o estudo, ilustra essa diferença individual por parte dos predadores.

Uma vez que os dados de Cavalcanti & Gese (2010) se basearam na frequência de animais abatidos e taxas de predação, comparações diretas com estudos baseados na análise de fezes podem não ser apropriadas. No entanto, se a análise for feita sobre a ocorrência de presas nas fezes, independente da sua quantidade, a comparação é possível. Estudos da dieta de onças-pintadas realizados através de análise de fezes em Miranda (Perilli, 2010, n = 160; Porfírio, 2009, n = 134) corroboraram os resultados de Cavalcanti & Gese (2010). Os autores identificaram 23 (Perilli, 2010) e 20 (Porfírio, 2009) diferentes táxons a partir de itens alimentares presentes nas fezes. Da mesma forma, Azevedo & Murray (2007b) registraram 19 diferentes

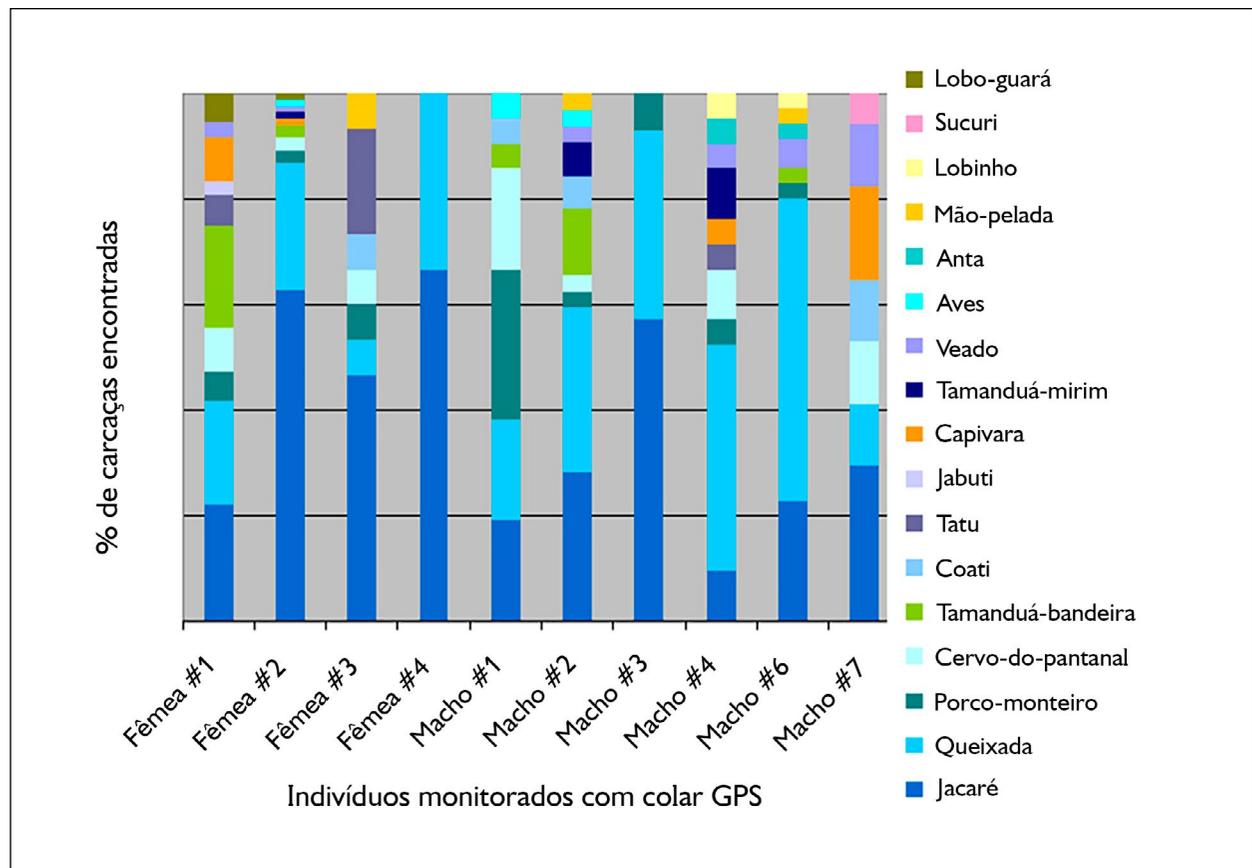


Figura 2. Espécies nativas mortas por dez onças-pintadas monitoradas com colares GPS em uma fazenda de pecuária na região de Miranda, Mato Grosso do Sul, entre novembro de 2001 e abril de 2004. Fonte: Cavalcanti (2008).

Figure 2. Native species killed by ten jaguars monitored with GPS collars on a ranch in the region of Miranda, Mato Grosso do Sul, between November 2001 and April 2004. Source: Cavalcanti (2008).

táxons através da análise de fezes (n = 149) de onças pardas e de onças-pintadas, coletadas em outra área de estudo, também na região de Miranda.

Embora grande parte dos táxons de presas registrados no estudo de Cavalcanti & Gese (2010, Figura 2) tenha ocorrido em baixa frequência, eles ilustram a plasticidade nos hábitos alimentares da onça-pintada e confirmam sua natureza oportunista. Essas presas apresentam uma variedade de características e particularidades que influenciam a predação por parte das onças monitoradas. Essas particularidades podem variar, por exemplo, em relação ao valor calórico da presa ou ao tempo que as mesmas ficam vulneráveis, como seu comportamento de forrageamento. Outra característica importante é o grau de atratividade da presa, considerando a palatabilidade em relação aos mecanismos de defesa. Um cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*), por exemplo, pode apresentar peso e valor calórico similar a um bezerro entre três e cinco meses de idade (Duarte, 1996; Catto et al., 2005); porém, comparativamente, seus mecanismos de defesa o tornam uma presa menos atrativa.

É interessante ressaltar a presença de quatro espécies de carnívoros entre os animais predados (lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*, n = 3; lobinho, *Cerdocyon thous*, n = 3; coati, *Nasua nasua*, n = 5; mão-pelada, *Procyon cancrivorus*, n = 3; Figura 2). Tanto quanto se pôde apurar a partir de cada uma dessas carcaças, todos eles foram mortos e consumidos como presas normais, e não para evitar competição.

Os dados da Figura 2 mostram que o número de espécies abatidas pode variar muito entre indivíduos, indicando uma seleção diferenciada de presas. Além das características inerentes a cada uma das espécies de presa, essa diferença na seleção por parte das onças é também, possivelmente, devido a: (1) disponibilidade ou vulnerabilidade sazonal entre as espécies; (2) diferenças no processo de aprendizado individual por parte das onças e/ou nos efeitos desse processo na formação da imagem de busca (*search image*; Ricklefs & Miller, 2000) de diferentes

presas em determinado momento ou estação do ano; ou (3) preferências individuais das onças estudadas, além de uma possível interação entre esses fatores.

O GADO COMO COMPONENTE DA DIETA

Um ponto recorrente e importante no aspecto alimentar da onça-pintada é o seu papel como predador do gado e o quanto ela é, de fato, responsável por prejuízos econômicos para a pecuária pantaneira. A importância do gado na dieta da onça-pintada pode variar consideravelmente entre diferentes áreas no Pantanal. Em duas áreas ao norte do Pantanal (Jofre e Paraguaizinho), na região de Poconé, Dalponte (2002) indicou que o gado constituiu a base da dieta de onças-pintadas, representando 43% dos itens encontrados nas fezes analisadas (n = 28). Em contraste, Porfírio (2009), também através de análise de fezes, citou uma porcentagem de ocorrência muito menor para o gado (17,6%) em uma área na região de Miranda, ao sul do Pantanal.

Não obstante, a importância do gado na dieta das onças pode variar também em uma mesma região. Através da análise direta das carcaças de animais mortos em uma fazenda na região de Miranda, Cavalcanti & Gese (2010) indicaram que o gado representou cerca de um terço (n = 139, 32%) do total de presas abatidas (n = 438) pelas onças. Em uma fazenda vizinha, Crawshaw Jr. & Quigley (2002) observaram que o gado foi o principal item alimentar na dieta das onças, perfazendo quase metade (47,5%) do total de animais abatidos por onças-pintadas (n = 59) e onças pardas (41,9%, n = 31). De acordo com os autores, essa alta porcentagem de gado na dieta das onças não é surpreendente, considerando-se que essa espécie representava a maior biomassa de alimento disponível para esses predadores à época do estudo (início da década de 80), com cerca de 70.000 cabeças na área da fazenda (248.000 ha). Usando-se a estimativa de 175 kg como peso médio por cabeça (Schaller, 1983), esses dados resultam em uma biomassa de 4.900 kg/km² apenas para o gado. No entanto, os autores chamam a atenção para o fato de seus dados terem sido compostos, em grande parte,

por carcaças encontradas por peões da fazenda, os quais são geralmente mais propensos a encontrar carcaças de gado do que de animais silvestres. Adicionalmente, algumas espécies da fauna nativa são menores, sendo possivelmente mortas e consumidas em áreas afastadas, o que as torna mais difíceis de serem encontradas (Crawshaw Jr. & Quigley, 1984). Desta forma, é de se esperar que essas espécies estejam subrepresentadas e, conseqüentemente, que a importância do gado seja superestimada em amostragens realizadas de forma oportunista. Quando Crawshaw Jr. & Quigley (1984, 2002) examinaram 17 carcaças de animais abatidos encontrados usando apenas as localizações de onças equipadas com rádio-colar, observaram que 29% das carcaças foram representadas por gado e 41% por queixadas. Embora nesse estudo o gado tenha representado uma parte significativa da dieta tanto de onças-pardas quanto de onças-pintadas, os níveis de predação variaram entre essas duas espécies em relação às diferentes classes de tamanho e idade do gado. Os autores observaram que bezerros (com até dois anos de idade) constituíram cerca de um terço (32%) do total do gado abatido por onças-pintadas ($n = 28$). Vacas constituíram mais da metade da amostra (57%), sendo que bois e touros representaram 7% e 4%, respectivamente. Com relação às carcaças de animais predados por onças-pardas, a espécie praticamente se restringiu a bezerros, uma vez que os mesmos representaram 92% do total de carcaças por elas abatidas ($n = 13$). Os autores notaram que a única vaca morta por onça-parda tinha pouco mais de dois anos de idade, tendo sido predada por um indivíduo macho e adulto.

No estudo de Cavalcanti & Gese (2010), bezerros (com até um ano de idade) representaram a maioria (69%) do total do gado abatido por onças-pintadas ($n = 139$). De uma forma geral, esses resultados são semelhantes aos de outros estudos. Na Venezuela, os ataques por onça-pintada ao gado foram direcionados a animais jovens (bezerros machos e fêmeas, garrotes e novilhas com menos de dois anos) com maior frequência do que animais adultos (Hoogesteijn et al., 1993; Farrell, 1999; Scognamillo et al., 2002). No noroeste da Argentina, a maioria dos ataques

a rebanhos domésticos foi direcionada ao gado entre um e três anos de idade (Perovic, 2002).

PRESAS PREFERENCIAIS

Os jacarés (*Caiman crocodilus yacare*), os queixadas (*Tayassu pecari*) e o gado representaram a grande maioria (77%) de todas as carcaças examinadas ($n = 438$) por Cavalcanti & Gese (2010), formando a base da dieta da onça-pintada na área de estudo. Os resultados de uma análise independente de fezes (Perilli et al., 2016), conduzida na mesma área, confirmaram essas mesmas espécies (gado - 33,3%, queixadas - 18,2% e jacarés - 17,7%) como as mais abatidas pelas onças-pintadas na região. O fato de as fezes utilizadas nessa análise terem sido coletadas na mesma área dos animais monitorados por Cavalcanti & Gese (2010), durante o mesmo período de estudo, não necessariamente implica o fato de elas corresponderem a esses mesmos indivíduos. A extensa sobreposição das áreas de vida dos animais estudados (Cavalcanti & Gese, 2009) e os registros fotográficos de 29 indivíduos adicionais na área (Soisalo & Cavalcanti, 2006) dão suporte a esta asserção.

Os resultados de Azevedo & Murray (2007a) indicaram que capivaras (31%, $n = 35$) e jacarés (20%, $n = 23$) foram as presas nativas mais importantes, mas que o gado representou 28% ($n = 32$) de todas as carcaças encontradas ($n = 114$). Em contraste, os autores não registraram consumo frequente de queixadas, que representaram apenas 0,9% das carcaças encontradas. Além dessas três espécies principais (capivara, gado e jacaré), os cervos-do-pantanal representaram outros 10% das carcaças encontradas (Azevedo & Murray, 2007b). A diversidade de habitats, tão característica do Pantanal, justifica essa disparidade no consumo de queixadas e capivaras entre os dois estudos. De acordo com Desbiez et al. (2010), as comunidades de mamíferos variam de acordo com a paisagem. A fazenda onde Azevedo & Murray (2007b) desenvolveram seu estudo é caracterizada, além de possuir áreas com mata semidecidual e campos naturais, por ter extensas áreas com culturas de arroz em escala comercial. Essas áreas atraem espécies de presas nativas, como capivaras

e cervos-do-pantanal (de Paula & Silva Neto, 2006), sendo estas as presas mais consumidas pelas onças-pintadas.

Vale chamar a atenção para um ponto importante, na comparação temporal entre os estudos de Crawshaw Jr. & Quigley (1984) e Cavalcanti & Gese (2010). À época em que os primeiros autores desenvolveram o projeto, entre 1980 e 1984, sua área de estudo, uma fazenda de pecuária no município de Miranda, Mato Grosso do Sul, no sul do Pantanal, abrangia 248.000 ha. Imediatamente após esse período, a fazenda foi desmembrada entre diferentes proprietários, sendo que a área onde Cavalcanti e Gese trabalharam, entre 2000 e 2005, era uma das fazendas remanescentes, com 46.000 ha, que abrangia a porção oeste da área original do primeiro estudo. Portanto, é de se esperar que os resultados dos dois estudos apresentem similaridades. Por outro lado, há uma diferença marcante em relação à predação em jacarés, que durante o primeiro estudo nunca foi documentada, apesar de ter sido feita uma amostragem relativamente grande dos hábitos alimentares das onças-pintadas à época ($n = 61$), mas este foi um dos itens mais comuns registrados no segundo estudo. Crawshaw Jr. & Quigley (1984) citaram, ainda, Almeida (1976), que relatou a predação de jacarés como sendo comum no norte do Pantanal, na região de Cáceres, e estranharam o fato de essa preferência não ter sido constatada para a sua área de estudo. No município de Poconé, Dalponte (2002) citou a capivara, juntamente com o gado, como a principal fonte de alimentação para as onças-pintadas no norte do Pantanal, representando 63% da dieta das mesmas. O autor cita jacarés como uma presa importante, mas consumida em menor proporção.

FREQUÊNCIA DE ATAQUES

Além da composição da dieta das onças-pintadas estudada por Cavalcanti & Gese (2010), em termos da proporção das diferentes espécies presentes, o grande número de carcaças encontradas (entre 18 e 124 presas abatidas por onça estudada) permitiu que fosse estimada a frequência individual de ataques, aqui expressa pelo número de dias

entre o abate de presas consecutivas por cada animal. A frequência média de predação para todas as espécies de presa foi de cinco dias entre ataques por onça. As frequências de ataques variaram entre os diferentes indivíduos estudados, com a onça-pintada mais velha (macho #1) apresentando a menor frequência (sete dias entre ataques). Em contraste, um macho subadulto (macho #6) apresentou a maior frequência de ataques entre as onças-pintadas estudadas (3,6 dias entre ataques), embora o mesmo estivesse acompanhado de sua mãe e de sua irmã no período em que foi monitorado.

Uma vez que o gado, os jacarés e os queixadas representaram a base da dieta das onças-pintadas (77% de todas as carcaças encontradas), Cavalcanti & Gese (2010) analisaram separadamente as frequências de ataques para cada uma dessas espécies ao longo do estudo, para identificar se houve variação sazonal nessas frequências entre os anos de 2001 a 2004. A frequência de ataques sobre os queixadas aumentou de maneira significativa ao longo dos anos, enquanto que a frequência de ataques ao gado diminuiu (Figura 3). Esse aumento significativo na frequência de ataques de queixadas sugere crescimento na importância da espécie na dieta das onças-pintadas na área de estudo. Tal resultado foi também observado através da análise sazonal de fezes ($n = 160$) na mesma área (Perilli et al., 2016). O aumento na importância de queixadas na dieta de onças-pintadas tem implicações importantes não apenas na dinâmica do sistema predador-presa no Pantanal, mas também influi no conflito gerado pela depredação do gado, uma vez que o aumento na predação de queixadas coincidiu com diminuição na predação do gado (Figura 3).

Como anteriormente mencionado, um fator importante, que certamente influi na predação, é o tamanho da presa. Como seria de se esperar, o tempo decorrido entre eventos subsequentes de predação por um mesmo animal varia conforme o tamanho da espécie predada (Cavalcanti & Gese, 2010). De acordo com os autores, indivíduos que predam presas grandes (> 45 kg)

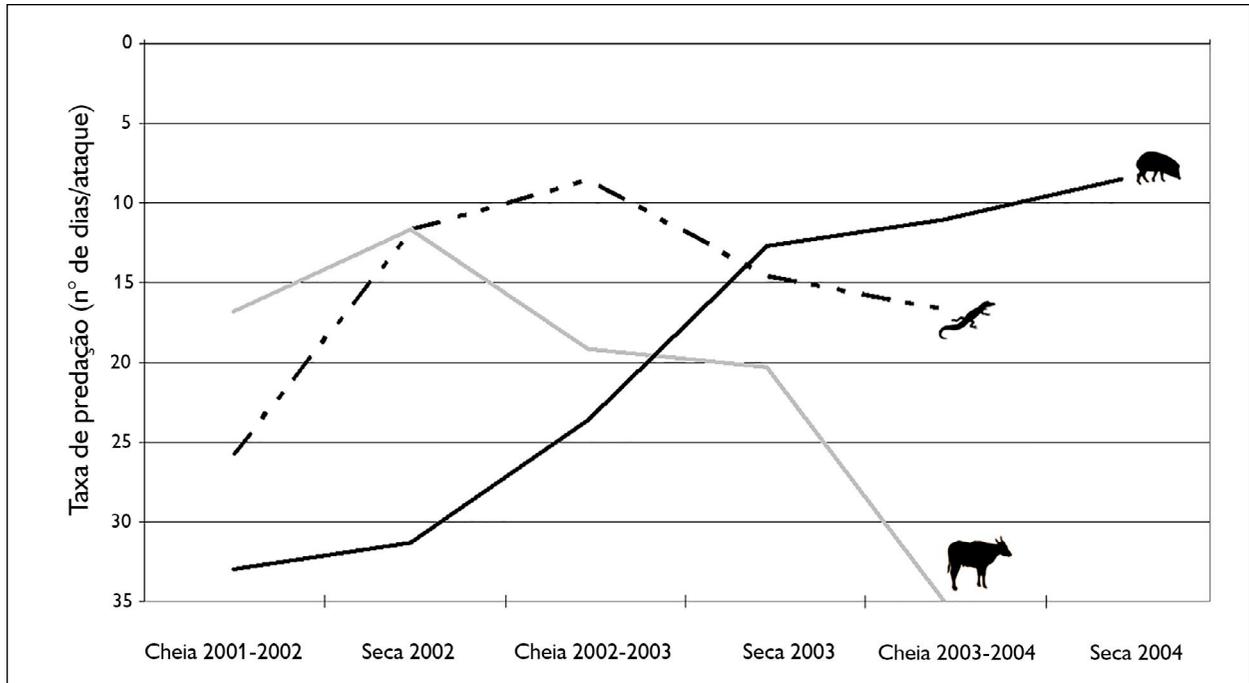


Figura 3. Variação sazonal nas taxas de predação de jacarés, queixadas e gado por onças-pintadas monitoradas com colares GPS em uma fazenda de pecuária na região de Miranda, Mato Grosso do Sul, entre novembro de 2001 e abril de 2004. Fonte: Cavalcanti (2008).

Figure 3. Seasonal variation in the predation rates of caimans, peccaries and cattle by jaguars monitored with GPS collars on a livestock farm in the region of Miranda, Mato Grosso do Sul, between November 2001 and April 2004. Source: Cavalcanti (2008).

em maior proporção apresentam geralmente menores frequências de ataques. Por outro lado, após consumir uma espécie de presa de menor porte (< 45 kg), a onça-pintada geralmente ataca novamente outra presa em um intervalo de tempo mais curto.

Da mesma forma, o tempo que uma onça-pintada permanece se alimentando de uma presa também varia de acordo com o tamanho da mesma. Quanto maior a presa, mais tempo o predador permanece junto à carcaça, o que sugere um consumo maior do animal abatido. Devido ao clima quente e úmido do Pantanal, as carcaças se deterioram rapidamente, o que torna difícil documentar a quantidade consumida por cada onça, para cada carcaça encontrada (Figura 4). No entanto, os autores levantam a hipótese de que a permanência do predador junto à carcaça de sua presa esteja diretamente relacionada às atividades de guarda e consumo da mesma.



Figura 4. A autora checando em campo a carcaça de uma rês abatida por uma onça-pintada, fazenda Sete, município de Aquidauana, MS. A rapidez com que as carcaças se deterioram devido ao clima quente e úmido, inviabiliza o registro da quantidade exata de presa consumida por cada onça. Foto: Eric Gese (2005).

Figure 4. The author checking the carcass of a domestic calf killed by a jaguar, Sete ranch, municipality of Aquidauana, MS. Due to the hot and humid climate, it is very difficult to determine the portion of the carcass consumed by each jaguar. Photo: Eric Gese (2005).

SAZONALIDADE DA PREDÇÃO E ALTERNÂNCIA ENTRE ESPÉCIES DE PRESA

Para testar se a variação climática influi na seleção de presas e, dessa forma, poder determinar se as onças alternam sazonalmente entre diferentes espécies, Cavalcanti & Gese (2010) examinaram o número de carcaças encontradas predadas em cada estação do ano. Das 299 carcaças de todas as espécies nativas encontradas, 43,5% (n = 130) foram encontradas na estação de cheia e 56,5% (n = 169), na estação seca. Para o gado (n = 139), no entanto, a maioria (68%, n = 94) foi encontrada durante a estação seca. Quando os autores examinaram separadamente o número médio mensal ou a frequência de abates (abates de presa/mês) das três principais espécies predadas, i.e., gado, jacarés e queixadas, ao longo de toda a duração do estudo, identificaram um padrão sazonal de predação.

A predação de gado mostrou um pico nas estações secas, embora seja aparente uma diferença entre os anos de 2002 e 2003 (Figura 5).

Ainda que a predação em jacarés tenha sido igualmente distribuída ao longo do ano de 2002, os resultados mostram que em 2003 e 2004 ocorreram picos durante a estação da cheia. Esses picos coincidiram com a diminuição na predação do gado. Com relação aos queixadas, embora a distribuição das carcaças encontradas indique uma predação distribuída igualmente ao longo de 2002, é aparente um aumento significativo em 2003 e 2004. Os dados de Perilli e colegas (2016) corroboram esses resultados. De acordo com os autores, a análise de fezes (n = 160) sugere picos de predação ao gado nas estações secas e aumento gradativo na predação de queixadas durante o estudo.

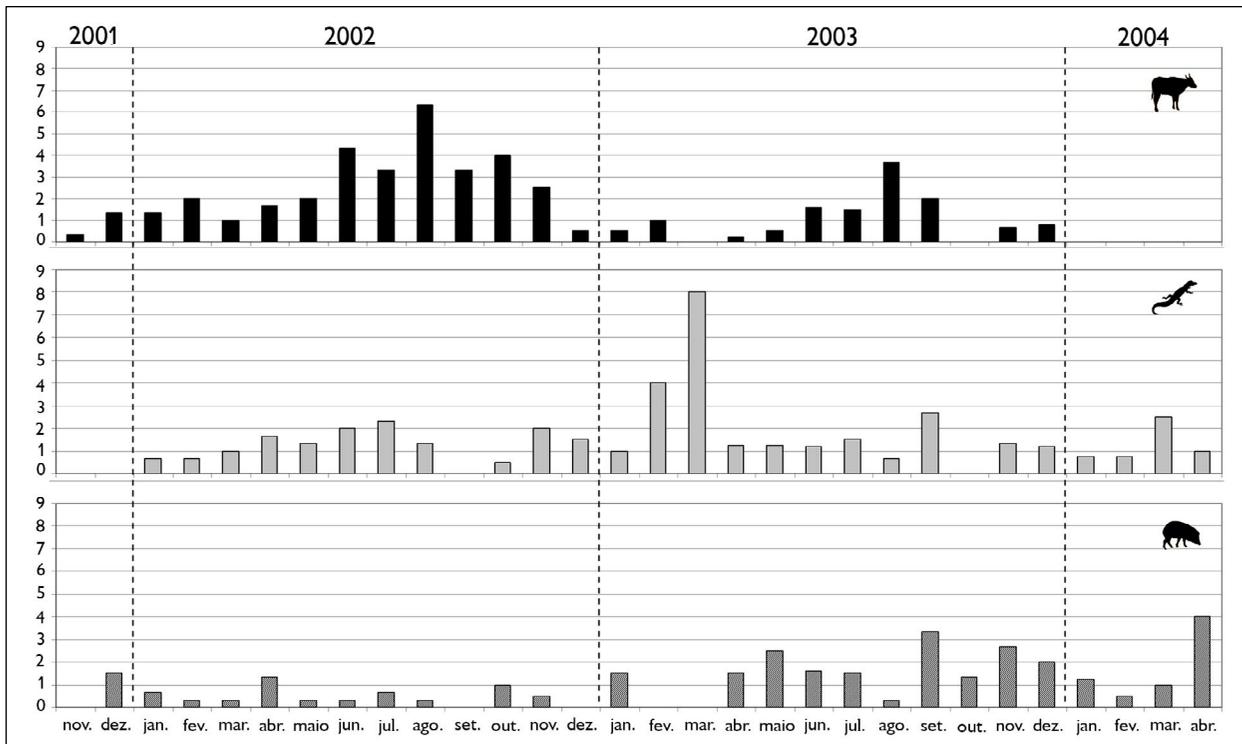


Figura 5. Distribuição do número médio de cabeças de gado, jacarés e queixadas mortos por mês por onças-pintadas monitoradas com colares GPS em uma fazenda de pecuária na região de Miranda, Mato Grosso do Sul, entre novembro de 2001 e abril de 2004. Fonte: Cavalcanti (2008).

Figure 5. Distribution of the average number of cattle, caimans and white-lipped peccaries killed per month by jaguars monitored with GPS collars on a ranch in the region of Miranda, Mato Grosso do Sul, between November 2001 and April 2004. Source: Cavalcanti (2008).

HORÁRIOS DAS INCIDÊNCIAS DE PREDACÃO E TIPO DE AMBIENTE ONDE OCORRE

Predadores como a onça-parda e a onça-pintada são frequentemente considerados crepusculares ou mesmo noturnos (Crawshaw Jr. et al., 2004; Nowak, 1999; Nowell & Jackson, 1996; Hoogesteijn et al., 1993). No entanto, os resultados do estudo de Cavalcanti & Gese (2010) indicam que o horário dos ataques documentados em relação a todas as espécies de presas, incluindo o gado, se mostrou bem distribuído no período de 24h (Figura 6). Os dados mostram, portanto, que a onça-pintada não seleciona horários específicos para atacar o gado, mas o faz de maneira oportunista, de noite ou de dia, caracterizando uma flexibilidade comportamental da espécie (Cavalcanti & Gese, 2010). Essa característica, de fato, já seria de se esperar, considerando que o mosaico vegetacional do Pantanal (Prance & Schaller, 1982) proporciona cobertura suficiente para que o predador possa se aproximar de sua presa sem ser detectado (Stander, 1990).

Ademais, análises espaciais das ocorrências de predação em relação ao tipo de vegetação (Cavalcanti & Gese, 2010; Cavalcanti, 2008) sugerem que, no Pantanal,



Figura 6. Onça-pintada predando um jacaré (*Caiman crocodilus yacare*) em plena luz do dia, na margem do rio Cuiabá, na região de Poconé, MS. Foto: R. Boulhosa (2012).

Figure 6. Jaguar killing a caiman (Caiman crocodilus yacare) in broad daylight, on the margins of the Cuiabá river, in Poconé, MS. Photo: R. Boulhosa (2012).

outros habitats além de florestas são igualmente importantes na procura de presas por parte das onças. Vários autores sugerem manter os rebanhos afastados de áreas de florestas como uma estratégia para minimizar ataques (Rabinowitz, 1986; Quigley, 1987; Hoogesteijn et al., 1993; Michalski et al., 2006). Embora em outras regiões essa estratégia possa ser adequada, dados coletados em diferentes áreas do Pantanal (Cavalcanti, 2008, 2009) indicam que a onça-pintada ataca o gado também em outros habitats, além de florestas. Os animais monitorados no estudo não evidenciaram uma seleção por áreas de mata para atacar o gado, como também o predaram em áreas de campo sujo, em campo com árvores esparsas e mesmo em áreas de campo aberto (Cavalcanti, 2008) (Figura 7). Além disso, manter os rebanhos fora de áreas florestadas é uma estratégia inviável, dentro da realidade do Pantanal, onde invernadas e pastagens geralmente abrangem diversos fragmentos de mata, ou capões, como são localmente conhecidos.



Figura 7. No pantanal, onças-pintadas, oportunistas que são, matam suas presas em outros habitats, além de florestas. Na fazenda Sete, município de Aquidauana, MS, os pesquisadores encontraram essa carcaça no meio de um campo sujo. Foto: Sandra Cavalcanti (2006).

Figure 7. In the pantanal, jaguars kill cattle in habitats other than forests. In Sete ranch, in the municipality of Aquidauana, MS, researchers found this carcass in the middle of an open field with brushy vegetation. Photo: Sandra Cavalcanti (2006).

O CONCEITO DE ANIMAIS-PROBLEMA

De acordo com Roosevelt (1914), nem todas as onças atacam o gado. Segundo esse autor, a depredação por onças-pintadas no Brasil prevalece em áreas com escassez de presas nativas, mas é infrequente em áreas com alta disponibilidade de presas. Embora essa situação possa ocorrer em alguns locais e, de fato, tenha sido descrita por Azevedo e Murray (2007b) para uma fazenda no município de Miranda, essa noção de causa e efeito não serve como modelo para o Pantanal. No estudo de Cavalcanti & Gese (2010), mesmo em áreas com fauna silvestre abundante, todos os indivíduos monitorados eventualmente predaram o gado (Figura 8). No entanto, a proporção entre espécies nativas e o gado variou significativamente entre os diferentes indivíduos estudados. Se para alguns indivíduos mais da metade das presas consistiram em gado doméstico, para outros, essa proporção não ultrapassou 5% (Figura 9).

Essa diferença individual nos ataques ao gado desperta a questão sobre 'animais-problema' (Linnell et al., 1999). A crença no fato de que a eliminação ou remoção de um 'animal-problema' resolva a questão



Figura 8. Em um estudo na fazenda Sete, município de Aquidauana, MS, todas as onças-pintadas monitoradas predaram o gado doméstico, apesar da presença de fauna silvestre abundante. Foto: Sandra Cavalcanti.

Figure 8. In a study in Sete ranch, in the municipality of Aquidauana, MS, all monitored jaguars killed domestic cattle, despite an abundance of native prey. Photo: Sandra Cavalcanti.

da depredação (Almeida, 1976; Rabinowitz, 1986; Hoogesteijn & Mondolfi, 1992) não é, necessariamente, aplicável ao Pantanal. Estudos sugerem que a maioria dos predadores que atacam animais domésticos é formada por indivíduos debilitados ou de alguma forma incapacitados de caçar normalmente (Rabinowitz, 1986; Fox & Chundawat, 1988; Hoogesteijn et al., 1993). Em duas áreas na Venezuela, a maioria das onças-pintadas (75% e 53%) mortas como medida de controle da depredação havia sofrido ferimentos debilitantes prévios (Hoogesteijn et al., 1993). Da mesma forma, uma fêmea e um macho nos Parques Nacionais do Iguazu (Brasil) e Iguazu (Argentina), respectivamente, ambos com mais de dez anos de idade estimada e com caninos quebrados, tiveram que ser removidos por estarem predando predominantemente animais domésticos (Crawshaw Jr. et al., 2004). No entanto, em dois estudos diferentes no Pantanal, todos os animais monitorados se apresentaram em excelentes condições físicas quando capturados para colocação de colares (Schaller & Crawshaw Jr., 1980; Cavalcanti & Gese, 2010). Os últimos autores citaram um dos seus animais de estudo (macho #1), já velho e debilitado, mas que aparentemente não teve problemas para matar presas nativas potencialmente perigosas, como queixada, porco-monteiro e cervo-do-pantanal.

Os dados de 2002 sugerem que as condições climáticas podem influenciar na seleção de presas pela onça-pintada de maneira mais significativa do que a preferência individual ou a 'propensão' para atacar o gado, e a prática de alternar entre diferentes espécies de presa é um comportamento comum entre os predadores (Cavalcanti & Gese, 2010). Esse estudo foi desenvolvido durante um período com condições climáticas extremas, que abrangeu anos extremamente secos e outros úmidos, e a maioria dos ataques ao gado ocorreu no ano de 2002, quando a estiagem se prolongou por um período além do normal (Cavalcanti & Gese, 2010; Desbiez et al., 2010). De acordo com os autores, a proporção de gado (todas as faixas etárias combinadas) entre as carcaças de animais

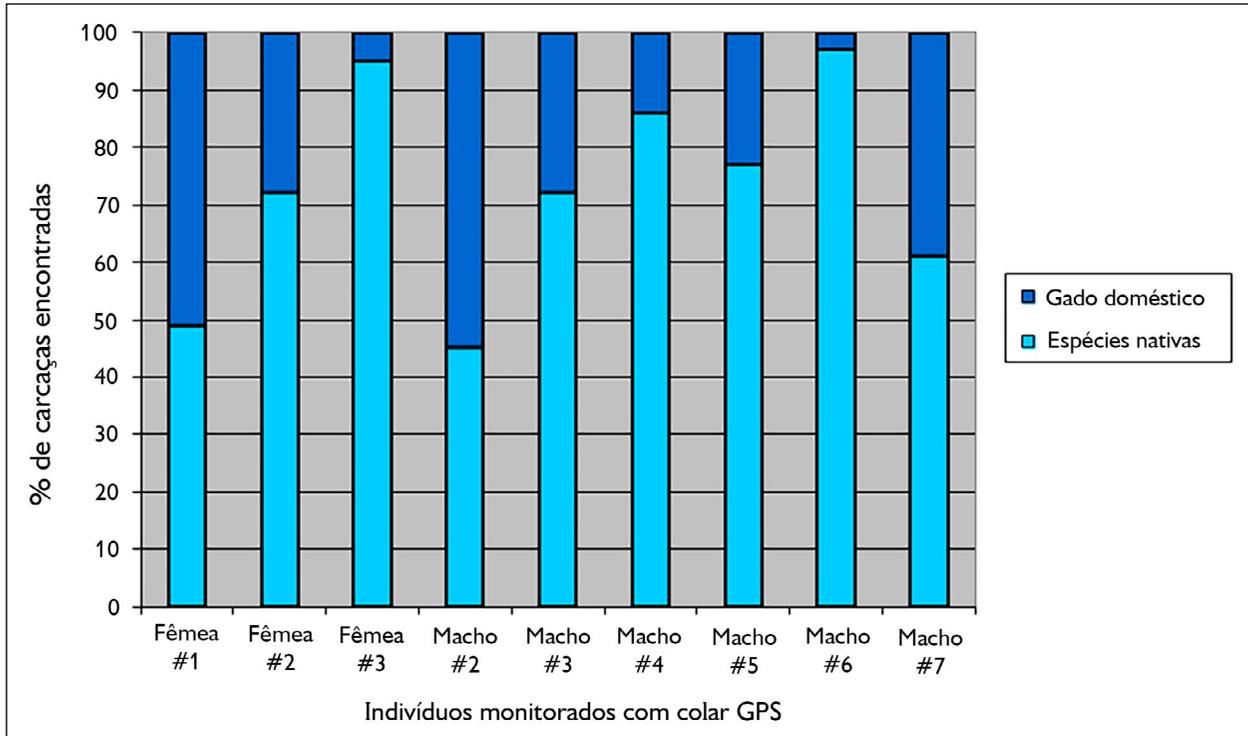


Figura 9. Distribuição de presas nativas e gado doméstico morto por onças-pintadas monitoradas com colares GPS em uma fazenda de pecuária na região de Miranda, Mato Grosso do Sul, entre novembro de 2001 e abril de 2004. Fonte: Cavalcanti (2008).

Figure 9. Distribution of native prey and domestic cattle killed by jaguars monitored with GPS collars on a ranch in the Miranda region, Mato Grosso do Sul, between November 2001 and April 2004. Source: Cavalcanti (2008).

abatidos diminuiu de 49%, em 2002 (ano mais seco), para 19%, em 2003 (ano mais úmido).

Rabinowitz (1986) sugeriu que, uma vez que uma onça-pintada preda o gado, esse indivíduo passa a tratar a espécie como sua principal presa. Em Miranda, uma fêmea cuja dieta em 2002 consistia em > 50% de gado, incluindo vacas adultas, parou completamente de atacar o gado em 2003, quando as condições climáticas ficaram favoráveis, predando apenas espécies nativas (Cavalcanti, 2008).

Embora a crença popular atribua à onça-pintada o hábito de se alimentar exclusivamente de presas abatidas por ela, diversos estudos confirmam que esse carnívoro se alimenta com frequência de animais mortos por outras causas (Lopez-Gonzales & Piña, 2002; Crawshaw Jr. & Quigley, 2002; Cavalcanti & Gese, 2010). Nesse sentido, é importante também esclarecer o papel dessa espécie

como necrófaga. Ao final da estação seca, no Pantanal, é comum encontrar gado já debilitado pela falta de pasto adequado, atolado em poças ou açudes que estão secando. Já sem forças, esses animais demoram, às vezes, até três ou mais dias para morrer, muitas vezes tendo os olhos arrancados por aves necrófagas (*urubus*, *Coragyps atratus*, *Sarcorhamphus papa*, *Cathartes* sp. e caracará, *Polyborus plancus*) (Figura 10). Quando onças encontram gado nessas condições, é frequente elas abaterem esses animais e se alimentarem das carcaças (Schaller, 1983). Esse é um exemplo de aproveitamento de recursos disponíveis e que integra a ecologia local, por dar acesso à carcaça também para outros consumidores da cadeia alimentar.

Embora a onça-pintada possa atacar e matar touros adultos (Crawshaw Jr. & Quigley, 2002; Hoogesteijn et al., 1993), Cavalcanti & Gese (2010) não documentaram



Figura 10. Rês atolada em poça remanescente, ao final da estação seca no Pantanal, fazenda Sete, município de Aquidauana, Mato Grosso do Sul, em 03/10/2004. Foto: Sandra Cavalcanti (2002).

Figure 10. Calf stuck in a remaining pool, at the end of the dry season in the Pantanal, Sete ranch, municipality of Aquidauana, Mato Grosso do Sul, on 10/03/2004. Photo: Sandra Cavalcanti (2002).

nenhum caso envolvendo essa classe entre as 139 carcaças de gado predadas por essa espécie. No entanto, esses autores documentaram seis casos em que as onças-pintadas monitoradas se alimentaram de carcaças de bovinos mortos por outras causas, incluindo a de um touro adulto. Um caso similar ocorreu também no Pantanal de Poconé, onde um touro que havia sido atropelado por um caminhão na rodovia Transpantaneira, em terras da fazenda Jofre, foi comido por um macho de onça-pintada, em 1979. Nessa ocasião, o predador permaneceu junto à carcaça por pelo menos três dias, como faria se o animal tivesse sido morto por ele. Para qualquer pessoa que não soubesse do atropelamento, o evento teria sido interpretado como predação.

Esse papel da onça-pintada como necrófaga é importante no cenário de conflito entre proprietários e predadores, uma vez que pode interferir no diagnóstico da causa de mortalidade, se o mesmo for conduzido por pessoas sem a devida experiência ou sem o conhecimento necessário das circunstâncias particulares de cada ocorrência. Adicionalmente, embora a importância relativa do gado na dieta da onça-pintada ou da onça-parda possa ser determinada através da análise de fezes, cabe lembrar que essa técnica não permite a determinação da causa da morte

do animal consumido. Por esse motivo, é fundamental que sejam consideradas todas as variáveis possíveis, ao se estabelecer o papel da onça como predador no consumo do gado, na formação dos conceitos e opiniões de fazendeiros e peões, pois essas informações interferem diretamente nas decisões que determinam a conservação das onças em uma região. Esse fato é tanto mais relevante quando se considera o peso que assumem os exemplos de pares (ou de outros fazendeiros), nas atitudes positivas ou negativas entre propriedades vizinhas.

DIMENSÕES HUMANAS

Uma premissa central na conservação de predadores de grande porte é a de que a perseguição a esses animais está diretamente relacionada ao dano econômico que causam ao matar animais domésticos (Redpath et al., 2013; Marchini & Crawshaw Jr., 2015). Isso se aplica também ao conflito envolvendo onças-pintadas no Pantanal (Azevedo & Murray, 2007b). Decorre dessa premissa, então, que para se prevenir a perseguição aos predadores basta evitar o dano econômico da depredação, seja impedindo o ataque do predador sobre animais domésticos, seja compensando monetariamente o produtor pelo dano causado pelo predador. Em outras palavras, ecologia e economia poderiam, juntas, proporcionar a base necessária para o manejo e a resolução do problema.

No entanto, é crescente a evidência de que o dano causado pelas onças não é o único fator que explica a perseguição a esses animais, e talvez nem seja o mais importante (Marchini & Macdonald, 2018). Isso ocorre por duas razões: 1) pode haver discrepância considerável entre o dano real e o dano percebido. O que determina o comportamento humano (nesse caso, o de perseguir e matar as onças) não é a realidade em si, mas sim, como a realidade é percebida. Em conflitos envolvendo espécies carismáticas e polêmicas como as onças, risco e dano percebidos geralmente excedem as evidências (Conover, 2002; Marchini & Macdonald, 2012). Reforço mútuo entre notoriedade e sensacionalismo pode estar por trás

das percepções distorcidas. Por exemplo, Marchini (2010) demonstrou que ataques de onças sobre seres humanos têm lugar de destaque ao serem divulgados ('causos') em comunidades rurais do Brasil, incluindo o Pantanal, e a teoria sugere que, ao serem contados repetidamente, esses relatos podem reforçar a própria plausibilidade e importância (Kuran & Sunstein, 1999); 2) fatores que não estão diretamente relacionados à depredação de animais domésticos pelas onças também podem estar envolvidos na perseguição (Knox et al., 2019). Por exemplo, predadores de grande porte, como as onças, despertam emoções negativas fortes, principalmente medo (Manfredo, 2008), e as pessoas que têm mais medo de predadores geralmente são menos tolerantes a eles (Roskaft et al., 2007). É provável que esse medo tenha evoluído como uma resposta antipredador e possa ser exagerado à luz dos fatos; por exemplo, Marchini & Macdonald (2012) mostraram que o medo é um fator determinante no abate de onças na fronteira de desmatamento da Amazônia, no norte de Mato Grosso, embora registros de ataques de onças a humanos na região sejam quase inexistentes. A perseguição às onças pode resultar também de motivações sociais. Os resultados de Marchini (2010) revelaram que motivações sociais são também determinantes importantes na intenção de matar onças no Pantanal, onde 25% dos produtores justificaram sua aprovação ao abate de onças com base na tradição cultural. Esses produtores geralmente se referem, com evidente orgulho, à 'cultura pantaneira' e à convicção de que a caça à onça tem sido passada de geração a geração como um elemento natural daquela cultura. Exemplo disso é o fato de que, mesmo em fazendas em que o proprietário proíbe que onças sejam mortas, os empregados as matam quando têm oportunidade, ainda que corram o risco de perder o emprego, se descobertos. Dickman et al. (2013) discutem como outros fatores em nível individual (como experiência, habilidades específicas, conhecimentos, valores) e sociocultural (por exemplo, fonte de renda, folclore e religião) afetam o comportamento humano em relação à fauna silvestre, podendo justificar a sua perseguição.

Além do abate de onças-pintadas e das suas diversas causas pessoais e socioculturais, conservacionistas e gestores de vida silvestre devem estar atentos também ao potencial que espécies carismáticas e polêmicas, tais como as onças, pardas e pintadas, têm de provocar conflito de interesses entre diferentes grupos sociais. De fato, o termo 'conflito humano-fauna silvestre' – e, mais especificamente, o termo 'conflito humano-onças' – tem sido usado para se referir a duas situações diferentes: uma em que a fauna silvestre causa dano – no caso das onças, ferindo ou matando animais domésticos – e outra em que grupos de pessoas divergem sobre objetivos ou alternativas referentes ao manejo da fauna silvestre. A primeira situação é, em última análise, um fenômeno ecológico, já que a disputa entre humanos e onças por recursos (como o gado) pode ser entendida dentro do marco conceitual bem estabelecido da teoria da competição em ecologia de comunidades.

'Conflito', por outro lado, não pertence ao glossário de termos ecológicos. A segunda situação é a de verdadeiro conflito em conservação, definido como "uma situação que ocorre quando duas ou mais partes com opiniões fortes divergem sobre objetivos de conservação e manejo e quando uma parte é percebida como impondo seus interesses a custo da outra" (Redpath et al., 2013, p. 100). Essa definição reconhece que conflitos em conservação ocorrem fundamentalmente entre humanos. As duas situações são relacionadas e podem acontecer ao mesmo tempo, mas tratá-las indistintamente, sob a denominação de 'conflito humano-fauna silvestre', pode simplificar demais a maneira como os problemas são definidos e limitar o leque de soluções potenciais disponíveis. Os métodos usados para resolver problemas de danos causados pelas onças – soluções técnicas e mitigatórias, tais como controle letal, translocação, uso de cercas, repelentes e compensação financeira – por exemplo, diferem das soluções para os conflitos sociais em torno da espécie, estas geralmente mais desafiadoras.

Embora conflitos sociais possam ser causados simplesmente pelo dano material – quando este ocorre

de forma desigual e os grupos sociais mais gravemente afetados demandam medidas mais rígidas contra a fauna do que os grupos menos afetados –, eles geralmente são baseados também em fatores subjetivos. As pessoas podem discordar em relação a objetivos e medidas alternativas de manejo da onça-pintada no Pantanal por razões afetivas, estéticas ou éticas, por exemplo. Nenhuma outra espécie da fauna brasileira desperta emoções positivas (como admiração) e negativas (como medo e raiva) simultaneamente e com tanta força quanto a onça-pintada (Marchini, 2010). Esses sentimentos, porém, variam significativamente com gênero, idade, escolaridade (Marchini, 2010) e ramo de atividade (i.e. pecuária, pesca, turismo; Marchini, 2003) das pessoas consultadas. Amâncio et al. (2015) discutiram as diferentes visões de moradores ribeirinhos, peões de fazenda e proprietários sobre a onça-pintada no Pantanal e concluíram que a conservação da espécie só será possível através do manejo sustentável das fazendas e da compreensão da dimensão humana, na convivência entre o homem e a onça-pintada. Conforme os autores, essa conclusão é particularmente relevante no Pantanal, onde, diferentemente de outros ecossistemas mais ameaçados, a conservação da onça-pintada depende mais do manejo de áreas privadas, na forma de grandes fazendas, do que de Unidades de Conservação (UC), que são pouco representadas naquele bioma. Uma dificuldade é que, enquanto nas UC o número de atores é reduzido, em propriedades privadas os atores são múltiplos e com representações e interesses heterogêneos quanto à convivência com as onças. Entender e envolver esses atores são aspectos fundamentais para a conservação e o manejo da onça-pintada na região.

Além disso, a fauna silvestre, muitas vezes, torna-se álibi para rixas profundamente arraigadas dentro ou entre grupos culturalmente distintos, notadamente quando a divisão urbano-rural está envolvida. A urbanização, com o afastamento das pessoas do convívio com a fauna, gera um ativismo em benefício da fauna silvestre. No entanto, os custos imediatos da convivência com a fauna silvestre

recorrem (ou são percebidos como recorrentes) sobre as populações rurais (Swenson & Andrén, 2005). Produtores rurais são uma minoria em declínio no Brasil e, como resultado, podem associar a conservação da vida silvestre com os valores antagonistas urbanos que lhes vêm sendo impostos de forma crescente, podendo considerar a continuidade da caça – o abate de onças, por exemplo – como parte de sua resistência e da luta para preservar a própria herança cultural rural (Marchini, 2010).

Em suma, a negatividade em relação à onça-pintada não é determinada meramente por qualquer custo direto decorrente da depredação, mas é produto de uma trama dinâmica e complexa de fatores individuais (como a percepção de risco e medo), sociais (incluindo pressão dos pares, *glamour* e conflito social) e culturais (como manter a identidade de um grupo em particular). É preciso entender melhor a relação entre o dano real causado pelas onças e o seu abate, para que a eficácia de muitas das ações de conservação e mitigação – baseadas estritamente na ecologia e economia da depredação de animais domésticos – não seja comprometida.

Assim, como apontado há 35 anos por Crawshaw Jr. e Quigley (1984), vários estudos recentes têm confirmado a importância de aspectos individuais, sociais e culturais na elaboração de estratégias mais efetivas de conservação das onças no Pantanal (Amâncio et al., 2015; Cavalcanti & Gese, 2010; Cavalcanti et al., 2010; Marchini & Macdonald, 2012). Cavalcanti et al. (2010) enfatizaram a importância de dados quantitativos coletados em campo para desmistificar crenças errôneas sobre o impacto da predação, bem como ressaltaram o valor de usar essas informações para diminuir a probabilidade dessa predação e enfraquecer a justificativa do prejuízo econômico (Cavalcanti et al., 2012). No entanto, talvez ainda mais importante seja chegar ao 'inconsciente coletivo' sociocultural de cada comunidade que convive com esses predadores, de forma a interferir de maneira positiva na impressão formada sobre a espécie, evitando, assim, que os animais sejam desnecessariamente mortos.

Aparentemente, uma das melhores formas de se chegar a isso é através das crianças e da escola, cujos

efeitos têm maior influência em mudanças de atitudes dos pais, em comunidades rurais (Marchini & Macdonald, 2020). Esse efeito já havia sido verificado em um projeto de educação ambiental implantado em escolas nas imediações do Parque Nacional do Iguaçu, na década de 90 (Manzatti, 1994, 1999). No entanto, uma avaliação subjetiva dos trabalhos nesse projeto, passados mais de 20 anos, sugere que essa relação crianças-pais-professores-comunidade-conservacionistas tenha que ser continuamente trabalhada, pois os efeitos positivos tendem a se diluir e se abrandar com o passar dos anos, com consequências negativas em programas de conservação dos predadores, principalmente considerando populações ameaçadas.

CONCLUSÃO

Conforme sugerido por Amâncio et al. (2015), considerando a recuperação das populações de onças em algumas áreas do Pantanal e o seu importante papel ecológico no ecossistema pantaneiro, é necessário reconhecer a predação por grandes felinos como uma característica inerente à criação de gado, da mesma forma que os processos naturais de cheia e seca, doenças, acidentes com outras espécies, perdas devido ao transporte e manejo do gado, animais atolados, entre outros. Os resultados aqui discutidos enfatizam alguns aspectos ecológicos importantes sobre o comportamento da onça-pintada e seu hábito predatório sobre o gado no Pantanal (Azevedo & Murray, 2007a; Cavalcanti, 2008) e ilustram sua natureza oportunista, pela qual a espécie parece tirar vantagem de um ambiente em constante mudança e no qual os recursos alimentares variam tanto no tempo quanto no espaço (Cavalcanti & Gese, 2010).

Devido à essa natureza oportunista como predador, onças-pintadas eventualmente irão atacar animais domésticos, mesmo que uma base regular de presas nativas esteja disponível. Por esse motivo, é importante identificar técnicas e alternativas de manejo que dificultem o acesso dos animais domésticos a esses predadores, como os relatados por Cavalcanti et al. (2012) e Tortato

et al. (2015). Em alguns casos, talvez seja necessário usar métodos combinados ou alternados, como cercas elétricas, iluminação, sons e fogos de artifício, evitando que o animal aprenda a reconhecer falhas no uso ou na repetição de um mesmo tipo de sistema (Cavalcanti, 2006; Marchini et al., 2011), familiarizando-se com determinado método e, conseqüentemente, diminuindo sua eficácia. Em outros casos, ao invés de se 'combater o inimigo', talvez seja possível usar o carisma dessas espécies como uma vantagem econômica, usando-os como atrativos turísticos, conforme mostrado com sucesso em vários empreendimentos no Pantanal, que combinam a pecuária com o atendimento a hóspedes, em hotéis e pousadas ecológicas (Tortato et al., 2017; Tortato & Izzo, 2017).

Em relação às medidas alternativas para reduzir a predação, Cavalcanti et al. (2012) mostraram resultados indicando que ela foi reduzida quando da transferência do gado para pastagens abertas de boa visibilidade, onde a aproximação de um predador era mais facilmente detectada. Em locais onde o gado ficava confinado à vegetação mais alta, a predação aumentava consideravelmente. O patrulhamento noturno, feito por meio de um trator em um corredor central entre pastagens onde o gado era mantido à noite, foi também efetivo para reduzir a predação, quando ocorria à noite. Dependendo da situação em particular, cercas elétricas podem ser eficientes para deter alguns predadores, em tentativas de predação de animais domésticos. Fogos de artifício e iluminação noturna, conforme utilizado na fazenda de estudo, de forma repetitiva e sem estar necessariamente associados à presença efetiva de uma onça, tiveram pouco efeito nos resultados da predação.

Os resultados do referido estudo enfatizaram alguns dos problemas associados ao uso inadequado de cercas elétricas e de outros métodos alternativos para diminuir a predação de animais domésticos por grandes felinos no Pantanal. Apesar da resistência ao uso de cercas elétricas para a conservação em alguns países (Hayward et al., 2008), o seu uso de maneira adequada pode ajudar a reduzir o conflito entre grandes felinos

e produtores rurais. No entanto, é importante compreender que raramente existe uma única forma 'correta' de prevenir ou resolver o problema de depredação de animais domésticos. A eficácia de qualquer método irá depender de uma combinação de fatores que inclui a biologia do predador e a sua motivação, as características ambientais da área, o tamanho e espécie doméstica a ser considerada, os fatores culturais da população local, e a motivação do proprietário da fazenda, bem como sua disposição para solucionar o problema.

Outra forma para diminuir o prejuízo, portanto, é concentrar esforços em aumentar a produção, diminuindo perdas devido ao manejo rudimentar e técnicas reprodutivas pouco eficazes, as quais podem ser mais significativas do que a predação em si (Hoogesteijn et al., 1993). Além disso, Cavalcanti & Gese (2010) ilustraram os efeitos potenciais da abundância de presas nativas sobre a depredação de onças-pintadas em relação ao gado. A manutenção de populações saudáveis de presas silvestres em fazendas no Pantanal aparentemente não apenas ajuda a diminuir as perdas na predação do gado, como é um importante fator para a conservação da onça-pintada, em longo prazo.

As características inerentes do Pantanal tornam difícil o controle de acesso dos predadores ao gado. Desta forma, é muito provável que a predação continue ocorrendo, em maior ou menor grau. No presente artigo, são apresentadas informações novas e complementares sobre a dinâmica da predação do gado pela onça-pintada no Pantanal e sua relação com fatores climáticos e características da hidrologia, vegetação e com a fauna nativa. Somada àquelas disponíveis na literatura, é cada vez mais possível uma melhor compreensão sobre o tema e, conseqüentemente, um melhor planejamento e aplicação de medidas mais eficientes para diminuir o impacto econômico que a predação representa na região. No entanto, acima de tudo, é preciso uma abordagem integrada no que diz respeito à conservação no Pantanal, que inclua as dimensões humanas (aspectos pessoais, sociais e culturais) nas fases de diagnóstico, intervenção e monitoramento de resultados, abrangência geográfica adequada, envolvimento dos atores,

embasamento adequado na legislação vigente, porém coerente com a realidade local, e, finalmente, um programa de monitoramento em longo prazo das populações de grandes predadores.

REFERÊNCIAS

- Abreu, U. G. P., Santos, S. A., Barros, L. F., & Domingos, I. T. (2008). *Pecuária de corte e a conservação do Pantanal*. EMBRAPA Pantanal.
- Almeida, A. (1976). *Jaguar hunting in Mato Grosso*. Stanwill Press.
- Amâncio, C. G., Crawshaw Jr., P. G., Tomás, W. M., Rodrigues, R. B., & Vergara da Silva, M. (2015). A dimensão humana e sua influência na conservação de carnívoros no Brasil: o exemplo do Pantanal. In S. M. C. Cavalcanti, R. C. de Paula & R. L. Gasparini-Morato (Eds.), *Conflito com mamíferos carnívoros: uma referência para o manejo e a convivência* (pp. 101-108). ICMBio/CENAP.
- Azevedo, F. C. C., & Murray, D. L. (2007a). Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation*, 137(3), 391-402. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.02.022>
- Azevedo, F. C. C., & Murray, D. L. (2007b). Evaluation of potential factors predisposing livestock to predation by jaguars. *Journal of Wildlife Management*, 71(7), 2379-2386. <https://doi.org/10.2193/2006-520>
- Bourscheit, A. (2013). Código Florestal completa um ano com poucos avanços. *Notícias, WWF Brasil*. <http://www.wwf.org.br/?34982/Codigo-Florestal-completa-um-ano-com-poucos-avancos>
- Bragança, D. (2013). Projeto libera mineração em parques e de quebra muda SNUC. *Reportagens, O Eco*. <https://oeco.org.br/reportagens/27801-projeto-libera-mineracao-em-parques-e-de-quebra-muda-snuc/>
- Camilo, A. R. (2012). *Distribuição potencial de onça-parda (Puma concolor) e onça-pintada (Panthera onca) no Pantanal brasileiro* [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande].
- Catto, J. B., Bianchin, I., & Torres Jr., R. A. A. (2005). Efeitos da everminação de matrizes e de bezerras lactentes em sistema de produção de bovinos de corte na região de Cerrado. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, 25(3), 188-194. <https://doi.org/10.1590/S0100-736X2005000300010>
- Cavalcanti, S. M. C. (2006). Identificação e controle de danos causados por espécies da fauna silvestre. In L. Cullen, R. Rudran & C. V. Pádua (Eds.), *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre* (pp. 203-242). Smithsonian Institution/Instituto de Pesquisas Ecológicas.



- Cavalcanti, S. M. C. (2008). *Predator-prey relationships and spatial ecology of jaguars in the southern Pantanal, Brazil: implications for conservation and management* [Tese de doutorado, Utah State University]. <https://doi.org/10.26076/dc41-1ba6>
- Cavalcanti, S. M. C. (2009). *Pantanal Jaguar Project - Northern Corridor*. Activity Report, November 2008 - January 2009. Panthera.
- Cavalcanti, S. M. C., & Gese, E. M. (2009). Spatial ecology and social interactions of jaguars (*Panthera onca*) in the Southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 90(4), 935-945. <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-188.1>
- Cavalcanti, S. M. C. (2010). *Análise crítica do programa de gestão de conflitos e do banco de dados de predação*. ICMBio/CENAP.
- Cavalcanti, S. M. C., & Gese, E. M. (2010). Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 91(3), 722-736. <http://dx.doi.org/10.1644/09-MAMM-A-171.1>
- Cavalcanti, S. M. C., Marchini, S., Zimmermann, A., Gese, E. M., & Macdonald, D. W. (2010). Jaguars, livestock and people in Brazil: reality and perceptions behind the conflict. In D. W. Macdonald & A. J. Loveridge (Eds.), *Biology and conservation of wild felids* (pp. 383-402). Oxford University Press.
- Cavalcanti, S. M. C., Crawshaw Jr., P. G., & Tortato, F. R. (2012). Use of electric fencing and associated measures as deterrents to jaguar predation on cattle in the Pantanal of Brazil. In M. J. Somers & M. W. Hayward (Ed.), *Fencing for conservation: restriction of evolutionary potential or a riposte to threatening processes?* (pp. 295-309). Springer.
- Conover, M. R. (2002). *Resolving human-wildlife conflicts: the science of wildlife damage management*. Lewis Publishers.
- Crawshaw Jr., P. G., & Quigley, H. B. (1984). *Ecologia do jaguar ou onça-pintada no Pantanal*. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal.
- Crawshaw Jr., P. G. (2002). Mortalidad inducida por humanos y la conservación de jaguares: el Pantanal y el Parque Nacional Iguazu en Brasil. In R. A. Medellín, C. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (Eds.), *Jaguars in the new millennium: A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas* (pp. 451-464). Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society.
- Crawshaw Jr., P. G., & Quigley, H. B. (2002). Hábitos alimenticios del jaguar y el puma en el Pantanal, Brasil, con implicaciones para su manejo y conservación. In R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, . . . & A. Taber (Eds.), *El jaguar en el nuevo milenio: A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the America* (pp. 223-235). Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society.
- Crawshaw Jr., P. G. (2003). Uma perspectiva sobre a depredação de animais domésticos por grandes felinos no Brasil. *Natureza & Conservação*, 1(1), 13-15.
- Crawshaw Jr., P. G., Mahler, J. K., Indrusiak, C., Cavalcanti, S. M. C., Leite, M. R. P., & Silvius, K. (2004). Ecology and conservation of jaguar (*Panthera onca*) in Iguazu National Park, Brazil. In K. M. Silvius, R. E. Bodmer & J. M. V. Fragoso (Eds.), *People in nature: wildlife conservation in South and Central America* (pp. 271-285). Columbia University Press.
- Crawshaw Jr., P. G., Tomás, W., & Lima, R. P. (2008). O cerco se fecha sobre o Pantanal. *O(eco)*. <https://oeco.org.br/colunas/20064-o-cerco-se-fecha-sobre-o-pantanal/>
- Dalponete, J. C. (2002). Dieta del jaguar y depredación de ganado en el norte del Pantanal, Brasil. In R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, . . . & A. Taber (Eds.), *El jaguar en el nuevo milenio: A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the America* (pp. 209-221). Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society.
- De La Torre, J. A., González-Maya, J. F., Zarza, H. E., Ceballos, G., & Medellín, R. A. (2017). The jaguar's spots are darker than they appear: assessing the global conservation status of the jaguar *Panthera onca*. *Oryx*, 52(2), 300-315. <https://doi.org/10.1017/S0030605316001046>
- De Paula, T. A., & Silva Neto, P. B. (2006). Criação racional de capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*). In M. A. Rotta, H. S. Luna & W. A. Weis (Eds.), *Ecoturismo no Pantanal* (pp. 107-122). EMBRAPA Pantanal.
- Desbiez, A. L. J., Bodmer, R. E., & Tomas, W. M. (2010). Mammalian densities in a neotropical wetland subject to extreme climatic events. *Biotropica*, 42(3), 372-378. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00601.x>
- Desbiez, A. L. J., Keroughlian, A., Piovezan, U., & Bodmer, R. E. (2011). Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. *Oryx*, 45(1), 78-83. <https://doi.org/10.1017/S0030605310001304>
- Dickman, A. J., Marchini, S., & Manfredo, M. (2013). The importance of the human dimension in addressing conflict with large carnivores. In D. W. Macdonald & K. J. Willis (Eds.), *Key topics in conservation biology* (vol. 2, pp. 110-126). Wiley-Blackwell.
- Duarte, J. M. B. (1996). *Guia de identificação dos cervídeos brasileiros*. FUNEP.
- Ewer, R. F. (1968). *Ethology of mammals*. Logos Press.
- Ewer, R. F. (1973). *The carnivores*. Cornell University Press.
- Farrell, L. E. (1999). *The ecology of the puma and the jaguar in the Venezuelan Llanos* [Tese de Doutorado, University of Florida].

- Fox, J., & Chundawat, R. (1988). Observations of snow leopard stalking, killing, and feeding behavior. *Mammalia*, 52(1), 137-140.
- Harris, M. B., Tomas, W., Mourão, G., Silva, C. J., Guimarães, E., Sonoda, F., & Fachim, E. (2005). Safeguarding the Pantanal wetlands: threats and conservation initiatives. *Conservation Biology*, 19(3), 714-720.
- Hayward, M. W., Hayward, G. J., Druce, D., & Kerley, G. I. H. (2008). Do fences constrain predator movements on an evolutionary scale? Home range, food intake and movement patterns of large predators reintroduced to Addo Elephant National Park, South Africa. *Biodiversity and Conservation*, 18(4), 887-904. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9452-y>
- Hoogesteijn, R., & Mondolfi, E. (1992). *The jaguar*. Armitano Publishers.
- Hoogesteijn, R., Hoogesteijn, A., & Mondolfi, E. (1993). Jaguar predation vs. conservation: cattle mortality caused by felines on three ranches in the Venezuelan Llanos. *Symposium of the Zoological Society of London*, 65, 391-407.
- Jorgenson, J. P., & Redford, K. H. (1993). Humans and big cats as predators in the Neotropics. *Symposium of the Zoological Society of London*, 65, 367-390.
- Kitchener, A. (1991). *The natural history of the wild cats*. Cornell University Press.
- Knox, J., Negrões, N., Marchini, S., Barboza, K., Guanacoma, G., Balhau, P., . . . & Gilkman, J. A. (2019). Jaguar persecution without "cowflict": insights from protected territories in the Bolivian Amazon. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 494. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00494>
- Kuran, T., & Sunstein, C. R. (1999). Availability cascades and risk regulation. *Stanford Law Review*, 51(4), 123-134. <https://doi.org/10.2307/1229439>
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Smith, M. E., Aanes, R., & Swenson, J. E. (1999). Large carnivores that kill livestock: do problem individuals exist? *Wildlife Society Bulletin*, 27(3), 698-705.
- Logan, K. A., & Sweanor, L. L. (2001). *Desert puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore*. Island Press.
- Lopez-Gonzales, C. A., & Piña, G. L. (2002). Carrion use by jaguars (*Panthera onca*) in Sonora, Mexico. *Mammalia*, 66(4), 603-605.
- Lourival, F. F. R., & Fonseca, G. A. B. (1997). Análise da sustentabilidade do modelo de caça tradicional, no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, MS. In C. V. Pádua & R. E. Bodmer (Eds.), *Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil* (pp. 123-172). Sociedade Civil Mamirauá.
- Manfredo, M. J. (2008). *Who cares about wildlife?* Springer.
- Manzatti, L. (1994). *Educação ambiental do Projeto "Carnívoros do Parque Nacional do Iguaçu"*. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza/Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.
- Manzatti, L. (1999). *Predação de animais domésticos e plantações no entorno do Parque Nacional do Iguaçu (PR) – Análise da percepção de fazendeiros e alternativas de manejo* [Dissertação de Mestrado, ESALQ/USP].
- Marchini, S. (2003). *Pantanal: opinião pública local sobre meio ambiente e desenvolvimento*. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá.
- Marchini, S. (2010). *Human dimensions of the conflicts between people and jaguars (Panthera onca) in Brazil* [Tese de doutorado, University of Oxford].
- Marchini, S., Cavalcanti, S. M. C., & de Paula, R. C. (2011). *Predadores silvestres e animais domésticos – guia prático de convivência*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- Marchini, S., & Macdonald, D. W. (2012). Predicting ranchers' intention to kill jaguars: case studies in Amazonia and Pantanal. *Biological Conservation*, 147(1), 213–221. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.002>
- Marchini, S., & Crawshaw Jr., P. G. (2015). Human–wildlife conflicts in Brazil: a fast-growing issue. *Human Dimensions of Wildlife*, 20(4), 323-328. <https://doi.org/10.1080/10871209.2015.1004145>
- Marchini, S., & Macdonald, D. W. (2018). Mind over matter: perceptions behind the impact of jaguars on human livelihoods. *Biological Conservation*, 224, 230-237. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.001>
- Marchini, S., & Macdonald, D. W. (2020). Can school children influence adults' behavior toward jaguars? Evidence of intergenerational learning in education for conservation. *Ambio*, 49, 912-925. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01230-w>
- Michalski, F., Boulhosa, R. L. P., Faria, A., & Peres, C. A. (2006). Human–wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation*, 9(2), 179-188. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00025.x>
- Mourão, G. M., Coutinho, M. E., Mauro, R. A., Tomas, W. M., & Magnusson, W. (2002). *Levantamento aéreo de espécies introduzidas no Pantanal: porcos ferais (porco monteiro), gado bovino e búfalos* (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 28). EMBRAPA Pantanal.
- Møller, A. P., & Erritzøe, J. (2014). Predator–prey interactions, flight initiation distance and brain size. *Journal of Evolutionary Biology*, 2(7), 34–42. <http://dx.doi.org/10.1111/jeb.12272>

- Noss, R. F. (1995). *Maintaining ecological integrity in representative reserve networks*. World Wildlife Fund.
- Nowak, R. M. (1999). *Walker's mammals of the world*. John Hopkins University Press.
- Nowell, K., & Jackson, P. (1996). *Wild cats: status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC Cat Specialist Group.
- Perilli, M. L. L. (2010). *Ecologia alimentar da onça-pintada (Panthera onca) na região sul do Pantanal utilizando análise de fezes – uma comparação com o método direto de rádio-telemetria GPS* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul]. http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraForm.do?select_action=&co_obra=176257
- Perilli, M. L. L., Lima, F., Rodrigues, F. H. G., & Cavalcanti, S. M. C. (2016). Can scat analysis describe the feeding habits of big cats? A case study with jaguars (*Panthera onca*) in southern Pantanal, Brazil. *PLoS ONE*, 11(3), 1-12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151814>
- Perovic, P. G. (2002). Conservación del jaguar en el noroeste de Argentina. In R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, . . . & A. Taber (Eds.), *El jaguar en el nuevo milenio: A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the America* (pp. 465-475). Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society.
- Polisar, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunquist, M., & Eisenberg J. (2003). Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, 109(2), 297-310. [http://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00157-X](http://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00157-X)
- Porfírio, G. E. O. (2009). *Ecologia alimentar da onça-pintada (Panthera onca) na sub-região do Pantanal de Miranda, MS, Brasil* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul]. <https://repositorio.ufms.br/handle/123456789/577>
- Prance, G. T., & Schaller, G. B. (1982). Preliminary study of some vegetation types of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Brittonia*, 34, 228-251. <https://doi.org/10.2307/2806383>
- Quammen, D. (2005). *Monster of God*. Random House.
- Quigley, H. B. (1987). *Ecology and conservation of the jaguar in the Pantanal region, Mato Grosso do Sul, Brazil* [Tese de Doutorado, University of Idaho].
- Rabinowitz, A. R. (1986). Jaguar predation on domestic livestock in Belize. *Wildlife Society Bulletin*, 14(2), 170-174.
- Ray, J. C., Redford, K. H., Steneck, R. S., & Berger, J. (2005). *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Island Press.
- Redpath, S. M., Young, J., Evely, A., Adams, W. M., Sutherland, W. J., Whitehouse, A., . . . & Gutierrez, R. J. (2013). Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(2), 100–109. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.021>
- Ricklefs, R. E., & Miller, G. (2000). *Ecology*. W. H. Freeman.
- Rodrigues, F. H. G., Medri, I. M., Tomas, W. M., & Mourão, G. M. (2002). *Revisão do conhecimento sobre ocorrência e distribuição de mamíferos do Pantanal*. EMBRAPA Pantanal.
- Roosevelt, T. (1914). *Through the Brazilian wilderness*. C. Scribner's Sons.
- Roskaft, E., Handel, B., Bjerke, T., & Kaltenborn, B. P. (2007). Human attitudes towards large carnivores in Norway. *Wildlife Biology*, 13, 172-185. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[172:HATLCJ\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[172:HATLCJ]2.0.CO;2)
- Sáenz, J. C., & Carrillo, E. (2002). Jaguares depredadores de ganado en Costa Rica: ¿un problema sin solución? In R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford . . . & A. Taber (Eds.), *El jaguar en el nuevo milenio: A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the America* (pp. 127-137). Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society.
- Sanderson, E. W., Redford, K. H., Chetkiewicz, C. B., Medellín, R. A., Rabinowitz, A. R., Robinson, J. G., & Taber A. B. (2002). Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology*, 16(1), 58-72. <http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00352.X>
- Schaller, G. B. (1983). Mammals and their biomass in a Brazilian ranch. *Arquivos de Zoologia*, 31(1), 1-36. <https://doi.org/10.11606/issn.2176-7793.v31i1p1-36>
- Schaller, G. B. (2012). *Tibet wild: A naturalist's journey to the roof of the world*. Island Press.
- Schaller, G. B., & Crawshaw Jr., P. G. (1980). Movement patterns of jaguar. *Biotropica*, 12(3), 161-168. <https://doi.org/10.2307/2387967>
- Scognamillo, D., Maxit, I. E., Sunquist, M., & Farrell, L. (2002). Ecologia del jaguar y el problema de la depredación sobre ganado en Hato Piñero, Venezuela. In R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, . . . & A. Taber (Eds.), *El jaguar en el nuevo milenio: A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the America* (pp. 139-150). Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society.
- Soisalo, M. K., & Cavalcanti, S. M. C. (2006). Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, 129(4), 487-496. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.023>



- Specht, L., Quadros, S. A. F., Erpen, J. G., & Rosa, A. C. M. (2012). Avaliação da sustentabilidade da pecuária de corte extensiva tradicional do Pantanal Sul-Mato-Grossense através da metodologia eMergética. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 7(3), 16-25. <https://orgprints.org/id/eprint/22788/1/12794-54109-1-PB.pdf>
- Stander, P. E. (1990). A suggested management strategy for stock-raiding lions in Namibia. *South African Journal of Wildlife Research*, 20(2), 37-43. https://hdl.handle.net/10520/AJA03794369_3323
- Stolzenberg, W. (2008). *Where the wild things were*. Bloomsbury.
- Sunquist, M. E., & Sunquist, F. C. (1989). Ecological constraints on predation by large felids. In J. L. Gittleman (Ed.), *Carnivore behavior, ecology, and evolution* (pp. 283-301). Comstock Publishing Associates.
- Swenson, J. E., & Andrén, H. (2005). A tale of two countries: large carnivore depredation and compensation schemes in Sweden and Norway. In R. Woodroffe, S. Thirgood & A. Rabinowitz (Eds.), *People and wildlife: conflict or coexistence?* (pp. 323-339). Cambridge University Press.
- Tortato, F. R., Layme, V. M. G., Crawshaw Jr., P. G., & Izzo, T. J. (2015). The impact of herd composition and foraging area on livestock predation by big cats in the Pantanal of Brazil. *Animal Conservation*, 18(6), 539-547. <https://doi.org/10.1111/acv.12207>
- Tortato, F. R., Izzo, T. J., Hoogesteijn, R., & Peres, C. A. (2017). The numbers of the beast: Valuation of jaguar (*Panthera onca*) tourism and cattle depredation in the Brazilian Pantanal. *Global Ecology and Conservation*, 11, 106-114. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.05.003>
- Tortato, F. R., & Izzo, T. J. (2017). Advances and barriers to the development of jaguar-tourism in the Brazilian Pantanal. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15, 61-63. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.02.003>

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

S. M. C. Cavalcanti contribuiu com conceituação, investigação, escrita do rascunho original, revisão e edição de versões recentes do manuscrito; P. G. Crawshaw Jr. com conceituação, investigação e escrita do rascunho original; e S. Marchini com conceituação, investigação, escrita do rascunho original, revisão e edição de versões recentes do manuscrito.

O porco-monteiro do Pantanal The feral pig of the Pantanal

Felipe Pedrosa^I  | Alexine Keuroghlian^{II, III, IV}  | Luiz Gustavo Rodrigues Oliveira-Santos^V  |

Arnaud Léonard Jean Desbiez^{VI, VII, VIII, IX, X} 

^IMão na Mata – Manejo e Soluções Ambientais. São Paulo, São Paulo, Brasil

^{II}Projeto Queixada. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

^{III}International Union for Conservation of Nature, Peccary Specialist Group. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

^{IV}Instituto Pró-Tapir. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

^VUniversidade Federal do Mato Grosso do Sul. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

^{VI}Instituto de Conservação de Animais Silvestres. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

^{VII}Royal Zoological Society of Scotland. Edinburgh, Reino Unido

^{VIII}Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade. Nazaré, São Paulo, Brasil

^{IX}Programa de Conservação do Tatu-Canastra. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

^XProjeto Bandeiras e Rodovias. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

Resumo: O porco-monteiro do Pantanal é uma espécie icônica. Introduzido nesta área pelos primeiros colonizadores da região, tornou-se asselvajado a partir do fim do século 19. Desde então, ampliou gradativamente suas distribuição e abundância, ocupando hoje praticamente todo o Pantanal. Ao longo desses mais de 120 anos de ocupação pantaneira, o porco-monteiro vem demonstrando diversos papéis e impactos ecológicos e socioambientais. Se, por um lado, eles funcionam como presas para a onça-pintada, são frugívoros e dispersores de sementes, aliviam a pressão de caça sobre espécies nativas e são uma importante fonte de proteína animal ao povo pantaneiro, por outro lado, competem com a fauna nativa por recursos alimentares, são reservatórios de doenças de importância econômica e humana, destroem plantações de subsistência e predam bezerras e cordeiros das fazendas.

Palavras-chave: Caça. Espécie exótica invasora. Manejo de fauna. *Sus scrofa*.

Abstract: The feral pig of the Pantanal is an iconic species. Introduced into the wetlands by the region's first settlers, it became feral from the end of the 19th century. Since then, it has gradually expanded its distribution and abundance, currently occupying practically the entire Pantanal. Throughout the more than 120 years of Pantanal occupation, the porco-monteiro has demonstrated several ecological and socio-environmental roles and impacts. On the one hand, they function as prey for the jaguar, are frugivores and seed dispersers, relieve the hunting pressure on native species, and are an important source of animal protein to the Pantanal people. On the other hand, the feral pig competes with the native fauna for food resources, are reservoirs of diseases of economic and human importance, destroy subsistence plantations and prey on calves and lambs from farms.

Keywords: Hunting. Invasive species. Wildlife management. *Sus scrofa*.

Pedrosa, F., Keuroghlian, A., Oliveira-Santos, L. G. R., & Desbiez, A. L. J. (2021). O porco-monteiro do Pantanal. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 16(3), 335-349. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i3.808>

Autor para correspondência: Felipe Pedrosa. Avenida Escola Politécnica s/n, IPEN-CIETEC, sala 272, Rio Pequeno. São Paulo, SP, Brasil. CEP 05350-000 (fpedrosa@maonamata.com.br).

Recebido em dez. 2020

Aprovado em out. 2021

Responsabilidade editorial: Carolina Carvalho Cheida



OS PORCOS NO MUNDO

Assim como todos os mamíferos da família Suidae, os porcos da espécie *Sus scrofa* não são nativos da América do Sul (Melletti & Meijaard, 2017). Os porcos-do-mato nativos das Américas (cateto – *Dicotyles tajacu* –, queixada – *Tayassu pecari* – e tagua – *Catagonus wagneri*) são da família Tayassuidae, e sua relação evolutiva com os Suidae remonta a 35 milhões de anos, quando compartilharam um ancestral comum (Randi et al., 1996). Portanto, apesar de os porcos-do-mato também serem considerados suíformes, apenas *S. scrofa* pode ser chamado de suídeo (Groves & Grubb, 2011).

Talvez os representantes mais emblemáticos dos suídeos sejam os porcos domésticos e os javalis. Os porcos domésticos que conhecemos hoje tiveram origem na domesticação de javalis europeus e asiáticos ocorrida entre 11 e 8 mil anos atrás (Larson et al., 2005). Trata-se de um dos poucos exemplos de espécie animal domesticada pelo homem que ainda possui ancestral selvagem amplamente distribuído na natureza. O mais interessante é que tanto javalis euroasiáticos selvagens quanto porcos domésticos pertencem à mesma espécie, *S. scrofa*, ou seja, não há barreira reprodutiva entre eles e o cruzamento gera descendentes férteis (Gimenez et al., 2003).

Desde o início de sua domesticação, porcos domésticos, javalis e descendentes do cruzamento dos dois vêm sendo introduzidos em toda parte do mundo, seja para criação, seja para soltura na natureza com fins de caça. Por serem animais que se alimentam de praticamente qualquer coisa e que naturalmente ocorrem em ambientes climáticos diversos, bastam poucos exemplares para que sejam formadas rapidamente populações numerosas (Bieber & Ruf, 2005; Lewis et al., 2017; Tabak et al., 2018). Porcos domésticos criados parcialmente soltos em boa parte do mundo eventualmente escapam e passam a viver por conta própria na natureza, voltando ao estado selvagem, sendo, nesse caso, nomeado como porco asselvajado (ou feral). Esse é exatamente o caso do porco-monteiro que habita o Pantanal (Figura 1).



Figura 1. Fêmea de porco-monteiro no Pantanal. Foto: Arnaud Desbiez (2003).

Figure 1. Female offeral pig in Pantanal. Photo: Arnaud Desbiez (2003).

Muitos estudos relatam as consequências negativas, tanto ecológicas quanto socioeconômicas, das invasões dos porcos ferais. Eles são tidos como causadores da diminuição da biodiversidade e da extinção local de outras espécies, podendo competir com os animais silvestres (Alexiou, 1983; Campbell & Rudge, 1984; Challies, 1975; Cushman et al., 2004; de Nevers & Goatcher, 1990; Drake, 2001; Engeman et al., 2004; Hone, 2002; Ickes et al., 2005; Kotaten, 1995; Lacki & Lancia, 1986; Mayer et al., 2000; Roemer et al., 2002; Rollins & Carroll, 2001; Sierra, 2001; Tisdell, 1984; Wilson et al., 2006; Hegel et al., 2019). Além disso, suídeos asselvajados são, geralmente, uma praga para a agropecuária, causando prejuízos pela destruição de culturas agrícolas, danos à infraestrutura, degradação da terra e predação de bezerros e cordeiros recém-nascidos (Choquenot et al., 1997; Engeman et al., 2004; Geisser & Reyer, 2004; Hone, 1980, 2002; Mayer et al., 2000; O'Brien, 1987; Zivin et al., 2000; Bengsen et al., 2014; Cervo & Guadagnin, 2020; Pedrosa et al., 2021).

Finalmente, esses animais também são considerados reservatórios de doenças infecciosas de importância econômica e para saúde humana (zoonoses), como brucelose, leptospirose, toxoplasmose e febre aftosa (Corner, 2006; Doran & Laffan, 2005; Hahn et al., 1997; Hampton et al., 2006; Herrera et al., 2005; Pech & Hone, 1988; Pech & Mcllroy, 1990; Ruiz-Fons et al., 2007, 2017;

Maciel et al., 2017; Trevisol et al., 2017; Machado et al., 2019, 2021; Kmetiuk et al., 2019, 2020a, 2020b, 2021). Por estas razões, a maioria da literatura sobre populações de porcos ferais discute e sugere métodos de controle e erradicação (Anderson & Stone, 1993; Choquenot & McIlroy, 1996; Coblenz & Baber, 1987; Cruz et al., 2005; Eason et al., 1999; Finlayson et al., 1997; Hone, 1983, 2006; Hone & Stone, 1988; McIlroy & Saillard, 1989; O'Brien, 1987; Saunders & Bryant, 1988; Zivin et al., 2000; Massei et al., 2011, 2015; C. Rosa et al., 2018).

O PORCO-MONTEIRO DO PANTANAL: DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIA, ECOLOGIA E COMPORTAMENTO

O porco-monteiro foi introduzido no Pantanal há cerca de 200 anos. Considera-se que porcos domésticos se asselvajaram (retornaram ao estado selvagem, tornaram-se ferais) durante a Guerra do Paraguai (1865-1870), quando fazendas no Pantanal foram devastadas e abandonadas, e os animais escaparam e tiveram que viver por conta própria. Atualmente, ele está amplamente distribuído nas diferentes paisagens do Pantanal (Mourão et al., 2002). Na região média inferior do rio Negro do Pantanal Sul, a média do peso corporal e do comprimento para machos adultos da espécie foi de $60,6 \pm 17,4$ kg e $134,9 \pm 10,6$ cm ($N = 17$) e para fêmeas adultas foi de $42,4 \text{ kg} \pm 15,0$ e $119,5 \text{ cm} \pm 14,8$ ($N = 15$). Na região da Nhecolândia, a média do peso para machos adultos foi de 64,2 kg (amplitude = 44-120, $N = 26$) e para fêmeas adultas foi de 53,8 kg (amplitude = 42-80, $N = 24$). Os javalis e javaporcos que invadiram as partes Sul e Sudeste do Brasil e, mais recentemente, o estado de Mato Grosso do Sul e Mato Grosso (Pedrosa et al., 2015; C. Rosa et al., 2017; Cervo & Guadagnin, 2020) pesam em média 89 ± 31 kg ($n = 71$, F. Pedrosa, dados não publicados). Além do Pantanal, há evidências de sua presença em outros locais dentro dos estados de Mato Grosso – Cáceres (Lagoa Uberaba) – e Mato Grosso do Sul – Dourados, Deodápolis, Glória de Dourados, Ivinhema, Jardim, Miranda, Naviraí, Rio Verde de Mato Grosso, Aquidauana, Pantanal

do Rio Negro e Corumbá (Pantanal da Nhecolândia e do Paiaguás; Pereira das Neves, 2007). O cruzamento entre o porco-monteiro e o javali tem sido documentado na região média do rio Negro, sendo regionalmente chamado de 'javonteiro' (javali + porco-monteiro; G. Rosa et al., 2000). As informações apresentadas e discutidas adiante derivam do que se conhece do porco-monteiro, sendo necessário cautela para se fazer qualquer aplicação ao javali europeu.

O porco-monteiro é um mamífero social encontrado geralmente em grupos cujo tamanho pode variar de dois a 50 indivíduos, mas eles são normalmente observados em grupos de cinco a 15 indivíduos. Um grupo é comumente composto por várias fêmeas e leitões de diversas idades e por um ou mais machos adultos. Machos podem ser encontrados tanto como animais solitários como dentro de grupos, enquanto as fêmeas são geralmente encontradas em grupos. Não está claro se há fidelidade dos indivíduos aos grupos e se grupos menores se juntam formando agrupamentos maiores (sistema social de fusão e fissão). O que se sabe é que leitões mamam em qualquer fêmea adulta, sendo difícil estimar o tamanho da prole correspondente a cada fêmea por observação direta. Uma fêmea pode dar à luz a até 12 leitões e ter em média 6,4 leitões por ninhada (Desbiez et al., 2009a). Porcas selvagens adultas podem ter até duas ninhadas por ano (Desbiez et al., 2009a). Leitões são extremamente dependentes da mãe, por isso as fêmeas são vistas frequentemente construindo ninhos de vegetação, usando folhas da palmeira acuri (*Attalea phalerata*) ou capim alto, onde os leitões são escondidos até estarem fortes o suficiente para seguirem sua mãe. Fêmeas podem aproveitar oportunisticamente estruturas esporádicas para utilizarem como ninhos, como árvores caídas que, quando ficam enroscadas com a vegetação de sub-bosque, formam abrigos naturais. Ao contrário dos pecarídeos e dos porcos domésticos, fêmeas de porco-monteiro são raramente observadas respondendo ao chamado de agonia do leitão (A. Desbiez, comunicação pessoal, 2019). Quando perturbadas, normalmente fogem, deixando os leitões para se defenderem sozinhos. Leitões perdidos são comumente avistados e podem acabar se juntando a outra fêmea.

Estima-se que existam cerca de dez mil grupos de porcos-monteiros em todo o Pantanal, com as maiores densidades populacionais da espécie encontradas nas planícies aluviais da Nhecolândia (Mourão et al., 2002). Nesta região do Pantanal, densidades de porcos-monteiros são maiores em paisagens de vazante ($11,0 \pm 5,29$ indivíduos/km²) do que em paisagens florestais ($1,5 \pm 0,50$ indivíduos/km², Desbiez et al., 2010). Nesta mesma região, o porco-monteiro parece não selecionar de maneira significativa nenhum habitat particular (Desbiez et al., 2009b). No entanto, informações com GPS-telemetria suportam uma forte seleção por habitats florestais e corpos d'água durante as horas mais quentes do dia, enquanto áreas de campo são evitadas de dia e utilizadas no período noturno, de acordo com sua disponibilidade (Oliveira-Santos et al., 2016). O porco-monteiro (e outros suídeos) não possui glândulas sudoríparas e depende da proximidade com corpos d'água, onde exerce comportamento de termorregulação para manter o equilíbrio térmico favorável em ambientes quentes (Baber & Coblenz, 1986; Barrett, 1978; Choquenot & Ruscoe, 2003; Dexter, 1998; Ilse & Hellgren, 1995). No Pantanal, o porco-monteiro é encontrado chafurdando em torno de pequenas lagoas e pântanos. Eles têm necessidade fisiológica de beber água diariamente e não são tão eficientes quanto as queixadas na conservação da água, através da concentração da urina (Gabor et al., 1997; Zervanos & Naveh, 1988). Por isso, a atividade circadiana é concentrada no crepúsculo e à noite, com baixa movimentação próximo ao meio dia, tornando-se ainda mais noturnos na estação mais seca e quente do ano (Oliveira-Santos et al., 2013; Galetti et al., 2015).

A área de vida do porco-monteiro parece variar entre machos e fêmeas. Na região média inferior do rio Negro do Pantanal Sul, o tamanho da área de vida média usando 100% de polígono mínimo convexo (PMC) foi de 1.432 ha para machos e de 610 ha para fêmeas. No entanto, no Pantanal da Nhecolândia, Oliveira-Santos et al. (2016) não detectaram diferenças entre áreas de vida de machos (média = 311 ha, amplitude = 50-908 ha, N = 13)

e fêmeas (média = 220 ha, amplitude = 100-325, N = 13), também monitorados com GPS-telemetria, embora apenas os machos apresentaram áreas de vida acima de 400 ha. Existe alta sobreposição das áreas de vida dos indivíduos com uma fidelidade temporária ao local e um possível comportamento indicativo de memória espacial para localizar fontes abundantes de recursos apropriados, lugares para um parto seguro e porcas reprodutivas (Oliveira-Santos et al., 2016). Fêmeas permanecem em pequenas áreas durante os períodos de parto ou até que os leitões possam andar, por volta de 2-3 semanas aproximadamente. Mesmo indivíduos monitorados em regimes de coleta de pontos a cada hora durante 16 meses e que passaram pela maior seca das últimas décadas mantiveram a sua área de vida sem alterações (Oliveira-Santos et al., 2016).

As populações de porco-monteiro apresentam normalmente altos índices de crescimento populacional. Em condições favoráveis, essas populações podem dobrar a cada ano. A taxa populacional de crescimento intrínscico determinístico foi estimada em 0,495 e a taxa estocástica em 0,423 (Desbiez et al., 2009a). Isso representa uma taxa de crescimento potencial anual próxima a 50%, com tempo de geração de 2,66 anos para fêmeas e de 3,44 anos para os machos (Desbiez et al., 2009a). A taxa de mortalidade do porco-monteiro adulto, numa área sob pressão de caça tradicional, foi estimada em 15% ao ano para machos e 13% para fêmeas, com uma expectativa de vida de 7-8 anos de idade (Desbiez & Keuroghlian, 2009a).

A natureza altamente sazonal do Pantanal é considerada um fator regulador das populações de porco-monteiro (Cordeiro et al., 2018), uma vez que distúrbios naturais atingem principalmente os parâmetros mais sensíveis de história de vida dos animais (sobrevivência juvenil e reprodução das fêmeas; Desbiez et al., 2009a). A taxa de mortalidade de indivíduos com idade entre 0-1 ano é em torno de 80% (Desbiez et al., 2009a). Durante a estação seca, o porco-monteiro está visivelmente mais magro, com diminuição de sua população durante as secas severas

(A. Desbiez, comunicação pessoal). No entanto, acredita-se que a pecuária ofereça um efeito tampão para as flutuações ambientais do porco-monteiro, uma vez que fornece pontos de água artificial e carcaças de gado, que lhes servem de alimento (Figura 2; Cordeiro et al., 2018).

O porco-monteiro é onívoro, ou seja, possui dieta diversificada, explorando os recursos alimentares de maneira oportunista, de acordo com a disponibilidade ofertada nas diferentes estações do ano (Desbiez, 2007; Keuroghlian et al., 2009). Eles são fermentadores monogástricos por possuírem estômago simples, onde a fermentação microbiana ocorre principalmente no intestino grosso (Reece, 1990; Stevens, 1988). Em estudo feito na Nhecolândia, na estação seca os principais itens consumidos pelo porco-monteiro foram raízes (40,4%) e folhas (21,4%), enquanto na estação chuvosa os frutos foram o item mais consumido (55,1%, Desbiez et al., 2009c). O porco-monteiro foi altamente frugívoro, cujo fruto do acuri (*A. phalerata*) apresenta grande importância na dieta desta espécie, que é a segunda principal consumidora dessa fruta (Desbiez, 2007). Cascas de ovos, conchas de caracol, ossos de peixes e ossos de pequenos roedores também foram encontrados em suas fezes. Como análises de dieta são geralmente baseadas em amostras de fezes, a quantidade de proteína animal consumida pelo porco-monteiro pode estar subestimada. Ele também é frequentemente observado consumindo minhocas e invertebrados na beira de lagoas.



Figura 2. Porco-monteiro se alimentando de carcaça bovina no Pantanal. Foto: Arnaud Desbiez (2003).

Figure 2. Feral pig feeding on bovine carcass in the Pantanal. Photo: Arnaud Desbiez (2003).

IMPACTOS ECOLÓGICOS DO PORCO-MONTEIRO

Considera-se que porcos-monteiros possam competir com queixadas e catetos. No entanto, estudos sobre a separação de nichos entre as três espécies revelaram que a sobreposição no uso dos recursos alimentares e no uso do habitat entre o porco-monteiro e os pecarídeos foi menor do que o esperado (Desbiez et al., 2009c; Oliveira-Santos et al., 2011), provavelmente devido às densidades de porcos-monteiros na área de estudo serem menores do que a de catetos e queixadas (Desbiez et al., 2010). Embora existam evidências de que não há interferência espaço-temporal da presença de porcos-monteiros sobre a ocupação de áreas por catetos e queixadas (Oliveira-Santos et al., 2011), outro trabalho mostrou que eles mudam o período de atividade dos pecarídeos nativos quando visitam as mesmas fruteiras para se alimentar (Galetti et al., 2015). Ambos os trabalhos (Oliveira-Santos et al., 2011; Galetti et al., 2015) mostraram que a sobreposição do nicho (alimentar ou espaço-temporal) é maior entre os pecarídeos do que entre pecarídeos e porco-monteiro. Diferenças na morfologia e no comportamento também indicam possíveis mecanismos de separação de nicho entre as espécies (Desbiez & Keuroghlian, 2009b; Sicuro & Oliveira, 2002). Esses resultados conjuntos indicam que, atualmente, o porco-monteiro não parece ser uma ameaça direta para os pecarídeos nativos na região pantaneira.

Todavia, o porco-monteiro pode impactar outras comunidades da vida silvestre, apesar dessa relação não ser muito bem compreendida ainda. Tem sido demonstrado que indivíduos dessa espécie predam ovos de aves (Desbiez et al., 2009c) e de répteis (Campos, 1993) que nidificam no chão. Além disso, sugere-se que eles podem alterar as comunidades vegetais através de suas atividades de escavação (Desbiez et al., 2009c). A morfologia do crânio do porco-monteiro está associada ao desempenho eficaz de escavação do solo. A evidência de fuçadas é a principal característica da presença da espécie em uma área (Figura 3). Essa evidência tem também sido usada como uma ferramenta de pesquisa para estimar a abundância

relativa de porcos asselvajados na Austrália (Hone, 1988a, 1988b). O porco-monteiro fuça geralmente nas margens de lagoas temporárias e permanentes. Peões no Pantanal reclamam que o porco-monteiro, em altas densidades, pode destruir grandes áreas de pastagem (Desbiez, 2007). Ervas daninhas invasoras crescem em áreas impactadas pelas fuçadas dos porcos-monteiros, ao invés das gramíneas mais palatáveis com as quais o gado e outros herbívoros se alimentam. As fuçadas dos suídeos asselvajados podem se tornar tão frequentes e intensas que, muitas vezes, têm sido associadas à degradação ambiental e até mesmo à perda da biodiversidade (Arrington et al., 1999; Engeman et al., 2007; Gallo Orsi et al., 1995; Groot Bruinderink & Hazebroek, 1996; Lacki, 1984; Lacki & Lancia, 1986; O'Brien, 1987; Sierra, 2001; Singer et al., 1984; Welander, 2000; Barrios-Garcia & Ballari, 2012).

Porcos-monteiros no Pantanal podem agir como reservatórios de doenças (Freitas et al., 2004; Herrera et al., 2008; Paes et al., 2008). Das 165 amostras testadas para a doença de Aujesky, no Pantanal Sul, utilizando o teste ELISA, 36,5% eram soropositivas, e 70,6% das positivas eram compostas por fêmeas (Paes et al., 2008). Especificamente na região média inferior do rio Negro (fazenda Rio Negro), 17 amostras de porcos-monteiros foram analisadas e 70% delas foram positivas para pseudoraiva. Além disso, 23,5% destas amostras foram testadas como positivas para *Trypanosoma evansi*. Infecções por *T. cruzi* foram encontradas em 28,5% das amostras e curiosamente nunca foram encontradas nas queixadas nativas (Freitas et al., 2004). Além disso, morcegos-vampiros, importantes reservatórios de doenças como a raiva, alimentam-se com frequência de porcos-monteiros (Galetti et al., 2016). Essa interação parasitária entre o morcego e o porco tem o potencial de aumentar as populações de morcego e, com isso, favorecer a transmissão de raiva para a fauna silvestre.

Em contraponto aos impactos negativos, o porco-monteiro pode desempenhar um papel ecológico insuspeito e atuar como dispersor de sementes. A flora pantaneira é muito rica em plantas com frutos carnosos e essas plantas



Figura 3. Fuçada de porco-monteiro no campo. A evidência de fuçadas é a principal característica da presença da espécie em uma área. Foto: Arnaud Desbiez (2003).

Figure 3. Feral pig digging in the field. Evidence of rooting is the main indicator of the presence of the species in an area. Photo: Arnaud Desbiez (2003).

são especialmente dependentes de animais para o transporte e a dispersão de suas sementes para poder promover a regeneração (Donatti et al., 2007). Muitos dos frutos do Pantanal são componentes frequentes na dieta dos porcos-monteiros, e ao consumi-los engolem também suas semente (processo chamado de endozoocoria). Algumas sementes acabam destruídas por esmagamento, como o tarumã (*Vitex cymosa*) e a canjiqueira (*Byrsonima orbignyana*), mas muitas outras são engolidas intactas e permanecem viáveis após a passagem pelo trato digestivo (Desbiez et al., 2009c; Donatti et al., 2007, 2011). Tem-se registro de que pelo menos 15 espécies de plantas são beneficiadas pelos serviços de dispersão fornecidos pelos porcos-monteiros, entre elas plantas com sementes grandes, como o acuri (*A. phalerata*), a bocaiuva (*Acrocomia aculeata*) e o cumbaru (*Dipteryx alata*) (Desbiez et al., 2009c; Donatti et al., 2007, 2011). A dispersão por endozoocoria é um processo ecológico muito importante, pois, ao ser dispersada longe da planta-mãe, a semente tem maiores chances de escapar de inimigos naturais, como insetos e roedores predadores de sementes (Janzen, 1970; Comita et al., 2014). Além disso, endozoocoria promove maior fluxo gênico das populações

e aumenta a chance de colonização de novos habitats pelas plantas (Giombini et al., 2016). Todavia, tem sido demonstrado que o porco-monteiro no Pantanal preda de forma sinificativa palmeiras acuri (*A. phalerata*) na sua fase inicial de crescimento, durante a estação seca (Desbiez et al., 2009d). Ele foi observado escavando jovens palmeiras em poucos minutos, deixando para trás buracos que podem ter mais de 50 centímetros de profundidade.

O porco-monteiro é também parte integrante da estrutura trófica das comunidades do Pantanal. Ele é importante presa para predadores da cadeia alimentar, como a onça-pintada. Tem sido demonstrado que onças pintadas alimentam-se sistematicamente de porcos-monteiros, podendo representar cerca de 4% da dieta desse grande felino (Cavalcanti & Gese, 2010; Crawshaw & Quigley, 2002). Além disso, acredita-se que porcos-monteiros podem servir de alimento também para aves carniceiras, como os urubus.

Outro resultado interessante da presença do porco-monteiro no Pantanal é que ele atua efetivamente como uma espécie substituta para a caça de animais nativos da região (Desbiez et al., 2011). Uma pesquisa exploratória que incluiu entrevistas semiestruturadas, coleta e análise básica do desgaste dentário de crânios e registros de caça, que mostraram que os porcos-monteiros são atualmente o alvo principal da caça pelos habitantes da região central do Pantanal (Desbiez et al., 2011). Portanto, a caça ao porco-monteiro vem atuando efetivamente como um escudo para animais silvestres nativos da região.

IMPACTOS SOCIOECONÔMICOS

Porcos-monteiros fornecem uma fonte constante, culturalmente aceitável, prontamente disponível e gratuita de carne e óleo para fazendas distantes dos centros urbanos (Desbiez et al., 2011), por isso suas carne e a gordura são uma parte importante e apreciada da dieta e da economia das pessoas que vivem no Pantanal. Os caçadores selecionam o porco-monteiro que caçam, e corpulência é o principal critério de seleção: os animais

mais gordos são procurados. Grandes machos castrados ou 'capados' são altamente valorizados, pela sua carne e, especialmente, pela sua gordura. Uma vez que o animal é esfolado, a gordura é cuidadosamente removida da carcaça. A gordura é frita e usada como óleo de cozinha. Um capado gordo pode render entre 20 a 30 litros de gordura. Em muitas fazendas, utiliza-se apenas a gordura do porco-monteiro como óleo de cozinha. Pouquíssimas fazendas usam óleo comprado na cidade de forma regular. Além disso, em fazendas sem eletricidade, a gordura do porco-monteiro também é utilizada para armazenar carne. A carne costumeiramente é compartilhada de imediato e consumida fresca ou transformada em linguiça. Carne frita pode ser preservada por vários meses, quando mantida em gordura de porco em um recipiente de alumínio.

A carne do porco-monteiro é uma alternativa bem-vinda em relação à carne de vaca, especialmente quando esta última não está disponível. Como em muitas fazendas não há eletricidade e, portanto, não há freezers ou geladeiras, as pessoas comem principalmente carne seca de origem bovina. No entanto, quando chove, as vacas não são abatidas enquanto não for possível fazer a carne seca, razão pela qual a carne do porco-monteiro é consumida até poder se matar uma vaca. Em 95% das fazendas visitadas por Desbiez et al. (2011), a carne deste suíno foi consumida pelo menos uma vez por mês. O porco-monteiro pode ser considerado como uma fonte de 'segurança alimentar' para momentos em que outras carnes não estão disponíveis. Ela é consumida frequentemente durante churrascos e em feriados especiais ou festividades regionais locais, bem como aos domingos. No Pantanal, o porco-monteiro tornou-se parte tradicional da dieta.

Um dos aspectos mais marcantes dessa atividade tradicional de caça é o abate de porcos-monteiros machos gordos previamente castrados. Rotineiramente, machos jovens são capturados, castrados, marcados e, em seguida, soltos. Os machos castrados depois cicatrizam seu saco escrotal, ganham peso aceleradamente e são abatidos vários meses mais tarde. Caçadores estimam

que demore pelo menos de seis a dez meses para o animal cicatrizar e engordar. Por outro lado, desconfia-se que exista alta mortalidade desses indivíduos após a castração, a qual é feita sem nenhuma anestesia, assepsia ou acompanhamento após o procedimento. A marcação do macho recentemente castrado implica cortar fora seu rabo e fazer uma incisão de forma reconhecível na orelha esquerda, direita ou em ambas. O entalhe da orelha identifica o caçador ou a fazenda à qual pertence o caçador. Mesmo que o porco seja marcado, isso não implica propriedade. Caçadores podem matar qualquer porco castrado que encontrarem. Um porco-monteiro castrado é chamado de 'capado'. Um capado gordo é o alvo principal de todas as expedições de caça. Se eles não conseguem encontrar um capado, então uma fêmea é abatida. Muitos caçadores alegam ter cuidado para não matarem fêmeas prenhes. Apesar de machos castrados serem mais selecionados do que machos não castrados, e fêmeas não prenhes serem mais selecionadas do que fêmeas prenhes, não se observa diferença entre o número de machos e fêmeas abatidos pelos caçadores (Desbiez et al., 2011). Machos não castrados são muitas vezes abatidos, mas a sua carne, de sabor forte, é geralmente utilizada como alimento para os cães.

Usualmente, a caça é feita a cavalo, com cães, usando-se um laço e uma faca ou uma arma de fogo. O uso de arma de fogo depende da propriedade, bem como da área da caçada e da dificuldade da caça. Nas planícies alagadas abertas, animais podem ser laçados e, em seguida, abatidos com uso de facas. Nas áreas florestais fechadas, o porco-monteiro é geralmente baleado. Os cães são extremamente úteis para a caçada de porcos-monteiros. Em áreas fechadas, eles encontram e expulsam grupos de porcos-monteiros para facilitar a captura pelo caçador. A captura e a castração dos machos podem ocorrer a qualquer momento do manejo diário do gado na fazenda. A caça exige o transporte do animal de volta para o rancho e, por isso, em geral é feita durante o tempo livre do peão da fazenda. Uma vez morto, um grande 'capado' requer duas pessoas

para transportá-lo de volta. A cabeça e os pés são cortados e abandonados no local de caça. Depois de livrar o animal dos seus órgãos internos, ele é cortado longitudinalmente ao longo da vértebra, de modo que cada metade possa ser transportada nas costas de um cavalo. Devido às dificuldades do transporte, a caça durante a semana ocorre normalmente quando os peões estão voltando para a fazenda. Se um porco gordo é encontrado durante o trabalho, ele pode ser amarrado e morto no final do dia para que seja transportado durante o retorno à fazenda. Caçadores também podem ter atividades durante a semana especificamente se a carne e/ou a gordura estão faltando na fazenda ou se está chovendo os impossibilitando de matar uma vaca. Muitos caçadores também desfrutam de caça durante seu tempo livre no final da semana.

Com base em entrevistas semiestruturadas com 71 fazendas no centro do Pantanal, estima-se que dois a três porcos-monteiros são mortos em média por mês em cada fazenda (Desbiez et al., 2011). Taxas de abate são altamente variáveis entre fazendas. Elas variam entre as estações do ano e as necessidades de cada fazenda. A caça ocorre quando a carne é necessária, mas a castração de porcos-monteiros se faz em qualquer ocasião. Em um dos registros, um caçador relatou que, no período de 15 meses, capturou e castrou 38 porcos e matou apenas seis castrados.

A caça do porco-monteiro e sua castração são atividades tradicionais altamente valorizadas. As habilidades de caça, a frequência do abate, o número de machos castrados e o tamanho do animal caçado são conquistas muito consideradas na comunidade. Um bom caçador será admirado. A caça é considerada uma atividade social importante e, geralmente, envolve dois ou mais caçadores. A carne da caça é sempre compartilhada dentro da fazenda e a partilha dela fortalece laços e amizade entre as pessoas e as famílias.

Entre os impactos positivos do porco-monteiro, pode-se mencionar: fonte de carne e gordura, dando segurança alimentar ao povo pantaneiro; atividades de caça e castração fortalecem laços sociais; a espécie oferece 'limpeza dos campos', pelo consumo de carcaças de animais mortos; age na dispersão de sementes de plantas; serve de presa



para onça-pintada e de fonte de alimento para aves carniceiras; alivia a pressão de caça sobre outras espécies.

Já entre os impactos negativos dessa espécie, é possível elencar: desenraizamento dos campos e destruição da pastagem, particularmente em torno das lagoas; os espécimes são destruidores de hortas das fazendas; fazem predação de bezerros e cordeiros recém-nascidos; funcionam como reservatórios potenciais de doenças de importância econômica e humana; são presas para morcego-vampiro; atuam na competição por recursos com espécies nativas.

SUSTENTABILIDADE SOCIOAMBIENTAL DO PORCO-MONTEIRO NO PANTANAL

O manejo e o uso do porco-monteiro são exemplos interessantes de recursos comumente gerenciados que estão sendo explorados de forma sustentável (Tisdell, 1984; Weeks & Packard, 2009). As taxas de caça em muitas áreas dos trópicos são insustentavelmente altas (Fa et al., 2005; Milner-Gulland et al., 2003; Robinson & Redford, 1991). Hardin (1968) descreveu a 'tragédia das áreas comunais' (*tragedy of the commons*) como um caso em que os indivíduos ganham benefícios, mas ao custo da diminuição do recurso total. Na ausência de mecanismos avançados de policiamento ou de negociação, a previsão é que o recurso deva ser continuamente reduzido até desaparecer completamente. A caça de animais silvestres, especialmente quando ocorre comercialização, torna-se muitas vezes um caso de 'tragédia das áreas comunais'. A caça do porco-monteiro e seu manejo apresentam uma interessante situação antagônica. Os caçadores manejam e investem tempo e esforço em um recurso do qual eles não podem se beneficiar imediatamente. Os caçadores capturam, marcam e castram porcos sabendo que outros caçadores podem abater o porco no futuro, quando ele tiver engordado. Enquanto o gado sob seus cuidados pertence ao proprietário da fazenda, os trabalhadores rurais têm um sentimento de propriedade em relação ao porco-monteiro, que eles podem manejar como quiserem.

Eles não parecem incomodados com o fato de castrar animais que seus vizinhos podem caçar mais tarde. Em certo sentido, o manejo do porco-monteiro é feito para todos os trabalhadores rurais por todos os trabalhadores rurais. Como a maioria dos homens na região se envolve nesta prática tradicional, os machos castrados estão sempre disponíveis. Com base nisso, o manejo e a caça do porco-monteiro certamente não seguem a hipótese da 'tragédia das áreas comunais'.

As taxas de caça tradicional no Pantanal foram medidas através de diferentes tipos de modelo e sempre foram consideradas sustentáveis (Desbiez, 2007; Lourival, 1993). Na realidade, foi calculado que, apenas quando as taxas de abate atingem níveis anuais superiores a 35% da população, as taxas de crescimento se tornaram negativas e o tamanho da população diminuiu (Desbiez, 2007). Atualmente, o manejo tradicional e as práticas de caça do porco-monteiro não têm impacto relevante sobre o crescimento populacional da espécie (Desbiez et al., 2009a). No entanto, acredita-se que as práticas tradicionais de caça possam controlar as populações da espécie, pois afetam a sobrevivência juvenil. A caça geralmente é feita a cavalo com vários cães e, durante a perseguição, o grupo de porcos-monteiros é disperso, sendo que os leitões se separam do resto do grupo, deixando-os vulneráveis à predação e propensos a sofrerem de desidratação ou a morrerem de fome. Dessa forma, acredita-se que a sobrevivência do leitão diminui por causa desses eventos de perseguição durante as caçadas. A diminuição na sobrevivência dos jovens reduz a taxa de crescimento populacional e pode explicar porque a caça é vista como reguladora das populações de porcos-monteiros no Pantanal. Portanto, não é apenas a taxa de abate que controla os níveis de população, mas sim o método da caça.

O porco-monteiro é muito valorizado pelo povo pantaneiro. A maioria das pessoas que vive no Pantanal acredita que ele sempre esteve presente no Pantanal e bem poucos indivíduos sabem que é uma espécie introduzida. As pessoas têm, em geral, uma visão positiva acerca dele,

embora seja reconhecido que o impacto negativo da espécie esteja diretamente relacionado à sua abundância. Como toda espécie exótica introduzida fora de sua distribuição natural, ela pode ter impactos negativos e positivos sobre o ecossistema (Schlaepfer et al., 2011). Atualmente, o porco-monteiro é um componente estabelecido da fauna pantaneira, servindo de presa para predadores, dispersando sementes de plantas e atuando efetivamente como uma espécie substituta para a caça de animais nativos na região. No entanto, ainda resta saber se o efeito tampão da caça que os porcos-monteiros fornecem para a vida silvestre nativa supera os impactos negativos da competição pelos recursos, da degradação do habitat e da transmissão de doenças. A presença dessa espécie exótica deve ser monitorada para que resultados negativos e positivos sejam melhor compreendidos no futuro.

REFERÊNCIAS

- Alexiou, P. N. (1983). Effect of feral pigs (*Sus scrofa*) on sub-alpine vegetation at Smokers. *Proceedings Ecological Society of Australia*, 12, 135-142.
- Anderson, S. J., & Stone, C. P. (1993). Snaring to control feral pigs (*Sus scrofa*) in a remote Hawaiian rainforest. *Biological Conservation*, 63(3), 195-201. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90712-A](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90712-A)
- Arrington, D., Toth, L., & Koebel Jr, J. (1999). Effects of rooting by feral hogs (*Sus scrofa* L.) on the structure of a flood plain vegetation assemblage. *Wetlands*, 19(3), 535-544. <https://doi.org/10.1007/BF03161691>
- Baber, D. W., & Coblenz, B. E. (1986). Density, home range, habitat use, and reproduction in feral pigs on Santa Catalina Island. *Journal of Mammalogy*, 67(3), 512-525. <https://doi.org/10.2307/1381283>
- Barrett, R. (1978). The feral hog at Dye Creek ranch, California. *Hilgardia*, 46(9), 283-355.
- Barrios-García, M. N., & Ballari, S. A. (2012). Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions*, 14(11), 2283-2300. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0229-6>
- Bengsen, A. J., Gentle, M. N., Mitchell, J. L., Pearson, H. E., & Saunders, G. R. (2014). Impacts and management of wild pigs *Sus scrofa* in Australia. *Mammal Review*, 44(2), 135-147. <https://doi.org/10.1111/mam.12011>
- Bieber, C., & Ruf, T. (2005). Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology*, 42(6), 1203-1213. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01094.x>
- Campbell, D. J., & Rudge, M. R. (1984). Vegetation changes induced over ten years by goats and pigs at Port Ross, Auckland islands (Subantarctic). *New Zealand Journal of Ecology*, 7, 103-118. <https://www.jstor.org/stable/24052707>
- Campos, Z. (1993). Effect of habitat on survival of eggs and sex ratio of hatchlings of Caiman crocodilus yacare in the Pantanal, Brazil. *Journal of Herpetology*, 27(2), 127-132. <https://doi.org/10.2307/1564927>
- Cavalcanti, S. M., & Gese, E. M. (2010). Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 91(3), 722-736. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-171.1>
- Cervo, I. B., & Guadagnin, D. L. (2020). Wild boar diet and its implications on agriculture and biodiversity in Brazilian forest-grassland ecoregions. *Animal Biodiversity and Conservation*, 43(1), 123-136. <https://doi.org/10.32800/abc.2020.43.0123>
- Challies, C. N. (1975). Feral pigs (*Sus scrofa*) on Auckland Island New Zealand status and effects on vegetation and nesting seabirds. *New Zealand Journal of Zoology*, 2(4), 479-490. <https://doi.org/10.1080/03014223.1975.9517889>
- Choquenot, D., & McIlroy, J. C. (1996). *Managing vertebrate pests: feral pigs*. Australian Government Publishing Service.
- Choquenot, D., Lukins, B., & Curran, G. (1997). Assessing lamb predation by feral pigs in Australia's semi-arid rangelands. *Journal of Applied Ecology*, 34(6), 1445-1454. <https://doi.org/10.2307/2405260>
- Choquenot, D., & Ruscoe, W. A. (2003). Landscape complementation and food limitation of large herbivores: habitat-related constraints on the foraging efficiency of wild pigs. *Journal of Animal Ecology*, 72(1), 14-26. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00676.x>
- Coblenz, B. E., & Baber, D. W. (1987). Biology and control of feral pigs on Isla Santiago, Galapagos, Ecuador. *The Journal of Applied Ecology*, 24(2), 403-418. <https://doi.org/10.2307/2403883>
- Comita, L. S., Queenborough, S. A., Murphy, S. J., Eck, J. L., Xu, K., Krishnadas, M., . . . & Zhu, Y. (2014). Testing predictions of the Janzen-Connell hypothesis: a meta-analysis of experimental evidence for distance- and density-dependent seed and seedling survival. *Journal of Ecology*, 102(4), 845-856. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12232>
- Cordeiro, J. L., Hofmann, G. S., Fonseca, C., & Oliveira, L. F. B. (2018). Achilles's heel of a powerful invader: restrictions on distribution and disappearance of feral pigs from a protected area in Northern Pantanal, Western Brazil. *PeerJ*, 6, e4200. <https://doi.org/10.7717/peerj.4200>

- Corner, L. A. L. (2006). The role of wild animal populations in the epidemiology of tuberculosis in domestic animals: how to assess the risk. *Veterinary Microbiology*, 112(2-4), 303-312. <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2005.11.015>
- Crawshaw, P. G., & Quigley, H. B. (2002). Hábitos alimentarios del jaguar y el puma en el Pantanal, Brasil, con implicaciones para su manejo y conservación. In R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, . . . & A. B. Taber (Eds.), *El jaguar en el nuevo milenio* (pp. 223-235). Universidad Nacional Autónoma de México/ Wildlife Conservation Society/Fondo de Cultura Económica.
- Cruz, F., Donlan, C. J., Campbell, K., & Carrion, V. (2005). Conservation action in the Galapagos: feral pig (*Sus scrofa*) eradication from Santiago Island. *Biological Conservation*, 121(3), 473-478. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.018>
- Cushman, J. H., Tierney, T. A., & Hinds, J. M. (2004). Variable effects of feral pig disturbances on native and exotic plants in a California grassland. *Ecological Applications*, 14(6), 1746-1756. <https://doi.org/10.1890/03-5142>
- De Nevers, G., & Goatcher, B. (1990). Feral pigs kill knobcone pines. *Fremontia*, 18(1), 22-23.
- Desbiez, A. L. J. (2007). *Wildlife conservation in the Pantanal: habitat alteration, invasive species and bushmeat hunting* [Doctoral dissertation, University of Kent].
- Desbiez, A. L. J., & Keuroghlian, A. (2009a). Ageing feral pigs (*Sus scrofa*) through tooth eruption and wear. *Suiform Soundings*, 9(1), 48-55.
- Desbiez, A. L. J., & Keuroghlian, A. (2009b). Can bite force be used as a basis for niche separation between native peccaries and introduced feral pigs in the Brazilian Pantanal? *Mammalia*, 73, 369-372. <https://doi.org/10.1515/MAMM.2009.049>
- Desbiez, A. L. J., Keuroghlian, A., Piovezan, U., & Bodmer, R. E. (2009a). *Ecologia de populações de porco-monteiro no Pantanal do Brasil* (Documentos, 106) EMBRAPA Pantanal. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/853316/1/DOC106.pdf>
- Desbiez, A. L. J., Bodmer, R. E., & Santos, S. A. (2009b). Wildlife habitat selection and sustainable resources management in a Neotropical wetland. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 1(1), 11-20.
- Desbiez, A. L. J., Santos, S. A., Keuroghlian, A., & Bodmer, R. E. (2009c). Niche partitioning among white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), collared peccaries (*Pecari tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). *Journal of Mammalogy*, 90(1), 119-128. <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-038.1>
- Desbiez, A. L. J., Santos, S. A., & Keuroghlian, A. (2009d). Predation of young palms (*Attalea phaltherata*) by feral pigs in the Brazilian Pantanal. *Suiform Soundings*, 9(1), 35-40.
- Desbiez, A. L. J., Bodmer, R. E., & Tomas, W. M. (2010). Mammalian densities in a Neotropical wetland subject to extreme climatic events. *Biotropica*, 42(3), 372-378. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00601.x>
- Desbiez, A. L. J., Keuroghlian, A., Piovezan, U., & Bodmer, R. E. (2011). Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. *Oryx*, 45(1), 78-83. <https://doi.org/10.1017/S0030605310001304>
- Dexter, N. (1998). The influence of pasture distribution and temperature on habitat selection by feral pigs in a semi-arid environment. *Wildlife Research*, 25(5), 547-559. <https://doi.org/10.1071/WR97119>
- Donatti, C. I., Galetti, M., Pizo, M. A., Guimarães, P. R., & Jordano, P. (2007). Living in the land of ghosts: fruit traits and the importance of large mammals as seed dispersers in the Pantanal, Brazil. In A. J. Dennis, E. W. Schupp, R. J. Green & D. A. Westcott (Eds.), *Frugivory and seed dispersal: theory and applications in a changing world* (pp. 104-123). Commonwealth Agricultural Bureau International.
- Donatti, C. I., Guimarães, P. R., Galetti, M., Pizo, M. A., Marquitti, F. M. D., & Dirzo, R. (2011). Analysis of a hyper-diverse seed dispersal network: modularity and underlying mechanisms. *Ecology Letters*, 14(8), 773-781. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01639.x>
- Doran, R. J., & Laffan, S. W. (2005). Simulating the spatial dynamics of foot and mouth disease outbreaks in feral pigs and livestock in Queensland, Australia, using a susceptible infected-recovered cellular automata model. *Preventive Veterinary Medicine*, 70(1-2), 133-152. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2005.03.002>
- Drake, D. R. (2001). Seedling mortality in Hawaiian rain forest: the role of small-scale physical disturbance. *Biotropica*, 33(2), 319-323. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00182.x>
- Eason, C. T., Milne, L., Potts, M., Morriss, G., Wright, G. R. G., & Sutherland, O. R. W. (1999). Secondary and tertiary poisoning risks associated with brodifacoum. *New Zealand Journal of Ecology*, 23(2), 219-224. <https://www.jstor.org/stable/24054775>
- Engeman, R. M., Smith, H. T., Severson, R., Severson, M. A., Shwiff, S. A., Constantin, B., & Griffin, D. (2004). The amount and economic cost of feral swine damage to the last remnant of a basin marsh system in Florida. *Journal for Nature Conservation*, 12(3), 143-147. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2004.03.001>
- Engeman, R. M., Stevens, A., Allen, J., Dunlap, J., Daniel, M., Teague, D., & Constantin, B. (2007). Feral swine management for conservation of an imperiled wetland habitat: Florida's vanishing seepage slopes. *Biological Conservation*, 134(3), 440-446. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.033>

- Fa, J. E., Ryan, S. F., & Bell D. J. (2005). Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in Afrotropical forests. *Biological Conservation*, 121(2), 167-176. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.04.016>
- Finlayson, C. M., Storrs, M. J., & Lindner, G. (1997). Degradation and rehabilitation of wetlands in the Alligator Rivers region of northern Australia. *Wetlands Ecology and Management*, 5(1), 19-36. <https://doi.org/10.1023/A:1008271219441>
- Freitas, T. P. T., Paes, R. C. S., Keuroghlian, A., Norek, A., Jansen, A. M., Herrera, H. M., & Oliveira, J. M. (2004). Ocorrência de microorganismos patogênicos em queixadas, catetos, e porcos de vida livre no Pantanal Matogrossense. In *Anais do 4o Simpósio Sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal*, EMBRAPA, Corumbá.
- Gabor, M. T., Hellgren, E. C., & Silvy, N. J. (1997). Renal morphology of sympatric suiforms: implications for competition. *Journal of Mammalogy*, 78(4), 1089-1095. <https://doi.org/10.2307/1383051>
- Galetti, M., Camargo, H., Siqueira, T., Keuroghlian, A., Donatti, C. I., Jorge, M. L. S., . . . & Ribeiro, M. C. (2015). Diet overlap and foraging activity between feral pigs and native peccaries in the Pantanal. *PLoS ONE*, 10(11), e0141459. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141459>
- Galetti, M., Pedrosa, F., Keuroghlian, A., & Sazima, I. (2016). Liquid lunch—vampire bats feed on invasive feral pigs and other ungulates. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(9), 505-506. <https://doi.org/10.1002/fee.1431>
- Gallo Orsi, U., Sicuro, B., Durio, P., Canalis, L., Mazzoni, G., Serozotti, E., & Chiariglione, D. (1995). Where and when: the ecological parameters affecting wild boar choice while rooting in grasslands in an Alpine valley. *IBEX Journal of Mountain Environments*, 3, 160-164.
- Geisser, H., & Reyer, H. U. (2004). Efficacy of hunting, feeding and fencing to reduce crop damage by wild boars. *Journal of Wildlife Management*, 68(4), 939-946. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2004\)068\[0939:EOHFAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2004)068[0939:EOHFAF]2.0.CO;2)
- Gimenez, D. L., Mota, L. S. L. S., Curi, R. A., Rosa, G. J. M., Lopes, C. R., & Lucca, E. J. (2003). Análise cromossômica e molecular do javali europeu *Sus scrofa scrofa* e do suíno doméstico *Sus scrofa domesticus*. *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science*, 40(2), 146-154. <https://doi.org/10.1590/S1413-95962003000200009>
- Giombini, M. I., Bravo, S. P., & Tosto, D. S. (2016). The key role of the largest extant Neotropical frugivore (*Tapirus terrestris*) in promoting admixture of plant genotypes across the landscape. *Biotropica*, 48(4), 499-508. <https://doi.org/10.1111/btp.12328>
- Groot Bruinderink, G. W. T. A., & Hazebroek, E. (1996). Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. *Forest Ecology and Management*, 88(1-2), 71-80. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03811-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03811-X)
- Groves, C., & Grubb, P. (2011). *Ungulate taxonomy*. Johns Hopkins University Press.
- Hahn, E. C., Page, G. R., Hahn, P. S., Gillis, K. D., Romero, C., Anelli, J. A., & Gibbs E. P. J. (1997). Mechanisms of transmission of Aujeszky's disease virus originating from feral swine in the USA. *Veterinary Microbiology*, 55(1-4), 123-130. [https://doi.org/10.1016/S0378-1135\(96\)01309-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1135(96)01309-0)
- Hampton, J., Spencer, P. B. S., Elliot, A. D., & Thompson, R. C. A. (2006). Prevalence of zoonotic pathogens from feral pigs in major public drinking water catchments in Western Australia. *EcoHealth*, 3(2), 103-108. <https://doi.org/10.1007/s10393-006-0018-8>
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162(3859), 1243-1248. <http://doi.org/10.1126/science.162.3859.1243>
- Hegel, C., Santos, L., Marinho, J., & Marini, M. (2019). Is the wild pig the real "big bad wolf"? Negative effects of wild pigs on Atlantic Forest mammals. *Biological Invasions*, 21(12), 3561-3574. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02068-9>
- Herrera, H. M., Norek, A., Freitas, T. P. T., Rademaker, V., Fernandez, O., & Jansen, A. M. (2005). Domestic and wild mammals' infection by *Trypanosoma evansi* in a pristine area of the Brazilian Pantanal region. *Parasitological Research*, 96(2), 121-126. <https://doi.org/10.1007/s00436-005-1334-6>
- Herrera, H. M., Abreu, U. G. P., Keuroghlian, A., Freitas, T. P., & Jansen A. (2008). The role played by sympatric collared peccary (*Tayassu tajacu*), white-lipped peccary (*Tayassu pecari*), and feral pig (*Sus scrofa*) as maintenance hosts for *Trypanosoma evansi* and *Trypanosoma cruzi* in a sylvatic area of Brazil. *Parasitological Research*, 103(3), 619-624. <https://doi.org/10.1007/s00436-008-1021-5>
- Hone, J. (1980). Effects of feral pig rooting on introduced and native pasture in north-eastern New South Wales. *Journal of Australian Institute for Agriculture and Science*, 46(2), 130-132. <https://doi.org/10.1071/AM15003>
- Hone, J. (1983). A short-term evaluation of feral pig eradication at Willandra in western New South Wales. *Australian Wildlife Research*, 10(2), 269-276. <https://doi.org/10.1071/WR9830269>
- Hone, J. (1988a). Evaluation of methods for ground survey of feral pigs and their sign. *Acta Theriologica*, 33(33), 451-465.
- Hone, J. (1988b). Feral pig rooting in a mountain forest and woodland: distribution, abundance and relationships with environmental variables. *Australian Journal of Ecology*, 13(4), 393-400. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1988.tb00987.x>
- Hone, J. (2002). Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: dynamics, impacts and management. *Biological Conservation*, 105(2), 231-242. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00185-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00185-9)



- Hone, J. (2006). Linking pasture, livestock productivity and vertebrate pest management. *New Zealand Journal of Ecology*, 30(1), 13-23. <https://www.jstor.org/stable/24056160>
- Hone, J., & Stone, C. (1989). A comparison and evaluation of feral pig management in two national parks. *Wildlife Society Bulletin*, 17(4), 419-425. <https://www.jstor.org/stable/3782705>
- Ickes, K., Paciorek, C. J., & Thomas, S. C. (2005). Impacts of nest construction by native pigs (*Sus scrofa*) on Lowland Malaysian rain forest saplings. *Ecology*, 86(6), 1540-1547. <https://doi.org/10.1890/04-0867>
- Ilse, L. M., & Hellgren, E. C. (1995). Spatial use and group dynamics of sympatric collared peccaries and feral hogs in Southern Texas. *Journal of Mammalogy*, 76(4), 993-1002. <https://doi.org/10.2307/1382593>
- Janzen, D. H. (1970). Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*, 104(940), 501-528. <https://doi.org/10.1086/282687>
- Keuroghlian, A., Eaton, D. P., & Desbiez, A. L. J. (2009). Habitat use by peccaries and feral pigs of the southern Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Suiform Soundings*, 8(2), 9-16.
- Kmetiuk, L. B., Krawczak, F. S., Machado, F. P., Paploski, I. A., Martins, T. F., Teider-Junior, P. I., . . . & Biondo, A. W. (2019). Ticks and serosurvey of anti-Rickettsia spp. antibodies in wild boars (*Sus scrofa*), hunting dogs and hunters of Brazil. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 13(5), e0007405. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0007405>
- Kmetiuk, L. B., Villalobos, E. M. C., Lara, M. C. C. S. H., Machado, F. P., Lipinski, L. C., dos Santos, A. P., . . . & Barros Filho, I. R. (2020a). Serosurvey for Pseudorabies (Aujeszky's disease) in free-range wild boars (*Sus scrofa*) of Brazil. *Journal of Wildlife Diseases*, 56(4), 959-961. <https://doi.org/10.7589/2019-10-262>
- Kmetiuk, L. B., Lara, M. D. C. C. S. H., Villalobos, E. M. C., Barros Filho, I. R., Martins, C. M., Bach, R. V. W., . . . & Biondo, A. W. (2020b). Serosurvey of Eastern, Western, and Venezuelan Equine Encephalitis virus in wild boars (*Sus scrofa*), hunting dogs, and hunters of Brazil. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 20(11), 868-871. <https://doi.org/10.1089/vbz.2019.2596>
- Kmetiuk, L. B., Campos Nogueira, A. H., Okuda, L. H., Gomes, A. L., Souza, M. D. C. C., Lara, H., . . . & Biondo, A. W. (2021). Serosurvey of anti-Neospora caninum antibodies in wild boars (*Sus scrofa*), hunting dogs and hunters of Brazil. *Veterinary Parasitology: Regional Studies and Reports*, 23, 100522. <https://doi.org/10.1016/j.vprsr.2020.100522>
- Kotaten, P. M. (1995). Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a California coastal prairie. *Ecography*, 18(2), 190-199. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1995.tb00340.x>
- Lacki, M. J. (1984). *The effects of rooting by wild boar on tree growth and nutrient cycling in great Smoky Mountains National Park* [Doctoral dissertation, North Carolina State University].
- Lacki, M. J., & Lancia, R. A. (1986). Effects of wild pigs on beech growth in great smoky mountains national park. *Journal of Wildlife Management*, 50(4), 655-659. <https://doi.org/10.2307/3800976>
- Larson, G., Dobney, K., Albarella, U., Fang, M., Matisoo-Smith, E., Robins, J., . . . & Willerslev, E. (2005). Worldwide phylogeography of wild boar reveals multiple centers of pig domestication. *Science*, 307(5715), 1618-1621. <http://doi.org/10.1126/science.1106927>
- Lewis, J. S., Farnsworth, M. L., Burdett, C. L., Theobald, D. M., Gray, M., & Miller, R. S. (2017). Biotic and abiotic factors predicting the global distribution and population density of an invasive large mammal. *Scientific Reports*, 7(1), 44152. <https://doi.org/10.1038/srep44152>
- Lourival, R. F. F. (1993). *A caça no Pantanal da Nhecolândia* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais].
- Machado, F. P., Kmetiuk, L. B., Teider-Junior, P. I., Pellizzaro, M., Yamakawa, A. C., Martins, C. M., . . . & Biondo, A. W. (2019). Seroprevalence of anti-Toxoplasma gondii antibodies in wild boars (*Sus scrofa*), hunting dogs, and hunters of Brazil. *PLoS ONE*, 14(10), e0223474. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0223474>
- Machado, F. P., Kmetiuk, L. B., Pellizzaro, M., Yamakawa, A. C., Martins, C. M., Morikawa, V. M., . . . & Biondo, A. W. (2021). Leptospira spp. antibody in wild boars (*Sus scrofa*), hunting dogs (*Canis lupus familiaris*), and hunters of Brazil. *Journal of Wildlife Diseases*, 57(1), 184-188. <https://doi.org/10.7589/JWD-D-20-00002>
- Maciel, A., Loiko, M., Bueno, T., Moreira, J., Coppola, M., Dalla Costa, E., . . . & Bertagnolli, A. (2017). Tuberculosis in Southern Brazilian wild boars (*Sus scrofa*): First epidemiological findings. *Transboundary and Emerging Diseases*, 65(2), 518-526. <https://doi.org/10.1111/tbed.12734>
- Massei, G., Roy, S., & Bunting, R. (2011). Too many hogs? A review of methods to mitigate impact by wild boar and feral hogs. *Human-Wildlife Interactions*, 5(1), 79-99. <https://www.jstor.org/stable/24868864>
- Massei, G., Kindberg, J., Licoppe, A., Gačić, D., Šprem, N., Kamler, J., . . . & Náhlik, A. (2015). Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science*, 71(4), 492-500. <https://doi.org/10.1002/ps.3965>
- Mayer, J. J., Nelson, E. A., & Wike, L. D. (2000). Selective depredation of planted hardwood seedlings by wild pigs in a wetland restoration area. *Ecological Engineering*, 15(Suppl. 1), S79-S85. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00074-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00074-9)

- McIlroy, J. C., & Saillard, R. J. (1989). The effect of hunting with dogs on the numbers and movements of feral pigs, *Sus scrofa*, and the subsequent success of poisoning exercises in Namadgi National Park. *Australian wildlife Research*, 16(3), 353-363. <https://doi.org/10.1071/WR9890353>
- Melletti, M., & Meijaard, E. (Eds.). (2017). *Ecology, conservation and management of wild pigs and peccaries*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781316941232>
- Milner-Gulland, E. J., Bennett, E. L., Abernethy, K., Bakarr, M., Bodmer, R. E., Brashares, J., . . . & Wilkie, D. (2003). Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(7), 351-357. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00123-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00123-X)
- Mourão, G. M., Coutinho, M., Mauro, R. A., Tomás, W., & Magnusson, W. (2002). *Levantamentos aéreos de espécies introduzidas no Pantanal: porcos ferais (porco-monteiro), gado bovino e búfalos* (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 28). EMBRAPA Pantanal. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/810746/1/BP28.pdf>
- O'Brien, P. H. (1987). Socio-economic and biological impact of the feral pig in New South Wales: an overview and alternative management plan. *Australian Rangeland Journal*, 9(2), 96-101. <https://doi.org/10.1071/RJ9870096>
- Oliveira-Santos, L. G. R., Dorazio, R. M., Tomas, W. M., Mourão, G. M., & Fernandez, F. A. S. (2011). No evidence of interference competition among the invasive feral pig and two native peccary species in a Neotropical wetland. *Journal of Tropical Ecology*, 27(5), 557-561. <https://doi.org/10.1017/S026646741100023X>
- Oliveira-Santos, L. G. R., Zucco, C. A., & Agostinelli, C. (2013). Using conditional circular kernel density functions to test hypotheses on animal circadian activity. *Animal Behaviour*, 85(1), 269-280. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2012.09.033>
- Oliveira-Santos, L. G. R., Forester, J. D., Piovezan, U., Tomas, W. M., & Fernandez, F. A. S. (2016). Incorporating animal spatial memory in step selection functions. *Journal of Animal Ecology*, 85(2), 516-524. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12485>
- Paes, R. C. S., Ribeiro, O. C., Carneiro Monteiro, L. A. R., Figueiredo, A. O., Neto, A. A. C., Oliveira, J. M., . . . & Herrera, H. M. (2008). Enfermidades de ocorrência no porco-monteiro (*Sus scrofa*) no Pantanal Sul-Matogrossense, Brasil. *Suíform Soundings*, 9(1), 29-34.
- Pech, R. P., & Hone, J. (1988). A model of the dynamics and control of an outbreak of foot and mouth disease in feral pigs in Australia. *Journal of Applied Ecology*, 25(1), 63-77. <https://doi.org/10.2307/2403610>
- Pech, R. P., & McIlroy, J. C. (1990). A model of the velocity of advance of foot and mouth disease in feral pigs. *Journal of Applied Ecology*, 27(2), 63-77. <https://doi.org/10.2307/2404308>
- Pedrosa, F., Salerno, R., Padilha, F. V. B., & Galetti, M. (2015). Current distribution of invasive feral pigs in Brazil: economic impacts and ecological uncertainty. *Natureza & Conservação*, 1(13), 84-87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.005>
- Pedrosa, F., Bercê, W., Costa, V. E., Levi, T., & Galetti, M. (2021). Diet of invasive wild pigs in a landscape dominated by sugar cane plantations. *Journal of Mammalogy*, 102(5), 1309-1317. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyab100>
- Pereira das Neves, M. (2007). *Levantamento populacional de javalis asselvajados no estado do Rio Grande do Sul*. IBAMA/Internal Report.
- Randi, E., Lucchini, V., & Diong, C. H. (1996). Evolutionary genetics of the Suiformes as reconstructed using mtDNA sequencing. *Journal of Mammalian Evolution*, 3, 163-194. <https://doi.org/10.1007/BF01454360>
- Reece, W. O. (1990). *Physiology of domestic animals*. Lea and Febiger.
- Robinson, J. G., & Redford, K. H. (1991). *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press.
- Roemer, G. W., Donlan, C. J., & Courchamp, F. (2002). Golden eagles, feral pigs, and insular carnivores: how exotic species turn native predators into prey. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(2), 791-796. <https://doi.org/10.1073/pnas.012422499>
- Rollins, D., & Carroll, J. (2001). Impacts of predation on northern bobwhite and scaled quail. *Wildlife Society Bulletin*, 29(1), 39-51.
- Rosa, C. A., Curi, N. H. A., Puertas, F., & Passamani, M. (2017). Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. *Biological Invasions*, 19(7), 2101-2123. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1423-3>
- Rosa, C. A., Wallau, M. O., & Pedrosa, F. (2018). Hunting as the main technique to control wild pigs in Brazil. *Wildlife Society Bulletin*, 42(1), 111-118. <https://doi.org/10.1002/wsb.851>
- Rosa, G. O., Buzato, I. A. B., Barros, D. R., Penzo, A. P., Bulhões, W. M. G., & Martins, D. A. (2000). Avaliação do javanteiro – produto resultante do cruzamento do javali com o porco-monteiro. In *Anais do 2º Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal*, EMBRAPA, Corumbá.
- Ruiz-Fons, F., Vidal, D., Hofle, U., Vicente, J., & Gortazar, C. (2007). Aujeszky's disease virus infection patterns in European wild boar. *Veterinary Microbiology*, 120(3-4), 241-250. <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2006.11.003>
- Ruiz-Fons, F. (2017). A review of the current status of relevant zoonotic pathogens in wild swine (*Sus scrofa*) populations: changes modulating the risk of transmission to humans. *Transboundary and Emerging Diseases*, 64(1), 68-88. <https://doi.org/10.1111/tbed.12369>

- Saunders, G., & Bryant, H. (1988). The evaluation of a feral pig eradication program during a simulated exotic disease outbreak. *Australian Wildlife Research*, 15(1), 73-81. <https://doi.org/10.1071/WR9880073>
- Schlaepfer, M. A., Sax, D. F., & Olden, J. D. (2011). The potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology*, 25(3), 428-437. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01646.x>
- Sicuro, F. L., & Oliveira, L. F. B. (2002). Coexistence of peccaries and feral hogs in the Brazilian Pantanal wetland: an ecomorphological view. *Journal of Mammalogy*, 83(1), 207-217. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2002\)083<0207:COPAFH>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2002)083<0207:COPAFH>2.0.CO;2)
- Sierra, C. (2001). The feral pig (*Sus scrofa*, Suidae) in Cocos Island, Costa Rica: rootings soil alterations and erosion. *Revista de Biología Tropical*, 49(3-4), 1159-1170.
- Singer, F. J., Swank, W. T., & Clebsch, E. E. C. (1984). Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *Journal of Wildlife Management*, 48(2), 464-473. <https://doi.org/10.2307/3801179>
- Stevens, C. E. (1988). *Comparative physiology of the vertebrate digestive system*. Cambridge University Press.
- Tabak, M. A., Webb, C. T., & Miller, R. S. (2018). Propagule size and structure, life history, and environmental conditions affect establishment success of an invasive species. *Scientific Reports*, 8(1), 10313. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28654-w>
- Tisdell, C. A. (1984). Feral pigs threaten native wildlife in Australia. *Tiger Paper*, 11(3), 13-18.
- Trevisol, I. M., Kramer, B., Coldebella, A., & Silva, V. S. (2017). Seroprevalence of *Brucella* spp., *Lepstospira* spp. and *Toxoplasma Gondii* in wild boar (*Sus scrofa*) from Southern Brazil. *12th International Symposium on the Epidemiology and Control of Biological, Chemical and Physical Hazards in Pigs and Pork*, Foz do Iguaçu.
- Welander, J. (2000). Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *Journal of Zoology London*, 252(2), 263-271. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb00621.x>
- Weeks, P., & Packard, J. (2009). Feral hogs: invasive species or nature's bounty? *Human Organization*, 68(3), 280-292. <https://doi.org/10.17730/humo.68.3.663wn82g164321u1>
- Wilson, D. J., Ruscoe, W., Burrows, L. E., McElrea, L. M., & Choquenot, D. (2006). An experimental study of the impacts of understory forest vegetation and herbivory by red deer and rodents on seedling establishment and species composition in Waitutu Forest, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 30(2), 191-207. <https://www.jstor.org/stable/24056340>
- Zervanos, S. M., & Naveh, S. (1988.) Renal structural flexibility in response to environmental water stress in feral hogs. *The Journal of Experimental Zoology*, 247(3), 285-288. <https://doi.org/10.1002/jez.1402470313>
- Zivin, J., Hueth, B. M., & Zilberman, D. (2000). Managing a multiple-use resource: the case of feral pig management in California rangeland. *Journal of Environmental Economics and Management*, 39(2), 189-204. <https://doi.org/10.1006/jeem.1999.1101>

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

F. Pedrosa contribuiu com validação e escrita (rascunho original, revisão e edição); A. Keuroghlian com investigação, metodologia, validação e escrita (rascunho original, revisão e edição); L. G. R. Oliveira-Santos com investigação, metodologia, validação e escrita (rascunho original, revisão e edição); e A. L. J. Desbiez com investigação, metodologia, validação e escrita (rascunho original, revisão e edição).

Turismo de observação de mamíferos no Pantanal

Mammal watching tourism in the Pantanal

Fernando Rodrigo Tortato^I  | Carolina Ribas^{II}  | Henrique Villas Boas Concone^{II, III}  | Rafael Hoogesteijn^I 

^IPanthera. New York, USA

^{II}Pró-Carnívoros - Instituto para a Conservação dos Carnívoros Neotropicais. Atibaia, São Paulo, Brasil

^{III}Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação da Fauna.

Piracicaba, São Paulo, Brasil

Resumo: O turismo de observação de fauna é uma atividade que vem aumentando gradativamente em diversas regiões no mundo, principalmente em países com alta diversidade, como o Brasil. Essa atividade busca a observação em vida livre de espécies carismáticas, entre as quais se enquadram muitos mamíferos. No Brasil, a atividade ainda é pouco desenvolvida, contudo o Pantanal é o bioma com o maior potencial para a expansão e a consolidação desse tipo de turismo. O Pantanal é considerado uma savana brasileira, com abundância de fauna, havendo facilidade para observação de grandes vertebrados, como porcos-do-mato, capivaras, ariranhas e até mesmo onças-pintadas. O turismo de observação de fauna tem aumentado nos últimos anos neste bioma, principalmente na região norte, no Pantanal de Cuiabá, e ao sul, no Pantanal de Miranda e Aquidauana. Neste artigo, discutimos as características da atividade de observação de fauna no Pantanal, as principais espécies observadas, as leis e regras já estabelecidas, os problemas existentes, abordando também a importância do turismo como atividade econômica para o desenvolvimento sustentável desta região.

Palavras-chave: Áreas úmidas. Brasil. Legislação estatal. Mamíferos. Turismo de fauna.

Abstract: Wildlife tourism has been gradually increasing in several world regions, especially in countries with high biodiversities, such as Brazil. This activity seeks to observe charismatic species in the free life, among which many are mammals. The activity is still underdeveloped in Brazil, but the Pantanal is the biome with the greatest potential for expanding and consolidating this type of tourism. The Pantanal is considered a Brazilian savannah, with an abundance of easily observed wildlife, including large vertebrates such as peccaries, capybaras, giant otters, and even jaguars. Wildlife watching tourism in this biome has increased in recent years, mainly in the northern region, in the Pantanal of Cuiabá, and to the south in the Pantanal of Miranda and Aquidauana. In this chapter, we discuss the characteristics of the wildlife watching activity in the Pantanal, the main species observed, the laws and rules already established, the existing problems, and address the importance of tourism as an economic activity for the sustainable development of the Pantanal.

Keywords: Wetlands. Brazil. State legislation. Mammals. Wildlife tourism.

Tortato, F. R., Ribas, C., Concone, H. V. B., Hoogesteijn, R., & Tortato, F. R. (2021). Turismo de observação de mamíferos no Pantanal. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 16(3), 351-370. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i3.814>

Autor para correspondência: Fernando Rodrigo Tortato. Panthera. 8 West 40th Street, 18th Floor. New York, USA (ftortato@panthera.org).

Recebido em dez. 2020

Aprovado em out. 2021

Responsabilidade editorial: Carolina Carvalho Cheida



INTRODUÇÃO

O turismo voltado para observação de fauna silvestre é uma atividade econômica que vem aumentando em todo o mundo e, especialmente em países emergentes, pode representar uma importante fonte para a receita econômica e para a geração de empregos, além de apoio aos esforços de conservação (Gossling, 1999; ABTA, 2013; Curtin & Kragh, 2014). Espécies carismáticas são as que despertam maior interesse (Skibins et al., 2013), sendo que muitos mamíferos se encaixam nesse perfil e representam, em diferentes regiões, o principal atrativo para o turismo. No continente africano, espécies como leão (*Panthera leo*), elefante (*Loxodonta africana*), girafa (*Giraffa camelopardalis*) e gorila-das-montanhas (*Gorilla beringei*) têm atraído milhares de turistas todos os anos para parques nacionais, resultando em ingressos econômicos significativos, por exemplo em uma receita anual de US\$ 450 milhões para o Quênia (Morand, 1994). Os gorilas-das-montanhas (*Gorilla beringei*), por exemplo, geram US\$ 34.3 milhões por ano em Uganda (World Bank Group, 2018). Muitas vezes, uma única espécie é capaz de atrair todo o interesse turístico da região, como o gorila-das-montanhas em Ruanda (Weber, 1989), as baleias-francas-austrais (*Eubalaena australis*) na Patagônia (Lundquist et al., 2013) e os leões na África (Weber, 1989). Na Índia, o turismo de observação de tigres (*Panthera tigris*) obteve aumento de 15% na taxa de visitação entre 2002 e 2008 (Karanth & DeFries, 2011). Esta espécie constitui uma das principais razões de turistas visitarem parques nacionais na Índia, contudo somente 34% dos turistas entrevistados retornariam ao parque se os tigres estivessem extintos no local (Karanth et al., 2012). Em uma ampla revisão de artigos e programas de conservação na África, Mossaz e colaboradores (2015) constataram que o ecoturismo contribui para conservação de grandes felinos por meio de medidas como aumento e restauração de habitats, melhorias na fiscalização e combate ao tráfico de animais, criação de sistemas de compensação de danos provocados pelas espécies, entre outros benefícios.

Entretanto, da mesma forma que o turismo de vida selvagem pode ser uma importante fonte de oportunidades

de desenvolvimento econômico local, também tem o potencial de afetar negativamente o bem-estar e a sobrevivência dos animais, bem como a saúde do ambiente, na ausência de uma gestão cuidadosa dessa atividade (ABTA, 2013; Mossaz et al., 2015). O descontrole no turismo de observação de tigres na Índia acarretou, por exemplo na decisão da Suprema Corte daquele país para restringir a utilização de áreas-núcleo de parques e reservas onde havia a atividade (Buckley & Pabla, 2014; Bindra & Karanth, 2013). Outro exemplo de dano provocado pelo turismo ocorre na região de Massai Mara, no Quênia, onde a taxa de sobrevivência de filhotes de guepardo (*Acinonyx jubatus*) foi afetada negativamente com o aumento na abundância de turistas em carros de safari (Broekhuis, 2018). Na Ilha Fraser, Austrália, o número de turistas em busca de uma interação com dingos (*Canis lupus dingo*) aumenta a cada ano e, por consequência, também o número de ataques, muitas vezes letais. Isso ocorre principalmente devido a hábitos inadequados, como a alimentação dos animais e sua habituação com a presença humana (Burns & Howard, 2003). O hábito de alimentar animais selvagens para fins de turismo é um tema controverso em todo mundo (Orams, 2002). O turismo voltado a espécies carismáticas pode, muitas vezes, ser considerado insustentável, causando declínio populacional e sérias mudanças no comportamento da espécie-alvo (Krüger, 2005).

Questões prioritárias na pesquisa sobre turismo no Brasil ainda se referem à geração de conhecimento básico que possa servir de suporte para o estabelecimento de programas de monitoramento (Magro-Lindenkamp & Passold, 2018). As autoras citam os efeitos do turismo sobre a fauna, especialmente a fauna aquática, como exemplos de informações básicas que deveriam ser foco de investigação no país. Complementam que pesquisas de longo prazo são importantes para identificar os impactos realmente significativos sob o ponto de vista da qualidade ambiental e da experiência do visitante para não inviabilizar o uso turístico de áreas naturais.

No Brasil, o turismo de observação de fauna é ainda pouco desenvolvido. Entretanto, os parques nacionais

Marinhos, de Fernando de Noronha (Pernambuco), e dos Abrolhos (Bahia), além do município de Bonito (Mato Grosso do Sul), são bons exemplos de turismo bem planejado de fauna subaquática; este último recebendo o prêmio de 'Melhor destino para turismo responsável do mundo', em 2013 (World Travel Market, 2013). No caso de Bonito, esses bons resultados se devem, em parte, à avaliação técnica, que permite mensurar os impactos do turismo e recomendar medidas que não prejudiquem a fauna aquática (Sabino & Andrade, 2003). Se considerarmos a fauna terrestre, o Pantanal é um dos principais destinos para a observação de grandes vertebrados. Nesse bioma, essa atividade é desenvolvida geralmente em fazendas de pecuária, associadas a pousadas (Greve, 2014; Hoogesteijn et al., 2016a; Tortato & Izzo, 2017), e ao longo dos rios e estradas. Na porção norte, turistas embarcados observam a fauna silvestre, principalmente em busca de onças-pintadas em barrancos e praias ao longo dos rios Cuiabá e Piquiri. Já na porção sul, os visitantes se hospedam em pousadas em fazendas tradicionais de pecuária e fazem observação de fauna em veículos adaptados, embarcações diversas, a cavalo ou mesmo em caminhadas por trilhas (Concone, comunicação pessoal, 2015; Hoogesteijn et al., 2016a; Tortato & Izzo, 2017).

De acordo com Cunha & Costa (2018), a demanda por atividades de turismo de aventura e observação da fauna silvestre aumentou significativamente no Brasil nos últimos anos, no entanto a produção de conhecimento relacionado a estas atividades não acompanhou esse crescimento. Os autores comentam que, apesar de publicações relacionadas ao turismo em geral terem aumentado, ainda existe uma lacuna para pesquisa sobre observação de fauna.

O aumento do interesse pela vida selvagem por parte do grande público tem um papel vital na melhoria da educação em torno da biodiversidade e contribui para a proteção das espécies e a conservação dos recursos naturais (Sabino, 2012). Na Índia, a atividade de turismo de observação de fauna contribui para mudança de percepção da comunidade local em relação à conservação da natureza

(Sekhar, 2003). Atitudes negativas em relação ao leão são menos frequentes entre pessoas envolvidas com o turismo ou próximas de áreas onde ele é desenvolvido em Botswana, África (Hemson et al., 2009). O ecoturismo no Pantanal vem aumentando nos últimos anos, mas ainda não se sabe como as comunidades locais e as espécies silvestres estão se adaptando a essa nova atividade econômica. Este artigo tem como objetivo descrever as características da atividade de observação de fauna no Pantanal e discutir alguns dos benefícios e riscos dessa atividade para a mastofauna local e para a conservação desse bioma.

BIOMA PANTANAL: A SAVANA BRASILEIRA

O Pantanal é uma savana tropical inundada (Figura 1) localizada na América do Sul e que ocupa uma área de cerca de 137.000 km² em território brasileiro, sendo 65% no estado do Mato Grosso do Sul e 35% em Mato Grosso. Uma das maiores extensões úmidas contínuas do planeta ainda se estende em pequenas áreas da Bolívia e do Paraguai, sendo conhecido nestas regiões como Chaco húmido (Tomas et al., 2019).



Figura 1. Pantanal de Cuiabá, uma das sub-regiões do Bioma Pantanal, representado por um mosaico de áreas abertas e periodicamente alagadas permeadas por florestas ripárias. Foto de Rafael Hoogesteijn (2009).

Figure 1. Pantanal of Cuiabá, one of the sub-regions of the Pantanal Biome, represented by a mosaic of open and periodically flooded areas permeated by riparian forests. Photo: Rafael Hoogesteijn (2009).

O clima da região é tropical, com precipitação pluviométrica anual entre 1.000 a 1.700 mm e chuvas concentradas entre novembro a março (Dantas et al., 2009). O pulso de inundação anual traz nutrientes do planalto de entorno para a planície, sendo que espécies de plantas e animais estão adaptadas com a alternância sazonal entre inundações e dessecação (Hamilton, 1999). A inundação sazonal é uma força predominante na estrutura e na função das várzeas tropicais, e diferenças sutis nos padrões de inundação produzem variabilidade espacial marcante em abundância e diversidade de espécies, como evidenciado pela distribuição desigual da vegetação típica nas planícies de inundação do Pantanal (Hamilton, 1999). Influenciado por rios que drenam a bacia do alto Paraguai, o Pantanal sofre a influência direta dos biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica, além do Chaco. A planície pantaneira é classificada em dez subregiões, conforme características hidrológicas e geomorfológicas (Hamilton et al., 1996).

O Pantanal é reconhecido pela abundância de vida selvagem, relacionada à alta produtividade de ambientes sazonalmente alagados (Junk et al., 2006a). Diversas espécies de animais são encontradas neste bioma: 263 espécies de peixes, 41 de anfíbios, 113 de répteis, 463 de aves e 132 de mamíferos, sendo duas endêmicas (MMA, 2015). Além da diversidade animal, o Pantanal também abriga alguns dos maiores representantes de suas famílias, como o maior dos tatus, o tatu-canastra (*Priodontes maximus*), o maior dos tamanduás, o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), o maior dos roedores, a capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), a maior das araras, a arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*), e a maior das lontras, a ariranha (*Pteronura brasiliensis*). O maior felino das Américas, a onça-pintada (*Panthera onca*), e o maior mamífero terrestre do Brasil, a anta (*Tapirus terrestris*), também estão presentes (Mourão & Ribas, 2004).

No Pantanal brasileiro, aproximadamente 94% da terra são compostos por propriedade privada e o restante encontra-se protegido por unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável, destacando-se a categoria de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) (Tomas et al., 2019).

A principal atividade econômica da região é a pecuária extensiva, a qual, sob práticas de gestão tradicionais, é considerada de baixo impacto sobre a biodiversidade, quando comparada a outras formas de uso da terra nos trópicos (Seidl et al., 2001).

Estudos mostram que outro fator importante na proteção da fauna nativa pantaneira é o uso tradicional do porco-monteiro (*Sus scrofa*) como fonte de alimento e a preferência do pantaneiro por esse tipo de caça em relação aos animais nativos (Desbiez et al., 2011). Introduzidos durante a Guerra do Paraguai há aproximadamente 200 anos, os porcos selvagens ocorrem em toda a planície de inundação (Mourão et al., 2002) e são o principal alvo de caça pelo pantaneiro, que tradicionalmente castra os machos para a engorda e posterior caça, e evitam fêmeas e filhotes, diminuindo o impacto da caça no crescimento da população (Desbiez et al., 2011). Além disso, o pantaneiro tem fartura de carne de gado e não possui o costume de consumir carne nativa, tal como em outros países da América Latina (e.g. Venezuela e Colômbia, Hoogesteijn, comunicação pessoal, 2020) e na porção Norte do Brasil (Peres, 2000). Em décadas passadas, a caça para fins de comércio de pele provocou a redução de populações de espécies de mamíferos, como onças-pintadas (Quigley & Crawshaw Jr., 1992) e ariranhas (Schweizer, 1992). Contudo, essa atividade não é mais uma preocupação no Pantanal desde a década de 1990, com a queda da demanda internacional nos mercados de pele (Harris et al., 2005).

Somado a um ambiente com alta produtividade de biomassa e baixa incidência de caça furtiva, o difícil acesso, aliado ao pulso de inundação, limita a presença humana na região e contribui para maior proteção da vida animal. Por tudo isso e por possuir uma vida selvagem abundante e facilmente visível, Chardonnet et al. (2002) já destacavam o potencial do Pantanal em se tornar um centro de turismo de natureza bem-sucedido na América Latina.

TURISMO DE FAUNA NO PANTANAL

Há muitas décadas, o Pantanal tem sido um destino desejado para turistas de pesca esportiva que visitam

pousadas e pesqueiros nas margens dos principais rios dos municípios de Miranda, Corumbá e Porto Murtinho, no Mato Grosso do Sul, além de Cáceres, Poconé, Barão de Melgaço e Santo Antônio do Leverger, no Mato Grosso. No ano de 2009, mais de 15.000 turistas de pesca visitaram o Pantanal de Mato Grosso do Sul (Albuquerque et al., 2011). O turismo voltado para observação de fauna silvestre é uma atividade mais recente, mas que vem crescendo e, em algumas regiões, substituindo gradativamente o turismo de pesca (Hannibal et al., 2015).

No Pantanal Norte, município de Poconé, a construção da rodovia Transpantaneira no fim da década de 1970 impulsionou o desenvolvimento do ecoturismo. Os primeiros guias de ecoturismo iniciaram suas atividades na década de 1980, trazendo pequenos grupos em busca, principalmente, de aves e contemplação da paisagem. Esses guias utilizavam a infraestrutura já existente para o turismo de pesca esportiva para acomodação dos visitantes. As primeiras pousadas nesta rodovia foram construídas em meados da década de 1980. Atualmente, a Transpantaneira possui perto de 20 opções de hospedagem voltadas ao turismo de observação de fauna e contemplação da natureza.

Nas margens do rio Cuiabá, porção final da Transpantaneira, na localidade de Porto Jofre, havia principalmente pousadas voltadas ao turismo de pesca esportiva. Contudo, nos últimos 15 anos iniciou-se um turismo para a observação de onças-pintadas. Essa atividade é sazonal, ocorrendo somente nos meses de seca do Pantanal, entre julho e novembro. Os turistas se deslocam em barcos de alumínio com motor de popa pelos rios e corixos da região, observando a fauna nas barrancas e praias (Tortato & Izzo, 2017). Durante os meses de agosto e setembro de 2012, houve fluxo de dez turistas por hora durante o dia (06:00 AM-06:00 PM) na foz do rio Piquiri com o rio Cuiabá. Durante o período de seca, os turistas estrangeiros representam mais de 80% dos hóspedes das principais pousadas e hotéis desta localidade. No hotel Pantanal Norte, que oferece o maior número de leitos no Porto Jofre, há uma

mudança no perfil dos turistas de acordo com o período do ano: de março a julho, predominantemente turistas de pesca esportiva, e de agosto a novembro turistas que buscam observar a fauna, principalmente a onça-pintada (Tortato & Hoogesteijn, 2014; Hoogesteijn et al., 2016a; Tortato & Izzo, 2017).

Também no município de Poconé, há o hotel SESC Porto Cercado, que possui ótima infraestrutura e diversas atividades envolvendo a contemplação da natureza e da fauna local. Diferentemente do observado na Transpantaneira e no Porto Jofre, os turistas estrangeiros são minoria em relação aos visitantes desse estabelecimento, representando 1% durante o ano de 2011 (SESC, 2011). No município de Cáceres, predomina o turismo de pesca, contudo tem aumentado a oferta de barcos-hotéis e pousadas que oferecem atrativos voltados à observação de fauna, principalmente no entorno da Estação Ecológica Taiamã. Nos municípios de Barão de Melgaço e Santo Antônio do Leverger, predomina o turismo de pesca esportiva, sendo pouco representativo o turismo de observação de fauna.

Assim como no Pantanal Norte, na porção sul o turismo até meados da década de 1980 ocorria quase exclusivamente com ênfase na pesca. Em meados dessa década, a Fazenda San Francisco e o Refúgio Ecológico Caiman, situados na subregião de Miranda, foram pioneiros na exploração da fauna local como recurso turístico e iniciaram suas atividades de ecoturismo espelhando-se nos safaris da África do Sul, onde turistas em veículos abertos percorrem estradas e trilhas para a observação da fauna nativa. Adicionalmente, o Refúgio Ecológico Caiman também oferecia aos seus visitantes experiências com a cultura do homem pantaneiro, através de atividades de acompanhamento da lida com gado e passeios de cavalgada.

Esse modelo baseado em safaris em carros abertos à procura de fauna nativa começou, então, a ser replicado em diferentes fazendas pantaneiras do Mato Grosso do Sul, sendo que a tendência ao aumento na visitaç

ao Pantanal pode ser inferida a partir do aumento no número de prestadores de serviços turísticos no estado como um todo. Segundo dados da Fundação de Turismo de Mato Grosso do Sul (FUNDTUR/MS, 2013), entre os anos de 2008 e 2012, esse número aumentou de 595 para 1.031. Dentro dessa tendência em observação da fauna, as diferentes pousadas passaram, então, a explorar outras potencialidades de turismo, particulares para cada situação. Hoje, visitantes que chegam ao Pantanal Sul podem participar das mais diversas atividades: cavalgadas, passeios de canoagem, trilhas a pé, passeios noturnos em carros e barcos, além de passeios em diferentes tipos de embarcações, com o principal objetivo de observar a fauna nativa, mas também buscando a experiência de contato com o ambiente natural e a cultura local (Figura 2).

Dentre todas as possibilidades que surgem das atividades de ecoturismo, a observação da mastofauna possui grande potencial tanto pelo apelo das diversas espécies carismáticas desse grupo, que atraem e encantam uma grande variedade de visitantes, como pela facilidade de avistá-los na planície pantaneira.



Figura 2. Embarcação utilizada por turistas para contemplação da natureza e observação de fauna na fazenda San Francisco, Pantanal de Miranda. Foto: Rafael Hoogesteijn (2011).

Figure 2. Boat used by tourists for nature contemplation and wildlife observation on the San Francisco ranch, Pantanal of Miranda. Photo: Rafael Hoogesteijn (2011).

FOCAGEM NOTURNA: EM BUSCA DOS MAMÍFEROS DO PANTANAL

A 'focagem noturna' consiste na procura por animais à noite com auxílio de lanternas, sendo que os passeios com visitantes para essa atividade são realizados nas diferentes pousadas pantaneiras a pé, em embarcações ou em veículos. Até meados da década de 1980, era exatamente esse o método de procura que os coureiros usavam para caçar ilegalmente milhares de jacarés (*Caiman yacare*) por ano no Pantanal. A diferença mais marcante entre as duas atividades que usam do mesmo método de procura é que, além de ilegal, a caça ao jacaré era insustentável e descontrolada, impactando seriamente as populações dessa espécie. Já a focagem noturna para a procura por animais para a simples observação possui algumas vantagens consideráveis, que vão muito além da legalidade da atividade: 1) um mesmo indivíduo pode ser observado diversas vezes ao longo de sua vida, dependendo de como é feita sua habituação à atividade e, portanto, a atividade se sustenta ao longo do tempo; 2) mais de uma espécie pode ser explorada na observação de fauna, aumentando ainda mais o sucesso da atividade; 3) os recursos financeiros gerados com a atividade, em sua maioria, ficam nas propriedades e na região como um todo, incluindo todos os atores envolvidos (proprietários, funcionários, prestadores de serviço, agentes de viagem etc.).

De forma geral, a focagem noturna é desenvolvida nas diferentes pousadas pantaneiras com o principal objetivo de observar espécies que não são facilmente encontradas nas atividades desenvolvidas durante o dia, como anfíbios (normalmente procurados nas focagens a pé próximas às pousadas), aves noturnas (Strigiformes, Nyctibiiformes), mamíferos de diferentes grupos, além do próprio jacaré-do-pantanal.

Diversas espécies carismáticas de mamíferos possuem hábitos predominantemente noturnos ou crepusculares, o que levou as pousadas pantaneiras a adaptarem a focagem noturna para a procura por elas. Para isso, o grupo de visitantes sai habitualmente em carros abertos adaptados para safaris, conduzidos por um motorista

e acompanhados de um guia, munido de uma potente lanterna (facho de luz), ligada por meio da bateria do veículo. O guia usa a lanterna para encontrar os animais de duas maneiras: avistando diretamente o animal com a luz ou localizando primeiramente uma espécie-alvo pelo reflexo da luz no *tapetum lucidum* ao fundo da retina de algumas espécies e, então, aproximando o veículo na direção do reflexo até avistar o animal propriamente dito. É interessante notar que os guias locais desenvolvem excelente capacidade de encontrar animais através desses métodos, inclusive notando diferenças nas cores do reflexo da luz na retina dos distintos grupos animais (por exemplo, vermelho para jacarés e aves noturnas; azul e verde para mamíferos; Concone, comunicação pessoal, 2015).

Essa modalidade específica de observação da mastofauna à noite pode gerar excelentes resultados, tanto na observação das espécies-alvo quanto resultados financeiros significativos para as fazendas pantaneiras. Na fazenda San Francisco, subregião do Pantanal de Miranda (com combinação de atividades de lavoura, pecuária e turismo), atividades de observação de fauna são desenvolvidas desde 1996, havendo, em 2002, realização regular de passeios de focagem noturna para observação de fauna. Entretanto, para minimizar efeitos negativos sobre a fauna, uma regra importante que os guias seguem é a de não iluminar dormitórios de aves de hábitos diurnos, evitando distúrbios que possam oferecer riscos a esses animais.

De forma a mensurar a efetividade da atividade de focagem noturna na fazenda San Francisco, em 2002 foi elaborado um formulário para os guias da pousada preencherem, indicando as espécies observadas e o número de observações por espécie, para cada saída realizada, independente se houve ou não observações. Nessa seção, mostramos o resultado das observações feitas pelos guias no período de 2005 até junho de 2015 para a focagem noturna, com atenção nas seguintes espécies de mamíferos: *Leopardus pardalis*, *Myrmecophaga trydactyla* e *Blastocerus dichotomus*.

No período avaliado, foram preenchidos 2.817 formulários, o que representou, em média, 94%

(82%-100%) das focagens noturnas realizadas. Os meses de julho e agosto de 2005, novembro e dezembro de 2006, e fevereiro a maio de 2009 foram excluídos dessa avaliação, pois o preenchimento dos formulários foi bem inferior a 80% das saídas realizadas. O objetivo das saídas noturnas com visitantes é a observação das espécies em si, independente se um mesmo indivíduo é observado mais de uma vez, por isso usamos aqui a taxa de sucesso nas observações, ou seja, o número de focagens noturnas em que a espécie foi avistada sobre o total de focagens noturnas realizadas no mês.

JAGUATIRICA (*Leopardus pardalis*)

Essa espécie de pequeno felino atrai muito a atenção dos visitantes pela beleza de sua pelagem, mas também pela relativa facilidade em ser observada na fazenda San Francisco. Durante os quase 11 anos de observação avaliados, raramente essa espécie foi avistada em menos da metade das focagens noturnas avaliadas (jan. 2006 = 52%; abr. 2007 = 56%), sendo que, na maioria dos meses, a jaguatirica foi observada em pelo menos 80% das saídas avaliadas.

Entre 2002 e 2003, foram avaliadas 103 saídas noturnas nessa área, quando houve 202 observações de jaguatirica em 81% das focagens, com média de quase duas observações por saída bem-sucedida (Concone, 2004). Para evitar a contagem de um mesmo indivíduo mais de uma vez na mesma saída, a hora e o local de cada observação da espécie foram anotados, havendo focagens com observação de até dez indivíduos distintos (Concone, 2004). A frequência alta de observações de *L. pardalis* nessa fazenda reflete a alta densidade da espécie na área, o que parece estar relacionado à abundância de suas principais presas no local, os pequenos roedores (Concone, 2004), na borda das áreas entre savanas naturais florestadas e as lavouras. Mais de dez anos depois desse estudo, a frequência de observações de jaguatirica na área continua bem alta (Figura 3), o que parece indicar uma população relativamente alta residente na região.

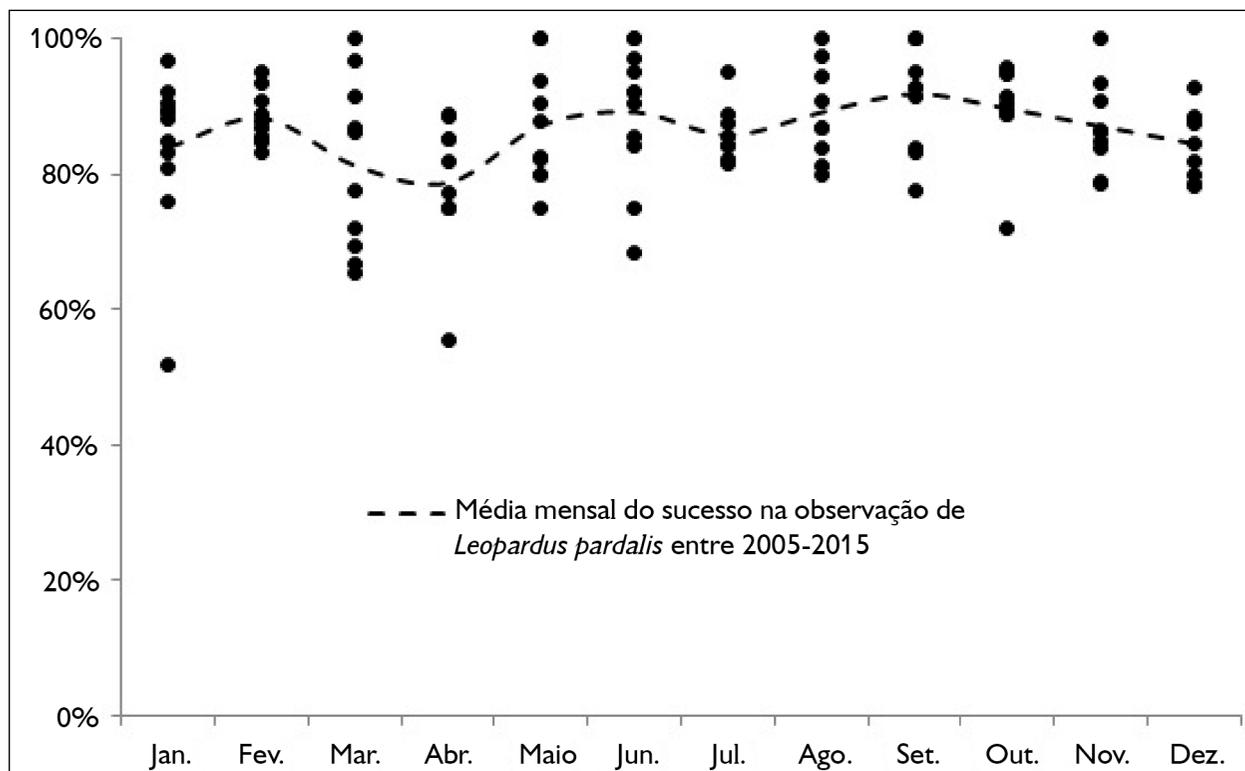


Figura 3. Taxa de sucesso mensal na observação de *Leopardus pardalis* durante focagens noturnas realizadas na fazenda San Francisco, Pantanal de Miranda, entre 2005 e 2015.

Figure 3. Monthly success rate in observing *Leopardus pardalis* during nocturnal sightings conducted on the San Francisco ranch, Pantanal of Miranda, between 2005 and 2015.

TAMANDUÁ-BANDEIRA (*Myrmecophaga trydactyla*)

Uma das espécies mais carismáticas e características da mastofauna sul-americana, o tamanduá-bandeira, que normalmente é associado como espécie típica do Cerrado, pode também ser bastante observada no Pantanal. Nos dez anos de focagens noturnas monitoradas na fazenda San Francisco, essa espécie apresenta uma distribuição sazonal de observações ao longo do ano (Figura 4).

Ao longo dos anos, e entre os diferentes anos, o sucesso na observação dessa espécie tem variado bastante, principalmente nos meses típicos da época de chuvas e inundação (novembro a março), quando as temperaturas estão mais altas. Porém, nos meses de inverno, durante a estação seca, é acentuado o aumento no sucesso em observar

essa espécie. Justamente nos dois meses mais frios do ano (julho e agosto), o sucesso na observação de tamanduás-bandeira é mais alto e varia muito pouco ao longo dos anos (jul. = 83% ± 7%, n = 9; ago. = 87% ± 9%, n = 9).

Nos meses de maior observação, as temperaturas médias na área ficam abaixo de 25 °C (com mínimas chegando a menos de 10 °C), sendo esperado aumento no período de atividade dos tamanduás-bandeira conforme a temperatura do ambiente diminui (Mourão & Medri, 2007). A maior ocorrência de observações dessa espécie se dá nas áreas de pastagem para a atividade pecuária. Todas as invernadas de gado da área possuem fragmentos de floresta de 1 a 2 hectares, que podem servir de sítios de descanso para os animais nas horas mais quentes do dia (Mourão & Medri, 2007).

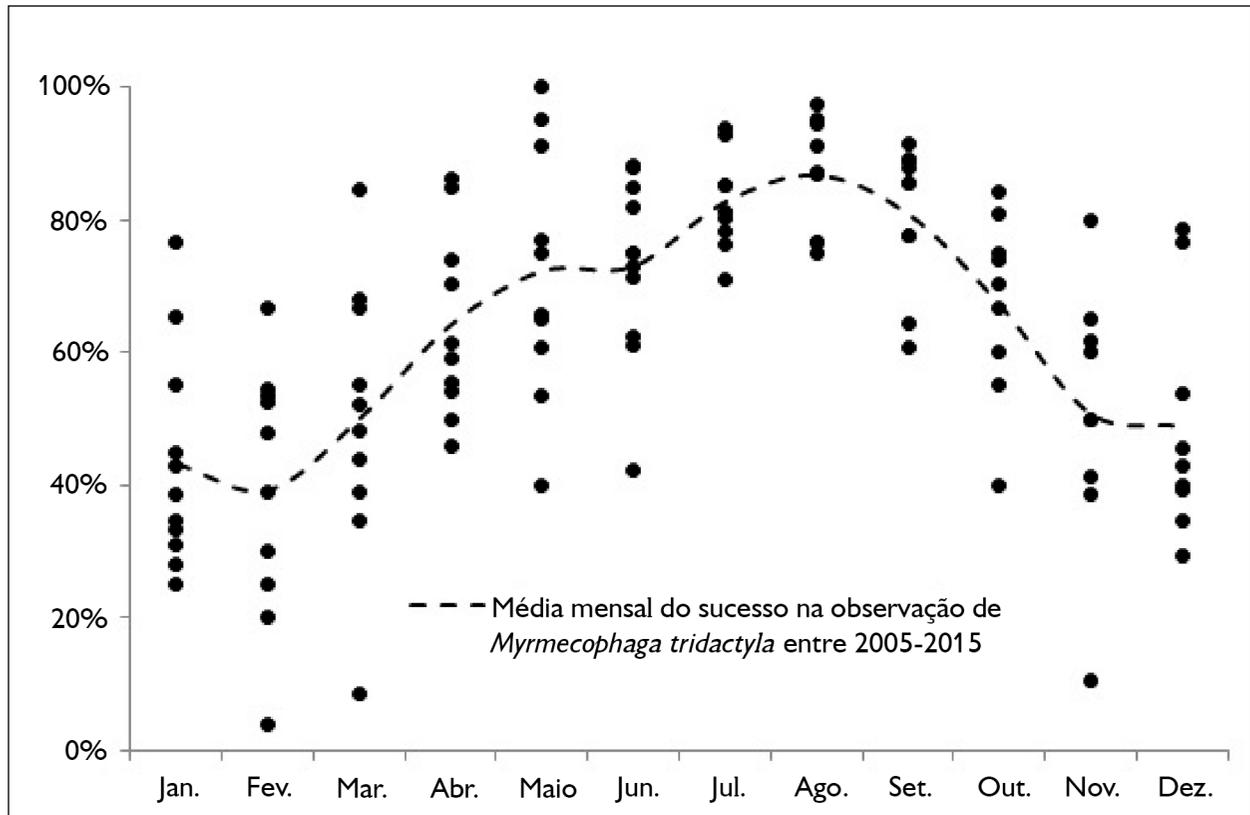


Figura 4. Taxa de sucesso mensal na observação de *Myrmecophaga tridactyla* durante focagens noturnas realizadas na fazenda San Francisco, Pantanal de Miranda, entre 2005 e 2015.

Figure 4. Monthly success rate in observing *Myrmecophaga tridactyla* during nocturnal sightings conducted on the San Francisco ranch, Pantanal of Miranda, between 2005 and 2015.

CERVO-DO-PANTANAL (*Blastocerus dichotomus*)

O cervo-do-pantanal é a maior espécie de cervídeo da América do Sul e uma das espécies de mamíferos de grande porte mais ameaçadas do Brasil. Assim como a jaguatirica e o tamanduá-bandeira, também é uma espécie extremamente carismática que atrai muito a atenção dos turistas. Nas saídas para focagens noturnas, o cervo-do-pantanal é uma das espécies com maior taxa de sucesso de observação, sendo raramente visto em menos do que 80% das saídas (Figura 5).

Possíveis motivos para a frequência alta de observações são o grande tamanho do animal e o reflexo intenso do fecho de luz em seus olhos, o que facilita

a localização da espécie à noite, uma vez que a densidade populacional dela na área é menor do que em outras áreas do Pantanal (Tomas et al., 2001, 2004; Azevedo & Murray, 2007). Assim como o tamanduá-bandeira, que é observado principalmente nas pastagens da área de pecuária da fazenda, o cervo-do-pantanal também é avistado com maior frequência em áreas específicas da fazenda por onde os veículos com turistas transitam. No caso do cervo-do-pantanal, a espécie é avistada com maior frequência nas áreas de cultivo de arroz irrigado próximas às áreas nativas da fazenda. Durante o cultivo, grandes áreas são irrigadas através de um sistema de canais, formando um ambiente de alagamento raso favorável ao cervo-do-pantanal.

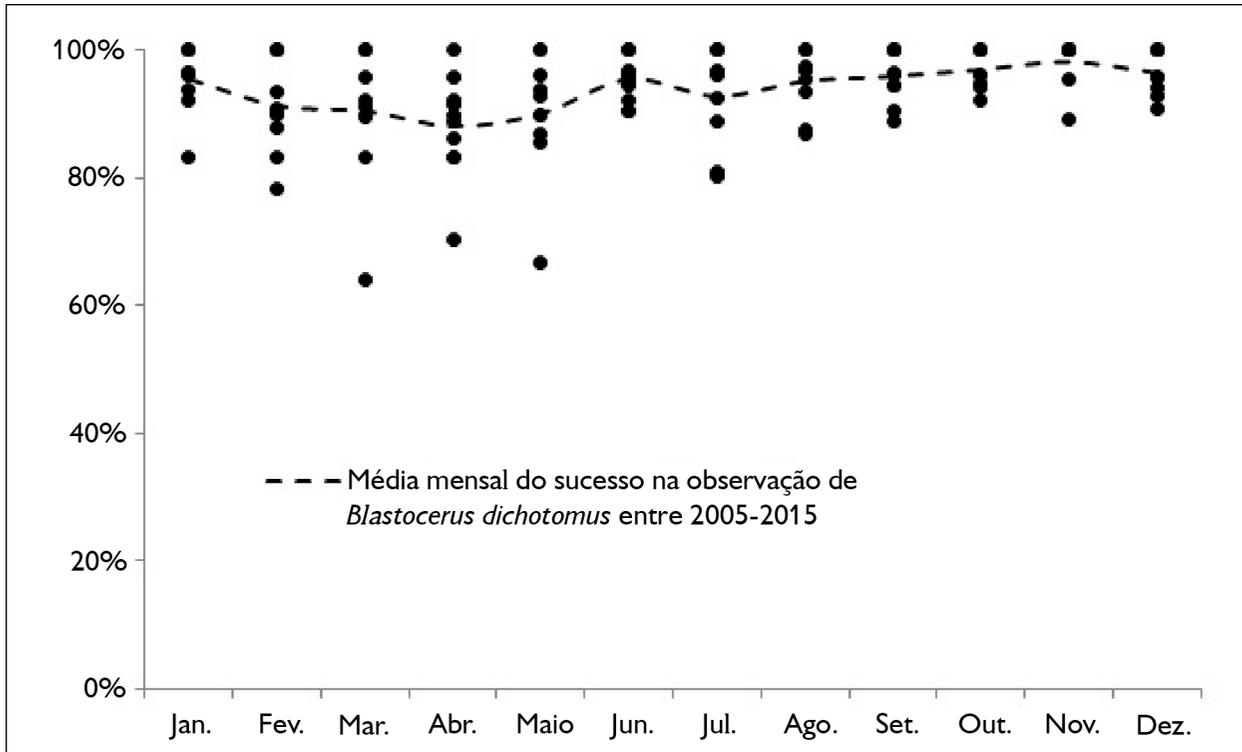


Figura 5. Taxa de sucesso mensal na observação de *Blastocerus dichotomus* durante focagens noturnas realizadas na fazenda San Francisco, Pantanal de Miranda, entre 2005 e 2015.

Figure 5. Monthly success rate in observing *Blastocerus dichotomus* during nocturnal sightings conducted on the San Francisco ranch, Pantanal of Miranda, between 2005 and 2015.

ESPÉCIE EM FOCO: ONÇAS DO PANTANAL

Onças-pintadas constituem atualmente o principal atrativo para o turismo em muitas regiões do Pantanal (Tortato & Izzo, 2017). Vídeos e fotos de onças-pintadas obtidos no Pantanal atingem milhares de visualizações na internet. Documentários de grandes redes de televisão internacionais sobre este felino foram realizados no Pantanal, como “Jaguar – one strike to the kill” (2010), “The phantom cat” (2012) e “The jaguar’s lair” (2014), todos exibidos pelo canal *National Geographic*. Com isso, o número de guias e pousadas que oferecem pacotes para observação de onças-pintadas aumentou significativamente nos últimos dez anos. Se utilizarmos os termos ‘jaguar’ e ‘Pantanal’ em sistemas de busca na internet, obtemos mais de 300.000 links. Estes dados reforçam a importância de espécies carismáticas para alavancar o turismo internacional (Skibins et al., 2013) no Pantanal.

Observar onças-pintadas em vida livre é muitas vezes uma tarefa difícil, tanto pelos hábitos crípticos do animal, como por esta espécie evitar a proximidade com o homem. No Pantanal, a observação de onças ocorre por meio de dois métodos distintos: turistas acomodados em bancos na carroceria de camionetes e caminhões, percorrendo estradas que cortam o Pantanal, como a estrada Parque Pantanal (Mato Grosso do Sul), a Transpantaneira (Mato Grosso) e dentro das fazendas. Habitualmente, a busca por onças-pintadas ocorre no período noturno com auxílio de lanternas potentes. O outro método, mais utilizado na região do Porto Jofre, é a busca por onças nas margens de rios e corixos utilizando-se de barcos de alumínio com motor de popa (Figura 6). Nessa região, as onças-pintadas são observadas durante o dia, com certa facilidade, no período de seca nas margens dos rios (Hoogesteijn et al., 2016a; Tortato & Izzo, 2017).



Figura 6. Turista observando uma onça-pintada (*Panthera onca*) às margens do rio Três Irmãos, Pantanal de Cuiabá. Foto: Fernando Tortato (2016).

Figure 6. Tourist watching a jaguar (Panthera onca) on the banks of the Três Irmãos River, Pantanal of Cuiabá. Photo: Fernando Tortato (2016).

Tortato e colaboradores (2012) avaliaram o comportamento desta espécie em relação aos turistas embarcados através de 67 encontros independentes entre turistas-onça na região do Porto Jofre. Em relação ao local onde a onça-pintada permanecia durante o período de observação, em 34% dos eventos o animal estava no barranco, 32% em praias e 26% utilizaram-se de barranco e praia. Foram anotadas informações referentes ao comportamento em 57 destas observações de onças-pintadas. No primeiro momento da observação, 74% das onças-pintadas estavam deitadas descansando, 24% estavam em movimento e somente em uma vez foi verificado um casal copulando. Após a onça-pintada perceber os observadores, em 65% dos casos o animal se afastou da margem do rio, mas permaneceu visível, em 27% manteve-se no local onde foi visto inicialmente e em apenas 8% dos eventos o animal fugiu assim que percebeu a embarcação. Em 9% dos eventos, a onça-pintada demonstrou algum sinal de irritação com os observadores, caracterizados pelo comportamento do animal de mostrar os dentes, colocar as orelhas para trás e ficar arrepiado. Em 16%, as onças-pintadas esturraram, contudo, esse comportamento não foi considerado somente

como sinal de irritação, podendo ser associado à comunicação intraespecífica. Esses resultados demonstram que as onças-pintadas dessa região estão se tornando habituadas com a presença humana, com poucos indivíduos fugindo ou demonstrando irritação (Tortato et al., 2012).

No Pantanal Sul, existem áreas com turismo específico para observação de onças-pintadas. Um exemplo é o projeto Onçafari, desenvolvido desde o ano de 2011 no Refúgio Ecológico Caiman. Além das atividades de turismo, o projeto tem como objetivo avaliar a dinâmica populacional das onças-pintadas e monitorar as predações deste grande felino no rebanho doméstico, desenvolvendo um programa de habituação das onças-pintadas à presença humana, utilizando-se de técnicas já utilizadas em países da África. Algumas onças-pintadas (principalmente fêmeas) são capturadas e monitoradas com rádio-colares via satélite e os animais são monitorados com veículos equipados para transportar turistas. O processo de habituação leva em consideração a distância adequada do animal observado, sendo realizado um monitoramento de cada indivíduo, considerando seu comportamento diante dos turistas (Hoogesteijn et al., 2016a).

Desde o início do projeto Onçafari, o número de turistas no Refúgio Ecológico Caiman vem aumentando, perfazendo 499 turistas oriundos de 31 nações distintas no ano de 2014. As onças-pintadas foram observadas por 30% desses turistas. Se considerarmos os 11 pacotes de passeios privados de 2014, com passeios diferenciados e realizados pelo projeto Onçafari, 82% dos turistas observaram onças-pintadas e, dentre esses, todos que permaneceram por mais de quatro dias junto ao projeto viram onças-pintadas em vida livre (Projeto Onçafari, 2014). Os dados mais recentes indicam aumento na taxa de sucesso na observação de onças-pintadas pelos visitantes. Para o ano de 2019, foram documentados 905 avistamentos desta espécie pelos turistas. Quase a totalidade (98%) dos hóspedes da fazenda Caiman que participaram das atividades com o Onçafari avistou uma onça-pintada (Eduardo Fragoso, comunicação pessoal, 2021).

Na fazenda San Francisco, no município de Miranda, Mato Grosso do Sul, são desenvolvidos tanto a atividade de pecuária e de lavoura como o turismo rural e de observação de fauna. As onças-pintadas representam um dos principais atrativos dessa propriedade. Durante cinco anos, foram quantificadas todas as perdas provocadas por ataques de onças-pintadas e onças-pardas no rebanho bovino dessa propriedade, representando um prejuízo de aproximadamente U\$ 18.000.00. Contudo, durante o mesmo período, cerca de 12.000 visitantes participaram da atividade de focagem noturna, em que um dos objetivos é tentar observar onças-pintadas, e essa atividade isoladamente gerou um lucro bruto de quase U\$ 500.000,00. Além de ficar claro que o turismo pode gerar por volta de 25 vezes mais renda do que prejuízos causados por ataques ao rebanho (Concone & Azevedo, 2012), é interessante notar que, apesar das chances de sucesso na observação da onça-pintada nessa

atividade variarem ao longo dos anos, houve acréscimo constante no número de turistas que participou da atividade entre 2005 e 2013 (Figura 7). Esses dados indicam que a possibilidade de ver a espécie já é o suficiente para manter o interesse do público na atividade. Entretanto, se a espécie fosse extinta da área, possivelmente o interesse e a visitação cairiam, de forma semelhante ao que foi relatado na Índia (Karanth et al., 2012).

Na região norte do Pantanal, na localidade de Porto Jofre, onde ocorre um turismo focado na observação de onças-pintadas, houve avaliação na mesma escala espacial do quanto a população de onças-pintadas representa em receita para o ecoturismo e quanto pode representar de prejuízo para atividade de pecuária. O resultado encontrado foi de que as onças-pintadas representaram 52 vezes mais receita (US\$ 6.827,392) do que prejuízos (US\$ 121.500) (Tortato et al., 2017), apresentando o mesmo padrão

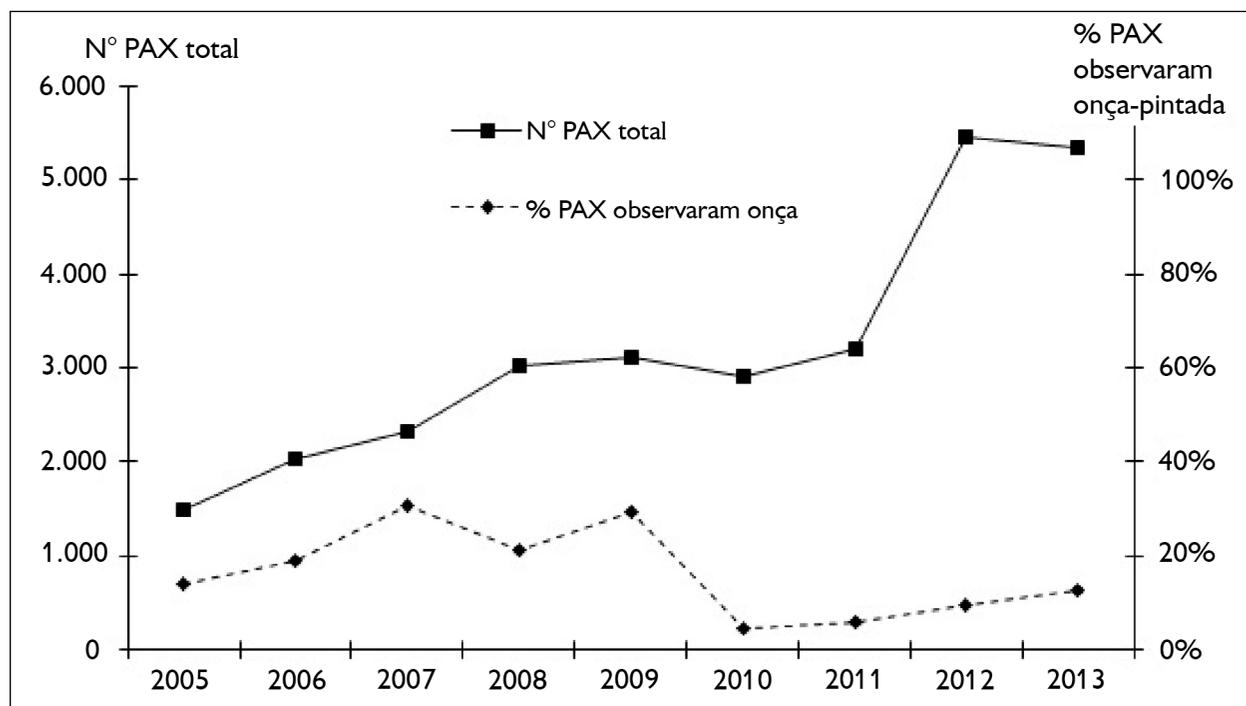


Figura 7. Evolução no número de turistas (Pax) que realizaram focagem noturna ao longo dos anos versus a porcentagem deles que efetivamente observou uma onça-pintada (*Panthera onca*) durante a saída. Fazenda San Francisco, Pantanal de Miranda, Mato Grosso do Sul.

Figure 7. Evolution in the number of tourists (Pax) that went night spotting over the years, versus the percentage of them that actually observed a jaguar (*Panthera onca*) during the trip. San Francisco Ranch, Miranda Pantanal, Mato Grosso do Sul.

observado por Concone & Azevedo (2012). Neste mesmo estudo, foram entrevistados os turistas que visitavam a região, sendo constatado que 80% deles estavam dispostos a colaborar com um sistema que compensasse as perdas provocadas por onças-pintadas nas fazendas vizinhas. Esses resultados demonstram a viabilidade de integrar as atividades econômicas em prol da conservação da espécie (Tortato et al., 2017). Na fazenda Barranco Alto, nas margens do rio Negro, município de Aquidauana, Mato Grosso do Sul, também é desenvolvido um projeto de monitoramento de longa duração das onças-pintadas associado ao turismo de observação dessa espécie (Greve, 2014). Esses são exemplos de propriedades privadas no Pantanal onde o turismo de observação de fauna auxilia na conservação da onça-pintada. Unir o turismo com a atividade de pecuária é uma alternativa para minimizar o conflito existente devido aos eventuais ataques de onças ao rebanho doméstico no Pantanal (Dalponte, 2002; Zimmermann et al., 2005; Dickman, 2010; Hoogesteijn et al., 2016a). Essa proposta já se mostrou viável em duas situações distintas no Pantanal, onde, como dito, a receita gerada pelo turismo ultrapassa o prejuízo provocado pelas onças-pintadas (Concone & Azevedo, 2012; Tortato et al., 2017).

A onça-pintada pode ser considerada uma espécie-bandeira para o turismo de observação de fauna no Pantanal, contudo não é a única atração disponível, existindo diversas espécies que atraem a atenção dos turistas, como a ariranha (*Pteronura brasiliensis*), a anta (*Tapirus terrestris*), a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e o quati (*Nasua nasua*). Os mamíferos exclusivos das Américas, como os tatus, os tamanduás e a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), também são muito procurados por turistas que visitam o Pantanal.

A SOCIABILIDADE DAS ARIRANHAS ENQUANTO RECURSO CÊNICO

Diferente do continente africano, existem poucas espécies de carnívoros sociais na América do Sul. Alguns exemplos são os cachorros-vinagre (*Speothos venaticus*), os quatis e as ariranhas. As ariranhas são 'animais bandeira' que podem

atrair centenas de turistas interessados em conhecer uma espécie carismática e conspícua, contribuindo para a valorização do produto do ecoturismo no Pantanal (Mourão & Ribas, 2004; Ribas, 2004).

A ariranha é o maior carnívoro semiaquático da América do Sul, com machos adultos podendo atingir o comprimento total de 1,8 m e peso de 32 kg (Duplaix, 1980; Carter & Rosas, 1997). Animais sociais, as ariranhas vivem em grupos coesos que podem chegar a mais de dez indivíduos, e animais solitários são representados por jovens adultos recentemente saídos do grupo familiar ou adultos que perderam o seu par (Duplaix, 1980). Animais conspícuos, já que são grandes, diurnos, com um diversificado repertório vocal e um metabolismo alto, ariranhas realizam diversas atividades durante o dia e, com uma certa rotina: acordam com o nascer do sol e saem para pescar, ao mesmo tempo que patrulham e marcam o seu território, com a manutenção das locas, latrinas e marcações odoríferas na vegetação (Hannibal et al., 2015). No meio do dia, param para descanso, que pode ser dentro da loca, ou para um banho de sol e à tarde repetem as mesmas atividades, habitualmente utilizando outra parte do seu território de aproximadamente 10 km lineares de rio. Para o turista atento, seus rastros também são visíveis; locas no barranco dos rios que elas usam para dormir, descansar e criar os filhotes, latrinas onde todos os indivíduos do grupo defecam, urinam e espalham seu cheiro característico, bem como pegadas e marcas de unhas nas margens dos rios. Tudo isso faz com que seja possível, para um guia treinado, saber como encontrar os animais e, assim, oferecer aos turistas não só a oportunidade de detectar um predador de topo de cadeia, mas também vê-lo em ação em estado selvagem (Figura 8).

A sociabilidade das ariranhas é complexa; apesar de toda a coesão entre os indivíduos de um mesmo grupo, com o patrulhamento em conjunto do território, latrinas comunais, vocalizações e reprodução cooperativa (Duplaix, 1980; Schweizer, 1992; Leuchtenberger & Mourão, 2009), grupos vizinhos mostram mútuas interações agonísticas,

incluindo canibalismo e brigas territoriais (Mourão & Carvalho, 2001; Ribas & Mourão, 2004; Ribas et al., 2012). A oportunidade de acompanhar estes animais em um passeio de barco no Pantanal já é uma experiência única, mas, além disso, a decodificação dos aspectos de sua biologia e de seu comportamento pode agregar valor para os turistas ávidos de conhecimento (Mourão & Ribas, 2004; Ribas, 2004).

O Pantanal é considerado um dos maiores refúgios para as populações de ariranhas que resistiram à contínua destruição de seus habitats e à forte pressão de caça por sua pele, sofrida pela espécie, especialmente nas décadas de 1950 e 1960 (Carter & Rosas, 1997). Em um estudo conduzido por Tomas e colaboradores (2015), a espécie ocorreu em quase todos os trechos de rios monitorados e em muitos tipos de habitats aquáticos no Pantanal. Além disso, ariranhas foram encontradas em ambientes não tão apropriados, alimentando-se de jacarés diante de escassez de peixes, nas caixas de empréstimo ao longo da estrada Parque Pantanal, sugerindo que as populações do Pantanal Sul possam ter atingido sua capacidade de suporte (Ribas et al., 2012).

Todos esses fatores fazem com que o Pantanal seja uma das mais importantes áreas para se preservar ariranhas e seu ambiente (Tomas et al., 2015), e o ecoturismo pode agregar valor à fauna local, contribuindo



Figura 8. Registro de ariranha (*Pteronura brasiliensis*) se alimentando no rio Cuiabá, Pantanal de Cuiabá, obtido a partir de pequena embarcação de turismo. Foto: Rafael Hoogesteijn (2012).

Figure 8. Record of giant otter (*Pteronura brasiliensis*) feeding in the Cuiabá River, Pantanal of Cuiabá, obtained from a small tourist boat. Photo: Rafael Hoogesteijn (2012).

para a sua conservação. Mas, como uma atividade econômica, o turismo de fauna precisa ser conduzido por pessoas treinadas, com conhecimento da biologia das espécies, a fim de que sejam respeitadas as características ecológicas individuais das mesmas. Para ariranhas, há evidências que um turismo que não respeite o limite de embarcações e a distância de aproximação pode estressar os animais, interferindo na reprodução, alterando suas atividades e até mesmo induzindo o grupo a abandonar um território completamente (Schenck & Staib, 1994). No Brasil, não encontramos publicações que mostrem uma relação direta entre o turismo e os impactos negativos sobre populações de ariranhas.

Além de turistas brasileiros e estrangeiros que chegam ao Pantanal com a expectativa de ver esses animais, essa espécie também atrai o interesse do grande público. Um exemplo foi a exibição de todo um segmento, com 370 segundos, dedicada exclusivamente às ariranhas, no programa Globo Repórter, levado ao ar no dia 19 de dezembro de 2003. Esse programa foi exibido em um horário em que a emissora contava com cerca de 30 milhões de espectadores (Ribas, 2004).

Documentários de vida animal distribuídos em canais internacionais, como o *National Geographic* e a BBC, entre outros, estão produzindo cada vez mais programas sobre a fauna e os biomas brasileiros, e as ariranhas são personagens frequentes (Ribas, comunicação pessoal, 2015). Apenas considerando os últimos cinco anos de produção da empresa alemã *Light & Shadow.tv* para o canal *National Geographic*, foram produzidos quatro documentários, de 45 minutos cada, nos quais imagens do comportamento das ariranhas ocuparam um total de mais de 12 minutos. A BBC, uma das maiores executoras e distribuidoras de programas de vida animal, produziu dois documentários em que a estória principal é contada a partir da vida das ariranhas: “Raising Sancho” (2008) e “Giant otters of the Amazon” (2012-2013). Esses programas têm distribuição para diversos países e são assistidos por milhões de pessoas ao redor do mundo, sensibilizando,

educando e contribuindo para valoração e conservação dos ambientes naturais e seus habitantes.

LEGISLAÇÃO E REGRAS

O turismo de observação de fauna é uma atividade que necessita de regras para que não se torne uma ameaça para as espécies observadas e para os turistas. Maus exemplos de turismo de observação de fauna ocorrem em todo mundo, causando estresse a diversas espécies (Green & Higginbottom, 2000) e, em muitos casos, considerado insustentável (Krüger, 2005).

No Pantanal, a observação de animais silvestres é regulamentada por resoluções estaduais, sendo registrados nos últimos anos alguns avanços e barreiras, principalmente na observação de onças-pintadas (Tortato & Izzo, 2017). No Mato Grosso, a atividade foi regulamentada no ano de 2011 através da Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) – 85/11, de 19 de agosto de 2011, e no Mato Grosso do Sul, no ano de 2015, por meio da Resolução SEMADE n. 8, de 28 de abril de 2015. A Resolução do CONSEMA – 85/11 surgiu após autoridades estaduais serem informadas de atitudes inadequadas que estavam ocorrendo no desenvolvimento do turismo, como o hábito de cevar as onças-pintadas nas margens dos rios. O uso de cevas para atrair onças era uma prática documentada através de vídeos e foi relacionada aos dois ataques de onça-pintada a seres humanos no município de Cáceres, Mato Grosso (Hoogesteijn et al., 2016b). Um ataque matou um pescador profissional que estava acampado às margens do rio Paraguai (Neto et al., 2011). Essa resolução estabelece regras para observação de onças-pintadas e onças-pardas (*Puma concolor*) em vida livre no estado de Mato Grosso. Dentre as regras, destaca-se a distância mínima entre o turista e o felino observado, o tempo de observação, além da proibição da utilização de atrativos sonoros que imitem o som das onças-pintadas (esturradores) e cevas.

Na região do Porto Jofre, no ano em que foi regulamentada a atividade, poucos guias e operadores de turismo tinham conhecimento da Resolução do CONSEMA

– 85/11. Foi realizado um estudo para verificar se essa atividade estava de acordo com a resolução estadual. Os dados foram coletados durante o período de seca (junho a dezembro) de 2011, sendo avaliado o número de barcos, o tempo de observação e a distância do animal. Naquele período, ocorreram 67 observações de onças-pintadas. Dessas observações, 48% tiveram a duração de até 30 minutos, 21% tiveram entre 30 e 60 minutos e 7%, de 60 a 90 minutos, sendo que o restante ocorreu de forma esparsa. Das 67 observações, em 66% haviam de um a cinco barcos, em 21% haviam de cinco a dez barcos, em 10% haviam de dez a 15 barcos, em 3% haviam mais de 15 barcos. Em relação à distância entre a embarcação e a onça-pintada, 8% das observações foram entre 10 e 20 metros, 35% entre 20 e 30 metros, 32% entre 30 e 40 metros, 20% entre 40 e 50 metros e 5% entre 50 e 60 metros. Das situações em que havia mais de um barco, em 68% não foi respeitado o limite máximo de 20 minutos de observação exigido pela resolução estadual (Resolução do CONSEMA – 85/11). Em todas as observações, foi respeitada a distância mínima de dez metros do animal (Tortato et al., 2012). No estado de Mato Grosso, novas regras têm sido discutidas para aprimorar o desenvolvimento do turismo de observação de fauna. Nos anos de 2014 e 2015, foram realizadas duas reuniões organizadas pela ONG Panthera e por lideranças locais, contando com a participação de operadores de turismo, guias, piloteiros, representantes de organizações não governamentais e representantes das agências governamentais, como o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), a Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA/MT) e a Secretaria de Turismo (SEDTUR/MT). Como resultado destas reuniões, foi criada a Associação Civil do Ecoturismo do Pantanal Norte (AECOPAN, s.d.), que tem como missão o turismo sustentável, a observação segura, sendo responsável pela fauna silvestre e pela proteção e conservação ambiental.

No Mato Grosso do Sul, as regras surgiram em 2015, por meio da Resolução SEMADE n. 8, de 28 de abril de

2015, a qual não abrange somente os grandes felinos, como a resolução de Mato Grosso. No Mato Grosso do Sul, as regras valem para onça-pintada, onça-parda, lobo-guará, cateto (*Dicotyles tajacu*), queixada (*Tayassu pecari*) e ariranha. Nessa resolução, ficam definidas as regras de observação dessas espécies, além de serem estabelecidas as penalidades descritas na Lei Federal nº 9.605/98 e no Decreto Federal nº 6.514/08 para o turista que descumprir essas normas (Resolução SEMADE n. 8, de 28 de abril de 2015).

PERSPECTIVAS FUTURAS

O mundo e suas relações socioeconômicas passam por transformações constantes e estratégias econômicas que protejam os recursos naturais são imprescindíveis para a conservação da vida no planeta. A biodiversidade do Pantanal constitui recurso natural com reconhecido valor na economia, na cultura, na recreação, na estética, na ciência e na educação. O Pantanal abriga alta concentração de populações de grandes vertebrados, como nenhum outro bioma do Brasil, além de abrigar populações viáveis de várias espécies ameaçadas de extinção, como ariranhas, onças-pintadas e araras-azuis (Mittermeier et al., 1990; Harris et al., 2005; Alho & Sabino, 2011). Devido ao seu estado de Conservação e sua importância para a diversidade global, o Pantanal é considerado pela Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura (UNESCO) como patrimônio natural mundial e reserva da biosfera, além de área úmida de importância internacional pela convenção de Ramsar, oferecendo uma oportunidade única para a conservação da biodiversidade, em conjunção com o desenvolvimento sustentável (Harris et al., 2005).

Entretanto, diversas ameaças comprometem a sustentabilidade do bioma, como a conversão de habitats naturais e a poluição por pesticidas para a plantação de culturas no Cerrado adjacente ao Pantanal; a introdução de espécies de gramíneas exóticas na planície; queimadas; a sobre-exploração da pesca; a exploração de minério; além de projetos de desenvolvimento, como hidrelétricas, e a implantação da hidrovía Paraguai-Paraná (Mittermeier et al.,

1990; Harris et al., 2005; Junk et al., 2006b; Alho & Sabino, 2011; Tomas et al., 2019).

O turismo planejado de observação de fauna, aliado à tradicional cultura local, oferece um modelo de desenvolvimento que agrega valor ao recurso vivo, ao mesmo tempo em que integra as propriedades privadas ao processo de conservação do bioma (Hoogesteijn et al., 2016a; Tortato & Izzo, 2017). Nesse sentido, também surge como uma importante alternativa de renda, agregando valor a essas propriedades rurais e gerando emprego, com qualificação de mão-de-obra, especialmente para mulheres.

O valor originado da observação dessas espécies estimula a comunidade local a proteger a vida animal para a continuidade da atividade, e espécies que antes tinham apenas valor quando mortas passam a ser lucrativas enquanto vivas (Concone & Azevedo, 2012; Tortato et al., 2017). Modelos de negócios inovadores, que valorizem o capital natural, estão entre os principais desafios para o futuro desse ecossistema (Alho & Sabino, 2011). Os dados aqui apresentados auxiliam na compreensão do turismo de observação de mamíferos no Pantanal, contribuindo para o estabelecimento de novas normas e regras que promovam o desenvolvimento sustentável da atividade.

REFERÊNCIAS

- A Best Practice Guidance Manual (ABTA). (2013). Global welfare guidance for animals in tourism: A best practice guidance manual. *ABTA animal welfare guidelines*. <https://www.abta.com/sites/default/files/media/document/uploads/Global%20Welfare%20Guidance%20for%20Animals%20in%20Tourism%202019%20version.pdf>
- Albuquerque, F.F., Catella, A. C., Albuquerque, S. P., & Santos, D. C. (2011). *Sistema de controle da pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS 16 – 2009* (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento). EMBRAPA Pantanal.
- Alho, C. J. R., & Sabino, J. (2011). A conservation agenda for the Pantanal's biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1), 327-335. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000200012>
- Associação Civil do Ecoturismo do Pantanal Norte (AECOPAN). (s.d.). <https://www.aecopan.org/>
- Azevedo, F. C. C., & Murray, D. L. (2007). Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation*, 137(3), 391-402. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.02.022>



- Bindra, P., & Karanth, K. K. (2013). Tourism turf wars: debating the benefits and costs of wildlife tourism in India. *Oryx*, 4(1), 15-16. <https://doi.org/10.1017/S0030605313000161>
- Broekhuis, F. (2018). Natural and anthropogenic drivers of cub recruitment in a large carnivore. *Ecology and Evolution*, 8(13), 6748-6755. <https://doi.org/10.1002/ece3.4180>
- Buckley, R. C., & Pabla, H. S. (2014). Tourism ban won't help Indian tigers. *Nature*, 489(7414), 33. <https://doi.org/10.1038/489033b>
- Burns, G. L., & Howard, P. (2003). When wildlife tourism goes wrong: a case study of stakeholder and management issues regarding Dingoes on Fraser Island, Australia. *Tourism Management*, 24(6), 699-712. [https://doi.org/10.1016/S0261-5177\(03\)00146-8](https://doi.org/10.1016/S0261-5177(03)00146-8)
- Carter, S. K., & Rosas, F. C. W. (1997). Biology and conservation of the giant otter *Pteronura brasiliensis*. *Mammal Review*, 27(1), 1-26. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1997.tb00370.x>
- Chardonnet, P. H., desClercs, B., Fischer, J., Gerhold, R., Jori, F., & Lamarque, F. (2002). The value of wildlife. *Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties*, 21(1), 15-51. <http://dx.doi.org/10.20506/irst.21.1.1323>
- Concone, H. V. B. (2004). *Aspectos da ecologia e conservação da Jaguatirica *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) em ambiente antropizado do Pantanal de Miranda, Mato Grosso do Sul* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul].
- Concone, H. V. B., & Azevedo, F. C. C. (2012). How much worth is a jaguar alive? Alternatives to conflicts between livestock and large cats in the Brazilian Pantanal. In *49th Annual Meeting of the Association of Tropical Biology and Conservation*, Bonito.
- Cunha, A. A., & Costa, C. M. M. (2018). Nature tourism research in Brazil: A preliminary sciencimetric approach of the last 20 years. In: A. A. Cunha, T. C. Magro-Lindenkamp, & S. F. McCool (Eds.), *Tourism and protected areas in Brazil: Challenges and perspectives* (pp. 25-45). Nova Science Publishers.
- Curtin, S., & Kragh, G. (2014). Wildlife tourism: reconnecting people with nature. *Human Dimensions of Wildlife*, 19(6), 545-554. <https://doi.org/10.1080/10871209.2014.921957>
- Dalponete, J. C. (2002). Dieta del jaguar y depredación de ganado em el Norte del Pantanal, Brasil. In R. A. Medellín, C. L. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson . . . & A. Taber (Eds.), *El jaguar em el nuevo milenio: una evaluación de su condición actual, historia natural y prioridades para su conservación* (1 ed., pp. 201-214). Fondo de Cultura Económica.
- Dantas, M. S., Rosa, R. R., Calheiros, D. F., Veronese, T. B., Limaé, I. B. T., & Hamilton, S. K. (2009). Análise espectral de dados SMMR para estudo de padrões de inundação do Pantanal. In *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, INPE, Rio Grande do Norte.
- Desbiez, A. L. J., Keuroghlian, A., Piovezan, U., & Bodmer, R. E. (2011). Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. *Oryx*, 45(1), 78-83. <https://doi.org/10.1017/S0030605310001304>
- Dickman, A. J. (2010). Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human-wildlife conflict. *Animal Conservation*, 13(5), 458-466. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00368.x>
- Duplaix, N. (1980). Observation on the ecology and behavior of the giant otter *Pteronura brasiliensis* in Suriname. *Revue Ecologique (Terre Vie)*, 34, 495-620.
- Fundação de Turismo de Mato Grosso do Sul (FUNDTUR/MS). (2013). Indicadores turísticos 2013 – ano base 2012. <https://docplayer.com.br/7262908-Indicadores-turisticos-2013-ano-base-2012.html>
- Gossling, S. (1999). Ecotourism: a means to safeguard biodiversity and ecosystem functions? *Ecological Economics*, 29(2), 303-320. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00012-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00012-9)
- Green, R. J., & Higginbottom, K. (2000). The effects of non-consumptive wildlife tourism on free-ranging wildlife: a review. *Pacific Conservation Biology*, 6(3), 183-197. <https://doi.org/10.1071/PC000183>
- Greve, S. (2014). Ecotourism an opportunity for jaguar conservation at Fazenda Barranco Alto Lodge. In R. Egger & C. Maurer (Eds.), *ISCONTOUR – Tourism Research Perspectives: Proceedings of the International Student Conference in Tourism Research* (pp. 191-202). BoD–Books on Demand.
- Hamilton, S. K., Sippel, S. J., & Melack, J. M. (1996). Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Archiv für Hydrobiologie*, 137(1), 1-23. <http://dx.doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/137/1996/1>
- Hamilton, S. K. (1999). Potential effects of a major navigation project (Paraguay–Parana hidrovia) on inundation in the Pantanal floodplains. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15(4), 289–299. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199907/08\)15:4%3C289::AID-RRR520%3E3.0.CO;2-I](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199907/08)15:4%3C289::AID-RRR520%3E3.0.CO;2-I)
- Hannibal, W., Duarte, L. A., & Santos, C. C. (2015). *Mamíferos não voadores do Pantanal e entorno*. Natureza em Foco.
- Harris, M. B., Tomás, W. M., Mourão, G., Da Silva, C. J., Guimarães, E., Sonoda, F., & Fachim, E. (2005). Safeguarding the Pantanal wetlands: threats and conservation initiatives. *Conservation Biology*, 19(3), 714-720. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00708.x>
- Hemson, G., MacLennan, S., Mills, G., Johnson, P., & Macdonald, D. W. (2009). Community, lions, livestock and money: a spatial and social analysis of attitudes to wildlife and the conservation value of tourism in a human-carnivore conflict in Botswana. *Biological Conservation*, 142(11), 2718–2725. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.06.024>

- Hoogesteijn, R., Hoogesteijn, A., Tortato, F. R., May Jr., J. A., Coelho, C. P., & Concone, H. V. B. (2016a). Conservación de jaguares fuera de áreas protegidas: turismo de observación de jaguares en propiedades privadas en el Pantanal. In E. Payan-Garrido, C. Castano-Urbe & C. Lasso (Eds.), *Conservación de grandes vertebrados en áreas no protegidas de Colombia, Venezuela y Brasil* (pp. 259-274). Panthera/Fundación Herencia Ambiental Caribe e Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Hoogesteijn, R., Hoogesteijn, A. L., Tortato, F. R., Payán-Garrido, E., Jedrzejewski, W., Marchini, S., . . . & Boede, E. (2016b). Consideraciones sobre la peligrosidad del jaguar para los humanos: ¿Quién es letal para quién? In: C. Castaño-Urbe, C. A. Lasso, R. Hoogesteijn, A. D. Pulido & E. Payán-Garrido (Eds.), *Conflicto entre felinos y humanos en América Latina* (Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical) (vol. 2, pp. 445-468). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt/Fundación Herencia Ambiental Caribe/Panthera.
- Junk, W. J., Brown, M., Campbell, I. C., Finlayson, M., Gopal, B., Ramberg, L., & Warner, B. G. (2006a). The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. *Aquatic Sciences*, *68*, 400-414. <https://doi.org/10.1007/s00027-006-0856-z>
- Junk, W. J., Cunha, C. N., Wantzen, K. M., Petermann, P., Strussmann, C., Marques, M. I., & Adis, J. (2006b). Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences*, *68*, 278-309. <https://doi.org/10.1007/s00027-006-0851-4>
- Karant, K. K., & DeFries, R. (2011). Nature-based tourism in Indian protected areas: New challenges for park management. *Conservation Letters*, *4*(2), 137-149. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00154.x>
- Karant, K. K., DeFries, R., Srivathsa, A., & Sankaraman, V. (2012). Wildlife tourists in India's emerging economy: potential for a conservation constituency? *Oryx*, *46*(3), 382-390. <https://doi.org/10.1017/S003060531100086X>
- Krüger, O. (2005). The role of ecotourism in conservation: panacea or Pandora's box? *Biodiversity & Conservation*, *14*, 579-600. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-3917-4>
- Leuchtenberger, C., & Mourão, G. (2009). Scent-marking of giant otter in the Southern Pantanal, Brazil. *Ethology*, *115*(3), 210-216. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.2008.01607.x>
- Lundquist, D., Sironi, M., Würsig, B., Rowntree, V., Martino, J., & Lundquist, L. (2013). Response of southern right whales to simulated swim-with-whale tourism at Península Valdés, Argentina. *Marine Mammal Science*, *29*(2), E24-E45. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2012.00583.x>
- Magro-Lindenkamp, T. C., & Passold, A. J. (2018). Coping with the effects of tourism in natural areas. In A. A. Cunha, T. C. Magro-Lindenkamp, & S. F. McCool (Eds.), *Tourism and protected areas in Brazil: Challenges and perspectives* (pp. 1-24). Nova Science Publishers, Inc.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). (2015). *Pantanal*. <https://antigo.mma.gov.br/biomas/pantanal.html>
- Mittermeier, R. A., Câmara, I. G., Pádua, M. T. J., & Blanck, J. (1990). Conservation in the Pantanal of Brazil. *Oryx*, *24*(2), 103-112. <https://doi.org/10.1017/S003060530003475X>
- Mourão, G., & Carvalho, L. (2001). Cannibalism among Giant Otters (*Pteronura brasiliensis*). *Mammalia*, *65*(2), 225-227.
- Mourão, G., Coutinho, M. E., Mauro, R., Tomas, W. M., & Magnusson, W. (2002). *Levantamentos aéreos de espécies introduzidas no Pantanal: porcos ferais (porco monteiro), gado bovino e búfalos* (pp. 1-22). EMBRAPA Pantanal.
- Mourão, G., & Ribas, C. (2004). A biologia da ariranha como potencial atrativo para o ecoturismo no Pantanal. In *Anais eletrônicos do IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal*, EMBRAPA, Corumbá, MS. <http://www.cpap.embrapa.br/agencia/simpan/sumario/palestras/GuilhermeMourao.PDF>
- Mourão, G., & Medri, M. (2007). Activity of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. *Journal of Zoology*, *271*(2), 187-19. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00198.x>
- Morand, D. (1994). Contingent valuation and Biodiversity – Measuring the user surplus of Kenyan protected areas. *Biodiversity & Conservation*, *3*(8), 663-684. <https://doi.org/10.1007/BF00126859>
- Mossaz, A., Buckley, R. C., & Castley, J. G. (2015). Ecotourism contributions to conservation of African big cats. *Journal of Nature Conservation*, *28*, 112-118. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2015.09.009>
- Neto, M. F. C., Garrone Neto, D., & Haddad, V. (2011). Attacks by jaguars (*Panthera onca*) on humans in central Brazil: report of three cases, with observation of a death. *Wild Environ Med*, *22*(2), 130-135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wem.2011.01.007>
- Orams, M. B. (2002). Feeding wildlife as a tourism attraction: a review of issues and impacts. *Tourism Management*, *23*(3), 281-293. [https://doi.org/10.1016/S0261-5177\(01\)00080-2](https://doi.org/10.1016/S0261-5177(01)00080-2)
- Peres, C. A. (2000). Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, *14*(1), 240-253. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98485.x>
- Projeto Onçafari. (2014). *Relatório anual*. https://oncafari.org/wp-content/uploads/2019/11/relatorio_anual_oncafari_2014.pdf
- Quigley, H., & Crawshaw Jr., P. G. (1992). A conservation plan for the jaguar (*Panthera onca*) in the Pantanal region of Brazil. *Biological Conservation*, *61*(3), 149-157. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91111-5](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91111-5)

- Resolução CONSEMA – 85/11. (19 de agosto de 2011). *Diário Oficial de Mato Grosso*, Pp 10-11. <https://www.iomat.mt.gov.br/portal/visualizacoes/jornal/2925/#/p:10/e:2925>
- Resolução SEMADE n. 8. (28 de abril de 2015). *Diário Oficial de Mato Grosso*, n. 8912. https://www1.imprensaoficial.ms.gov.br/pdf/DO8912_05_05_2015.pdf
- Ribas, C. (2004). *Desenvolvimento de um programa de monitoramento em longo prazo das ariranhas (Pteronura brasiliensis) no Pantanal brasileiro* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul].
- Ribas, C., & Mourão, G. (2004). Intraspecific agonism between giant otter groups. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 21(2), 89-93.
- Ribas, C., Damasceno, G., Magnusson, W., Leuchtenberger, C., & Mourão, G. (2012). Giant otters feeding on caiman: evidence for an expanded trophic niche of recovering populations. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 47(1), 19-23. <https://doi.org/10.1080/01650521.2012.662795>
- Sabino, J., & Andrade, L. P. (2003). Uso e conservação da ictiofauna no ecoturismo da região de Bonito, Mato Grosso do Sul: o mito da sustentabilidade ecológica no rio Baía Bonita (Aquário Natural de Bonito). *Biota Neotrópica*, 3(2), 1-9. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032003000200002>
- Sabino, J. (2012). *Ecoturismo: nas trilhas da biodiversidade brasileira*. Natureza em Foco.
- Schenck, C., & Staib, E. (1994). *Giant otter. A giant under even bigger pressure*. Esta-Druck, S.Tafertshorfer Polling. Frankfurt Zoological Society, Alfred-Brehm-Platz 16, D-60316.
- Seidl, A. F., Vila da Silva, J. S., & Moraes, A. S. (2001). Cattle ranching and deforestation in the Brazilian Pantanal. *Ecological Economics*, 36(3), 413-425. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00238-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00238-X)
- Sekhar, N. U. (2003). Local people's attitudes towards conservation and wildlife tourism around Sariska Tiger Reserve, India. *Journal of Environmental Management*, 69(4), 339-347. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2003.09.002>
- Serviço Social de Comércio Pantanal (SESC Pantanal). (2011). *Relatório anual de 2011*. 41p. <https://www.yumpu.com/pt/document/read/13435937/relatorio-anual-2011-sesc-pantanal>
- Schweizer, J. (1992). *Ariranhas no Pantanal: ecologia e comportamento da Pteronura brasiliensis*. Edibran-Editora Brasil Natureza Ltda.
- Skibins, J. C., Powell, R. B., & Hallo J. C. (2013). Charisma and conservation: Charismatic megafauna's influence on safari and zoo tourists' pro-conservation behaviors. *Biodiversity and Conservation*, 22, 959-982. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0462-z>
- Tomas, W. M., Salis, S. M., Silva, M. P., & Mourão, G. M. (2001). Marsh deer (*Blastocercus dichotomus*) distribution as a function of floods in the Pantanal wetland, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36(1), 9-13. <https://doi.org/10.1076/snfe.36.1.9.8877>
- Tomas, W. M., Zucco, C. A., Fernandez, F. A., Harris, M., Cardim, E. N., Cestari, C., . . . & Tortato, M. A. (2004). Estimativa da abundância das populações de cervo (*Blastocercus dichotomus*) e veado campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro, MS. In *Anais IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal*, Corumbá.
- Tomas, W. M., Camilo, A. R., Ribas, C., Leuchtenberger, C., Borges, P. A. L., Mourão, G., & Pellegrin, L. A. (2015). Distribution and conservation status of giant otter *Pteronura brasiliensis* in the Pantanal wetland, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 10(2), 107-114.
- Tomas, W. M., Roque, F. O., Morato, R. G., Medici, P. E., Chiaravalloti, R. M., Tortato, F. R., . . . & Junk, W. J. (2019). Sustainability agenda for the Pantanal wetland: perspectives on a collaborative interface for science, policy, and decision-making. *Tropical Conservation Science* 12(2), 1-30. <http://dx.doi.org/10.1177/1940082919872634>
- Tortato, F. R., Hoogesteijn, R., Lara, A., & Quigley, H. B. (2012). Caracterização da observação de onça-pintada (*Panthera onca*) por turistas embarcados na região do Porto Jofre, Poconé, Mato Grosso. In *Anais do 6º Congresso Brasileiro de Mastozoologia*, Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil.
- Tortato, F. R., & Hoogesteijn, R. (2014). Pecuária, turismo e as onças-pintadas na região do Porto Jofre, Pantanal, Brasil. In *Caderno de Resumos do VII Congresso Brasileiro de Mastozoologia*, SBMZ, Gramado, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Tortato, F. R., & Izzo, T. J. (2017). Advances and barriers to the development of jaguar-tourism in the Brazilian Pantanal. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(1), 61-63. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.02.003>
- Tortato, F. R., Izzo, T. J., Hoogesteijn, R., & Peres, C. A. (2017). The numbers of the beast: Valuation of jaguar (*Panthera onca*) tourism and cattle depredation in the Brazilian Pantanal. *Global Ecology and Conservation*, 11, 106-114.
- Weber, A. W. (1989). *Conservation and development on the Zaire-Nile Divide: An analysis of value conflicts and convergence in the management of Afromontane Forests in Rwanda*. University of Wisconsin.
- World Bank Group (2018). *Supporting sustainable livelihoods public disclosure authorized through wildlife tourism*. Knowledge Series, Tourism for Development.



World Travel Market. (1993). *World responsible tourism awards*.
<http://www.responsibletravel.com/awards/winners/2013.htm#destination>

Zimmermann, A., Walpole, M. J., & Leader-Williams, N. (2005). Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx*, 39(4), 406–412. <https://doi.org/10.1017/S0030605305000992>

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

F. R. Tortato contribuiu com administração de projeto, análise formal, conceituação, investigação, metodologia e escrita (rascunho original, revisão e edição); C. Ribas com análise formal, investigação, metodologia e escrita (rascunho original, revisão e edição); H. V. B. Concone com análise formal, investigação, metodologia e escrita (rascunho original, revisão e edição); e R. Hoogesteijn com análise formal, investigação, metodologia e escrita (rascunho original, revisão e edição).



A efetividade das áreas protegidas na conservação das espécies de mamíferos do bioma Pantanal

Effectiveness of protected areas in the conservation of mammal species in the Pantanal biome

Fátima Aparecida Sonoda[†] | Priscilla Barbosa Alcantara da Silva^{II}  | Laura Rodrigues Ribeiro^{III}  | Nely Tocantins^{IV}  |
Sylvia Torrecilha^V 

[†]Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso. Cuiabá, Mato Grosso, Brasil (*In memoriam*)

^{II}SIGNature Planejamento e Conservação. Barbacena, Minas Gerais, Brasil

^{III}INTERMAT. Cuiabá, Mato Grosso, Brasil

^MUniversidade Federal de Mato Grosso. Grupo de Pesquisas em Geografia Agrária e Conservação da Biodiversidade. Cuiabá, Mato Grosso, Brasil

^VInstituto de Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

Resumo: As áreas protegidas são reconhecidas como principal estratégia na conservação *in situ* da biodiversidade, sendo utilizadas como um indicador válido e mensurável do progresso na conservação da biodiversidade remanescente na esfera mundial. O objetivo deste artigo foi estruturar uma base de informações de ocorrência de mamíferos nas unidades de conservação (UC) do Pantanal e avaliar a efetividade das mesmas quanto à proteção da mastofauna presente no bioma. No levantamento de dados de mamíferos presentes nas UC de proteção integral do bioma, foram registradas 112 espécies. Somando-se os registros das UC de uso sustentável, obteve-se o total de 125 espécies. As UC de proteção integral apresentaram registro de aproximadamente 68% das espécies listadas para o bioma pantaneiro. Acrescidos dos registros das UC de uso sustentável, totalizou-se aproximadamente 76% das espécies. Quanto às espécies ameaçadas, foram contabilizadas 22 espécies presentes com pelo menos um registro na rede de UC de proteção integral do bioma. Uma abordagem voltada à construção de uma rede de UC com amplos objetivos de manejo e de conservação é a principal estratégia para garantir a sustentabilidade do bioma, ainda pouco representado no sistema nacional (4,65% de seu território protegido).

Palavras-chave: Unidades de conservação. Mamíferos. Espécies ameaçadas. Pantanal.

Abstract: Protected areas (PA) are recognized as the main strategy of biodiversity *in situ* conservation and used as a valid and measurable indicator of progress in remaining worldwide biodiversity conservation. Thus, the objective of this article was to conduct a detailed literature review to accumulate records of mammal occurrence across Pantanal Conservation Units and to evaluate their effectiveness in protecting the species present in the biome. We recorded 112 species in the biome's Integral Protection Conservation Units. A total of 125 species was obtained by adding up the records of the biome's Sustainable Use Conservation Units. The biome's Integral Protection Conservation Units presents records of approximately 68% of the species listed for the Pantanal biome. Added to the biome's Sustainable Use Conservation Units' records, approximately 76% of the species were recorded. Of 22 threatened species analyzed, there was at least one record in the biome's Integral Protection Conservation Units network. Our results reinforce the importance of a PAs network approach based on broad management and conservation objectives as the main strategy to ensure the sustainability of the biome, which is still poorly represented in the National System of Conservation Units (4.65% of its territory protected).

Keywords: Conservation units. Mammals. Endangered species. Pantanal.

Sonoda, F. A., Silva, P. B. A., Ribeiro, L. R., Tocantins, N., & Torrecilha, S. (2021). A efetividade das áreas protegidas na conservação das espécies de mamíferos do bioma Pantanal. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 16(3), 371-440. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i3.815>

Autora para correspondência: Sylvia Torrecilha. (torrecilhams@gmail.com).

Recebido em dez. 2020

Aprovado em out. 2021

Responsabilidade editorial: Carolina Carvalho Cheida



INTRODUÇÃO

As áreas protegidas são reconhecidas como principal estratégia na conservação *in situ* da biodiversidade (Chape et al., 2005) e representam pedras angulares das ferramentas de desenvolvimento sustentável (Lopoukhine, 2008). O estabelecimento das áreas protegidas é uma importante ação de valorização e de manutenção do meio ambiente e dos recursos naturais existentes (fauna, flora, minerais, água, serviços ecossistêmicos, entre outros).

Terborgh e van Schaik (2002) reafirmam que as áreas protegidas, além de serem essenciais para a preservação da biodiversidade, são vitais para responder a desafios emergentes, como proteção hídrica, saúde, redução do risco de desastres e mudanças climáticas. Os autores vão além, preconizando dois desafios a serem enfrentados: “A necessidade de destinar mais áreas para a proteção da biodiversidade e a efetividade de proteção das terras destinadas à conservação da biodiversidade contra um conjunto de forças destrutivas” (Terborgh & van Schaik, 2002, p. 31). A biodiversidade é um bem comum essencial para a sobrevivência da humanidade na Terra, sendo amplamente reconhecida e fundamentada por governos, acordos multilaterais, com apoio da sociedade civil (Peres et al., 2011).

O movimento moderno pelas áreas protegidas originou-se no século 19. À medida que as áreas protegidas se espalharam pelo mundo no século 20, a força motriz diferia de região para região (IUCN, 2010), evoluindo de um estágio inicial, restrito à proteção de determinadas espécies-símbolos, para a conservação da biodiversidade num contexto mais funcional (Mussi & Motta, 2012). As áreas protegidas atualmente são muito mais do que uma coleção de locais excepcionais. São reconhecidas como a principal ferramenta de conservação com a qual esperamos deter o declínio implacável da biodiversidade global. Medidas apenas por extensão, as áreas protegidas são uma resposta de conservação extraordinariamente bem-sucedida (Rodriguez et al., 2020).

Em 2010, as 193 partes da Convenção sobre Diversidade Biológica adotaram 20 ‘metas de Aichi’,

a serem cumpridas até 2020 (Brasil, 2010). A meta de Aichi 11 compromete os governos a conservarem 17% dos ambientes terrestres e 10% dos ambientes marinhos na escala global, especialmente áreas de particular importância para a biodiversidade, “através de sistemas de áreas protegidas ecologicamente representativos” ou outra “área baseada em medidas de conservação” (Butchart et al., 2015, p. 330).

Nesse sentido, os sistemas de áreas protegidas precisam, para a sua consolidação e ampliação, da integração de dois elementos: representatividade e efetividade (Loyola et al., 2007). A eficácia das áreas protegidas individuais surge de um conjunto de fatores interligados, incluindo ambas as decisões tomadas no momento de estabelecimento (design, localização e conectividade com outros sítios), bem como as decisões de gestão subsequentes. A eficácia da rede global é, por sua vez, determinada pela eficiência de seus componentes individuais e em como eles se relacionam entre si, como extensão total, localização, conectividade e representatividade (Rodriguez et al., 2020). Portanto, a efetividade de conservação da biodiversidade envolve a eficácia tanto da gestão das UC (Ervin, 2003) como a de conservação da biodiversidade *stricto sensu*.

A designação de áreas protegidas (PA) continua sendo, portanto, a medida de conservação mais comum empregada para proteger espécies raras ou ameaçadas por exploração e perda de habitat e, assim, minimizar as perdas de biodiversidade (Hiley et al., 2016). Ayala (2009) ainda reforça que a instituição de áreas protegidas deve privilegiar como objetivo não apenas a proteção dos próprios espaços naturais considerados em si mesmos, mas de todos os seus valores associados.

Globalmente, Butchart et al. (2015) estimam que as áreas protegidas representem apenas 14,6% dos ambientes terrestres e 2,8% dos ambientes marinhos, sendo que 40% dos países protegem 17% das áreas terrestres e somente 13% protegem 10% dos ecossistemas marinhos.

As unidades de conservação são, portanto, reconhecidas como um indicador válido e mensurável do progresso

na conservação da biodiversidade remanescente na esfera mundial, ou, no mínimo, direcionada para diminuir sua taxa de perda. Para identificar as demandas na construção de sistemas de unidades de conservação efetivos, é necessária a realização de uma análise de lacunas que leva dois pontos em consideração (Brooks et al., 2004). Por um lado, deve haver foco na mensuração da biodiversidade existente em áreas protegidas (Specht & Cleland, 1961); por outro lado, cresce o campo do planejamento sistemático da conservação que tem focado sua abordagem na definição de áreas prioritárias para a expansão dos sistemas de unidades de conservação (Margules & Pressey, 2000), identificando conjuntos regionalmente representativos para conservação (Groves et al., 2002).

Baseados em uma abrangente análise global de lacunas, Rodrigues et al. (2004) avaliaram a efetividade das áreas protegidas na representação da diversidade de espécies. Os resultados demonstraram que a rede global está longe de ser completa e que apresenta uma inadequação resultante da uniformidade dos sistemas. Portanto, os sistemas não devem se basear somente em porcentagem, mas também na representatividade da diversidade biológica protegida. Este mesmo estudo propôs um *framework* para expandir estrategicamente essa rede e assegurar a proteção de mamíferos, anfíbios, tartarugas de água doce, tartarugas-marinhas e aves globalmente ameaçadas.

Dois fatores são fundamentais para entender os problemas associados ao uso de áreas protegidas como indicadores da biodiversidade global: localização e desenho da área protegida e eficácia dela na consecução dos objetivos de conservação. São diversas as abordagens utilizadas para propor novas áreas para conservação. Ferrier et al. (2004) buscaram selecionar áreas com base na riqueza e composição de espécies, enquanto Eken et al. (2004) investigaram o potencial de realizar análise de lacunas até as escalas espaciais mais finas, necessárias para identificar regiões como alvos de proteção local. Bruner et al. (2004) vão além e avaliam os prováveis custos de gerenciamento

e de expansão do sistema de áreas protegidas em países em desenvolvimento, o que muitas vezes se apresenta como um entrave para a criação de novas unidades.

Análises sobre a efetividade das unidades de conservação na proteção das espécies tornaram-se viáveis a partir de 2004, quando a União Mundial para a Conservação da Natureza (IUCN) disponibilizou gratuitamente, para uso não comercial, mapas de área de ocorrência de cerca de 50.000 espécies, incluindo todos os mamíferos, aves, milhares de espécies marinhas (por exemplo, peixes, cobras-marinhas, corais, lagostas e ervas-marinhas) e milhares de espécies de água doce (como, peixes, crustáceos, moluscos, odonatas, tartarugas e plantas).

No entanto, mapas de área de ocorrência das espécies (*range polygons*) são susceptíveis a erros de comissão (Peterson et al., 2011; Butchart et al., 2015; Maréchaux et al., 2017) e em menores proporções a erros de omissão. Erros de comissão são esperados em mapas de área de distribuição das espécies, que geralmente representam extensas áreas de ocorrência e muitas vezes incluem áreas com habitats inadequados (Gaston & Fuller, 2008). Erros de omissão podem resultar de uma subestimação da área de ocorrência da espécie, mas também podem ser resultantes da escala genérica segundo a qual os mapas de área de ocorrência são desenhados (Cantú-Salazar & Gaston, 2013). Livremente disponível e cobrindo uma diversidade em expansão, os mapas de área de ocorrência da IUCN (Stolton et al., 2014) são um recurso cada vez mais valioso, mas, dada a sua natureza grosseira, não estão necessariamente no radar dos gerentes locais como fontes potencialmente úteis de informação (Maréchaux et al., 2017). Portanto, dados locais de alta qualidade obtidos através de trabalhos de campo representam a melhor abordagem em análises de avaliação da efetividade das unidades de conservação para a proteção da biodiversidade em escalas regionais e locais.

Desta forma, o objetivo deste artigo foi estruturar uma base de informações de ocorrência de mamíferos nas UC do bioma Pantanal e avaliar o papel dessas unidades na proteção da mastofauna presente nessa região.

ASPECTOS CONCEITUAIS E EVOLUÇÃO DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: SISTEMA NACIONAL E OS SISTEMAS ESTADUAIS DE MATO GROSSO E MATO GROSSO DO SUL

Designar áreas naturais para manter o seu intrínseco valor não é um fenômeno recente na história da humanidade. Isso faz parte do esforço humano há milênios, ocorrendo em todas as regiões do planeta onde os seres humanos têm se estabelecido (Chape et al., 2005). As áreas protegidas, ou, como conceitua a legislação brasileira, as unidades de conservação, têm raízes históricas muito profundas em diversas culturas antigas, inclusive nas primeiras civilizações pré-agrícolas na Ásia e no Oriente Próximo. As primeiras medidas para a conservação da vida silvestre das quais se tem registro foram promulgadas na Índia, no século quarto antes de Cristo. No Oriente Próximo, a evidência mais antiga de proteção da natureza data de 700 anos antes de Cristo, quando os nobres assírios intensificaram suas caçadas e aperfeiçoaram técnicas de corridas e de combate em reservas de caça. Essas eram similares aos grandes encaves de caça do Império Persa que se espalharam na Ásia Menor entre 550 e 350 antes de Cristo (Davenport et al., 2002).

No entanto, desde o estabelecimento do Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos, em 1872, muitas vezes citado como o início da era moderna das áreas protegidas, a perda global de recursos naturais, habitats e espécies continuaram inabaláveis. Diante dessa perda contínua, nossa 'resposta cultural' tem sido estabelecer mais e mais áreas protegidas para conservar a diversidade biológica e evitar seu desaparecimento do planeta (Chape et al., 2005). A ideia de criação de parques, portanto, é recente no decorrer da história humana, sendo que se estendeu em vários países, entre eles Canadá (1885), Nova Zelândia (1894), Austrália (1898), África do Sul (1898) e México (1898). Na América do Sul, destacam-se Argentina (1903), Chile (1926), Venezuela e Brasil (1937), sendo que, no Brasil, o primeiro parque nacional foi o Parque Nacional do Itatiaia (1937).

A partir da criação desse conjunto de parques ao redor do mundo, surgem vários modelos de manejo e de gestão

para as áreas protegidas, favorecendo sobremaneira as ciências da conservação. Surgem, portanto, várias organizações internacionais e universidades oferecendo suporte técnico-científico para o desenvolvimento dessas áreas especialmente protegidas. Desta forma, em 1940, realizou-se, em Washington, a Convenção sobre a Proteção da Natureza e Preservação da Fauna e Flora, que estabeleceu as definições de parque nacional, monumento natural e reservas estritamente científicas. Na sequência, em 1948, na França, 130 delegados de 18 países criaram a União Internacional para a Proteção da Natureza (UIPN), a qual, em sua sétima assembleia, em 1956, na Escócia, passou a denominar-se União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), instituição que tem desempenhado papel fundamental na orientação da criação de unidades de conservação em todo o mundo e dado assistência aos países em desenvolvimento para o planejamento e a administração das áreas protegidas.

Destaca-se, ainda, o *World Database on Protected Areas* (WDPA), que fornece a solução global abrangente de inventário das áreas protegidas do mundo. Primeiro estabelecido em 1981 e gerido desde então pelo Centro de Monitoramento da Conservação da IUCN, agora UNEP-WCMC, este banco de dados representa o mais importante recurso na esfera global. Desde 2002, o WDPA fornece dados estatísticos e analíticos sobre as áreas protegidas, contribuindo, assim, para as principais decisões das Conferências das Partes (CoP) no âmbito da Convenção da Diversidade Biológica (CDB).

O Brasil é um dos poucos países do mundo a vedar, na própria Constituição Federal (1988), a prática de crueldade para com os animais. Destaca-se, na sua regulamentação, o artigo 32, caput, da Lei 9.605/98, onde pressupõe como crime "praticar ato de abuso, maus tratos, ferir ou mutilar animais silvestres, domésticos ou domesticados, nativos ou exóticos". Ainda como princípio da Constituição, os entes federados, acompanhando o mandamento supremo, proíbem a submissão de animais a atos cruéis (Levai, 2014). A biodiversidade brasileira é definitivamente um patrimônio

natural imensurável, e o Estado reconhece o valor e a importância desse patrimônio fundamentado na Constituição brasileira (Peres et al., 2011).

SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO (SNUC)

O Brasil é responsável por cerca de 75% das áreas protegidas criadas no mundo desde 2003 (Jenkins & Joppa, 2009). No entanto, existem desequilíbrios em relação aos sistemas territoriais e os delimitados por ecorregiões, principalmente quando se leva em consideração a extensão e a representatividade das unidades de conservação da Amazônia, em contraste com o sistema das unidades de conservação do Pantanal (Weigand Jr. et al., 2011). Para Lopoukhine (2008), os valores intrínsecos da biodiversidade são, indiscutivelmente, motivo suficiente para salvaguardar a vida através de áreas protegidas.

André Rebouças, engenheiro civil, botânico, geólogo e abolicionista, foi o primeiro técnico a indicar a criação de unidades de conservação no Brasil, fortemente influenciado pela criação do Parque Nacional Yellowstone. No entanto, a primeira unidade de conservação em território brasileiro, o Parque Nacional de Itatiaia, no estado do Rio de Janeiro, foi criada somente em 1937, 61 anos após a indicação de André Rebouças (Pádua, 2002). De 1976 até a década de 1990, o Brasil fez um grande investimento em parques e outras unidades de conservação federais, estaduais, municipais e privadas – bem maior do que qualquer outro país tropical e comparável ao de países em desenvolvimento (Mittermeier et al., 2005).

O conceito do termo 'áreas protegidas', adotado pela IUCN, só foi definido em 1994, no 4º Congresso Mundial sobre Parques Nacionais e Áreas Protegidas: "uma área com limites geográficos definidos e reconhecidos, cujo intuito, manejo e gestão buscam atingir a conservação da natureza, de seus serviços ecossistêmicos e valores culturais associados de forma duradoura, por meios legais ou outros meios efetivos" (Scherl et al., 2006).

O Brasil adotou a terminologia 'unidades de conservação', que se firmou a partir do Decreto n.º

78/1991, que instituiu o Conselho Nacional de Unidades de Conservação.

Um sistema de unidades de conservação pode ser entendido como um conjunto de áreas naturais protegidas, capaz de viabilizar os objetivos nacionais de conservação quando planejado e manejado como um todo, contendo amostras representativas de toda a sua diversidade de biomas, ecossistemas e espécies (Milano, 1989).

Em 1979 e 1982, o Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) e a Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN) elaboraram a proposta de um plano do Sistema de Unidades de Conservação do Brasil (SNUC) – etapas I e II, a qual, entretanto, não foi convertida em legislação (Araújo, 2007). Em meados da década de 1980, o Brasil apresentava um conjunto de leis e normas que fundamentavam a criação de unidades de conservação, no entanto não havia dado início à tramitação de uma lei sobre seu sistema nacional de unidades de conservação, que alinhasse as categorias de manejo no contexto de uma base conceitual e legal clara e única, devidamente planejada (Araújo, 2007).

A Constituição Federal, promulgada em 1988, determinou, em seu art. 225, III:

Definir, em todas as unidades da Federação, espaços territoriais e seus componentes a serem especialmente protegidos, sendo a alteração e a supressão permitidas somente através de lei, vedada qualquer utilização que comprometa a integridade dos atributos que justifiquem sua proteção.

O Congresso Nacional aprovou a Lei n.º 9.985 em 2000, instituindo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), regulamentado pelo Decreto n.º 4340/2002.

O SNUC definiu as unidades de conservação como: ". . . espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção". Ademais, estabeleceu critérios

e regras para o seu manejo nas diferentes escalas político-administrativas, desde os municípios até a federação, e as organizou em dois grandes grupos: UC de Proteção Integral (UPI), onde a interferência humana direta é proibida; e UC de Uso Sustentável (UCS), nas quais se admite a presença de populações humanas em seu interior (Martins, 2012).

Atualmente, o Brasil possui 1.004 (39,47%) unidades de conservação federais, 1.108 (43,55%) estaduais e 432 (16,98%) municipais (Figuras 1 a 3), sendo que 32% pertencem ao grupo de proteção integral e 68% ao grupo de uso sustentável (Brasil, 2021).

Contudo, reconhece-se que muito ainda deve ser aprimorado, pois, além de um Sistema Nacional de Unidades de Conservação deficiente no que tange à sua representatividade, muitas áreas existentes ainda carecem de planos de manejo ou da sua efetiva implementação (Marenzi, 2000).

SITUAÇÃO HISTÓRICA E REPRESENTATIVIDADE DOS SISTEMAS ESTADUAIS DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

SISTEMA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE MATO GROSSO (SEUC-MT)

As iniciativas de criação de Unidades de Conservação no Pantanal apontam para o final da década de 60. Neste período, foi constituído um grupo de trabalho com importantes representantes do movimento ambientalista com o objetivo de identificar e de implantar uma reserva biológica no bioma. A criação foi motivada pelas ameaças de caçadores desportistas e profissionais sobre a fauna pantaneira.

Inicialmente, a indicação recaiu sobre uma região à direita do rio Negro, na fazenda homônima, hoje em Mato Grosso do Sul, havendo, então, duas tentativas de sua aquisição. Contudo, ambas foram inviabilizadas devido ao alto preço das terras definido pelo proprietário. Após alguns anos, por indicação da mesma comissão e por ser área alternativa de terras devolutas, a ilha do Cará-Cará foi criada por meio do Decreto n.º 68.691, de 28/05/1971, como Reserva Biológica do Caracará.

Localizada no ecossistema pantaneiro, atualmente na divisa dos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, a Reserva Biológica do Caracará foi criada com base em critérios científicos apresentados por Heck et al. (1970), reconhecida como a primeira unidade de conservação federal na Bacia do Alto Paraguai (BAP), 34 anos após a primeira unidade de conservação no Brasil (Tocantins, 2005). Na época de sua criação, toda a área pertencia ao estado de Mato Grosso, uma vez que a divisão do estado ocorreu somente em 1977.

Na década de 80, foi criada a Estação Ecológica de Taiamã (1981) pela Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA). No mesmo ano de 1981, foi criado, pelo antigo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento de Florestas (IBDF), o Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, que englobou também a área da Reserva Biológica do Caracará.

No ano de 1982, foi criada a Estação Ecológica Serra das Araras pela Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA), no município de Porto Estrela, na Província Serrana (Mato Grosso), que bordejia o Pantanal. Em 1989, ocorreu a criação do Parque Nacional de Chapada dos Guimarães (Mato Grosso), após grande empenho e luta da sociedade organizada, que discutia sua proposta de criação desde o ano de 1984, unidade também localizada na BAP.

Referente à escala temporal, é possível determinar que o período mais propício para estabelecimento de UC do Pantanal e da BAP foi entre os anos 2000 e 2002, quando da criação de 40 áreas protegidas, majoritariamente no âmbito estadual. As UC foram institucionalizadas através de leis, decretos e portarias que não mencionam neste ato a proteção de espécies específicas, e sim a representatividade ecológica e ecossistêmica do bioma. A Figura 4 apresenta a linha temporal de criação das UC no Pantanal e na BAP no período de 1978 e 2014. A Reserva Biológica do Caracará, criada em 1971, foi a primeira unidade de conservação no Pantanal, porém, em 1981, sua área foi incorporada pelo Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense.

A Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) reconheceu extensa

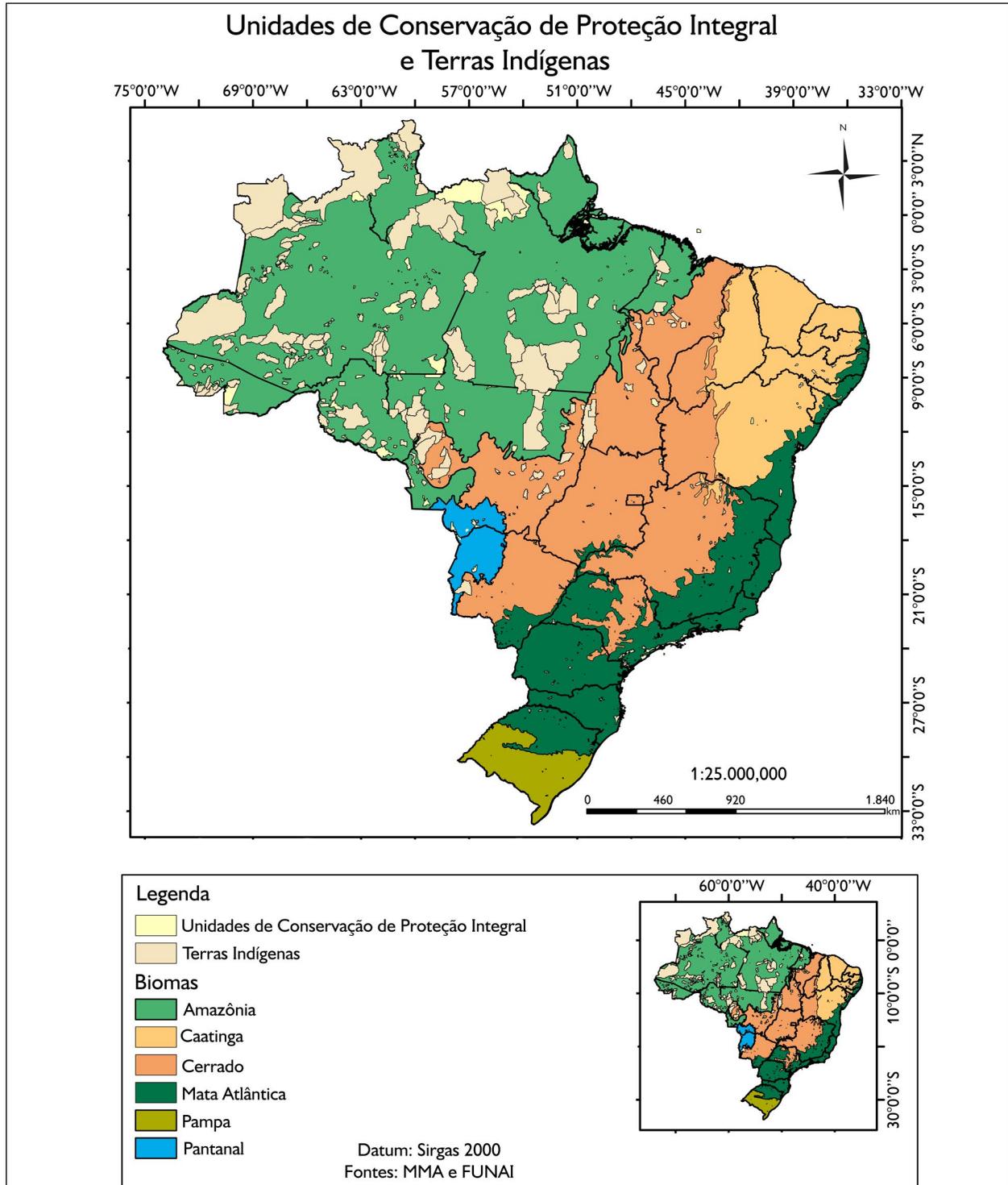


Figura 1. Mapa das unidades de conservação de proteção integral federais. Fonte: adaptado de Brasil (2021).

Figure 1. Map of the federal protected areas of strict protection group. Source: adapted from Brazil (2021).

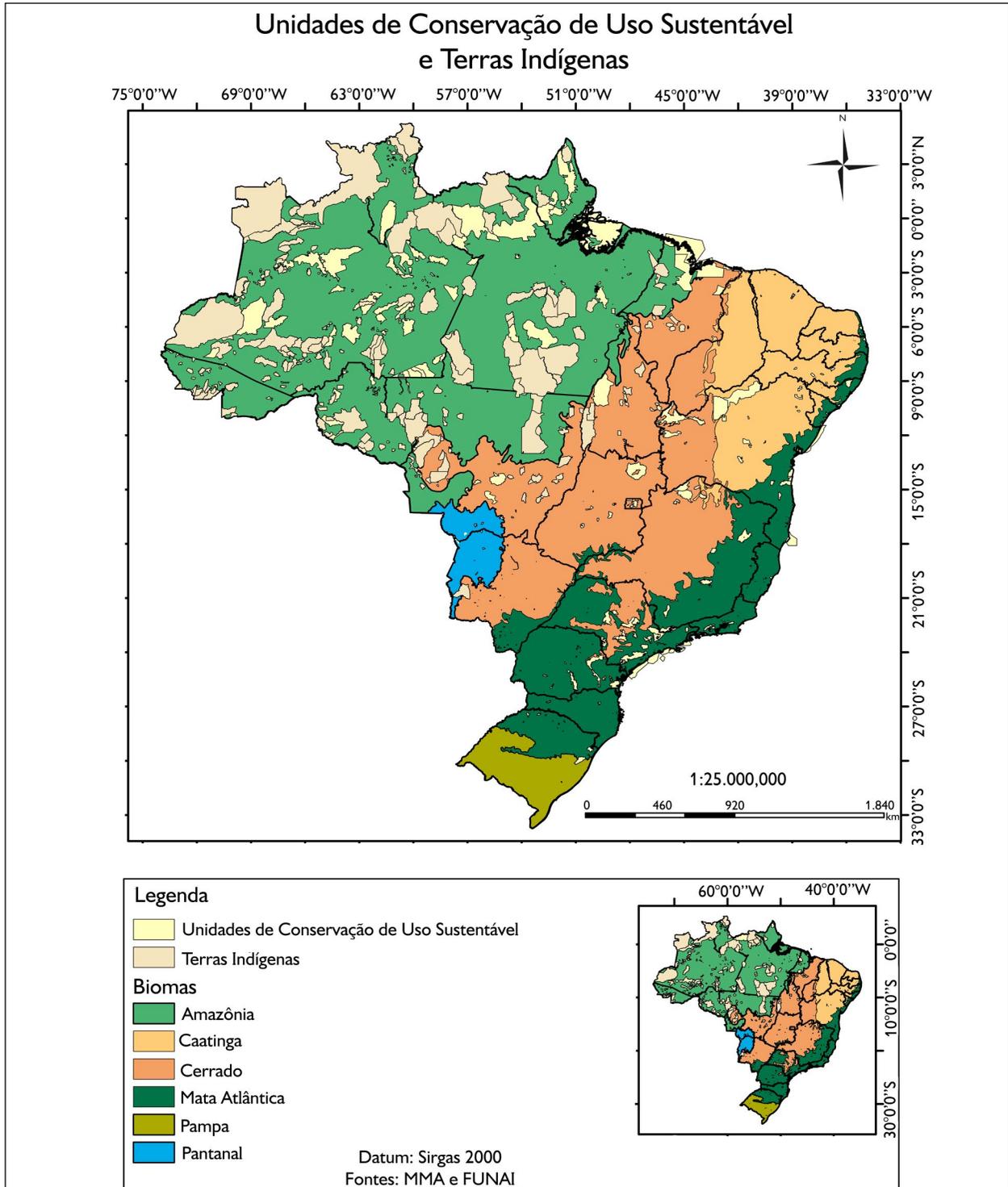


Figura 2. Mapa das unidades de conservação de uso sustentável federais. Fonte: adaptado de Brasil (2021).

Figure 2. Map of federal protected areas of the sustainable use group. Source: adapted from Brazil (2021).



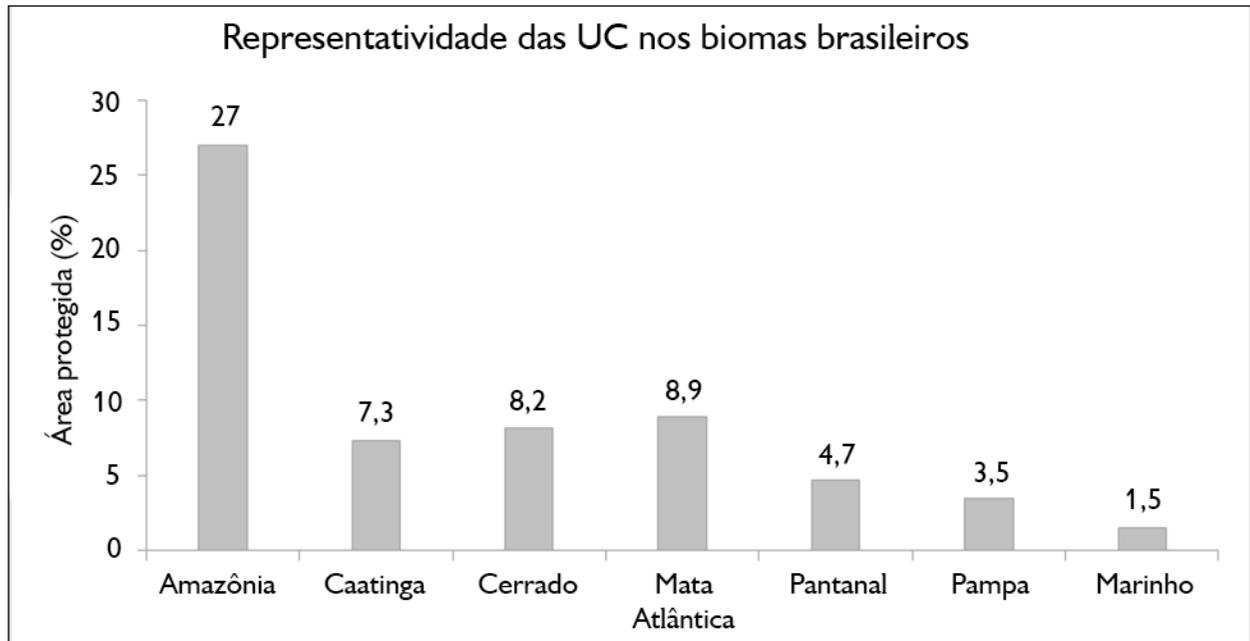


Figura 3. Representatividade ecológica das unidades de conservação nos biomas. Fonte: Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (Brasil, 2021).

Figure 3. Ecological representativeness of protected areas in Brazilian biomes. Source: National Registry of Protected Areas (Brazil, 2021).

região, que abrange a planície pantaneira e a região do planalto, com a Reserva da Biosfera do Pantanal, o Parque Nacional do Pantanal e a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) da Ecotrópica, como sítio do patrimônio mundial natural, denominado de áreas de conservação do Pantanal, no ano de 2000.

Apesar de integrar o SNUC, a Reserva da Biosfera não é uma unidade de conservação. Ele a define (Art. 41) como

... um modelo, adotado internacionalmente, de gestão integrada, participativa e sustentável dos recursos naturais, com os objetivos básicos de preservação da diversidade biológica, o desenvolvimento de atividades de pesquisa, o monitoramento ambiental, a educação ambiental, o desenvolvimento sustentável e a melhoria da qualidade de vida das populações (Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000).

A Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, conhecida como Convenção de Ramsar, foi estabelecida, em 1971, na cidade iraniana de Ramsar

e está em vigor desde 1975. O Brasil ratificou sua adesão à Convenção de Ramsar através do Decreto n.º 1.905/1996. O país possui 12 áreas reconhecidas como sítios Ramsar de importância internacional e, destes, três estão na BAP: Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense (1993), RPPN Sesc Pantanal (2002) e RPPN Rio Negro (2009).

Evidentemente que o interesse na criação de unidades de conservação na região foi motivado também pela riqueza de espécies presentes no local. Apesar de a literatura apresentar registros variados, é incontestável o papel da BAP como abrigo de uma rica diversidade biológica. Segundo Tomas et al. (2010), foram registradas 233 espécies de mamíferos na Bacia do Alto Paraguai no Brasil, na Bolívia e no Paraguai (68 de médio e grande porte, 75 de pequeno porte e 90 morcegos). No Pantanal, foram registradas 152 (Tomas et al., 2010) a 170 espécies (Alho et al., 2011), além de 665 espécies de aves, 162 de répteis, 40 de anfíbios e cerca de 260 espécies de peixes (Coutinho et al., 1997).

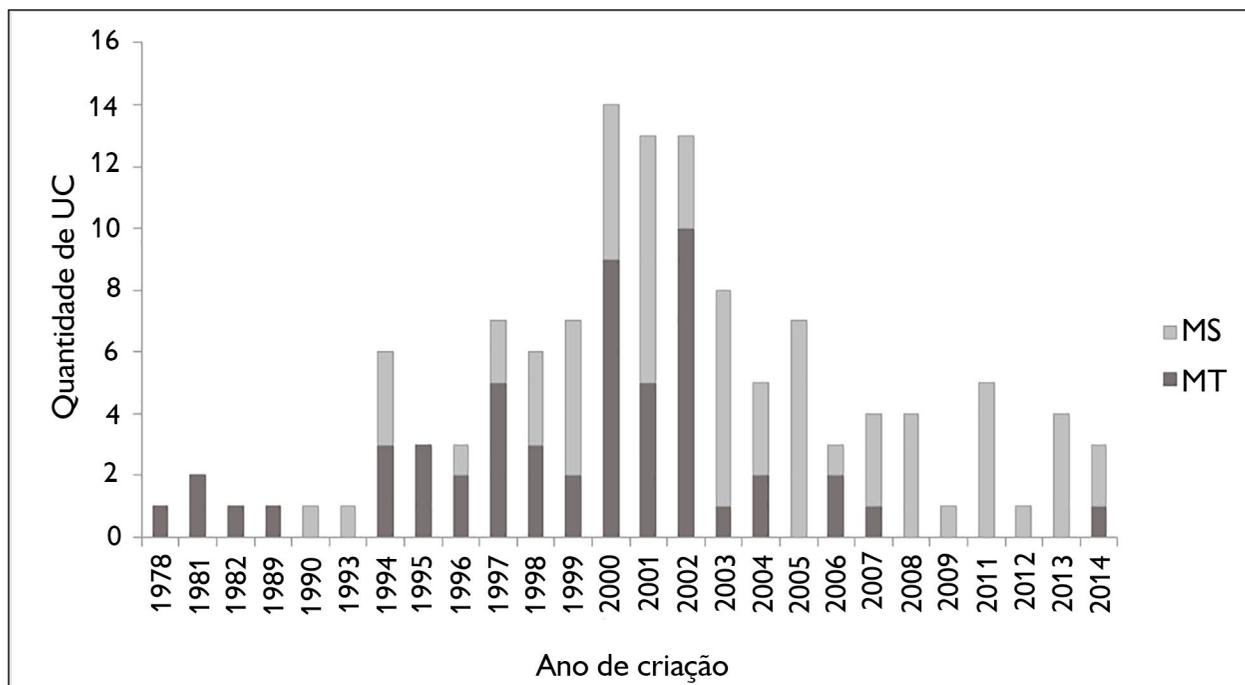


Figura 4. Unidades de conservação criadas entre 1978 e 2014 em Mato Grosso e Mato Grosso do Sul.

Figure 4. Conservation units created between 1978 and 2014 in Mato Grosso and Mato Grosso do Sul States.

O estado de Mato Grosso, antecipando o governo federal, criou o Sistema Estadual de Unidades de Conservação (SEUC-MT) em 1997, pelo Decreto n.º 1.795. Em 2011, o SEUC passou por revisão e foi aprovado pela Assembleia Legislativa do Estado, pela Lei n.º 9502/2011. As RPPN, por sua vez, foram criadas pelo Decreto Estadual n.º 7279/2006 e são pertencentes ao grupo de proteção integral.

Segundo a Secretaria de Estado do Meio Ambiente (Mato Grosso, 2015), no território mato-grossense, com aproximadamente 906.806 km², encontram-se 105 unidades de conservação, entre estas, 23 são federais, 46 estaduais e 36 municipais (Figura 5 e Tabela 1), distribuídas nos biomas Amazônia (5,57%), Cerrado (6,68%) e Pantanal (9,88%) (Tabela 2).

Segundo Werle (2010), a Lei n.º 5.993/1992, que definiu a Política de Ordenamento Territorial do Estado de Mato Grosso, denominada de Bases Geográficas para o Zoneamento Socioeconômico Ecológico, orientou,

entre outras ações, o processo de criação de unidades de conservação no estado.

O considerável sucesso no estabelecimento de unidades de conservação no estado de Mato Grosso deveu-se ao Programa de Desenvolvimento Agroambiental (PRODEAGRO), executado na década de 90 por ações advindas de sua programação. O número de unidades de conservação estaduais avançou de três (3) para trinta (30), apresentando 900% de variação (Mato Grosso do Sul, 2015).

SISTEMA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE MATO GROSSO DO SUL (SEUC-MS)

O Macrozoneamento Geoambiental de Mato Grosso do Sul (Mato Grosso do Sul, 1982) constitui-se no primeiro documento formal de planejamento público que indica uma área para a criação de uma unidade de conservação no âmbito estadual. Esta proposição criou forma depois de muitos anos de esforços de técnicos governamentais e organizações da sociedade civil, que culminou com a criação

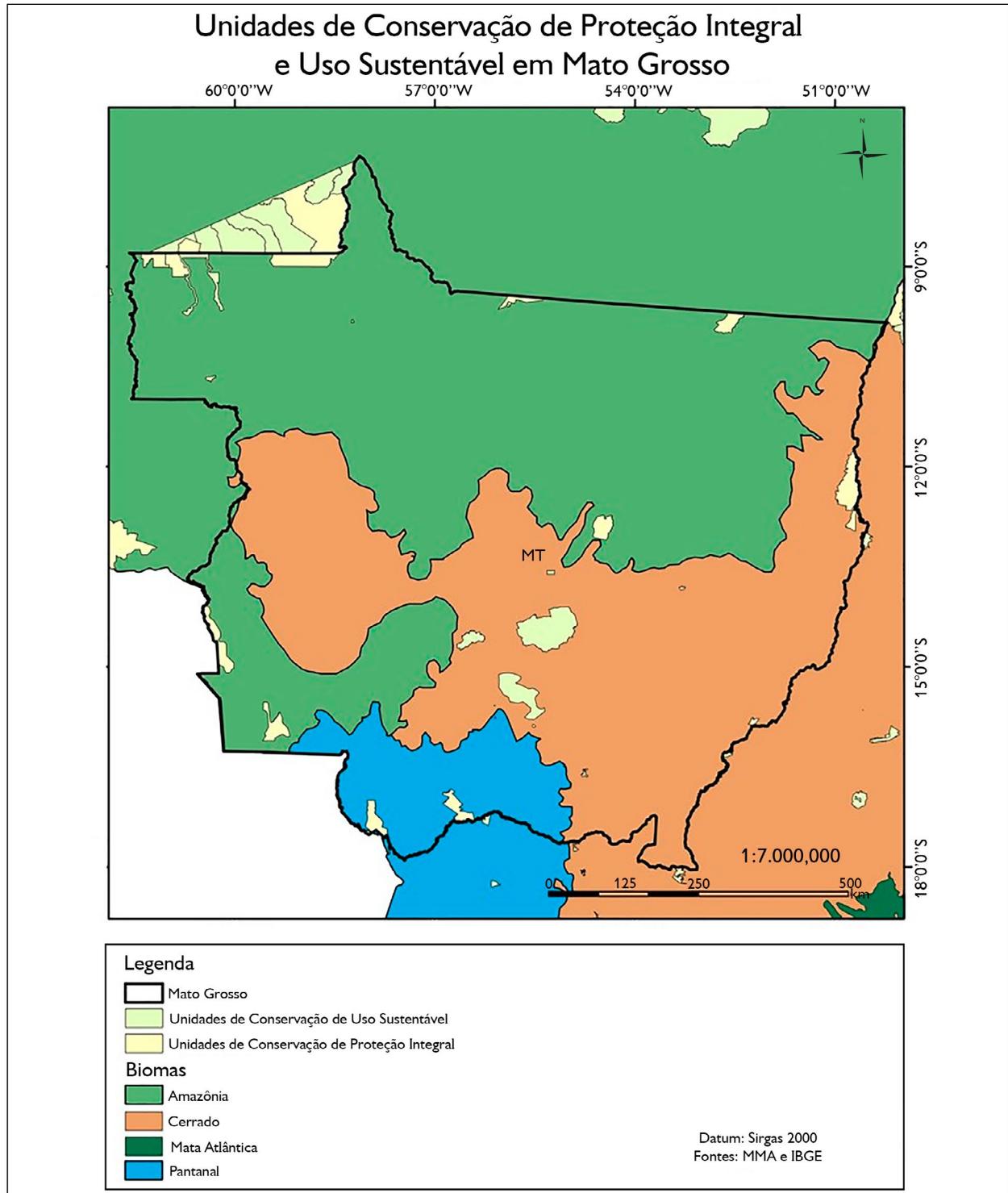


Figura 5. Mapa das unidades de conservação e biomas de Mato Grosso. RPPN não foram inseridas. Fonte: IBGE (2016).

Figure 5. Map of conservation units and biomes in Mato Grosso State. RPPN were not included. Source: IBGE (2016).



Tabela 1. Mapa das unidades de conservação do estado de Mato Grosso. Fonte: Mato Grosso (2015).

Table 1. Map of conservation units of Mato Grosso State. Source: Mato Grosso (2015).

Unidades de Conservação	Número de UC	Área (ha)	% do estado ocupado por UC
Federais	23	2.028.557,85	2,2
Estaduais	46	2.870.010,04	3,2
Municipais	36	507.750,35	0,6
Total	105	5.406.318,24	6,0

Tabela 2. Número de unidades de conservação por biomas em Mato Grosso. Fonte: Mato Grosso (2015).

Table 2. Number of conservation units by biomes in Mato Grosso State. Source: Mato Grosso (2015).

Biomias Mato Grosso	Área dos biomas (ha)	Relação entre áreas – Biomias e estado (%)	Relação entre áreas – UC e biomas (%)
Amazônia	49.053.882,81	54,10	5,57
Cerrado	36.326.680,81	40,06	6,68
Pantanal	4.938.865,40	5,45	9,88
Total	90.680.600,00	100,00	

do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, no ano de 2000. No entanto, decorreu mais de uma década até a criação da primeira unidade de conservação de proteção integral no estado, materializada com a criação do Parque Estadual Várzeas do Rio Ivinhema, em dezembro de 1998, com 73.000 hectares, na bacia do Rio Paraná. Esta unidade compreende medida legal prevista na legislação brasileira, pela compensação da Usina Hidrelétrica Sérgio Motta/CESP e representou a maior unidade de conservação criada pela CESP como ato compensatório do sistema hidrelétrico implantado por essa empresa ao longo do rio Paraná e tributários (Torrecilha et al., 2018b).

Entre os anos de 1999-2000, o estado implementa uma série de instrumentos e ferramentas de construção de uma rede de unidades de conservação, com a criação de parques, reservas privadas, ICMS ecológico e corredores de biodiversidade dando formato a uma nova geopolítica ambiental no território estadual. A consolidação do Sistema Estadual de Unidades de Conservação (SEUC) é uma necessidade premente para dar bases e para fortalecer a proteção da biodiversidade e seus imensuráveis benefícios ecossistêmicos e sociais no âmbito do Mato Grosso do Sul.

A partir da indicação do SEUC, em outubro de 1999, foi criado o Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari, com uma área de 30.300 hectares, localizado no domínio da depressão pré-pantaneira, sendo a principal unidade de conservação estadual no bioma Cerrado. Essa unidade, situada a cerca de 12 km do Parque Nacional das Emas, nos limites com os estados de Goiás e Mato Grosso, compreende uma importante estratégia regional na implantação do Corredor de Biodiversidade Cerrado-Pantanal. No entanto, os desafios são muitos porque a unidade sofre grande pressão das monoculturas extensivas no seu entorno.

Dando sequência às ações estaduais de estruturação de uma rede de unidades de conservação, no dia 05 de junho de 2000, o governo, num marco histórico para a conservação da biodiversidade de Mato Grosso do Sul, decretou simultaneamente a criação das seguintes unidades de conservação localizadas nos biomas Cerrado e Pantanal: Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro, com uma área de 78.000 hectares, única unidade de proteção integral localizada na planície pantaneira em Mato Grosso do Sul,

além de constituir a maior unidade de conservação de proteção integral no território estadual; Rio Cênico Rotas Monçoeiras, na bacia do rio Coxim, com uma área de 15.000 hectares; Estrada Parque de Piraputanga, com uma área de 10.100 hectares (Torrecilha et al., 2018b).

Em outubro de 2001, o governo do estado criou o Parque Estadual da Serra de Sonora, com uma área de 7.900 hectares. A criação desse Parque surgiu como medida de compensação de reserva legal da Usina de Álcool do Município de Sonora, mas sofre graves ameaças de desafetação por pressão da própria Usina que impulsionou a criação da unidade de conservação.

O Estado criou sequencialmente dois Monumentos Naturais (MN). Primeiro, o MN da Gruta do Lago Azul (2001), com 273,7 hectares de área, como forma de garantir a integridade das grutas Lago Azul e Nossa Senhora Aparecida, localizadas no município de Bonito. Além disso, preserva parte do complexo de cavernas da Serra da Bodoquena inseridas na zona de amortecimento do Parque Nacional da Serra da Bodoquena. Em seguida, o MN do Rio Formoso, anteriormente conhecido como ilha do Padre, criado em 2003 para garantir a integridade de um sítio abiótico natural, totalizando uma área de 18,6659 hectares.

Destaca-se que o estado conta ainda com categorias de manejo inovadoras, que compõem o sistema estadual, notadamente os rios cênicos e as estradas-parque. Atualmente, existem três unidades destas categorias, numa inclusão de conceitos que representam a diversidade natural e cultural do estado, sendo duas estradas-parque (E. Parque do Pantanal, com 6.000 hectares e E. Parque de Piraputanga, com 10.100 hectares) e o rio Cênico Rotas Monçoeiras com 15.000 hectares, na sub-bacia do rio Coxim/Taquari (Torrecilha et al., 2018b).

Nesse cenário, é importante também considerar as estratégias identificadas no *Workshop* Cerrado-Pantanal (Brasil, 1999) para proteger a inter-relação entre a planície pantaneira e o planalto, através da implantação de corredores de biodiversidade, pois, além de garantirem o fluxo de espécies do Cerrado e Pantanal, sustentam

a viabilidade genética de suas espécies asseguradas nas unidades de conservação destes biomas.

Atualmente, integram no território do estado 27 Unidades de Conservação de Proteção Integral (três sob jurisdição federal, oito sob jurisdição estadual e 16 municipais), totalizando uma superfície de 567.352,60 hectares, o que representa 1,59% da sua superfície protegida por UC. Acrescidas das RPPN (39 estaduais e 12 federais), conceitualmente reconhecidas como de Proteção Integral, o percentual cresce para 1,99% da sua área com unidades deste grupo mais restritivo. Das categorias de Uso Sustentável, Mato Grosso do Sul possui 39 unidades de conservação (uma federal, três estaduais e 35 municipais) abrangendo 4.077.393,00 hectares, que representam 11,42% de superfície protegida por unidades de conservação deste grupo, predominantemente da categoria Áreas de Proteção Ambiental, sendo na sua grande maioria da esfera municipal (Tabelas 3 a 5).

Destaca-se que o governo estadual contribui com 0,53% da sua superfície com UC de Proteção Integral e os municípios com 0,79% (Tabela 5). Este quadro expressa uma inversão de competências, pois o Estado atualmente contribui com as menores porcentagens de UC nos grupos de Proteção Integral e no grupo de Uso Sustentável. Quando se analisa a Tabela 5, observa-se uma concentração muito grande em termos de superfície de unidades do grupo de Uso Sustentável, principalmente na esfera municipal (11,63%).

Neste caso, a esfera estadual mantém uma proporcionalidade entre unidades do grupo de Proteção Integral e Uso Sustentável, apesar da superfície ainda ser muito pequena, pois totaliza somente 0,7% do Estado com unidades de conservação. Na esfera federal, a contribuição é de 0,26% com UC de Proteção Integral e 2% com UC de Uso Sustentável. Portanto, agregando as UC das três esferas de gestão, o estado totaliza uma superfície de 15,69% protegida com unidades de conservação (Figura 6). Esta superfície total protegida encontra-se próximo das metas do país (17%) para atingir os objetivos de conservação

firmados na última reunião das partes da Convenção da Biodiversidade (CDB) – Metas de Aichi – 2010-2020. No entanto, existe uma assimetria significativa entre unidades do grupo de proteção integral e uso sustentável.

Tendo em vista a construção recente do sistema de unidades de conservação do Mato Grosso do Sul os desafios são muitos, pois o sistema é desequilibrado, tanto em termos de esfera de gestão (nacional, estadual e municipal), complementariedade entre as categorias de manejo e objetivos de conservação, quanto em relação à representatividade biológica e à capacidade institucional de gestão das UC existentes. Mato Grosso do Sul consiste em um dos últimos estados da federação a criar unidades de conservação, e este fenômeno trouxe consequências irreversíveis na proteção da diversidade biológica, pois, no processo de criação das unidades de conservação, muitos ecossistemas já haviam sofrido grandes impactos provenientes do uso da terra e já se apresentavam fragmentados e isolados.

Considerando-se ainda importantes aspectos de gestão local, os municípios enfrentam dificuldades de gestão, como deficiência de pessoal qualificado, ausência de ferramentas de ordenamento dessas unidades de conservação através de planos de manejo e sua implementação, aspectos que ainda caracterizam a gestão local. Desta forma, num cenário futuro de curto a médio prazo, serão muitos os desafios para a consolidação dessas UC.

No entanto, o Instituto de Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul (IMASUL), a despeito de apresentar sérias deficiências operacionais de gestão das unidades de conservação, tem promovido iniciativas importantes de aprimoramento da efetividade das UC através das seguintes ferramentas legais: Portaria IMASUL n.º 408, de 2014, que aprova e dá publicidade ao Roteiro Metodológico de Elaboração dos Planos de Manejo das Unidades de Conservação Estaduais do MS; Decreto Estadual n.º 14.366, de 2015; Resoluções SEMADE n.º 22/2015 e n.º 26 e 27/2016, que estabelecem critérios de criação de UC, consulta pública em UC, inserção no cadastro estadual e,

principalmente, de grande relevância, cumpre exigências dos prazos legais de elaboração dos planos de manejo das UC, como requisito para se manterem no cadastro e no programa do ICMS ecológico.

CARACTERIZAÇÃO DO PANTANAL E BACIA DO ALTO PARAGUAI (BAP)

No Brasil, o Pantanal é parte integrante da BAP, que compreende duas áreas com condições geomorfológicas e hidrológicas consideravelmente distintas, o planalto e a planície (também chamada de Pantanal). No planalto, encontram-se as nascentes dos rios que formam o Pantanal, com muita influência no fluxo hidrológico e fitogeográfico na relação Cerrado/Pantanal (Brasil, 2004).

A BAP possui área identificada com cerca de 600.000 km² (Brasil, 2004) a 496.000 km² (Brasil, 2007), dependendo dos autores e das metodologias utilizadas. Todavia, independente das discordâncias numéricas, é incontestável a grande importância no contexto estratégico da administração dos recursos hídricos do Brasil, da Bolívia e do Paraguai, que a compartilham. A BAP é constituída por quatro biomas brasileiros: Amazônia, Cerrado, Pantanal e pequenas porções de Mata Atlântica (Conservação Internacional et al., 2009). O Cerrado é o bioma mais representativo, compreendendo uma extensão de 185.455 km², seguido pelo Pantanal, com 151.096 km², e Amazônia, com 32.105 km², totalizando uma área de 368.656 km² da BAP em território brasileiro (Conservação Internacional et al., 2009).

No Brasil, a referida bacia inclui a planície pantaneira, uma das maiores extensões de áreas alagadas do planeta, com aproximadamente 147.574 km² a 151.313 km² (Brasil, 1998), com a mesma observação anterior quanto aos dados numéricos, abrangendo os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, bem como o Chaco da Bolívia e do Paraguai (Brasil, 2004). Aproximadamente 80% do Pantanal localiza-se em território brasileiro, 10 a 15% em território boliviano, entre 10.000 e 17.500 km², encontrando-se em território paraguaio os restantes 4.000 a 6.000 km² (Carron, 2000 citado em Cordeiro, 2004).

Tabela 3. Unidades de conservação do grupo de proteção integral em Mato Grosso do Sul.

Table 3. Conservation units of the strict protection group in Mato Grosso do Sul State.

Jurisdição	Número	Área (ha)	Part. Relativa/grupo (%)	Part. Relativa/Estado (%)
Federal	3	92.886,59	30,74	0,26
Estadual	8	190789,71	63,14	0,53
Municipal	16	283.676,30	93,87	0,79
Total	27	567.352,60	187,74	1,59
Total geral				1,99

Tabela 4. Reservas particulares do patrimônio natural em Mato Grosso do Sul.

Table 4. Private reserves of natural heritage in Mato Grosso do Sul State.

Jurisdição	Número	Área (ha)	Part. Relativa/grupo (%)	Part. Relativa/Estado (%)
Federal	12	81.234,30	70,80	0,23
Estadual	39	61.719,61	53,79	0,17
Municipal			0,00	0,00
Total	51	142.953,91	124,60	0,40

Tabela 5. Unidades de conservação do grupo de uso sustentável em Mato Grosso do Sul.

Table 5. Conservation units of the sustainable use group in Mato Grosso do Sul State.

Jurisdição	Número	Área (ha)	Part. Relativa/grupo (%)	Part. Relativa/Estado (%)
Federal	1	7.133.704,300	25,18	2,00
Estadual	2	255.484,953	0,90	0,07
Municipal	38	41.539.886,615	146,63	11,63
Total	41	4.892.907,59	172,71	13,70
Total geral		5.603.214,10		15,69

Segundo dados do Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (Brasil, 2007), cerca de 64% da bacia corresponde ao planalto e 36% à planície, estando 35,36% da planície pantaneira (Pantanal) distribuídos em superfície no estado de Mato Grosso e 64,64% no estado de Mato Grosso do Sul (Silva & Abdon, 1998). O IBGE (2016) apresentou dados um pouco diferenciados, indicando o estado do Mato Grosso com 40,3% e do Mato Grosso do Sul com 59,7%.

O Pantanal é uma planície sedimentar formada no período Quaternário, preenchida por depósitos aluviais arenosos, no Pleistoceno, provavelmente durante intenso processo erosivo (Hamilton et al., 1996), sendo uma região

localizada com "... inundações periódicas, reconhecida nacional e internacionalmente pela exuberância de sua biodiversidade, como uma das áreas úmidas de maior importância do globo" (Alho, 2005 citado em Ferreira & Pasa, 2015).

O Pantanal, por ser uma área de inundações de dimensões elevadas, apresenta influência de biomas que o margeiam: Cerrado, Amazônia, Chaco, Mata Atlântica e transições, favorecendo as diferenças climáticas, com períodos de chuvas diferenciados no norte e sul da região, ocasionando diversas características dos rios e solos, formando diferentes sub-regiões ou tipos de pantanais (Alho, 2005).

Desta forma, são classificados 11 diferentes pantanais (Brasil, 2007) – Cáceres; Poconé; Barão de Melgaço;

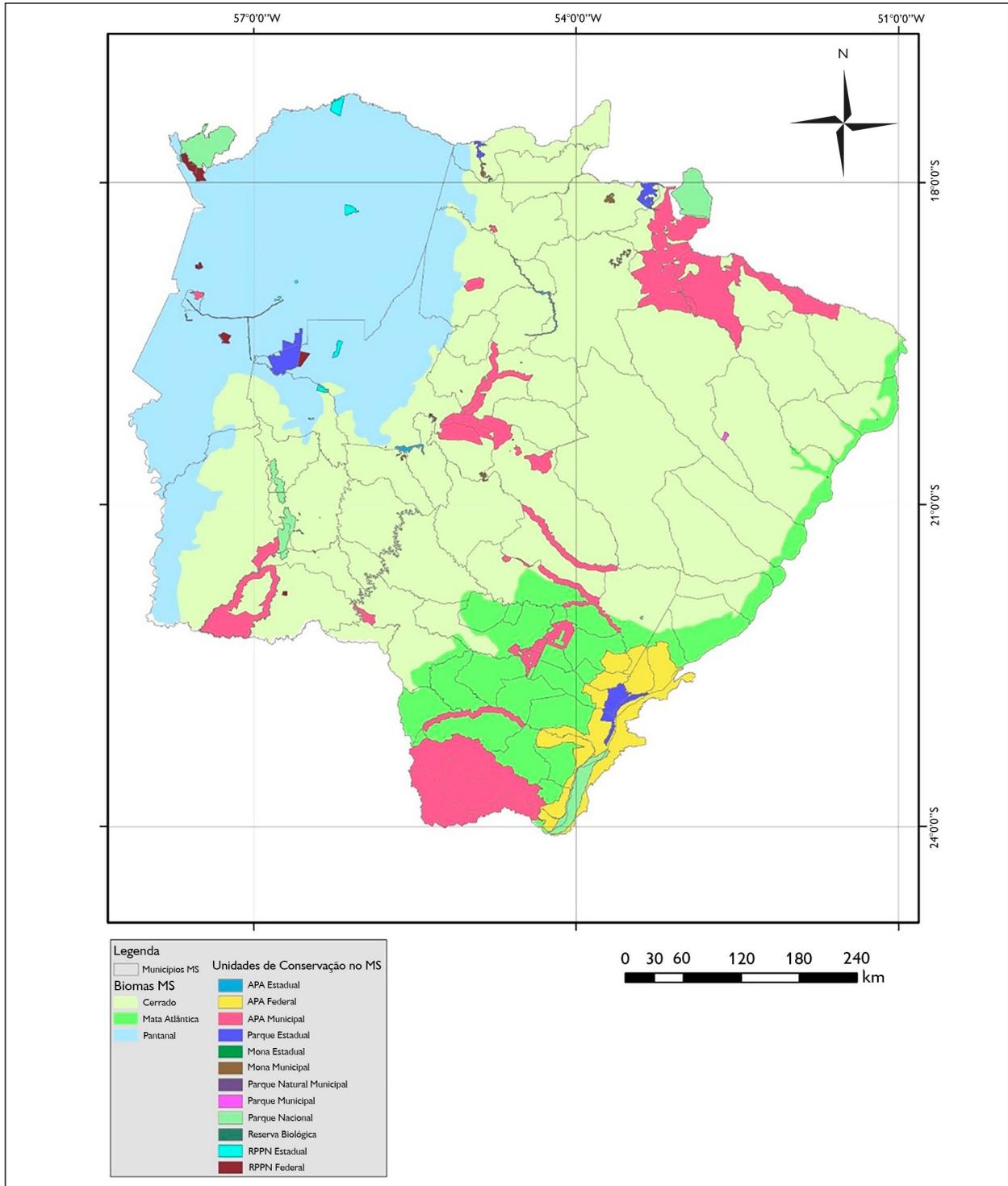


Figura 6. Mapa das unidades de conservação e biomas de Mato Grosso do Sul. Fonte: Mato Grosso do Sul (2016).

Figure 6. Map of conservation units and biomes in Mato Grosso do Sul State. Source: Mato Grosso do Sul (2016).

Paraguai; Taquari; Paiáguas/Nhecolândia; Abobral; Aquidauana; Miranda; Nabileque e Porto Murtinho –, onde estão localizadas as unidades de conservação do Pantanal.

METODOLOGIA

A metodologia para elaboração deste artigo foi constituída de três etapas: 1) catalogação das UC; 2) coleta de dados; e 3) análise e interpretação de dados. Todas as etapas da metodologia foram conduzidas no período de junho de 2015 a junho de 2016 e complementadas nos anos subsequentes (2018, 2019, 2020 e 2021):

- Catalogação das UC: para catalogar as unidades de conservação presentes no Pantanal, foram feitas consultas em sites de órgãos governamentais responsáveis pelas políticas públicas de conservação federal e dos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (e.g., ICMBio, s.d.; MMA, s.d.; SEMA-MT, s.d.; IMASUL, s.d.), bem como levantamento bibliográfico de artigos, publicações, teses de doutorado, dissertações de mestrado e monografias. A busca também foi realizada por meio de plataformas acadêmicas (e.g.: Periódicos Capes e Plataforma Lattes) e bibliotecas eletrônicas (e.g.: *Web of Science*, *Google Scholar* e *SciELO*);
- Coleta de dados: informações sobre as unidades de conservação foram coletadas, quando disponíveis, para a compilação de um banco de dados. A coleta de dados foi realizada por meio de busca de decretos de criação, planos de manejo e trabalhos realizados em cada UC. Os dados extraídos da literatura e de documentos governamentais obtidos foram: ano de criação, área da UC, localização, objetivos e fauna local;
- Análise e interpretação dos dados: a partir das informações obtidas, foi realizado o tratamento dos dados obtidos nas etapas anteriores por meio dos *softwares* Global Mapper 15 e ArcGIS 10.3. Os dados foram cruzados com informações referentes aos biomas, retiradas do site do IBGE (s.d.);

- Análise da porcentagem de áreas protegidas dos grupos de proteção integral e uso sustentável do bioma de forma distinta;
- Revisão detalhada dos registros de espécies de mamíferos e das que estão ameaçadas; tais dados foram obtidos através de levantamentos realizados nas UC, com destaque ao grupo de proteção integral no Pantanal.

RESULTADOS

REDE DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO PANTANAL

Na BAP, ocorrem 76 UC no bioma Cerrado, 30 no Pantanal, quatro no bioma Amazônico, dois no Cerrado-Mata Atlântica e 11 no Cerrado-Pantanal (Apêndice 1) (Figura 7, mapa das UC da BAP). Os biomas representam uma variação ecológica em escala global na estrutura, dinâmica e complexidade das comunidades biológicas e nos ecossistemas (Brooks et al., 2004). Considerando que a BAP integra parte dos biomas Cerrado, Mata Atlântica e Amazônia, optou-se por manter as análises no contexto do bioma Pantanal, principal foco deste artigo, avaliando a efetividade relativa da rede de unidades de conservação na proteção da mastofauna.

Registramos ao todo 30 unidades de conservação no Pantanal que abrangem principalmente as esferas estadual (Mato Grosso e Mato Grosso do Sul) e federal de gestão (Apêndice 1). São 26 do grupo de proteção integral e quatro do grupo de uso sustentável, sendo que, em Mato Grosso do Sul, ocorrem 17 de proteção integral e uma de uso sustentável e, em Mato Grosso, ocorrem nove de proteção integral e três de uso sustentável. Incluímos em nossas análises, para o grupo de UC de proteção integral, as RPPN, categoria de natureza privada reconhecida na legislação brasileira, que no Pantanal podem ocorrer na esfera federal e estadual. Contabilizamos quatro RPPN em Mato Grosso e 15 em Mato Grosso do Sul.

Em termos de porcentagem de unidades de conservação, o Pantanal possui 4,65% de seu território

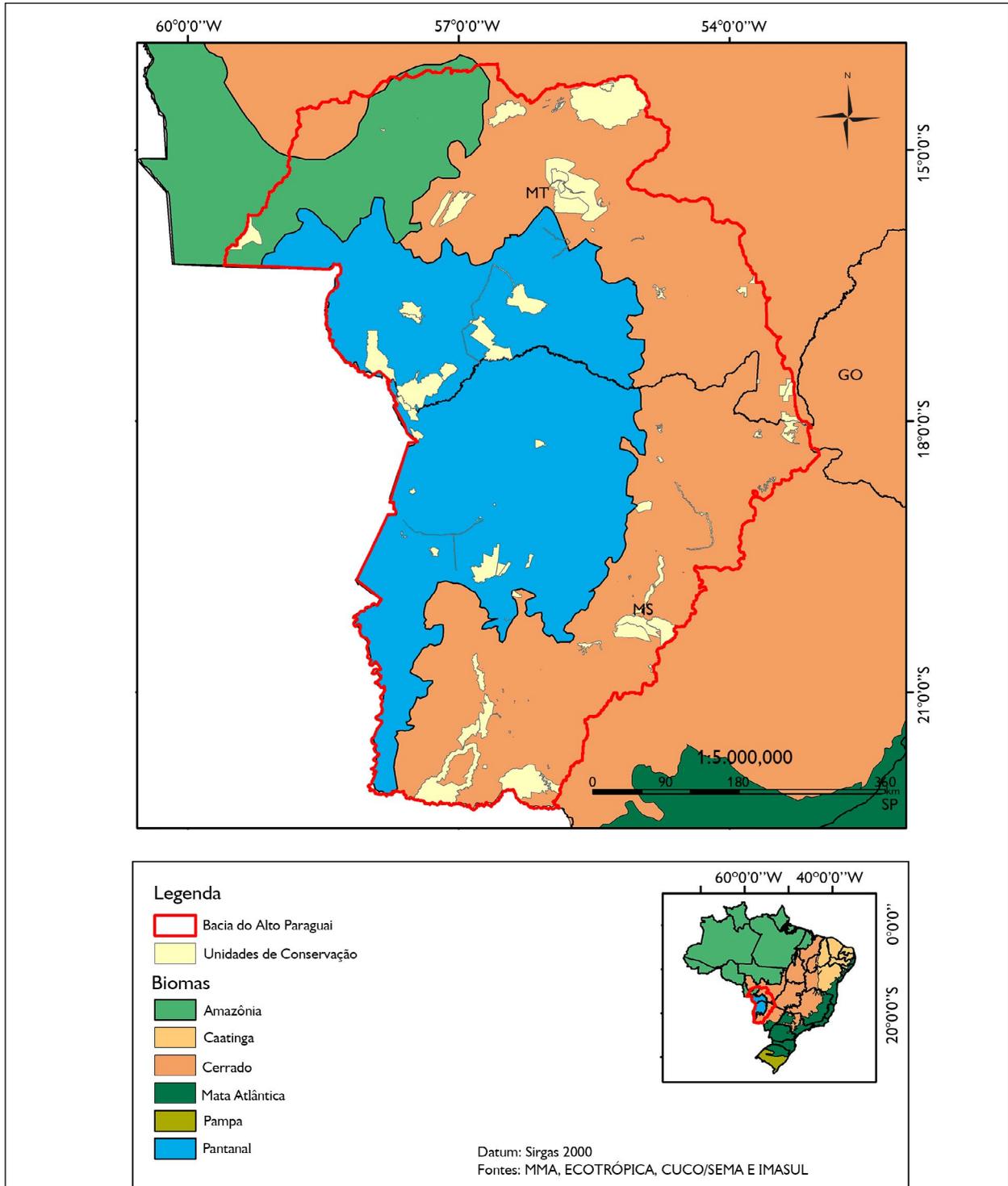


Figura 7. Biomas e unidades de conservação na Bacia do Alto Paraguai.

Figure 7. Biomes and conservation units in the Upper Paraguay River Basin.



protegido, sendo 4,5% do grupo de proteção integral e 0,15% do grupo de uso sustentável. Destaca-se o papel das RPPN que contribuem com 1,63% para assegurar a proteção do bioma. A seguir, os gráficos representam o número, a superfície e a porcentagem de UC de proteção integral e uso sustentável por categoria de manejo no Pantanal (Figuras 8 a 11 e Tabelas 6 e 7).

Das 30 UC do Pantanal, somente dez apresentaram plano de manejo ou demais estudos de levantamento de fauna (Estação Ecológica - ESEC Taiamã e Estrada Parque - EP Transpantaneira). A maioria dessas informações foi obtida a partir de sites de órgãos gestores. Já para as RPPN, as informações foram provenientes de sites de órgãos gestores e de empreendimentos. As instituições gestoras das UC federais, estaduais e municipais não disponibilizaram planos de manejo não homologados, criando uma lacuna no catálogo final. As Figuras 12 e 13 apresentam o mapa das UC da BAP e a Figura 14 e a Tabela 8 mostram o número de unidades de conservação por categoria de manejo com registros de ocorrência.

NÚMERO DE ESPÉCIES REGISTRADAS NAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL E USO SUSTENTÁVEL

No Brasil, estão presentes 12 ordens de mamíferos (Reis et al., 2011) e, segundo Rocha & Dalponte (2006), somente alguns estados possuem listas de ocorrência de espécies (e.g., Paraná, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, São Paulo, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul). No estado de Mato Grosso do Sul, são listadas como ocorrentes 166 espécies de mamíferos, sendo 47 de médio a grande porte, 46 de pequeno porte e 73 de morcegos, sendo que estes números representam aumento de 14 espécies, considerando Cáceres et al. (2008). As espécies de mamíferos confirmadas no estado estão distribuídas em 31 famílias (Tomas et al., 2017).

Por outro lado, Mato Grosso apresenta estudos fragmentados e focados em áreas específicas, dificultando estimativas para o estado (e.g., Rocha & Dalponte, 2006; Aragona, 2008; Aragona & Marinho-Filho, 2009).

No levantamento de dados de mamíferos presentes em unidades de conservação de proteção integral do bioma, conduzidos pelo presente estudo, foram registradas 112 espécies. Somando-se os registros das UC de uso sustentável, obteve-se o total de 125 espécies (Apêndice 2). No entanto, não foram excluídos dados sem registros primários. Além disso, o número de UC sem inventários é significativo. Das 30 UC de proteção integral do Pantanal, somente dez apresentavam inventários da biodiversidade.

Portanto, esforços amostrais podem alterar significativamente o número de registros de espécies de mamíferos presentes nas UC do Pantanal. Das UC de uso sustentável, isto é, quatro EP, somente uma apresentou dados de inventário.

Destaca-se que a eficácia da proteção alcançada nesta categoria deve ser vista com cautela, pois unidades deste grupo contribuem pouco para a conservação das espécies presentes em seu interior. Nas Figuras 15 e 16, são evidenciados os números de espécies nas UC de proteção integral, uso sustentável e RPPN. São apresentados também no Apêndice 3 dados de mamíferos das UC presentes na BAP.

REGISTROS DE MAMÍFEROS AMEAÇADOS NAS UC DO PANTANAL

A verificação das espécies quanto à categoria de ameaça foi realizada em esfera global e nacional a partir das bases de dados da IUCN (IUCN, 2021) e do MMA (Brasil, 2014) (Figura 17). Todas as 22 espécies de mamíferos ameaçados de extinção presentes no Pantanal (Torrecilha et al., 2018a) (Tabela 9) foram mencionadas em pelo menos um dos planos de manejo da rede de unidades de conservação do bioma. A espécie *Leopardus braccatus* (gato-palheiro) é mencionada em uma única UC (Parque Estadual - PE Pantanal do Rio Negro) com variação de nomenclatura, *Oncifelis colocolo*.

ESPÉCIES COM MAIOR FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA NAS UC DE PROTEÇÃO INTEGRAL DO PANTANAL

Quanto à presença em UC do grupo de proteção integral no Pantanal, do total de 112 espécies, 29 (26%) possuem

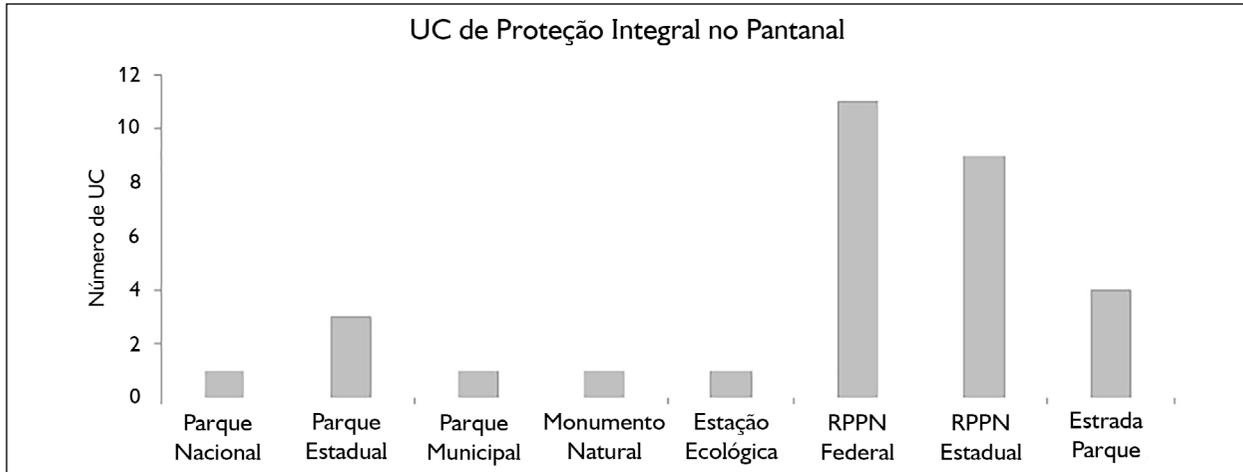


Figura 8. Unidades de conservação de proteção integral por categoria de manejo.

Figure 8. Conservation units of the strict protection group by management category.

Tabela 6. Superfície total de unidades de conservação de proteção integral por categoria de manejo no Pantanal.

Table 6. Total area of strict protection conservation units by management category in the Pantanal.

Categorias de manejo	Superfície da UC em hectares
Parque Nacional	135.000
Parque Estadual	287.262
Parque Municipal	1.300
Monumento Natural	258
Estação Ecológica	11.554
RPPN Federal	205.623
RPPN Estadual	42.893

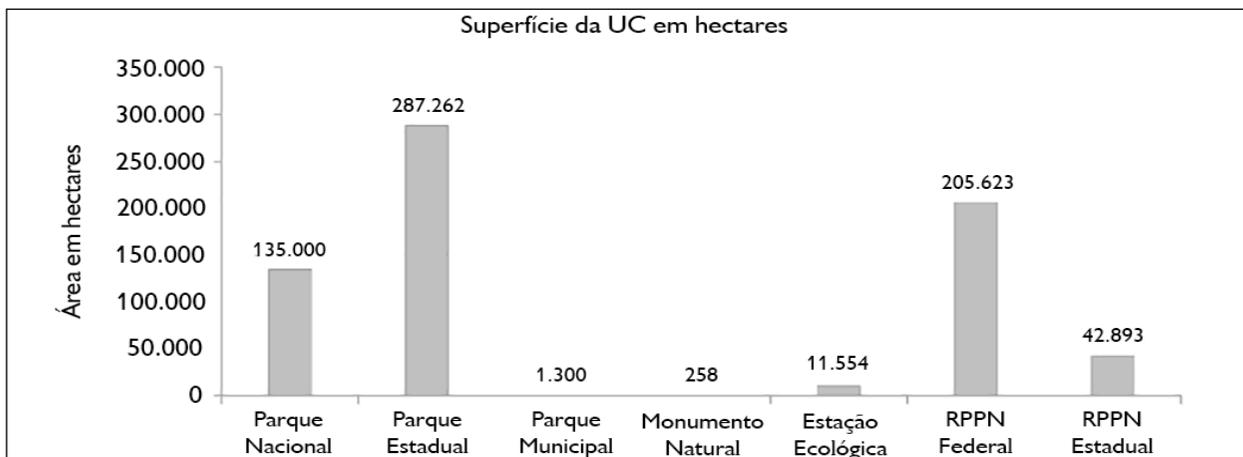


Figura 9. Superfície de unidades de conservação de proteção integral por categoria de manejo.

Figure 9. Surface of conservation units in the strict protection group by management category.

Tabela 7. Porcentagem relativa de unidades de conservação de proteção integral no Pantanal.

Table 7. Relative percentage of conservation units in the strict protection group in the Pantanal.

Categorias de manejo	Porcentagem relativa a área total
Parques	2,80%
Monumento Natural	0,00%
Estação Ecológica	0,07%
RPPN Federal	1,35%
RPPN Estadual	0,28%
Estradas Parque	0,15%
Porcentagem Total	4,65%

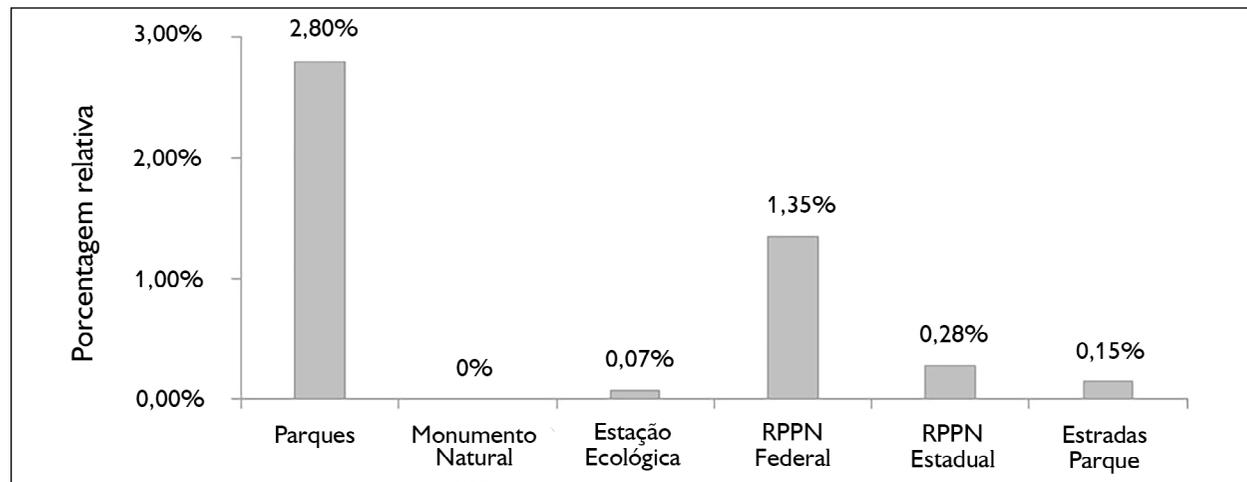


Figura 10. Superfície em porcentagem relativa de unidades de conservação de proteção integral e uso sustentável no Pantanal por categoria de manejo.

Figure 10. Surface in relative percentage of conservation units in the strict protection and sustainable use group in the Pantanal by management category.

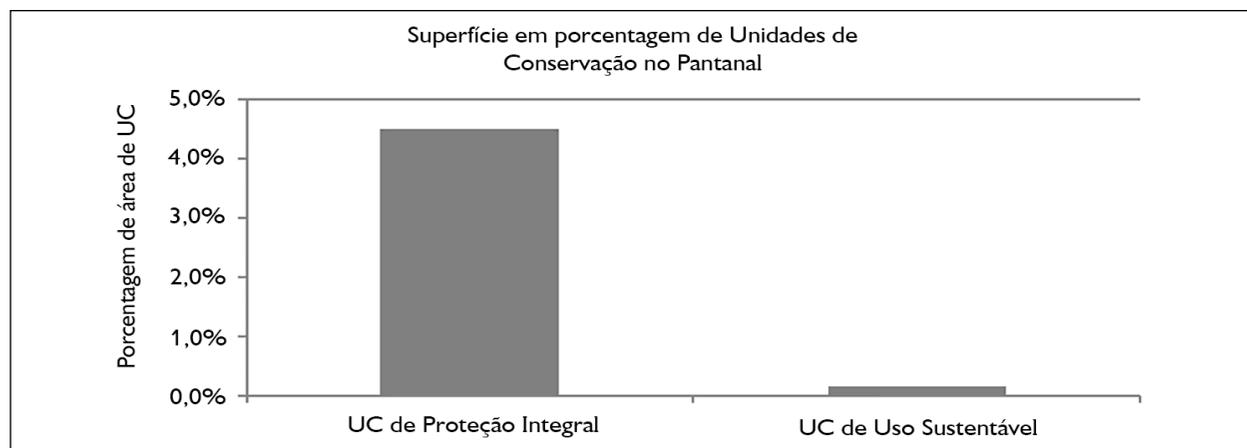


Figura 11. Porcentagem de unidades de conservação de proteção integral e uso sustentável no Pantanal.

Figure 11. Percentage of conservation units belonging to strict protection and sustainable use groups in the Pantanal.

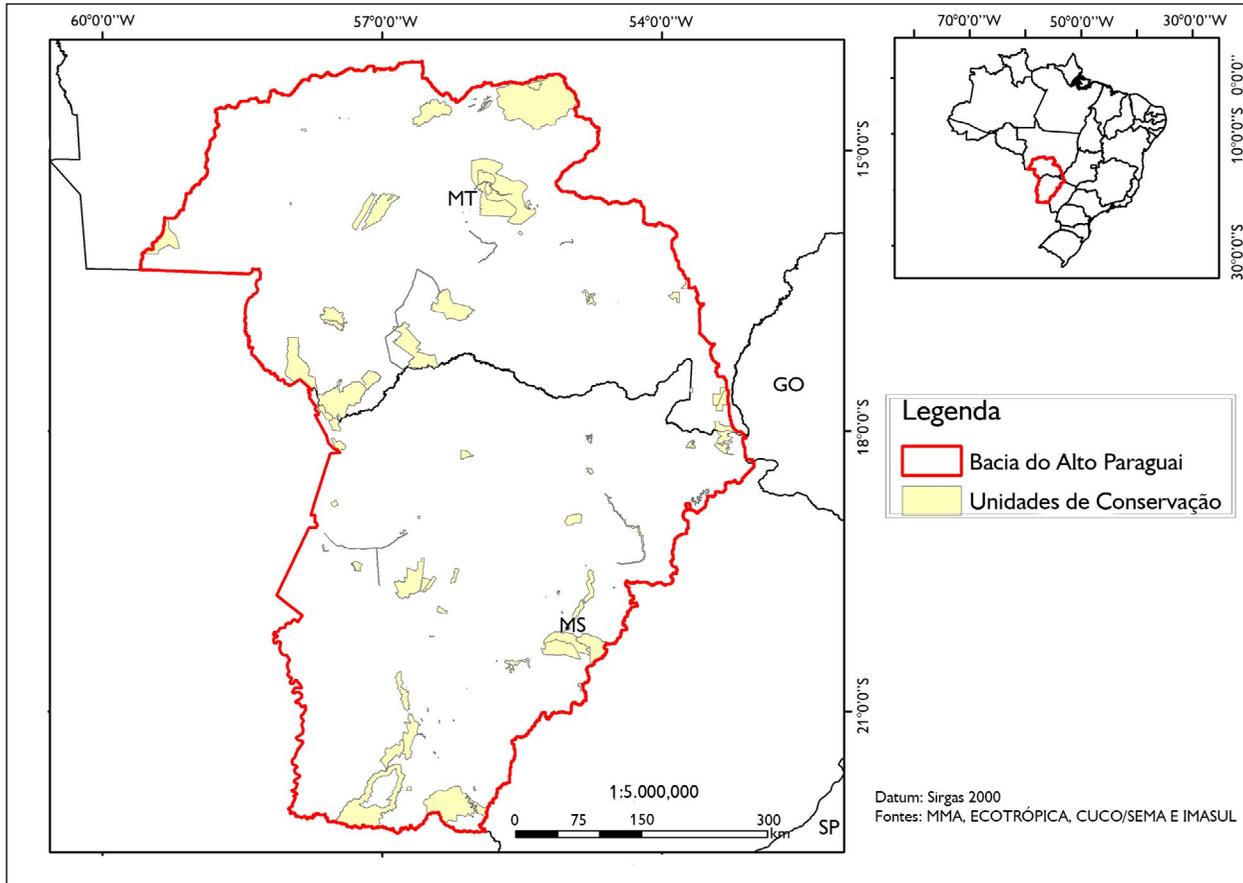


Figura 12. Unidades de conservação do Pantanal e a Bacia do Alto Paraguai.

Figure 12. Conservation Units of Pantanal and Upper Paraguay River Basin.

registros, variando entre oito e cinco UC, com as seguintes frequências: *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Myrmecophaga tridactyla* e *Puma concolor* com oito registros; *Alouatta caraya*, *Blastocercus dichotomus*, *Panthera onca*, *Prionodontes maximus* e *Tayassu pecari* com sete registros; *Dasybus novemcinctus*, *Euphractus sexcinctus*, *Leopardus pardalis*, *Pteronura brasiliensis*, *Tamandua tetradactyla* e *Tapirus terrestris* com seis registros; *Cerdocyon thous*, *Dasyprocta azarae*, *Didelphis albiventris*, *Eira barbara*, *Glossophaga soricina*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Lontra longicaudis*, *Mazama americana* e *Procyon cancrivorus* com cinco registros; e *Carollia perspicillata*, *Chrysocyon brachyurus*, *Nasua nasua*, *Noctilio albiventris*, *Ozotoceros bezoarticus* e *Sapajus cay* com quatro registros. As demais espécies,

em sua grande maioria, apresentaram registro entre três e uma UC (74%) (Figura 18).

DISCUSSÃO

A eficácia da conservação é a chave para se atingir e sustentar as metas globais de proteção à biodiversidade e medidas apropriadas devem ser incorporadas nas práticas de monitoramento (Chape et al., 2005). A avaliação global do papel das áreas protegidas, apresentada no 5º Congresso Mundial de Parques, “Construindo sistemas de áreas protegidas abrangentes”, representa um grande avanço para a biologia da conservação.

A importância de grandes bases de dados georreferenciados sobre a distribuição de ambas as áreas

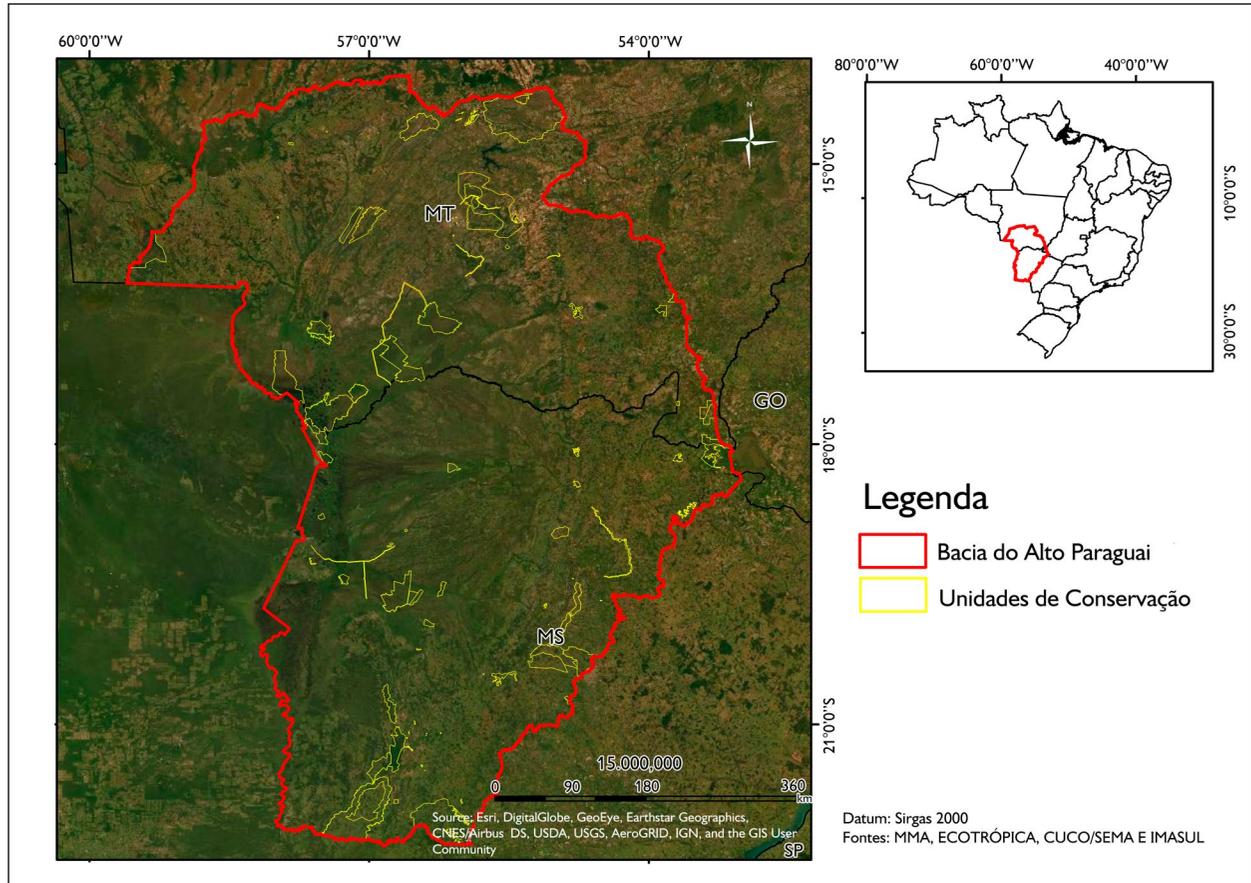


Figura 13. Unidades de conservação do Pantanal e a Bacia do Alto Paraguai.

Figure 13. Conservation Units of Pantanal and Upper Paraguay River Basin.

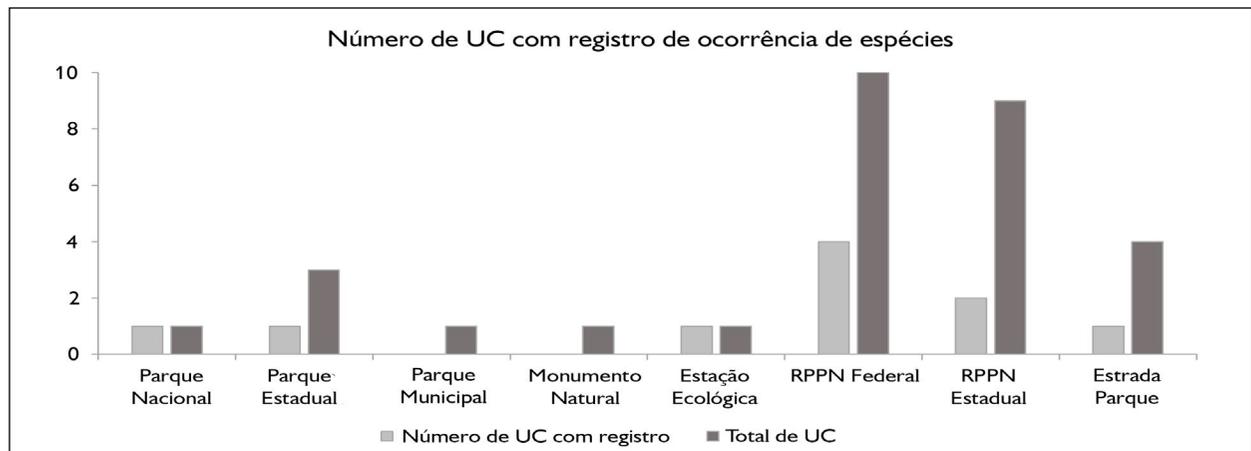


Figura 14. Categorias de manejo de unidades de conservação de proteção integral e uso sustentável com registros de ocorrência da mastofauna do Pantanal.

Figure 14. Management categories of Conservation Units of integral protection and sustainable use with Pantanal's mammal occurrence records.

Tabela 8. Número de unidades de conservação por categoria de manejo com registros de ocorrência da mastofauna local.

Table 8. Number of Conservation Units per management category with local mammal occurrence records.

Categorias de manejo	Número de unidades com registros	Total de unidades
Parque Nacional	1	1
Parque Estadual	1	3
Parque Municipal	0	1
Monumento Natural	0	1
Estação Ecológica	1	1
RPPN Federal	3	10
RPPN Estadual	3	9
Estrada Parque	1	4

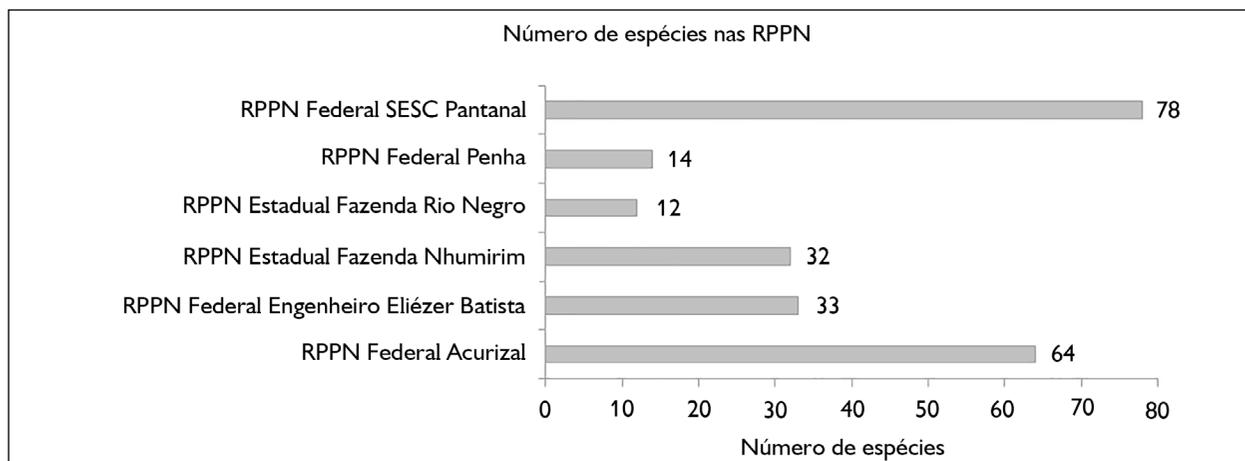


Figura 15. Número de espécies registradas nas unidades de conservação de proteção integral e uso sustentável no Pantanal.

Figure 15. Number of species recorded in the conservation units of the strict protection and sustainable use groups in the Pantanal.

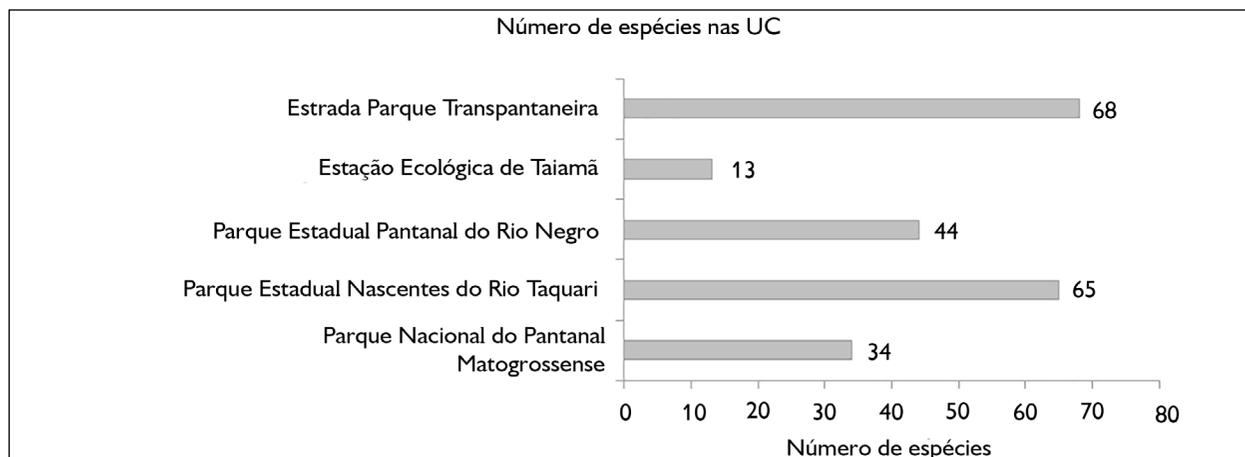


Figura 16. Número de espécies registradas nas RPPN federais e estaduais no Pantanal.

Figure 16. Number of species registered in federal and state RPPNs in the Pantanal.

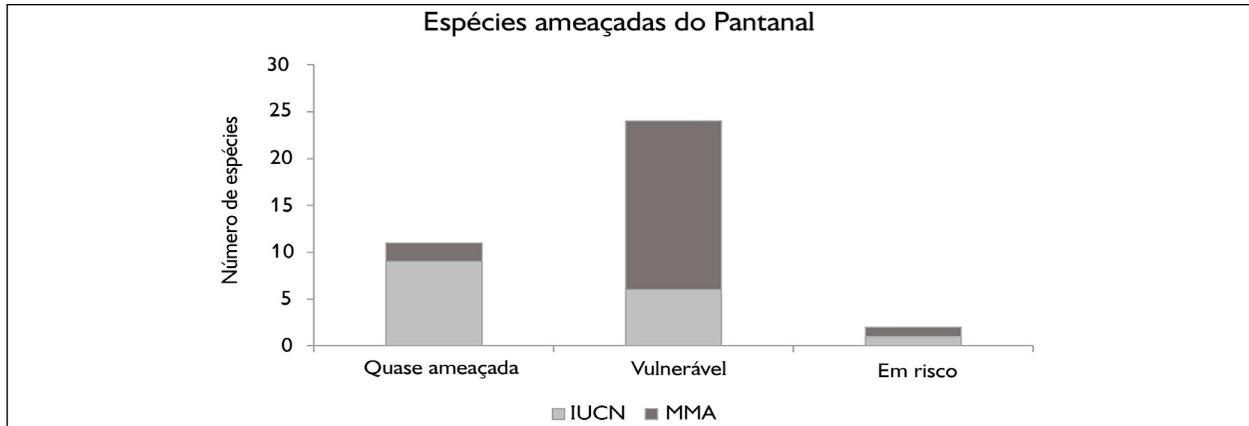


Figura 17. Número de espécies de mamíferos ameaçados por categoria, presentes na lista nacional e global com registros nas unidades de conservação do Pantanal.

Figure 17. Number of threatened mammal species by category, present in the national and global list with records in the Pantanal conservation units.

Tabela 9. Lista das espécies ameaçadas do Pantanal presentes nas unidades de conservação de proteção integral. Legenda: * = espécies com registro incerto.

Table 9. List of endangered species in the Pantanal present in strictly protected conservation units. Legend: * = species with uncertain record.

Espécies de mamíferos ameaçados	Lista IUCN	Lista nacional/MMA
<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)		NT
<i>Blastocerus dichotomus</i> (Illiger, 1815)	VU	VU
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	NT	VU
<i>Leopardus braccatus</i> (Cope, 1889) *	NT	VU
<i>Leopardus geoffroyi</i> (d'Orbigny & Gervais, 1844)	NT	VU
<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872) *	VU	VU
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	NT	VU
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	DD	NT
<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)		VU
<i>Heypailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)		VU
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	VU	VU
<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	NT	VU
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	NT	VU
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	VU	VU
<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	EN	VU
<i>Puma concolor</i> (Goldman, 1946)		VU
<i>Sapajus cay</i> (Illiger, 1815) *		VU
<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	NT	VU
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	VU	VU
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	VU	VU
<i>Thylamys macrurus</i> (Olfers, 1818)	NT	EN
<i>Tolypeutes matacus</i> (Desmarest, 1804)	NT	

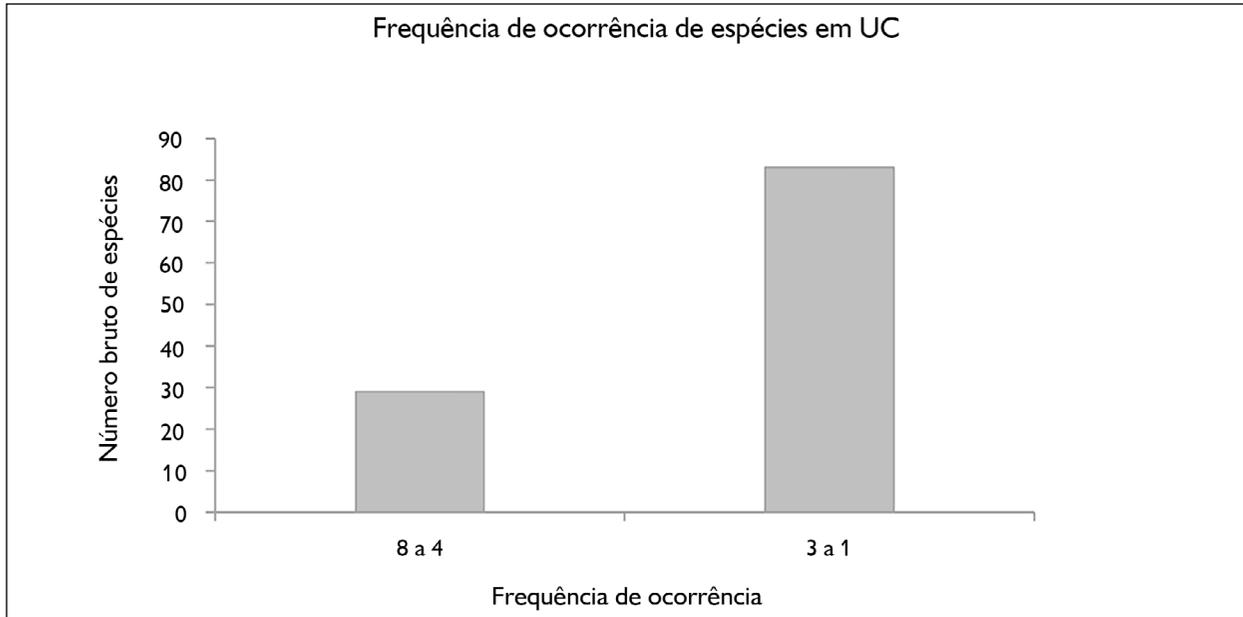


Figura 18. Frequência de ocorrência das espécies de mamíferos em unidades de conservação do Pantanal.

Figure 18. Frequency of occurrence of mammal species in Pantanal conservation units.

protegidas e espécies vem se tornando uma questão premente e bastante clara. E o progresso na avaliação da biodiversidade tem surgido da expansão continuada desses muitos bancos de dados on-line criados recentemente, combinando-os com novas fontes de dados globais de mudança de uso da terra e do oceano e com dados cada vez mais abundantes de distribuição das espécies. Exemplos de conservação prática, que seguem o uso combinado de dados na Colômbia e no Brasil, podem ser encontrados em Petkeen (s.d.) (Pimm et al., 2014).

Além disso, enquanto notáveis passos foram dados para a produção destas bases de dados nos últimos anos, nem sua estrutura nem seu conteúdo são suficientes ainda para a tarefa em mãos: de avaliar a efetividade da rede de unidades de conservação na proteção da biodiversidade em escala global e/ou local.

A extensão do sistema global de áreas protegidas é a mais significativa medida da cobertura da biodiversidade, onde a diversidade de espécies ameaçadas, raras e de ocorrência em área restrita, torna-se indicador

amplamente utilizado. Todavia, análises de lacunas da cobertura de espécies requerem informações sistemáticas sobre a distribuição espacial de espécies individuais, que atualmente se encontra disponível apenas para uma fração de todas as espécies (Brooks et al., 2004).

A despeito dos resultados apresentados no monitoramento das mudanças na cobertura vegetal e no uso da terra do Pantanal (Instituto SOS Pantanal & WWF-Brasil, 2015), que no último relatório (2012 a 2014) destacou que o bioma possui cobertura natural de 128.657 km² (85,1%) e cobertura antropogênica de 22.439 km² (14,9%), o bioma possui somente 4,65% de seu território com unidades de conservação, sendo 4,5% do grupo de UC de proteção integral e 0,15% do grupo de UC de uso sustentável.

As espécies desempenham um papel crítico para a manutenção de um planeta saudável, mas uma crescente população humana as coloca sob enorme pressão (IUCN, 2021). Em todo o mundo, a perda e degradação de habitat (afetando 40% das espécies) e a colheita (caça ou coleta para usos diversos afetam 17% das espécies) são de longe

as principais ameaças aos mamíferos (Schipper et al., 2008). Essa situação se mostra ainda mais preocupante quando comparada à porcentagem de áreas protegidas presentes no Pantanal e no mundo.

Os dados sistematizados neste trabalho não estão baseados somente em registros primários, portanto, variações nessas listas são esperadas. Mesmo considerando as diferenças metodológicas e possíveis revisões taxonômicas que possam demandar alterações nos registros apresentados nos documentos consultados, as UC de proteção integral apresentaram registros de aproximadamente 68% das espécies listadas para o bioma pantaneiro. Acrescidos dos registros das UC de uso sustentável, totalizam-se aproximadamente 78% das espécies com registros de ocorrência listadas para o bioma. Destaca-se, ainda, que somente 33% das UC do Pantanal apresentam dados de inventários disponíveis para sistematização da base de dados. Com o incremento de pesquisas e planos de manejo das UC, este número tende a aumentar.

Quanto à representatividade, as UC do bioma apresentaram-se efetivas na conservação da mastofauna local. Contudo, a representatividade por si só não é suficiente para determinar a eficácia dessas áreas. É de suma importância a utilização de uma abordagem que considere a conectividade entre os biomas ou fitofisionomias da bacia e a definição de parâmetros biogeográficos ou de habitat, necessários na condução de estudos sobre a efetividade de UC na conservação da biodiversidade.

Para avaliar se uma espécie está suficientemente protegida (ou seja, se sua distribuição geográfica é coberta por áreas protegidas o bastante), Rodrigues et al. (2004) propuseram um *framework* que tem sido amplamente aplicado e que pode ser adaptado para o Pantanal: espécies com alcance restrito (< 1.000 km²) deveriam ser 100% protegidas, enquanto espécies de grande porte (> 25.550 km², metade da extensão total do país) deveriam ser protegidas em pelo menos 10% da sua área de abrangência, e um declínio linear no alvo entre esses dois extremos.

Recentemente Gray et al., 2016 conduziu análises globais detalhadas de dados em nível local em um grande e taxonomicamente amplo conjunto de espécies cujos resultados mostram que, em geral, as amostras de locais protegidos continham mais indivíduos e espécies do que amostras de locais desprotegidos. Em contraste, os locais protegidos não apresentam consistentemente maior riqueza rara ou níveis de endemidade - ambas as medidas das características da comunidade que são freqüentemente consideradas ao definir as prioridades de conservação. As maiores diferenças na riqueza e abundância de espécies ocorreram entre os usos da terra: as áreas protegidas são mais eficazes onde minimizam o uso da terra dominado pelo homem, especialmente onde protegem a vegetação primária ou secundária madura.

Desta forma, para o monitoramento continuado da efetividade das UC na proteção dos mamíferos do Pantanal, é fundamental a expansão da base de dados de registros de ocorrência das espécies para fora dos limites das UC, tornando viável a análise da porcentagem de proteção das espécies do bioma de acordo com sua área de abrangência e características ecológicas. Esta base de dados também atenderia objetivos de explorar os cenários futuros para a indicação de novas áreas prioritárias para a conservação, bem como a influência da matriz da paisagem e usos da terra do entorno fatores que são também determinantes na efetividade das unidades de conservação na proteção da biodiversidade local.

Destacam-se, ainda, abordagens que considerem não apenas a riqueza e o endemismo de espécies, mas também linhagens evolutivas únicas e traços ecológicos distintos, ressaltando a importância de proteger essas regiões, tendo em vista que importantes áreas prioritárias em escala global para a conservação de mamíferos apresentam padrões espaciais surpreendentemente diferentes para as três dimensões da biodiversidade: características funcionais, filogenia e taxonomia (Brum et al., 2017).

Em vista de muitas lacunas em nosso conhecimento sobre distribuição das espécies para a expansão da rede de UC

e na definição de áreas prioritárias para a conservação, sugere-se a utilização de uma abordagem voltada ao planejamento sistemático da conservação, que permite, através de modelagens preditivas, otimizar a seleção de vários conjuntos de áreas que atendam as metas de conservação pré-estabelecidas.

É premente a necessidade de expansão do sistema de UC do bioma para atingirmos principalmente a meta 11 da CDB (17% dos biomas na forma de sistemas representativos), pois as ameaçadas de perda e de fragmentação dos habitats ainda estão presentes no Pantanal. A lei do Código Florestal brasileiro n.º 12.651 de 2012 foi, talvez, o mais importante instrumento legal para regular o uso do solo em terras privadas. Infelizmente, essa lei foi revisada para tratar de questões identificadas por interesses agrícolas e a nova versão do Código Florestal restringiu as áreas de campos úmidos e nascentes sob proteção, as quais têm sido severamente substituídas por atividades agrícolas.

É importante, por outro prisma, fortalecer o grau de implementação das UC no Pantanal, que devem ser implantadas e manejadas corretamente para que cumpram seus objetivos; para isso, é fundamental a utilização de ferramentas, como plano de manejo, instituição de um conselho gestor, ordenamento da visitação, programa de educação ambiental e de pesquisas científicas, objetivo primário de todas as UC, independente da categoria de manejo. Do total de UC inventariadas, apenas 33% possuem plano de manejo e dados científicos para seu efetivo manejo e conservação.

Não obstante as ameaças de degradação ambiental presentes no Pantanal, nossa rede de unidades de conservação é relativamente efetiva na conservação da biodiversidade de mamíferos do bioma, apesar dos desafios prementes de expansão da rede e ampliação da sua representatividade na conservação das espécies, principalmente aquelas presentes na lista de espécies ameaçadas do Pantanal.

Destaca-se a contribuição das RPPN brasileiras, reconhecidas como a medida legal mais importante e consolidada, que protege a diversidade ambiental em terras privadas. O tamanho e número das RPPN no Pantanal são significativos,

com destaque para a contribuição desta categoria para fortalecer a efetividade do sistema de UC do bioma (1,6%). Várias medidas de conservação complementares através de incentivos de compensação podem ser oportunizadas para a expansão das RPPN, categoria que apresenta um potencial expressivo como ferramenta de desenvolvimento econômico em bases sustentáveis para o bioma.

Os mosaicos de RPPN nos entornos do Parque Nacional do Pantanal e Parque Estadual Pantanal do Rio Negro são exemplos que devem ser expandidos para a construção de corredores de biodiversidade, bem como servir de modelo para ampliação da conectividade estrutural e funcional entre os biomas Pantanal e Cerrado, garantindo, por um lado, a proteção do bioma Pantanal e fortalecendo a conservação de espécies do bioma Cerrado, que sofreu intensa fragmentação nos últimos 30 anos, que atualmente abriga somente 30% de sua vegetação natural em Mato Grosso do Sul (Brasil, 2021).

O Pantanal, apesar de se apresentar até o momento com uma área significativa de seus ambientes naturais, o bioma é bastante heterogêneo. Dar representatividade a essa diversidade é uma tarefa difícil e ambiciosa, principalmente através da expansão das UC almeçadas pelo país para atender as metas de Aichi (17% do bioma na construção de sistemas representativos). Destaca-se, ainda, a necessidade de priorizar a expansão da rede de UC de proteção integral no bioma, com prioridade para as formações ecológicas do Chaco, ecossistema representado somente no Pantanal do território brasileiro.

Unidades de conservação que promovam o uso sustentável do bioma, tais como reservas extrativistas ou reservas de desenvolvimento sustentável, também são estratégias importantes para garantir a sustentabilidade e a manutenção de recursos da região, como a espécie *Copernicia alba* (carandá), que se caracteriza por estar presente e por dominar formações florestais contínuas ao longo do rio Paraguai e seus principais tributários na região do Chaco, fornecendo abundantes recursos para o seu manejo sustentável (fibras para artesanatos, frutos e madeira são os seus principais recursos).

O Pantanal ainda apresenta diversidade e abundância de espécies e recursos, todavia, dar sustentabilidade

econômica para o bioma a partir do manejo dos seus recursos naturais demanda o fortalecimento das cadeias produtivas das espécies de valor econômico, no contexto dos objetivos de manejo de unidades de conservação do grupo de uso sustentável, que podem contribuir sobremaneira para a expansão do sistema de UC, que deve ser fortalecido pelas amplas categorias, de acordo com seus objetivos de proteção e manejo de recursos naturais.

Uma abordagem voltada à construção de uma rede de UC, com amplos objetivos de manejo e de conservação que viabilizem a proteção da diversidade ambiental do Pantanal, assegurado por um conjunto de UC de proteção integral e uso sustentável e as RPPN, é a principal estratégia para garantir a sustentabilidade do bioma ainda pouco representado no sistema nacional. O bioma vem sofrendo severas ameaças devido a alterações de origem antrópica, o que tem refletido no seu frágil sistema hidrológico (implantação de usinas hidrelétricas e assoreamento das suas bacias hidrográficas na região do planalto).

A existência do Pantanal está estritamente vinculada à proteção das características hidrológicas do bioma, principalmente seu pulso de inundação sazonal, fator fundamental para manutenção da sua estrutura e funcionalidade ecológica. Estas alterações deverão ser agravadas pelas mudanças climáticas em curto prazo e poderão causar impacto à sua biodiversidade e a comunidades tradicionais, que são dependentes destes recursos e de seus serviços ecossistêmicos.

Portanto, a ampliação da rede de UC deve ser entendida como a principal ferramenta para assegurar a proteção do bioma não somente pelo seu valor intrínseco, como também para a sobrevivência humana.

REFERÊNCIAS

- Alho, C. J. R. (2005). The Pantanal. In L. H. Fraser & P. A. Keddy (Orgs.), *The world's largest wetlands - ecology and conservation* (pp. 203-271). Cambridge University Press.
- Alho, C. J. R., Camargo, G., & Fischer, E. (2011). Terrestrial and aquatic mammals of the Pantanal. *Brazilian Journal of Biology*, 71(Suppl. 1), 297-310. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000200009>
- Aragona, M. (2008). *História natural, biologia reprodutiva, parâmetros populacionais e comunidades de pequenos mamíferos não-voadores em três habitats florestados do Pantanal de Poconé, MT* [Tese de doutorado, Universidade de Brasília]. <https://repositorio.unb.br/handle/10482/4312>
- Aragona, M., & Marinho-Filho, J. (2009). História natural e biologia reprodutiva de marsupiais no Pantanal, Mato Grosso, Brasil. *Zoologia*, 26(2), 220-230. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702009000200004>
- Araújo, M. A. R. (2007). *Unidades de conservação no Brasil: da República à gestão de classe mundial*. SEGRAC.
- Ayala, P. A. (2009). O princípio da precaução na Constituição brasileira: aspectos da proteção jurídica da fauna. *Direito e Liberdade*, 7(3), 401-440. http://www2.esmarn.tjrj.jus.br/revistas/index.php/revista_direito_e_liberdade/article/view/97
- Brasil. (1999). *Documento-síntese do Workshop Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Pantanal*. MMA/SBF.
- Brasil. (2004). *Implementação de práticas de gerenciamento integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e Bacia do Alto Paraguai: programa de ações estratégicas para o gerenciamento integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai*. Relatório Final/Agência Nacional de Águas. TDA Desenho & Arte Ltda.
- Brasil. (2007). *Plano de conservação da Bacia do Alto Paraguai-Pantanal/PCBAP/Projeto Pantanal*. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal.
- Brasil. (2010). *Convenção sobre a diversidade biológica*. Ministério do Meio Ambiente.
- Brasil. (2014). *Lista nacional de espécies ameaçadas*. Ministério do Meio Ambiente. <https://antigo.mma.gov.br/epanb/item/15013-fauna.html>
- Brasil. (2021). *Mapa temático e dados geoestatísticos das unidades de conservação federais*. Ministério do Meio Ambiente.
- Brooks, T. M., Bakarr, M. I., Boucher, T., Fonseca, G. A. B., Hiltontaylor, C., Hoekstra, J. M., . . . & Stuart, S. N. (2004). Coverage provided by the global protected-area system: is it enough? *BioScience*, 54(12), 1081-1091. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1081:CPBTGP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1081:CPBTGP]2.0.CO;2)
- Brum, F. T., Graham, C. H., Costa, G. C., Hedges, B., Penone, C., Radeloff, V. C., . . . & Davidson A. D. (2017). Global priorities for conservation across multiple dimensions of mammalian diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(29), 7641-7646. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706461114>
- Bruner, A. G., Gullison, R. E., & Balmford, A. (2004). Financial costs and shortfalls of managing and expanding protected-area systems in developing countries. *BioScience*, 54(12), 1119-1126. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1119:FCASOM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1119:FCASOM]2.0.CO;2)

- Butchart, S. H. M., Clarke, M., Smith, R. J., Sykes, R. E., Scharlemann, J. P. W., & Harfoot, M. (2015). Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. *Conservation Letters*, 8(5), 329–337. <https://doi.org/10.1111/conl.12158>
- Cáceres, N. C., Carmignotto, A. P., Fischer, E., & Santos C. F. (2008). Mammals from Mato Grosso do Sul, Brazil. *Check List*, 4(3), 321-335.
- Cantú-Salazar, L., & Gaston, K. (2013). Species richness and representation in protected areas of the Western Hemisphere: discrepancies between checklists and range maps. *Diversity & Distribution*, 19(7), 782–793. <https://doi.org/10.1111/ddi.12034>
- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M., & Lysenko, I. (2005). Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, 360, 443–455. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1592>
- Conservação Internacional, Ecologia e Ação, Fundación AVINA, Instituto SOS Pantanal, & WWF-Brasil. (2009). *Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do solo na Bacia do Alto Paraguai*. WWF. <https://www.wwf.org.br/?25181/Monitoramento-das-alteracoes-da-cobertura-vegetal-e-uso-do-solo-na-Bacia-do-Alto-Paraguai>
- Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. (1998). Brasília. https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/518231/CF88_Livro_EC91_2016.pdf
- Cordeiro, J. L. P. (2004). *Estrutura e heterogeneidade da paisagem de uma unidade de conservação no nordeste do Pantanal (RPPN SESC Pantanal), Mato Grosso, Brasil: efeitos sobre a distribuição e densidade de antas (Tapirus terrestris) e de cervos-do-Pantanal (Blastocerus dichotomus)* [Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre].
- Coutinho, M., Campos, Z., Mourão, G., & Mauro, R. (1997). Aspectos ecológicos dos vertebrados terrestres e semiaquáticos no Pantanal. In Brasil. *Plano de conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal): diagnóstico dos meios físicos e bióticos* (vol. 2, pp. 183-322). Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal.
- Davenport, L., Brockelman, W. Y., Wright, P. C., Ruf, K., & Del Valle, F. B. R. (2002). Ferramentas de ecoturismo para parques. In J. Terborgh, C. V. Schaik, L. Davenport & M. Rao (Eds.), *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Editora UFPR.
- Eken, G., Bennun, L., Brooks, T. M., Lincoln, W. D., Fishpool, D. C., Foster, M., . . . & Radford, E. (2004). Key biodiversity areas as site conservation targets. *BioScience*, 54(12), 1111-1180. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1110:KBAASC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1110:KBAASC]2.0.CO;2)
- Ervin, J. (2003). Rapid Assessment of Protected Area Management Effectiveness in Four Countries. *BioScience*, 53(9), 833–841. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0833:RAOPAM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0833:RAOPAM]2.0.CO;2)
- Ferreira, A. L. S., & Pasa, M. C. (2015). O uso de geotecnologia aplicada ao monitoramento de desmatamento do Pantanal Mato-grossense. *Advances in Forestry Science*, 2(2), 41-47. <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/afor/article/view/2358>
- Ferrier, S., Powell, G. V. N., Richardson, K. S., Manion, G., Overton, J. M., Allnutt, T. F., . . . & van Rompaey, R. S. A. R. (2004). Mapping more of terrestrial biodiversity for global conservation assessment. *BioScience*, 54(12), 1101-1109. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1101:MMOTBF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1101:MMOTBF]2.0.CO;2)
- Gaston, K. J., & Fuller, R. A. (2008). Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(1), 14-19. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.001>
- Gray, C. L. Hill, S.L.L., Newbold, T., Hudson, L.N., Borguer L., Contu, S., Hoskins, A.J., Ferrier, S. Purvis, A. & Scharlemann, J. P.W. (2016) Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, 7, 12306.
- Groves, C. R., Jensen, D. B., Valutis, L. L., Redford, K. H., Shaffer, M. L., Scott, J. M., . . . & Anderson, M. W. (2002). Planning for biodiversity conservation: Putting conservation science into practice. *BioScience*, 52(6), 499–512. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0499:PFBCPC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0499:PFBCPC]2.0.CO;2)
- Hamilton, S. K., Sippel, S. J., & Melack, J. M. (1996). Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Archiv für Hydrobiologie*, 137(1), 1-23. <http://dx.doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/137/1996/1>
- Heck, G. A. T., Jorge, J. C., Carvalho, W. D., & Barros, P.N. (1970). *Estudos e levantamentos preliminares visando ao estabelecimento de uma reserva natural no Pantanal matogrossense*. Relatório referente à Portaria 1457 de 08/05/1970. IBDF.
- Hiley, J. R., Bradbury, R. B. & Thomas, C. D. (2016). Impacts of habitat change and protected areas on alpha and beta diversity of Mexican birds. *Diversity and Distributions*, 22(12), 1245–1254. <https://doi.org/10.1111/ddi.12483>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (1998). *Geografia do Brasil. Região Centro-Oeste* (vol. 4). IBGE.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2016). *Brasil, uma visão geográfica e ambiental do início do século XXI*. Coordenação de Geografia. <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?id=297884&view=detalhes>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (s.d.). *Cidades*. <https://cidades.ibge.gov.br/>
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). (s.d.). <https://www.gov.br/icmbio/pt-br>
- Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL). (s.d.). <http://www.imasul.ms.gov.br/>

- Instituto SOS Pantanal & WWF-Brasil. (2015). *Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do solo na Bacia do Alto Paraguai porção brasileira – período de análise: 2012 a 2014*. https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/publicacao_bap_relatorio_2012_2014_web.pdf
- International Union for Conservation. 50 Years of Working for Protected Areas: A brief history of IUCN World Commission on Protected Areas. (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources).
- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species*. <http://www.iucnredlist.org>
- Jenkins, N. C., & Joppa, L. (2009). Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation*, 142(10), 2166–2174. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.016>
- Lei nº 9.985. (2000, 18 de julho). Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. <https://presrepublica.jusbrasil.com.br/legislacao/101710/lei-9985-00#art-41>
- Levai, L. F. (2014). Crueldade consentida—crítica à razão antropocêntrica. *Revista Brasileira de Direito Animal*, 1(1), 171-190. <https://doi.org/10.9771/rbda.v1i1.10246>
- Lopoukhine, N. (2008). *Protected areas in today's world: their values and benefits for the welfare of the planet* (Technical Series, 36). Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Loyola, R. D., Kubota, U., & Lewinsohn, T. M. (2007). Endemic vertebrates are the most effective surrogate for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions*, 13(4), 389-396. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00345.x>
- Maréchaux, I., Rodrigues, A. S. L., & Charpentier, A. (2017). The value of coarse species ranges maps to inform local biodiversity conservation in a global context. *Ecography*, 40, 1166–1176. <http://dx.doi.org/10.1111/ecog.02598>
- Marenzi, R. C. (2000). Ecologia da paisagem como instrumento de apoio ao zoneamento de uso. In *Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Campo Grande.
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- Martins, A. (2012). Conflitos ambientais em unidades de conservação: dilemas da gestão territorial no Brasil. *Revista Bibliográfica de Geografia Y Ciencias Sociales*, 17(989). <http://www.ub.edu/geocrit/b3w-989.htm>
- Mato Grosso. (2015). *Coordenadoria de Unidades de Conservação*. Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- Mato Grosso do Sul. (1982). *Macrozoneamento Geoambiental do Estado de Mato Grosso do Sul*. Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral.
- Mato Grosso do Sul. (2015). *SEPLAN – Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral*.
- Mato Grosso do Sul. (2016). *Mapas – Imasul*. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul.
- Milano, M. S. (1989). *Unidades de conservação. Conceitos e princípios de planejamento e gestão*. FUPEF.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). (s.d.). <https://www.gov.br/mma/pt-br>
- Mittermeier, R. A., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., & Brandon, K. (2005). Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 14-21.
- Mussi, S. M., & Motta, P. (2012). Unidades de Conservação: as áreas protegidas mais importantes para a conservação da biodiversidade. In *Trabalho apresentado no II Seminário sobre Áreas Protegidas e Inclusão Social*, UFRJ, Rio de Janeiro.
- Pádua, J. A. (2002). *Um sopro de destruição: pensamento político e crítica ambiental no Brasil escravista (1786-1888)*. J. Zahar Ed.
- Peres, M. B., Vercillo, E. U., & Souza Dias, B. F. (2011). Avaliação do estado de conservação da fauna brasileira e a lista de espécies ameaçadas: o que significa, qual sua importância, como fazer? *Biodiversidade Brasileira*, (1), 45-48.
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez, E., Meyer, E., . . . & Araújo, M. B. (2011). *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press.
- Petkeen (s.d.). *What Was Saving Species?* <https://petkeen.com/what-was-saving-species/>
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., . . . & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187), 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>
- Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A., & Lima, I. P. (2011). *Mamíferos do Brasil*. UEL. <http://www.uel.br/pos/biologicas/pages/arquivos/pdf/Livro-completo-Mamiferos-do-Brasil.pdf>
- Rocha, E. C., & Dalponte, J. C. (2006). Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de Cerrado em Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore*, 30(4), 669-678. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622006000400021>

- Rodrigues, A., Rodrigues, A. S. L., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Luigi, B., Brooks, T. M., . . . & Yan, X. (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428, 640-642. <https://doi.org/10.1038/nature02422>
- Rodrigues, A., & Cazalis, V. (2020). The multifaceted challenge of evaluating protected area effectiveness. *Nature Communications*, 11, 5147. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18989-2>
- Scherl, L. M., Wilson, A., Wild, R., Blockhus, J., Franks, P., McNeely, J. A., & McShane, T. O. (2006). *As áreas protegidas podem contribuir para a redução da pobreza. Oportunidades e limitações*. IUCN.
- Schipper, J., Chanson, J. S., Chiozza, F., Cox, N. A., Hoffmann, M., Katarjiya, V., . . . & Young, B. E. (2008). The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, 322(5899), 225-30. <https://doi.org/10.1126/science.1165115>
- Secretaria de Meio Ambiente do Mato Grosso (SEMA-MT). (s.d.). <http://www.sema.mt.gov.br/>
- Specht, R. L., & Cleland, J. B. (1961). Flora conservation in South Australia. In *The preservation of plant formations and associations in South Australia. Transactions of the Royal Society of South Australia*, 85, 177-196.
- Silva, J. S. V., & Abdon, M. M. (1998). Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33, 1703-1711.
- Stolton, S., Redford, K. H., & Dudley, N. (2014). *The futures of privately protected areas*. IUCN.
- Terborgh, J., & van Schaik, C. (2002). Por que o mundo necessita de parques. In *Tornando os parques eficientes: estratégias para conservação da natureza nos trópicos*. Editora da UFPR/Fundação O Boticário.
- Tocantins, N. (2005). *Áreas protegidas e turismo, estudo de caso: Parque Nacional do Pantanal mato-grossense/MT e seu entorno* [Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos]. <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/1548>
- Tomas, W. M., Cáceres, N. C., Nunes, A. P., Fischer, E., Mourão, G., & Campos, Z. (2010). Mammals in the Pantanal wetland, Brazil. In W. J. Junk, C. J. Silva, C. N. Cunha & K. M. Wantzen (Orgs.), *The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland* (pp. 127-141). Pensoft Publishers.
- Tomas, W. M., Antunes, P. M., Bordignon, M. O., Camilo, A. R., Campos, Z., Camargo, G., & Tomas, M. A. (2017). Checklist of mammal species from Mato Grosso do Sul, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 107(Supl.), e2017155. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017155>
- Torreilha, S., Ochoa-Quintero, J. M., Laps, R. R., & Ribeiro D. B. (2018a). Records of Threatened Bird and Mammal Species in Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Data in Brief*, 17, 1326-1330. <https://dx.doi.org/10.1016%2Fj.dib.2018.02.052>
- Torreilha, S., Carrijo, M. G. G., & Silva, R. H. (2018b). *Plano de Manejo do Parque Estadual Nascentes do Rio Taquari*. Semagro, Encarte 1. http://www.semagro.ms.gov.br/wp-content/uploads/2019/01/Encarte-1_Plano-de-Manejo-PENT.pdf
- Weigand Jr., R., Silva, D. C., & Silva, D. O. (2011). *Metas de Aichi: situação atual no Brasil*. WWF-Brasil.
- Werle, H. J. S. (2010). Assembleias legislativas estaduais representam quem? Os interesses da maioria da população ou interesses de grupos específicos. O caso do zoneamento socioeconômico ecológico (ZSEE) na AL de Mato Grosso. In *Anais do XVI Encontro Nacional de Geógrafos*, Universidade Federal do Rio Grande, Porto Alegre.

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

F. A. Sonoda contribuiu com administração de projeto, análise formal, conceituação, interpretação de dados, investigação, metodologia, supervisão, validação e escrita (rascunho original); P. B. A. Silva com análise formal, interpretação de dados, investigação, metodologia, validação, visualização e escrita (original, revisão e edição); L. R. Ribeiro com análise formal, interpretação de dados, investigação, metodologia, validação, visualização e escrita (revisão e edição); N. Tocantins com conceituação, interpretação dos dados, investigação, validação e escrita (rascunho original, revisão e edição); e S. Torreilha com administração de projeto, análise formal, conceituação, interpretação de dados, investigação, metodologia, supervisão, validação, visualização e escrita (rascunho original, revisão e edição).

Apêndice 1. Tabela única: dados gerais das unidades de conservação do Pantanal e da Bacia do Alto Paraguai. Legendas: PM = Plano de Manejo; PI = Proteção Integral; US = Uso Sustentável.

(Continua)

	Nome	Grupo	Município/Estado	Bioma	Área/ha	PM	Documento de criação
1	Parque Nacional do Pantanal Matogrossense	PI	Poconé/MT	Pantanal	135.000,00	Sim	Dec. 6.392/1981
2	Parque Nacional Chapada dos Guimarães	PI	Chapada dos Guimarães e Cuiabá/MT	Cerrado	32.769,55	Sim	Dec. 7.656/1989
3	Parque Nacional da Serra da Bodoquena	PI	Bodoquena, Bonito, Jardim e Porto Murtinho/MS	Cerrado e Mata Atlântica	6.975,71	Sim	Port. s/nº /2000
4	Estação Ecológica de Taiamã	PI	Cáceres e Poconé/MT	Pantanal	11.554,89	Não	Dec. 6.061/1981
5	Estação Ecológica Serra das Araras	PI	Porto Estrela, Cáceres e Barra do Bugres/MT	Cerrado	28.700,00	Não	Dec. 7.222/1982
6	Parque Estadual Águas do Cuiabá	PI	Rosário Oeste e Nobres/MT	Cerrado	10.600,00	Não	Dec. 4.444/2002
7	Parque Estadual Águas Quentes	PI	Santo Antônio de Leverger/MT	Cerrado	1.487,00	Sim	Dec. 1.240/1978
8	Parque Estadual Serra de Santa Bárbara	PI	Porto Esperidião/MT	Cerrado	120.092,12	Sim	Dec. 1797/1997
9	Parque Estadual Dom Osório Stoffel	PI	Rondonópolis/MT	Cerrado	6.421,69	Não	Dec. 5.437/2002
10	Parque Estadual Encontro das Águas	PI	Poconé e Barão de Melgaço/MT	Pantanal	108.960,00	Não	Dec. 4.881/2004
11	Parque Estadual Gruta da Lagoa Azul	PI	Nobres/MT	Cerrado	12.512,54	Sim	Dec. 1.472/2000
12	Parque Estadual Guirá	PI	Cáceres/MT	Pantanal	100.000,00	Não	Lei 7625/2002
13	Parque Estadual Mãe Bonifácia	PI	Cuiabá/MT	Cerrado	77,16	Sim	Dec. 1.470/2000
14	Parque Estadual Massairo Okamura	PI	Cuiabá/MT	Cerrado	53,75	Sim	Lei 7.313/2000
15	Parque Estadual Zé Bolo Flô	PI	Cuiabá/MT	Cerrado	66,39	Sim	Dec. 4.138/2002
16	Estação Ecológica do Rio Casca I e II	PI	Chapada dos Guimarães/MT	Cerrado	3.534,00	Não	Lei 6437/1994
17	Monumento Natural Morro de Santo Antônio	PI	Santo Antônio do Leverger/MT	Pantanal	258,09	Não	Lei 8.504/2006
18	APA Estadual Cabeceiras do Rio Cuiabá	US	Rosário Oeste, Nobres, Nova Brasilândia, Planalto da Serra e Nova Mutum/MT	Cerrado	473.410,61	Não	Dec. 2.206/1998
19	APA Estadual Chapada dos Guimarães	US	Cuiabá, Chapada dos Guimarães, Campo Verde e Santo Antônio/MT	Cerrado	251.847,93	Sim	Dec. 0537/1995
20	APA Estadual do Rio Casca	US	Chapada dos Guimarães/MT	Cerrado	39.250,00	Não	Lei 6437/1994
21	APA Estadual Nascentes do Rio Paraguai	US	Alto Paraguai, Diamantino/MT	Cerrado	77.743,00	Não	Dec. 7596/2006
22	EP Cachoeira da Fumaça	US	Jaciara/MT	Cerrado	1.110,46	Não	Dec. 7091/1998
23	EP Cuiabá – Chapada dos Guimarães/ Mirante Km 15 MT 251	US	Cuiabá e Chapada dos Guimarães/MT	Cerrado	3.635,94	Não	Dec. 1.473/2000



Apêndice 1.

(Continua)

24	EP Poconé – Porto Cercado MT 370	US	Poconé/MT	Pantanal	4.085,67	Não	Dec. 1.475/2000
25	EP Santo Antônio –Porto de Fora – Barão de Melgaço MT 040/361	US	Santo Antônio e Barão de Melgaço/MT	Pantanal	4.472,85	Sim	Dec. 1.474/2000
26	EP Transpantaneira	US	Poconé/MT	Pantanal	8.646,83	Não	Dec. 1.028/1996
27	Parque Municipal da Cabeceira do Coxipozinho	PI	Chapada dos Guimarães/MT	Cerrado	6,21	Não	Lei 1071/2002
28	Parque Municipal da Quineira	PI	Chapada dos Guimarães/MT	Cerrado	4,63	Não	Lei 1070/2002
29	Parque Municipal das Araras	PI	Pedra Preta/MT	Cerrado	5,26	Não	Lei 192/2000
30	Parque Municipal de Jaciara	PI	Jaciara/MT	Cerrado	64,33	Não	Lei 2033/1999
31	Parque Natural Municipal Alto da Boa Vista	PI	Tangará da Serra/MT	Amazônia	9,34	Não	Lei 1070/1995
32	Parque Natural Municipal do Distrito Progresso	PI	Tangará da Serra/MT	Amazônia	0,97	Não	Lei 1.369/1997
33	Parque Natural Municipal Ilto Ferreira Coutinho	PI	Tangará da Serra/MT	Amazônia	11,77	Não	Lei 1082/1995
34	Monumento Natural Municipal Caverna do Jabuti	PI	Curvelândia/MT	Amazônia	250,91	Não	Dec. Mun. 25/2007
35	APA Parque Municipal Natural Nascentes do Rio Taquari	US	Alto Taquari/MT	Cerrado	118.828,00	Não	Lei 287/2002
36	APA Cachoeira Ribeirão da Laje Rio Taquari e Ribeirão Furnas	US	Alto Taquari/MT	Cerrado	18.825,00	Não	Lei 287/2002
37	APA Tadaridama	US	Guiratinga/MT	Cerrado	9.015,00	Não	Lei 687/2001
38	APA Ninho das Águas (Cachoeira do Ribeirão da Laje e Cachoeira do Rio Taquari)	US	Alto Taquari/MT	Cerrado	18.825,00	Não	Lei 314/02/2002
39	APA Municipal Aricá-açu	US	Cuiabá/MT	Cerrado	73.195,46	Não	Lei 3874/1999
40	APA Municipal Serra das Araras	US	Nossa Senhora do Livramento/MT	Cerrado	71.462,64	Não	Lei 447/2001
41	APA Nascentes do Rio Araguaia	US	Alto Taquari/MT	Cerrado	37.364,00	Não	Lei 287/2002
42	APA Ribeirão do Sapo e Rio Araguaia	US	Alto Araguaia/MT	Cerrado	15.451,62	Não	Lei 1318/2001
43	APA Ribeirão do Sapo (Margem direita)	US	Alto Taquari/MT	Cerrado	28.675,00	Não	Lei 287/2002
44	APA Tanque do Fancho	US	Várzea Grande/MT	Cerrado	4,98	Não	Dec. 20/1996
45	Parque Estadual da Serra de Sonora	PI	Sonora/MS	Cerrado	7.913,52	Não	Dec. 10513/2001
46	Parque Estadual Nascentes do Rio Taquari	PI	Costa Rica e Alcinoópolis/MS	Cerrado	30.618,00	Sim	Dec. 9.662/1999
47	Parque Estadual Pantanal do Rio Negro	PI	Corumbá e Aquidauana/MS	Pantanal	78.302,00	Sim	Dec. 9.941/2000
48	Monumento Natural Gruta do Lago Azul	PI	Bonito/MS	Cerrado	274,03	Não	Dec. 0.394/2001



Apêndice 1.

(Continua)

49	Monumento Natural Rio Formoso	PI	Bonito/MS	Cerrado	18,27	Não	Dec. 1.453/2003
50	APA Estrada Parque do Pantanal	US	Corumbá e Ladário/MS	Pantanal	6.000,00	Sim	Dec. 7.122/1993
51	APA Estrada Parque Piraputanga	US	Aquidauana e Dois Irmãos do Buriti/MS	Cerrado	10,108	Não	Dec. 9.937/2000
52	APA Rio Cênico Rotas Monçoeiras	US	Coxim, São Gabriel, Camapuã, Rio Verde de MT/MS	Cerrado	15.440,00	Sim	Dec. 9.934/2000
53	Parque Natural Municipal Ecológico Pedra Preta	PI	Anastácio/MS	Cerrado	13,00	Não	Lei 919/2014
54	Parque Natural Municipal Lagoa Comprida	PI	Aquidauna/MS	Cerrado	198,00	Não	Dec. 89/2001
55	Parque Natural Municipal Templo dos Pilares	PI	Alcinópolis/MS	Cerrado	100,00	Não	Dec. Mun. 54/2003
56	Parque Municipal Cachoeira do Rio Apa	PI	Porto Murtinho/MS	Cerrado	58,91	Não	Dec. Mun. 2573/2001
57	Parque Municipal Natural de Piraputangas	PI	Corumbá/MS	Pantanal	1.300,00	Não	Dec. 078/2003
58	Monumento Natural Bacia Hidrográfica Nascente do Córrego Acôgo	PI	Anastácio/MS	Cerrado	950,00	Não	Dec. 124/2011
59	APA Córrego Sítio	US	Coxim/MS	Cerrado	3.105,08	Não	Dec. Mun. 587/2002
60	APA da Sub-bacia do Rio Cachoeirão	US	Terenos/MS	Cerrado	58.899,00	Não	Dec. Mun. 1832/2005
61	APA Municipal Sub-Bacia do Rio Apa	US	Caracol/MS	Cerrado	1.970,99	Não	Dec. Mun. 052/2009
62	APA das Nascentes do Rio Apa	US	Ponta Porã/MS	Cerrado-Mata Atlântica	17.196,00	Não	Dec. 4743/2004
63	APA Municipal da Bacia do Córrego Ceroula	US	Campo Grande/MS	Cerrado	66.954,00	Não	Dec. Mun. 8.264/2001
64	APA do Córrego Ceroula e Piraputanga	US	Terenos/MS	Cerrado	44.012,50	Não	Dec. Mun. 1831/2005
65	APA do Rio Aquidauana	US	Corguinho/MS	Cerrado-Pantanal	45.055,00	Não	Dec. Mun. 024/2007
66	APA do Rio Perdido	US	Porto Murtinho/MS	Cerrado-Pantanal	36.145,59	Não	Dec. 4880/2013
67	APA dos Mananciais Superficiais das Nascentes do Rio Apa	US	Bela Vista/MS	Cerrado	150.281,76	Não	Dec. Mun. 3688/2005
68	APA Nascentes do Rio Sucuriú	US	Costa Rica/MS	Cerrado	413.049,28	Não	Dec. 3464/2005
69	APA Sete Quedas do Rio Verde	US	Rio Verde do Mato Grosso/MS	Cerrado-Pantanal	18.825,46	Não	Dec. Mun. 800/2005
70	Monumento Natural Municipal Serra de Terenos	PI	Terenos/MS	Cerrado	3.611,51	Não	Dec. Mun. 2392/2008
71	Monumento Natural Municipal Serra do Bom Jardim	PI	Alcinópolis/MS	Cerrado	5.568,00	Não	Dec. Mun. 053/2003
72	Monumento Natural Serra do Figueirão	PI	Figueirão/MS	Cerrado	5.047,00	Não	Dec. Mun. 014/2005
73	RPPN Acurizal	US	Corumbá/MS	Pantanal	13.200,00	Sim	Port. 07/1997



Apêndice 1.

(Continua)

74	RPPN Buraco das Araras	US	Jardim/MS	Cerrado	29,03	Sim	Port. 31/2007
75	RPPN Estância Caiman	US	Miranda/MS	Pantanal	5.603,20	Não	Port. 35/2004
76	RPPN Estância Ecológica Sesc Pantanal I	US	Barão de Melgaço/MT	Pantanal	49.485,72	Sim	Port. 71-N/1997
77	RPPN Estância Ecológica Sesc Pantanal II	US	Barão de Melgaço/MT	Pantanal	38.385,72	Sim	Port. 151-N/1998
78	RPPN Fazenda América	US	Bonito/MS	Cerrado	401,00	Não	Port. 94-N/1994
79	RPPN Fazenda Boqueirão	US	Bonito/MS	Cerrado	173,60	Não	Port. 01-N/1996
80	RPPN Fazenda Estância Dorochê	US	Poconé/MT	Pantanal	26.518,00	Não	Port. 06/1997
81	RPPN Fazenda Lageado	US	Dois Irmãos do Buriti/MS	Cerrado	12.550,00	Não	Port. 393/1990
82	RPPN Fazenda Penha	US	Corumbá/MS	Pantanal	13.100,00	Sim	Port. 07/1997
83	RPPN Fazenda Santa Helena	US	Corumbá/MS	Pantanal	4.295,32	Não	Port. 76/2000
84	RPPN Fazenda São Luiz	US	Cuiabá/MT	Cerrado	200,00	Não	Port. 104-N/1994
85	RPPN Fazenda Singapura	US	Bonito/MS	Cerrado	456,00	Não	Port. 66-N/1994
86	RPPN Fazendinha	US	Aquidauana/MS	Cerrado-Pantanal	9.616,00	Não	Port. 65-N/1994
87	RPPN Hotel Mirante	US	Chapada dos Guimarães/MT	Cerrado	19,79	Não	Port. 25-N/2004
88	RPPN Paculândia	US	Corumbá/MS	Pantanal	8.232,00	Não	Port. 20/2002
89	RPPN Parque Ecológico João Basso	US	Rondonópolis/MT	Cerrado	3.624,57	Não	Port. 170-N/1997
90	RPPN Reserva Ecológica da Mata Fria	US	Chapada dos Guimarães/MT	Cerrado	9,95	Não	Port. 60/2000
91	RPPN Reserva Ecológica Fazenda Arara Azul	US	Corumbá/MS	Pantanal	2.000,00	Não	Port. 51/2002
92	RPPN Reserva Jubran	US	Cáceres/MT	Pantanal	35.531,00	Não	Port. 50/2002
93	RPPN Reserva Natural Engenheiro Eliezer Batista	US	Corumbá/MS	Pantanal	13.323,44	Não	Port. 51/2008
94	RPPN Vale do Sepotuba	PI	Tangará da Serra/MT	Cerrado	1.104,00	Não	Port. SEMA 043/2003
95	RPPN Reserva Natural Cachoeira do Tombador	PI	Nobres/MT	Cerrado	295,00	Não	Port. SEMA 660/2014
96	RPPN Alegria	US	Corumbá/MS	Pantanal	1.128,00	Não	SEMAC 019/2008
97	RPPN Cabeceira da Lagoa	US	Corguinho/MS	Cerrado-Pantanal	431,2550	Não	Resolução 14/2011
98	RPPN Cabeceira do Prata	US	Jardim/MS	Cerrado	307.530	Sim	CECA 001/1999
99	RPPN Cachoeira do São Bento	US	Coxim/MS	Cerrado-Pantanal	3.036.757	Não	Resolução 5/2011



Apêndice 1.

(Conclusão)

100	RPPN Cara da Onça	US	Bodoquena/MS	Cerrado	11.000,00	Sim	Dec. 015/2007
101	RPPN Duas Pedras	US	Bandeirantes/MS	Cerrado	152.000,00	Não	SEMAC 20/2008
102	RPPN Estancia Mimosa	US	Bonito/MS	Cerrado	271.759,00	Não	Resolução SEMAC 03/2013
103	RPPN Fazenda Nhumirim	US	Corumbá/MS	Pantanal	690.000,00	Sim	CECA 06/1999
104	RPPN Fazenda Rio Negro	US	Aquidauna/MS	Cerrado-Pantanal	7.000,00	Sim	CECA 010/2001
105	RPPN Fazenda Santa Sofia (Pata da Onça)	US	Aquidauna/MS	Cerrado-Pantanal	7.387,00	Não	CECA 02/1999
106	RPPN Fazenda São Geraldo	US	Bonito/MS	Cerrado	642.000,00	Não	CECA 003/1998
107	RPPN Fazenda São Pedro da Barra	US	Bonito/MS	Cerrado	88.000,00	Sim	CECA 012/2001
108	RPPN Gavião de Penacho	US	Corguinho/MS	Cerrado	Não é citado	Não	SEMA 047/2006
109	RPPN Poleiro Grande	US	Corumbá/MS	Pantanal	16.530,00	Não	CECA 005/1998
110	RPPN Rancho Tucano	US	Bonito/MS	Cerrado	29.000,00	Sim	Resolução 018/2011
111	RPPN Neivo Pires I (Portal do Pantanal Sul I)	US	Miranda/MS	Pantanal	119.000,00	Não	CECA 013/2001
112	RPPN Neivo Pires II (Portal do Pantanal Sul II)	US	Miranda/MS	Pantanal	320.000,00	Não	CECA 011/2001
113	RPPN Nova Querência	US	Terenos/MS	Cerrado	Não é citado	Não	CECA 010/1999
114	RPPN Pioneira do Rio Piquiri	US	Corumbá/MS	Pantanal	195.860,00	Não	Resolução SEMAC 013/2013
115	RPPN Ponte de Pedra	US	Costa Rica/MS	Cerrado	169.920,00	Não	CECA 15/2004
116	RPPN Quinta do Sol	US	Corguinho/MS	Cerrado-Pantanal	12.693,00	Não	Resolução SEMAC 025/2011
117	RPPN Reserva do Saci	US	Bonito/MS	Cerrado	178.793,00	Não	Resolução SEMAC 03/2012
118	RPPN Reserva Ecológica Vale do Bugio	US	Corguinho/MS	Cerrado-Pantanal	81.750,00	Não	CECA 007/2003
119	RPPN Rumo ao Oeste	US	Corumbá/MS	Pantanal	990,00	Não	CECA 022/2005
120	RPPN Santa Cecília II	US	Corumbá/MS	Pantanal	8.729,00	Não	CECA 002/1998
121	RPPN Trilhas do Sol	US	Rio Negro/MS	Cerrado-Pantanal	77.407,00	Não	Resolução SEMAC 018/2013
122	RPPN Xodó do Vô Ruy	US	Jardim/MS	Cerrado	487.630,00	Sim	SEMA 046/2006
123	RPPN Laudelino Flores de Barcelos	US	Terenos/MS	Cerrado	200.000,00	Não	CECA 003/2003



Apêndice 2. Espécies de mamíferos registradas nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável do Pantanal, provenientes de levantamentos de fauna destas unidades. Status de conservação, segundo a IUCN (2021) e o MMA (2014). Legendas: NT = near threatened (quase ameaçado); VU = vulnerable (vulnerável); EM = endangered (em perigo). A nomenclatura foi consultada em Wilson & Reeder (2005). A lista foi submetida à revisão dos pesquisadores Pâmela Castro Antunes e Cleuton Lima Miranda; ¹ = IUCN (2021); ² = ICMBio (2014); * = táxons com um único registro; ** = nomenclatura a ser revisada; *** = identificação incerta/errônea.

(Continua)

Unidades de Conservação	Táxon	Nome popular	Status de Conservação	
			IUCN ¹	ICMBio ²
RPPN Federal Acurizal	Artiodactyla			
	<i>Blastocerus dichotomus</i> (Illiger, 1815)	Cervo-do-pantanal	VU	VU
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	NT	VU
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu		
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU
	Carnivora			
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT	VU
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel		
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi, gato-mourisco		VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica		
	<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra		NT
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati		
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU	
<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada			
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU	
Chiroptera				
<i>Artibeus jamaicensis</i> (Leach, 1821)	Morcego			
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Morcego			
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	Morcego			
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego			
<i>Chiroderma villosum</i> (Peters, 1860)	Morcego			
<i>Diaemus yougii</i> (Jentink, 1893)	Morcego			
<i>Eptesicus furinalis</i> (d'Orbigny, 1847)	Morcego			
<i>Eumops auripendulus</i> (Shaw, 1800)	Morcego			
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Morcego			
<i>Micronycteris minuta</i> (Gervais, 1856)	Morcego			
<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	Morcego			
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	Morcego			
<i>Molossus rufus</i> (É. Geoffroy, 1805)	Morcego			
<i>Myotis albescens</i> (É. Geoffroy, 1806) *	Morcego			
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	Morcego			



Apêndice 2.

(Continua)

<i>Myotis riparius</i> (Handley, 1960)	Morcego		
<i>Noctilio albiventris</i> (Desmarest, 1818)	Morcego		
<i>Peropteryx macrotis</i> (Wagner, 1843)	Morcego		
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	Morcego		
<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	Morcego		
<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		
Cingulata			
<i>Dasyus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha		
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
<i>Tolypeutes matacus</i> (Desmarest, 1804)	Tatu-bola	NT	
Didelphimorphia			
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	Gambá-de-orelha-branca		
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	Cuíca		
<i>Marmosops</i> cf. <i>dorothea</i> (Tschudi, 1844) */**	Cuíca		
<i>Micoureus constantiae</i> (O. Thomas, 1904) **	Cuíca, catita		
<i>Monodelphis brevicaudata</i> (Erleben, 1777) */****	Catita		
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	Catita		
<i>Monodelphis kunsii</i> (Pine, 1975)	Catita		
Lagomorpha			
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
Perissodactyla			
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
Pilosa			
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira	VU	VU
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
Primates			
<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba		NT
<i>Aotus infulatus</i> (Kuhl, 1820)	Macaco-da-noite		
<i>Callicebus</i> cf. <i>donacophilus</i> (D'Orbigny, 1836) *	Zogue-zogue		
<i>Mico melanurus</i> (É. Geoffroy in Humboldt, 1812)	Sagui-de-rabo-preto		
<i>Sapajus cay</i> (Illiger, 1815)	Macaco-prego		VU
Rodentia			
<i>Calomys callosus</i> (Rengger, 1830)	Rato-do-chão		
<i>Calomys tener</i> (Winge, 1887) */****	Rato-do-chão		
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho, ouriço		
<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	Cutia		
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
<i>Proechimys longicaudatus</i> (Rengger, 1830)	Rato-de-espinho		



Apêndice 2.

(Continua)

RPPN Federal Engenheiro Eliézer Batista	Artiodactyla			
	<i>Blastocerus dichotomus</i> (Illiger, 1815)	Cervo-do-pantanal	VU	VU
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu		
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU
Carnivora				
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel		
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi, gato-mourisco		VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica		
	<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra		NT
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati		
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
	<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	EN	VU
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
Cingulata				
	<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha		
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
	<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
	<i>Tolypeutes matacus</i> (Desmarest, 1804)	Tatu-bola	NT	
Didelphimorphia				
	<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)	Cuíca-de-quatro-olhos		
Lagomorpha				
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
Perissodactyla				
	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
Pilosa				
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira	VU	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
Primates				
	<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba		NT
	<i>Aotus azarae</i> (Humboldt, 1811)	Macaco-da-noite		
	<i>Callicebus pallescens</i> (Thomas, 1907)	Guigó, sauá		
	<i>Mico melanurus</i> (É. Geoffroy in Humboldt, 1812)	Sagui-de-rabo-preto		
	<i>Sapajus cay</i> (Illiger, 1815)	Macaco-prego		VU



Apêndice 2.

(Continua)

	Rodentia			
	<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	Cutia		
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
	<i>Thrichomys pachyurus</i> (Wagner, 1845) **	Rato-de-espinho		
	<i>Urosciurus spadiceus</i> (Olfers, 1818)	Esquilo, quatipuru		
RPPN Estadual Fazenda Nhumirim	Artiodactyla			
	<i>Blastocerus dichotomus</i> (Illiger, 1815)	Cervo-do-pantanal	VU	VU
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	NT	VU
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caítitu		
	<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	Javali, porco-monteiro		
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU
	Carnivora			
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel		
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi, gato-mourisco		VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguaritica		
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati		
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Cachorro-vinagre	NT	VU
	Cingulata			
	<i>Dasybus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha		
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
	<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
	<i>Tolypeutes matacus</i> (Desmarest, 1804)	Tatu-bola	NT	
	Didelphimorphia			
	<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	Gambá-de-orelha-branca		
	<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	Catita		
	Perissodactyla			
	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
	Pilosa			
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira	VU	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
	Primates			
	<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba		NT



Apêndice 2.

(Continua)

Rodentia				
	<i>Calomys callosus</i> (Rengger, 1830)	Rato-do-chão		
	<i>Cerradomys subflavus</i> (Wagner, 1842) ***	Rato-do-mato		
	<i>Clyomys laticeps</i> (Thomas, 1909)	Rato-de-espinho		
	<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	Cutia		
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
	<i>Oecomys concolor</i> (Wagner, 1845) ***	Rato-da-árvore		
	<i>Oligoryzomys fornesi</i> (Massoia, 1973)	Rato-do-mato		
Parque Estadual Pantanal do Rio Negro		Artiodactyla		
	<i>Blastocerus dichotomus</i> (Illiger, 1815)	Cervo-do-pantanal	VU	VU
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	NT	VU
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caítitu		
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU
		Carnivora		
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT	VU
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel		
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi, gato-mourisco		VU
	<i>Leopardus braccatus</i> (Cope, 1889)	Gato-palheiro	NT	VU
	<i>Leopardus geoffroyi</i> (d'Orbigny & Gervais, 1844)	Gato-do-mato-grande	NT	VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguaritica		
	<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	Gato-do-mato-pequeno	VU	VU
	<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Gato-maracajá	NT	VU
	<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra		NT
	<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	Raposinha		VU
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
	<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	EN	VU
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Cachorro-vinagre	NT	VU
		Chiroptera		
	<i>Artibeus jamaicensis</i> (Leach, 1821)	Morcego		
	<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Morcego		
	<i>Lophostoma silvicolum</i> (d'Orbigny, 1836)	Morcego		
	<i>Noctilio albiventris</i> (Desmarest, 1818)	Morcego		
	<i>Phyllostomus discolor</i> (Wagner, 1843)	Morcego		
	<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		
	<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		



Apêndice 2.

(Continua)

	Cingulata			
	<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-de-rabo-mole		
	<i>Dasyops novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha		
	<i>Dasyops septemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatuí, tatu-mulita		
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
	<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
	<i>Tolypeutes matacus</i> (Desmarest, 1804)	Tatu-bola	NT	
	Didelphimorphia			
	<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	Gambá-de-orelha-branca		
	<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	Catita		
	Perissodactyla			
	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
	Pilosa			
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira	VU	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
	Primates			
	<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba		NT
	Rodentia			
	<i>Clyomys laticeps</i> (Thomas, 1909)	Rato-de-espinho		
	<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho, ouriço		
	<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	Cutia		
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
Parque Nacional do Pantanal Matogrossense	Carnivora			
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
	<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	EN	VU
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	Chiroptera			
	<i>Artibeus jamaicensis</i> (Leach, 1821)	Morcego		
	<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Morcego		
	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego		
	<i>Chiroderma villosum</i> (Peters, 1860)	Morcego		
	<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	Morcego		
	<i>Cynomops planirostris</i> (Peters, 1865)	Morcego		
	<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Morcego		
	<i>Lophostoma silvicolum</i> (d'Orbigny, 1836)	Morcego		
	<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	Morcego		
	<i>Molossus rufus</i> (É. Geoffroy, 1805)	Morcego		
	<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	Morcego		
	<i>Myotis riparius</i> (Handley, 1960)	Morcego		



	<i>Myotis simus</i> (Thomas, 1901)	Morcego		
	<i>Noctilio albiventris</i> (Desmarest, 1818)	Morcego		
	<i>Platyrrhinus incarum</i> (Petters, 1866) **	Morcego		
	<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		
	<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	Morcego		
	<i>Uroderma magnirostrum</i> (Davis, 1968)	Morcego		
	Cingulata			
	<i>Dasyopus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha		
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
	Didelphimorphia			
	<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	Cuíca		
	<i>Marmosops noctivagus</i> (Tschudi, 1844)	Cuíca		
	<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)	Cuíca-de-quatro-olhos		
	Pilosa			
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira	VU	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
	Primates			
	<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba		NT
	Rodentia			
	<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho, ouriço		
	<i>Holochilus sciureus</i> (Wagner, 1842) ***	Rato-d'água		
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
	<i>Oecomys mamorae</i> (Thomas, 1906)	Rato-do-mato		
	<i>Oligoryzomys fornesi</i> (Massoia, 1973)	Rato-do-mato		
RPPN Federal Penha	Artiodactyla			
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu		
	Carnivora			
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	Chiroptera			
	<i>Artibeus jamaicensis</i> (Leach, 1821)	Morcego		
	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego		
	<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	Morcego		
	<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Morcego		
	Cingulata			
	<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
	Didelphimorphia			
	<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	Gambá-de-orelha-branca		
	<i>Marmosops noctivagus</i> (Tschudi, 1844)	Cuíca		

Apêndice 2.

(Continua)

	Primates			
	<i>Aotus infulatus</i> (Kuhl, 1820)	Macaco-da-noite		
	<i>Sapajus cay</i> (Illiger, 1815)	Macaco-prego		VU
	Rodentia			
	<i>Calomys expulsus</i> (Lund, 1841) */****	Rato-do-chão		
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
	<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1840)	Rato-do-mato		
RPPN Federal SESC Pantanal	Artiodactyla			
	<i>Blastocercus dichotomus</i> (Illiger, 1815)	Cervo-do-pantanal	VU	VU
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	NT	VU
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu		
	<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	Javali, porco-monteiro		
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU
	Carnivora			
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT	VU
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel		
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi, gato-mourisco		VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguaritica		
	<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	Gato-do-mato-pequeno	VU	VU
	<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Gato-maracajá	NT	VU
	<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra		NT
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati		
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
	<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	EN	VU
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Cachorro-vinagre	NT	VU
	Chiroptera			
	<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Morcego		
	<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	Morcego		
	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego		
	<i>Chiroderma villosum</i> (Peters, 1860)	Morcego		
	<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego-vampiro		
	<i>Eptesicus furinalis</i> (d'Orbigny, 1847)	Morcego		
	<i>Eumops perotis</i> (Schinz, 1821) *	Morcego		
	<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Morcego		



<i>Lophostoma silvicolum</i> (d'Orbigny, 1836)	Morcego		
<i>Mimon crenulatum</i> (É. Geoffroy, 1810) *	Morcego		
<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	Morcego		
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	Morcego		
<i>Molossus rufus</i> (É. Geoffroy, 1805)	Morcego		
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	Morcego		
<i>Myotis riparius</i> (Handley, 1960)	Morcego		
<i>Noctilio albiventris</i> (Desmarest, 1818)	Morcego		
<i>Phyllostomus discolor</i> (Wagner, 1843)	Morcego		
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	Morcego		
<i>Platyrrhinus incarum</i> (Petters, 1866) **	Morcego		
<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	Morcego		
<i>Saccopteryx bilineata</i> (Temminck, 1838) *	Morcego		
<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		
<i>Tonatia brasiliense</i> (Peters, 1867) *	Morcego		
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823) *	Morcego		
<i>Uroderma magnirostrum</i> (Davis, 1968)	Morcego		
Cingulata			
<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-de-rabo-mole		
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha		
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
Didelphimorphia			
<i>Caluromys philander</i> (Linnaeus, 1758)	Cuíca-lanosa		
<i>Chironectes minimus</i> (Zimmermann, 1780)	Cuíca-d'água		
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	Gambá-de-orelha-branca		
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	Cuíca		
<i>Marmosa murina</i> (Linnaeus, 1758)	Cuíca, guaiquica		
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	Catita		
<i>Monodelphis kunsii</i> (Pine, 1975)	Catita		
<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)	Cuíca-de-quatro-olhos		
Lagomorpha			
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
Perissodactyla			
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
Pilosa			
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira	VU	VU
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		

Apêndice 2.

(Continua)

	Primates			
	<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba	NT	
	<i>Aotus infulatus</i> (Kuhl, 1820)	Macaco-da-noite		
	<i>Mico melanurus</i> (É. Geoffroy in Humboldt, 1812)	Sagui-de-rabo-preto		
	<i>Cebus apella</i> (Linnaeus, 1758)	Macaco-prego		
	<i>Sapajus cay</i> (Illiger, 1815)	Macaco-prego	VU	
	Rodentia			
	<i>Calomys callidus</i> (Thomas, 1916)	Rato-do-chão		
	<i>Cavia aperea</i> (Erxleben, 1777)	Preá		
	<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho, ouriço		
	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca		
	<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	Cutia		
	<i>Holochilus sciureus</i> (Wagner, 1842) ***	Rato-d'água		
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
	<i>Hylaeamys megacephalus</i> (Fischer, 1814)	Rato-do-mato		
	<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1840)	Rato-do-mato		
	<i>Proechimys longicaudatus</i> (Rengger, 1830)	Rato-de-espinho		
	<i>Thrichomys pachyurus</i> (Wagner, 1845) **	Rato-de-espinho		
Estação Ecológica de Taiamã	Artiodactyla			
	<i>Blastocerus dichotomus</i> (Illiger, 1815)	Cervo-do-pantanal	VU	VU
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU
	Carnivora			
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica	VU	
	<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra		NT
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
	<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	EN	VU
	Didelphimorphia			
	<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)	Cuíca-de-quatro-olhos		
	Pilosa			
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira	VU	VU
	Primates			
	<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba	NT	
	<i>Cebus apella</i> (Linnaeus, 1758)	Macaco-prego		
	Rodentia			
	<i>Holochilus chacarius</i> (Thomas, 1906) *	Rato d'água		
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
	<i>Oecomys mamorae</i> (Thomas, 1906)	Rato-da-árvore		



Apêndice 2.

(Continua)

Estrada Parque Transpantaneira	Artiodactyla			
	<i>Blastocerus dichotomus</i> (Illiger, 1815)	Cervo-do-pantanal	VU	VU
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	NT	VU
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu		
	<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	Javali, porco-monteiro		
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU
	Carnivora			
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT	VU
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel		
	<i>Leopardus geoffroyi</i> (d'Orbigny & Gervais, 1844)	Gato-do-mato-grande	NT	VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica		
	<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	Gato-do-mato-pequeno	VU	VU
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Cachorro-vinagre	NT	VU
	Chiroptera			
	<i>Artibeus jamaicensis</i> (Leach, 1821)	Morcego		
	<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Morcego		
	<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	Morcego		
	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego		
	<i>Chiroderma villosum</i> (Peters, 1860)	Morcego		
	<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Morcego		
	<i>Lasiurus cinereus</i> (Palisot de Beauvois, 1796) *	Morcego		
	<i>Lonchorhina aurita</i> (Tomes, 1863)	Morcego		VU
	<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	Morcego		
	<i>Myotis simus</i> (Thomas, 1901)	Morcego		
	<i>Nyctinomops laticaudatus</i> (É. Geoffroy, 1805)	Morcego		
	<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		
	<i>Sturmira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		
	<i>Tonatia bidens</i> (Spix, 1823) *	Morcego		
	<i>Vampyrum spectrum</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego	NT	
	Cingulata			
	<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-de-rabo-mole		
	<i>Dasyops novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha		
	<i>Dasyops septemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatuí, tatu-mulita		



Apêndice 2.

(Continua)

<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
<i>Tolypeutes matacus</i> (Desmarest, 1804)	Tatu-bola	NT	
Didelphimorphia			
<i>Chironectes minimus</i> (Zimmermann, 1780)	Cuíca-d'água		
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	Gambá-de-orelha-branca		
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	Cuíca		
<i>Lutreolina crassicaudata</i> (Desmarest, 1804)	Cuíca-de-cauda-grossa		
<i>Marmosops ocellatus</i> (Tate, 1931)	Cuíca		
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	Catita		
<i>Monodelphis kunsii</i> (Pine, 1975)	Catita		
<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)	Cuíca-de-quatro-olhos		
Lagomorpha			
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
Perissodactyla			
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
Pilosa			
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira	VU	VU
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
Primates			
<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba		NT
<i>Callicebus pallescens</i> (Thomas, 1907)	Guigó, sauá		
<i>Mico melanurus</i> (É. Geoffroy in Humboldt, 1812)	Sagui-de-rabo-preto		
Rodentia			
<i>Calomys callidus</i> (Thomas, 1916)	Rato-do-chão		
<i>Clyomys laticeps</i> (Thomas, 1909)	Rato-de-espinho		
<i>Ctenomys minutus</i> Nehring, 1887 */***	Tuco-tuco		VU
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca		
<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	Cutia		
<i>Galea spixii</i> (Wagler, 1831)	Preá		
<i>Holochilus sciureus</i> (Wagner, 1842) ***	Rato-d'água		
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
<i>Hylaeamys megacephalus</i> (Fischer, 1814)	Rato-do-mato		
<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1840)	Rato		
<i>Necomys rattus</i> (Pelzen, 1883)	Rato		
<i>Oecomys bicolor</i> (Tomes, 1860)	Rato-da-árvore		
<i>Oecomys mamorae</i> (Thomas, 1906)	Rato-da-árvore		
<i>Oecomys roberti</i> (Thomas, 1904)	Rato-da-árvore		
<i>Rhipidomys macrurus</i> (Gervais, 1855)	Rato-da-árvore		



Apêndice 2.

(Conclusão)

RPPN Estadual Fazenda Rio Negro	Artiodactyla			
	<i>Blastocerus dichotomus</i> (Illiger, 1815)	Cervo-do-pantanal	VU	VU
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU
	Carnivora			
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT	VU
	<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	Gato do mato	VU	VU
	<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	EN	VU
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	Perissodactyla			
	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
	Didelphimorphia			
	<i>Thylamys macrurus</i> (Olfers, 1818)	Cuíca	NT	EN
	Pilosa			
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá bandeira	VU	VU
	Cingulata			
	<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu canastra	VU	VU

Apêndice 3. Espécies de mamíferos registradas nas Unidades de Conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável da Bacia do Alto Paraguai, provenientes de levantamentos de fauna destas unidades. Status de conservação, segundo a IUCN (2021) e o MMA (2014). Legendas: NT = near threatened (quase ameaçado); VU = vulnerable (vulnerável); EM = endangered (em perigo). A nomenclatura foi consultada em Wilson & Reeder (2005). A lista foi submetida à revisão dos pesquisadores Pâmela Castro Antunes e Cleuton Lima Miranda. ¹ = IUCN (2021); ² = ICMBio (2014); * = táxons com um único registro; ** = nomenclatura a ser revisada; *** = identificação incerta/errônea.

(Continua)

Unidades de Conservação	Táxon	Nome Popular	Status de Conservação	
			IUCN ¹	ICMBio ²
Parque Estadual Águas do Cuiabá	Artiodactyla			
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu		
	Carnivora			
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra		NT
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati		
	Cingulata			
	<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-de-rabo-mole		
	<i>Dasyops novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha		
	<i>Dasyops septemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatuí, tatu-mulita		
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
	<i>Prionotes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
	Didelphimorphia			
	<i>Caluromys philander</i> Linnaeus, 1758	Cuíca-lanosa		
	<i>Chironectes minimus</i> (Zimmermann, 1780)	Cuíca-d'água		
	<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Gambá-de-orelha-branca		
	<i>Didelphis marsupialis</i> Linnaeus, 1758	Gambá, mucura		
	<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	Cuíca		
	<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	Catita		
	Lagomorpha			
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
	Pilosa			
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	VU	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
	Primates			
	<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba		NT
	<i>Ateles chamek</i> (Humboldt, 1812) *	Coatá		
	<i>Cebus apella</i> (Linnaeus, 1758)	Macaco-prego		
	<i>Mico melanurus</i> (É. Geoffroy in Humboldt, 1812)	Sagui-de-rabo-preto		



Apêndice 3.

(Continua)

	Rodentia			
	<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887) ***	Rato-do-chão		
	<i>Cavia aperea</i> Erxleben, 1777	Preá		
	<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho, ouriço		
	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca		
	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia		
	<i>Hylaeamys megacephalus</i> (Fischer, 1814)	Rato-do-mato		
	<i>Oxymycterus roberti</i> (Thomas, 1901) ***	Rato-do-brejo		
	<i>Urosciurus spadiceus</i> (Olfers, 1818)	Esquilo, quatipuru		
Parque Estadual Águas Quentes	Carnivora			
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica		
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati		
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	Chiroptera			
	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego		
	<i>Lonchophylla dekeyseri</i> Taddei, Vizotto & Sazima, 1983	Morcego	NT	EN
	<i>Platyrrhinus incarum</i> (Petters, 1866) **	Morcego		
	Cingulata			
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
	Didelphimorphia			
	<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Gambá-de-orelha-branca		
	Lagomorpha			
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
	Perissodactyla			
	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
	Pilosa			
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
	Primates			
	<i>Cebus libidinosus</i> Spix, 1823 *	Macaco-prego		
	Rodentia			
	<i>Cavia aperea</i> Erxleben, 1777	Preá		
	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia		
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		

Apêndice 3.

(Continua)

Parque Nacional Chapada dos Guimarães	Artiodactyla			
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	NT	VU
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu		
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU
	Carnivora			
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT	VU
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel		
	<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	Furão		
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi, gato-mourisco		VU
	<i>Leopardus braccatus</i> (Cope, 1889)	Gato-palheiro	NT	VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica		
	<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Gato-maracajá	NT	VU
	<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra		NT
	<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	Raposinha		VU
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
	<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	Jupará		
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Cachorro-vinagre	NT	VU
	Chiroptera			
	<i>Artibeus cinereus</i> (Gervais, 1856)	Morcego		
	<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821	Morcego		
	<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Morcego		
	<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	Morcego		
	<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	Morcego		
	<i>Carollia brevicauda</i> (Schinz, 1821)	Morcego		
	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego		
	<i>Chiroderma villosum</i> (Peters, 1860)	Morcego		
	<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Morcego		
	<i>Miconycteris minuta</i> (Gervais, 1856)	Morcego		
	<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	Morcego		
	<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	Morcego		
	<i>Pteronotus parnellii</i> Gray, 1843	Morcego		
	<i>Rhinophylla pumilio</i> (Peters, 1865)	Morcego		
	<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	Morcego		



<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		
<i>Tonatia saurophila</i> (Koopman & Williams, 1951)	Morcego		
<i>Uroderma bilobatum</i> (Peters, 1866)	Morcego		
<i>Vampyrum spectrum</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego	NT	
Cingulata			
<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-de-rabo-mole		
<i>Dasypus kappleri</i> Krauss, 1862	Tatu-de-quinze-quilos		
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha		
<i>Dasypus septemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatuí, tatu-mulita		
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
Didelphimorphia			
<i>Caluromys philander</i> Linnaeus, 1758	Cuíca-lanosa		
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Gambá-de-orelha-branca		
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	Cuíca		
<i>Micoureus constantiae</i> O. Thomas, 1904 **	Cuíca, catita		
<i>Marmosa murina</i> Linnaeus, 1758	Cuíca, guaiquica		
<i>Metachirus nudicaudatus</i> (É. Geoffroy, 1803)	Cuíca-de-quatro-olhos		
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	Catita		
Lagomorpha			
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
Perissodactyla			
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
Pilosa			
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	VU	VU
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
Primates			
<i>Aotus azarae</i> (Humboldt, 1811)	Macaco-da-noite		
<i>Mico melanurus</i> (É. Geoffroy in Humboldt, 1812)	Sagui-de-rabo-preto		
Rodentia			
<i>Cavia aperea</i> Erxleben, 1777	Preá		
<i>Cerradomys marinus</i> (Bonvicino, 2003) ***	Rato-do-mato		
<i>Cerradomys scotti</i> (Langguth & Bonvicino, 2002)	Rato-do-mato		
<i>Clyomys laticeps</i> (Thomas, 1909)	Rato-de-espinho		
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho, ouriço		
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca		
<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia		
<i>Galea spixii</i> (Wagler, 1831)	Preá		
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		

Apêndice 3.

(Continua)

	<i>Isothrix bistrata</i> Wagner, 1845 ***	Rato-coró		
	<i>Neacomys spinosus</i> (Thomas, 1882)	Rato		
	<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1840)	Rato		
	<i>Nectomys rattus</i> (Pelzen, 1883)	Rato-d'água		
	<i>Oecomys roberti</i> (Thomas, 1904)	Rato-da-árvore		
	<i>Proechimys guyannensis</i> (É. Geoffroy, 1803) ***	Rato-de-espinho		
	<i>Pseudoryzomys simplex</i> (Winge, 1887)	Rato-do-mato		
	<i>Thalpomys cerradensis</i> (Hershkovitz, 1990)	Rato-de-chão		VU
	<i>Urosciurus spadiceus</i> (Olfers, 1818)	Esquilo, quatipuru		
Estrada Parque Chapada dos Guimarães - Mirante	Carnívora			
	<i>Cercopithecus thomasi</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	Raposinha		VU
	Perissodactyla			
	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
Área de Proteção Ambiental Chapada dos Guimarães	Artiodactyla			
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	NT	VU
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu		
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU
	Carnívora			
	<i>Cercopithecus thomasi</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT	VU
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel		
	<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	Furão		
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi, gato-mourisco		VU
	<i>Leopardus braccatus</i> (Cope, 1889) *	Gato-palheiro	NT	VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica		
	<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Gato-maracajá	NT	VU
	<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	Raposinha		VU
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati		
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
	<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	Jupará		
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
	<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	EN	VU
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Cachorro-vinagre	NT	VU



Chiroptera			
<i>Artibeus cinereus</i> (Gervais, 1856)	Morcego		
<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821	Morcego		
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Morcego		
<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	Morcego		
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	Morcego		
<i>Carollia brevicauda</i> (Schinz, 1821)	Morcego		
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego		
<i>Chiroderma villosum</i> (Peters, 1860)	Morcego		
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Morcego		
<i>Micronycteris minuta</i> (Gervais, 1856)	Morcego		
<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	Morcego		
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	Morcego		
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		
<i>Pteronotus parnellii</i> Gray, 1843	Morcego		
<i>Rhinophylla pumilio</i> (Peters, 1865)	Morcego		
<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	Morcego		
<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		
<i>Tonatia saurophila</i> (Koopman & Williams, 1951)	Morcego		
<i>Uroderma bilobatum</i> (Peters, 1866)	Morcego		
Cingulata			
<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-de-rabo-mole		
<i>Dasyops kappleri</i> Krauss, 1862	Tatu-de-quinze-quilos		
<i>Dasyops novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha		
<i>Dasyops septemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatuí, tatu-mulita		
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
Didelphimorphia			
<i>Caluromys philander</i> Linnaeus, 1758	Cuíca-lanosa		
<i>Chironectes minimus</i> (Zimmermann, 1780)	Cuíca-d'água		
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Gambá-de-orelha-branca		
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	Cuíca		
<i>Micoureus constantiae</i> O. Thomas, 1904 **	Cuíca, catita		
<i>Marmosa murina</i> Linnaeus, 1758	Cuíca, guaiquica		
<i>Metachirus nudicaudatus</i> (É. Geoffroy, 1803)	Cuíca-de-quatro-olhos		
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	Catita		

Apêndice 3.

(Continua)

	Lagomorpha			
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
	Perissodactyla			
	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
	Pilosa			
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	VU	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
	Primates			
	<i>Aotus azarae</i> (Humboldt, 1811)	Macaco-da-noite		
	<i>Mico melanurus</i> (É. Geoffroy in Humboldt, 1812)	Sagui-de-rabo-preto		
	<i>Cebus apella</i> (Linnaeus, 1758)	Macaco-prego		
	Rodentia			
	<i>Cavia aperea</i> Erxleben, 1777	Preá		
	<i>Cerradomys marinhos</i> (Bonvicino, 2003) ****	Rato-do-mato		
	<i>Cerradomys scotti</i> (Langguth & Bonvicino, 2002)	Rato-do-mato		
	<i>Clyomys laticeps</i> (Thomas, 1909)	Rato-de-espinho		
	<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho, ouriço		
	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca		
	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia		
	<i>Galea spixii</i> (Wagler, 1831)	Preá		
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
	<i>Isothrix bistrata</i> Wagner, 1845 ***	Rato-coró		
	<i>Neacomys spinosus</i> (Thomas, 1882)	Rato-espinhoso		
	<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1840)	Pixuna		
	<i>Nectomys rattus</i> (Pelzen, 1883)	Rato-d'água		
	<i>Oecomys roberti</i> (Thomas, 1904)	Rato-da-árvore		
	<i>Proechimys guyannensis</i> (É. Geoffroy, 1803) ****	Rato-de-espinho		
	<i>Pseudoryzomys simplex</i> (Winge, 1887)	Rato-do-mato		
	<i>Thalpomys cerradensis</i> (Hershkovitz, 1990)	Rato-de-chão		VU
	<i>Urosciurus spadiceus</i> (Olfers, 1818)	Esquilo, quatipuru		
Parque Estadual Gruta da Lagoa Azul	Artiodactyla			
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	NT	VU
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu		
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU



Apêndice 3.

(Continua)

Carnivora			
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT	VU
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boaert, 1785)	Cangambá, jaritataca		
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel		
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	Furão		
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi, gato-mourisco		VU
<i>Leopardus braccatus</i> (Cope, 1889)	Gato-palheiro	NT	VU
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica		
<i>Leopardus guttulus</i> (Schreber, 1775)	Gato-do-mato-pequeno	VU	VU
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Gato-maracajá	NT	VU
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra		NT
<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	Raposinha		VU
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati		
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	Jupará		
<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	EN	VU
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Cachorro-vinagre	NT	VU
Chiroptera			
<i>Anoura caudifer</i> (É. Geoffroy, 1818)	Morcego		
<i>Anoura geoffroyi</i> (Gray, 1838)	Morcego		
<i>Artibeus anderseni</i> (Osgood, 1916)	Morcego		
<i>Artibeus cinereus</i> (Gervais, 1856)	Morcego		
<i>Artibeus gnomus</i> (Handley, 1987)	Morcego		
<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821	Morcego		
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Morcego		
<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	Morcego		
<i>Carollia brevicauda</i> (Schinz, 1821)	Morcego		
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego		
<i>Chiroderma villosum</i> (Peters, 1860)	Morcego		
<i>Choeroniscus minor</i> (Peters, 1868) *	Morcego		
<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	Morcego		
<i>Cynomops abrasus</i> (Temminck, 1827) *	Morcego		
<i>Cynomops planirostris</i> (Peters, 1865)	Morcego		
<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego-vampiro		
<i>Diaemus yougii</i> (Jentink, 1893)	Morcego		

Apêndice 3.

(Continua)

<i>Eptesicus brasiliensis</i> (Desmarest, 1819)	Morcego	
<i>Eptesicus diminutus</i> (Osgood, 1915) *	Morcego	
<i>Eptesicus furinalis</i> (d'Orbigny, 1847)	Morcego	
<i>Eumops auripendulus</i> (Shaw, 1800)	Morcego	
<i>Eumops glaucinus</i> (Wagner, 1843) *	Morcego	
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Morcego	
<i>Glyphonycteris behnii</i> (Peters, 1865) *	Morcego	VU
<i>Histiotus velatus</i> (L. Geoffroy, 1824) *	Morcego	
<i>Lasiurus blossevillii</i> (Lesson & Garnot, 1826) *	Morcego	
<i>Lasiurus ega</i> (Gervais, 1856) *	Morcego	
<i>Lonchorhina aurita</i> Tomes, 1863	Morcego	VU
<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	Morcego	
<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	Morcego	
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	Morcego	
<i>Molossus rufus</i> (É. Geoffroy, 1805)	Morcego	
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	Morcego	
<i>Noctilio albiventris</i> Desmarest, 1818	Morcego	
<i>Noctilio leporinus</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego	
<i>Nyctinomops laticaudatus</i> (É. Geoffroy, 1805)	Morcego	
<i>Peropteryx macrotis</i> (Wagner, 1843)	Morcego	
<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	Morcego	
<i>Phyllostomus elongatus</i> (É. Geoffroy, 1810) *	Morcego	
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	Morcego	
<i>Platyrrhinus incarum</i> (Petters, 1866) **	Morcego	
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego	
<i>Pteronotus gymnotus</i> Natterer, 1843	Morcego	
<i>Pteronotus parnellii</i> Gray, 1843	Morcego	
<i>Pteronotus personatus</i> (Wagner, 1843) *	Morcego	
<i>Rhinophylla pumilio</i> (Peters, 1865)	Morcego	
<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	Morcego	
<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego	
<i>Sturnira tilda</i> (de la Torre, 1959) *	Morcego	
<i>Tadarida brasiliensis</i> (L. Geoffroy, 1824) *	Morcego	
<i>Thyroptera discifera</i> (Lichtenstein & Peters, 1855) *	Morcego	
<i>Uroderma bilobatum</i> (Peters, 1866)	Morcego	
<i>Uroderma magnirostrum</i> (Davis, 1968)	Morcego	
<i>Vampyrum spectrum</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego	NT



Apêndice 3.

(Continua)

Cingulata			
<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-de-rabo-mole		
<i>Dasyops novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha		
<i>Dasyops septemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatuí, tatu-mulita		
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
Didelphimorphia			
<i>Caluromys lanatus</i> (Olfers, 1818)	Cuíca-lanosa		
<i>Caluromys philander</i> Linnaeus, 1758	Cuíca-lanosa		
<i>Chironectes minimus</i> (Zimmermann, 1780)	Cuíca-d'água		
<i>Cryptonanus chacoensis</i> (Tate, 1931) *	Catita		
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Gambá-de-orelha-branca		
<i>Didelphis marsupialis</i> Linnaeus, 1758	Gambá, mucura		
<i>Glironia venusta</i> (Thomas, 1912) *	Cuíca		
<i>Hyladelphys kalinowskii</i> (P. Hershkovitz, 1992) */****	Catita		
<i>Lutreolina crassicaudata</i> (Desmarest, 1804)	Cuíca-de-cauda-grossa		
<i>Marmosops bishopi</i> (Pine, 1981) */****	Cuíca		
<i>Marmosops ocellatus</i> (Tate, 1931)	Cuíca		
<i>Metachirus nudicaudatus</i> (É. Geoffroy, 1803)	Cuíca-de-quatro-olhos		
<i>Micoureus constantiae</i> O. Thomas, 1904 **	Cuíca, catita		
<i>Micoureus demerarae</i> (O. Thomas, 1905) **	Cuíca		
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	Catita		
<i>Monodelphis emiliae</i> (Thomas, 1912) */****	Catita		
<i>Monodelphis kunsii</i> Pine, 1975	Catita		
<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)	Cuíca-de-quatro-olhos		
<i>Thylamys karimii</i> (Petter, 1968) */****	Cuíca, catita	VU	
Lagomorpha			
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
Perissodactyla			
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
Pilosa			
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	VU	VU
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
Primates			
<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba		NT
<i>Cebus apella</i> (Linnaeus, 1758)	Macaco-prego		
Rodentia			
<i>Calomys tocantinsi</i> (Bonvicino, Lima & Almeida, 2003) */****	Rato-do-chão		



Apêndice 3.

(Continua)

	<i>Cerradomys subflavus</i> (Wagner, 1842) ***	Rato-do-mato	
	<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho, ouriço	
	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca	
	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia	
	<i>Euryzomatomys spinosus</i> (G. Fischer, 1814) ***	Guirá	
	<i>Galea spixii</i> (Wagler, 1831)	Preá	
	<i>Guerlinguetus ingrami</i> (Thomas, 1901) */***	Caxinguelê, esquilo	
	<i>Holochilus sciureus</i> Wagner, 1842 ***	Rato d'água	
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara	
	<i>Hylaeamys megacephalus</i> (Fischer, 1814)	Rato-do-mato	
	<i>Isothrix bistrata</i> Wagner, 1845 ***	Rato-coró	
	<i>Kunsia tomentosus</i> (Lichtenstein, 1830)	Rato-do-mato	
	<i>Neacomys spinosus</i> (Thomas, 1882)	Rato-espinhoso	
	<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1840)	Pixuna	
	<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827) ***	Rato-d'água	
	<i>Oecomys bicolor</i> (Tomes, 1860)	Rato-da-árvore	
	<i>Oecomys roberti</i> (Thomas, 1904)	Rato-da-árvore	
	<i>Oxymycterus roberti</i> (Thomas, 1901) ****	Rato-do-brejo	
	<i>Proechimys longicaudatus</i> (Rengger, 1830)	Rato-de-espinho	
	<i>Pseudoryzomys simplex</i> (Winge, 1887)	Rato-do-mato	
	<i>Rhipidomys macrurus</i> (Gervais, 1855)	Rato-da-árvore	
Parque Estadual Mãe Bonifácia	Chiroptera		
	<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Morcego	
	<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	Morcego	
	Cingulata		
	<i>Didelphimorphia</i>		
	<i>Caluromys philander</i> Linnaeus, 1758	Cuíca-lanosa	
	Primates		
	<i>Mico melanurus</i> (É. Geoffroy in Humboldt, 1812)	Sagui-de-rabo-preto	
	Rodentia		
	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia	
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara	
Parque Estadual Massairo Okamura	Carnivora		
	<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	Raposinha	VU
	<i>Didelphimorphia</i>		
	<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Gambá-de-orelha-branca	
	Pilosa		
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim	



Apêndice 3.

(Continua)

	Primates			
	<i>Aotus azarae</i> (Humboldt, 1811)	Macaco-da-noite		
	<i>Mico argentatus</i> (Linnaeus, 1766)	Sagui-branco		
	Rodentia			
	<i>Cavia aperea</i> Erxleben, 1777	Preá		
	<i>Urosciurus spadiceus</i> (Olfers, 1818)	Esquilo, quatipuru		
Rio Cênico Rotas Monçoeiras	Artiodactyla			
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	NT	VU
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu		
	Carnivora			
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT	VU
	<i>Conepatus semistriatus</i> (Boaert, 1785)	Cangambá, jaritataca		
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel		
	<i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776)	Furão		
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi, gato-mourisco		VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica		
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati		
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
	<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	EN	VU
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	Cingulata			
	<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-de-rabo-mole		
	<i>Dasybus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha		
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
	Didelphimorphia			
	<i>Chironectes minimus</i> (Zimmermann, 1780)	Cuíca-d'água		
	<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Gambá-de-orelha-branca		
	<i>Marmosa murina</i> Linnaeus, 1758	Cuíca, guaiquica		
	Lagomorpha			
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
	Perissodactyla			
	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
	Pilosa			
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	VU	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		



Apêndice 3.

(Continua)

	Primates			
	<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba	NT	
	<i>Sapajus cay</i> (Illiger, 1815)	Macaco-prego	VU	
	Rodentia			
	<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho, ouriço		
	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca		
	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia		
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
	<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827) ***	Rato-d'água		
	<i>Thrichomys pachyurus</i> (Wagner, 1845) **	Rato-de-espinho		
RPPN Estadual São Geraldo	Artiodactyla			
	<i>Blastocerus dichotomus</i> (Illiger, 1815)	Cervo-do-pantanal	VU	VU
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	NT	VU
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu		
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU
	Carnivora			
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT	VU
	<i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776)	Furão		
	<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra		NT
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati		
	<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	EN	VU
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	Cingulata			
	<i>Dasybus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha		
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
	Didelphimorphia			
	<i>Marmosa murina</i> Linnaeus, 1758	Cuíca, guaiquica		
	Lagomorpha			
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
	Perissodactyla			
	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
	Pilosa			
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	VU	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		



Apêndice 3.

(Continua)

	Primates		
	<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba	NT
	<i>Cebus apella</i> (Linnaeus, 1758)	Macaco-prego	
	Rodentia		
	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca	
	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia	
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara	
Parque Nacional da Serra da Bodoquena	Artiodactyla		
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro	
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro	
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu	
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU VU
	Carnivora		
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato	
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT VU
	<i>Conepatus chinga</i> (Molina, 1782) *	Cangambá, jaritataca	
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel	
	<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	Furão	
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi, gato-mourisco	VU
	<i>Leopardus braccatus</i> (Cope, 1889)	Gato-palheiro	NT VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica	
	<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra	NT
	<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	Raposinha	VU
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati	
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT VU
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada	
	<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	EN VU
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda	VU
	<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Cachorro-vinagre	NT VU
	Chiroptera		
	<i>Anoura caudifer</i> (É. Geoffroy, 1818)	Morcego	
	<i>Anoura geoffroyi</i> (Gray, 1838)	Morcego	
	<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821	Morcego	
	<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Morcego	
	<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	Morcego	
	<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	Morcego	
	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego	



Apêndice 3.

(Continua)

<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	Morcego		
<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego-vampiro		
<i>Eptesicus brasiliensis</i> (Desmarest, 1819)	Morcego		
<i>Furipterus horrens</i> (F. Cuvier, 1828) *	Morcego		VU
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Morcego		
<i>Macrophyllum macrophyllum</i> (Schinz, 1821) *	Morcego		
<i>Miconycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	Morcego		
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	Morcego		
<i>Natalus macrourus</i> Gray, 1838 **	Morcego		
<i>Noctilio leporinus</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego		
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	Morcego		
<i>Platyrrhinus incarum</i> (Petters, 1866) **	Morcego		
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		
<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	Morcego		
<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		
Cingulata			
<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-de-rabo-mole		
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha		
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
<i>Tolypeutes matacus</i> (Desmarest, 1804)	Tatu-bola	NT	
Didelphimorphia			
<i>Caluromys lanatus</i> (Olfers, 1818)	Cuíca-lanosa		
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Gambá-de-orelha-branca		
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	Cuíca		
<i>Micoureus constantiae</i> O. Thomas, 1904 **	Cuíca, catita		
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	Catita		
<i>Monodelphis kuni</i> Pine, 1975	Catita		
<i>Thylamys macrurus</i> (Olfers, 1818) *	Cuíca, catita	NT	EN
Lagomorpha			
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
Perissodactyla			
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
Pilosa			
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	VU	VU
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
Primates			
<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba		NT
<i>Cebus apella</i> (Linnaeus, 1758)	Macaco-prego		



Apêndice 3.

(Continua)

	<i>Sapajus cay</i> (Illiger, 1815)	Macaco-prego		VU
	Rodentia			
	<i>Akodon montensis</i> (Thomas, 1913) *	Rato-do-chão		
	<i>Calomys callosus</i> (Rengger, 1830)	Rato-do-chão		
	<i>Carterodon sulcidens</i> (Lund, 1841)	Rato-do-mato		
	<i>Cavia aperea</i> Erxleben, 1777	Preá		
	<i>Cerradomys scotti</i> (Langguth & Bonvicino, 2002)	Rato-do-mato		
	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca		
	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia		
	<i>Holochilus brasiliensis</i> (Desmarest, 1819) */***	Rato-d'água		
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
	<i>Hylaeamys megacephalus</i> (Fischer, 1814)	Rato-do-mato		
	<i>Kunsia tomentosus</i> (Lichtenstein, 1830)	Rato-do-mato		
	<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1840)	Rato-do-mato		
	<i>Nectomys rattus</i> (Pelzen, 1883)	Rato		
	<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827) ***	Rato		
	<i>Oecomys mamorae</i> (Thomas, 1906)	Rato-da-árvore		
	<i>Oligoryzomys chacoensis</i> (Myers & Carleton, 1981) *	Rato-do-mato		
	<i>Oligoryzomys fornesi</i> (Massoia, 1973)	Rato-do-mato		
	<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818) *	Rato-do-mato		
	<i>Scapteromys tumidus</i> (Waterhouse, 1837) *	Rato-d'água		
	<i>Thrichomys pachyurus</i> (Wagner, 1845) **	Rato-de-espinho		
Estação Ecológica Serra das Araras	Artiodactyla			
	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu		
	Carnivora			
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT	VU
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel		
	<i>Leopardus braccatus</i> (Cope, 1889)	Gato-palheiro	NT	VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica		
	<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Gato-maracajá	NT	VU
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	NT	VU
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Cachorro-vinagre	NT	VU



Apêndice 3.

(Continua)

Chiroptera			
<i>Anoura caudifer</i> (É. Geoffroy, 1818)	Morcego		
<i>Artibeus anderseni</i> (Osgood, 1916)	Morcego		
<i>Artibeus gnomus</i> (Handley, 1987)	Morcego		
<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821	Morcego		
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Morcego		
<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	Morcego		
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego		
<i>Chiroderma villosum</i> (Peters, 1860)	Morcego		
<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	Morcego		
<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego-vampiro		
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Morcego		
<i>Lonchophylla dekeyseri</i> Taddei, Vizotto & Sazima, 1983	Morcego	NT	EN
<i>Lophostoma brasiliense</i> (Peters, 1867) *	Morcego		
<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	Morcego		
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	Morcego		
<i>Myotis riparius</i> (Handley, 1960)	Morcego		
<i>Noctilio leporinus</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego		
<i>Peropteryx macrotis</i> (Wagner, 1843)	Morcego		
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego		
<i>Pteronotus gymnonotus</i> Natterer, 1843	Morcego		
<i>Pteronotus parnellii</i> Gray, 1843	Morcego		
<i>Uroderma bilobatum</i> (Peters, 1866)	Morcego		
Cingulata			
<i>Dasyppus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha		
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
Didelphimorphia			
<i>Caluromys philander</i> Linnaeus, 1758	Cuíca-lanosa		
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Gambá-de-orelha-branca		
<i>Didelphis marsupialis</i> Linnaeus, 1758	Gambá, mucura		
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	Cuíca		
<i>Micoureus demerarae</i> (O. Thomas, 1905) **	Cuíca		
<i>Marmosa murina</i> Linnaeus, 1758	Cuíca, guaiquica		
<i>Marmosops noctivagus</i> (Tschudi, 1844)	Cuíca		
<i>Metachirus nudicaudatus</i> (É. Geoffroy, 1803)	Cuíca-de-quatro-olhos		
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	Catita		
<i>Monodelphis kunyi</i> Pine, 1975	Catita		



Apêndice 3.

(Continua)

	Perissodactyla			
	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
	Pilosa			
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	VU	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
	Primates			
	<i>Ateles marginatus</i> (É. Geoffroy, 1809) *	Coatá, macaco-aranha	EN	EN
	Rodentia			
	<i>Carterodon sulcidens</i> (Lund, 1841)	Rato-do-mato		
	<i>Cerradomys maracajuensis</i> (Langguth & Bonvicino, 2002) *	Rato-do-mato		
	<i>Cerradomys marinhui</i> (Bonvicino, 2003) ***	Rato-do-mato		
	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca		
	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia		
	<i>Euryzgomatomys spinosus</i> (G. Fischer, 1814) ***	Guirá		
	<i>Hylaeamys megacephalus</i> (Fischer, 1814)	Rato-do-mato		
	<i>Kunsia tomentosus</i> (Lichtenstein, 1830)	Rato-do-mato		
	<i>Neacomys spinosus</i> (Thomas, 1882)	Rato-de-espino-pequeno		
	<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1840)	Pixuna		
	<i>Nectomys rattus</i> (Pelzen, 1883)	Rato-d'água		
	<i>Oecomys bicolor</i> (Tomes, 1860)	Rato-da-árvore		
	<i>Oecomys roberti</i> (Thomas, 1904)	Rato-da-árvore		
	<i>Proechimys longicaudatus</i> (Rengger, 1830)	Rato-de-espino		
	<i>Rhipidomys macrurus</i> (Gervais, 1855)	Rato-da-árvore		
	<i>Thrichomys pachyurus</i> (Wagner, 1845) **	Rato-de-espino		
Parque Estadual Zé Bolofô	Carnivora			
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
	Cingulata			
	<i>Dasybus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha		
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		
	Lagomorpha			
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
	Primates			
	<i>Mico argentatus</i> (Linnaeus, 1766)	Sagui-branco		
	Rodentia			
	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia		
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
	<i>Urosciurus spadiceus</i> (Olfers, 1818)	Esquilo, quatipuru		



Apêndice 3.

(Continua)

RPPN Federal Buraco das Araras	Artiodactyla			
	<i>Mazama americana</i> (Erleben, 1777)	Veado-mateiro		
	<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro		
	<i>Ozotoceros bezoarticus</i> (Linnaeus, 1758)	Veado-campeiro	NT	VU
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU
	Carnivora			
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato		
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	NT	VU
	<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1785)	Cangambá, jaritataka		
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel		
	<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	Furão		
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi, gato-mourisco		VU
	<i>Leopardus braccatus</i> (Cope, 1889)	Gato-palheiro	NT	VU
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica		
	<i>Leopardus guttulus</i> (Schreber, 1775)	Gato-do-mato-pequeno	VU	VU
	<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Gato-maracajá	NT	VU
	<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra		NT
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati		
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G.[Baron] Cuvier, 1798)	Mão-pelada		
	<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	EN	VU
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda		VU
	Chiroptera			
	<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Morcego		
	<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	Morcego		
	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Morcego		
	<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Morcego vampiro		
	<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Morcego		
	<i>Micronycteris schmidtorum</i> (Sanborn, 1935) *	Morcego		
	<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	Morcego		
	<i>Natalus macrourus</i> Gray, 1838 **	Morcego		
	<i>Nyctinomops laticaudatus</i> (É. Geoffroy, 1805)	Morcego		
	<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	Morcego		
	Cingulata			
	<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-de-rabo-mole		
	<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha		
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba, tatu-peludo		



Apêndice 3.

(Conclusão)

<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	VU	VU
<i>Tolypeutes matacus</i> (Desmarest, 1804)	Tatu-bola	NT	
Didelphimorphia			
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Gambá-de-orelha-branca		
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	Cuíca		
<i>Lutreolina crassicaudata</i> (Desmarest, 1804)	Cuíca-de-cauda-grossa		
Lagomorpha			
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti		
Perissodactyla			
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU
Pilosa			
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	VU	VU
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		
Primates			
<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Bugio, guariba		NT
<i>Cebus apella</i> (Linnaeus, 1758)	Macaco-prego		
Rodentia			
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho, ouriço		
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca		
<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia		
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara		
<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1840)	Rato-do-mato		

Diagnóstico do atropelamento de mamíferos silvestres em estradas na bacia do alto Paraguai

Diagnosis on the mammal road-kills in the Upper Paraguay River Basin

Fernando Antônio Silva Pinto^I  | Alex Bager^{III}  | Rafaela Cobuci Cerqueira^I  | Adriana Pereira Milagres^{IV}  |
 Bianca Cruz Morais^V  | Priscilla Barbosa Alcantara da Silva^I  | Erika Castro^{III}  | Emília Patrícia Medici^{VI, VII}  |
 Arnaud L. J. Desbiez^{VII, VIII, IX}  | Fernando Rodrigo Tortato^{X, XI}  | Henrique Villas Boas Concone^{XII, XIII, XIV} 

^ISIGNature Planejamento e Conservação. Barbacena, Minas Gerais, Brasil | ^{III}Makaia Serviços Ambientais Ltda. Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil |

^{III}Universidade Federal de Lavras. Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas. Lavras, Minas Gerais, Brasil | ^{IV}Universidade Federal de Viçosa.

Laboratório de Manejo e Conservação de Fauna. Viçosa, Minas Gerais, Brasil | ^VEcology & Environment do Brasil. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil |

^{VI}Instituto de Pesquisas Ecológicas. Iniciativa Nacional para a Conservação da Anta Brasileira. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil | ^{VII}International Union

for Conservation of Nature. Species Survival Commission. Tapir Specialist Group. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil | ^{VIII}The Royal Zoological Society

of Scotland. Edinburgh, UK | ^{IX}Instituto de Conservação de Animais Silvestres. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil | ^XPanthera Brasil. New York, NY, USA |

^{XI}Universidade Federal de Mato Grosso. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Cuiabá, Mato Grosso, Brasil |

^{XII}Instituto Pró-Carnívoros. Atibaia, São Paulo, Brasil | ^{XIII}Universidade de São Paulo. Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada. Piracicaba,

São Paulo, Brasil | ^{XIV}Universidade de São Paulo. Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna Silvestre. Piracicaba, São Paulo, Brasil.

Resumo: O atropelamento de fauna silvestre em estradas é responsável pela perda direta de milhões de indivíduos anualmente no Brasil, sendo importante acessar, compreender e mitigar seus impactos. Apresentamos um diagnóstico sobre o atropelamento de mamíferos na bacia hidrográfica do alto Paraguai (BAP), com o objetivo de acessar o atual estado de conhecimento, identificar lacunas e propor medidas de conservação e mitigação. Os dados foram coletados através de uma revisão sistemática da literatura científica, posteriormente caracterizados de acordo com tipo de estudo, localidade na BAP, riqueza e *status* de conservação de espécies e taxas de atropelamento. Identificamos 15 estudos que realizaram monitoramentos sistemáticos de atropelamento, a maioria em estradas do Mato Grosso do Sul. Entre eles, 93% dos monitoramentos foram realizados por carro, com uma duração média de 14 meses. Compilamos 5.241 indivíduos atropelados, distribuídos em dez ordens e 47 espécies, sendo a ordem Carnívora a mais representativa. Doze espécies apresentaram o *status* de ameaçada de extinção em nível nacional; destas, o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) possui as maiores médias de taxas de atropelamento. Nosso diagnóstico se mostrou importante para identificar espécies vulneráveis aos efeitos dos atropelamentos, nortear novas pesquisas e auxiliar nas estratégias em políticas públicas e mitigação de impactos.

Palavras-chave: Ecologia de estradas. Mamíferos. Taxas de atropelamento.

Abstract: Wildlife road-kill is responsible for the direct loss of millions of individuals on Brazilian roads annually. It is urgent to access, understand, and mitigate these impacts. We present a diagnosis on the mammal road-kills in the Upper Paraguay River Basin (BAP), intending to access the current state of knowledge, identify gaps, and propose conservation and mitigation measures. Data were collected through a systematic literature review and further characterized according to the type of study, location in the BAP, species richness and conservation status, and road-kill rates. We identified 15 studies that implemented systematic road-kill monitoring, mostly on Mato Grosso do Sul roads. 93% of the monitoring was carried out by car, with an average duration of 14 months. We compiled 5,241 roadkilled individuals distributed in ten orders and 47 species, with the order Carnivora being the most representative. Twelve species presented the status of threatened with extinction at a national level, with the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) having the highest average of road-kill rates. Our review was essential to identify vulnerable species to road-kill effects, guide further research, and help in policy strategies and road impact mitigation.

Keywords: Road ecology. Mammals. Road-kill rates.

Pinto, F. A. S., Bager, A., Cerqueira, R. C., Milagres, A. P., Morais, B. C., Silva, P. B. A., . . . & Concone, H. V. B. (2021). Diagnóstico do atropelamento de mamíferos silvestres em estradas na bacia do alto Paraguai. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 16(3), 441-458. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i3.812>

Autor para correspondência: Fernando Antônio Silva Pinto. (asp.fernando@gmail.com).

Recebido em dez. 2020

Aprovado em out. 2021

Responsabilidade editorial: Carolina Carvalho Cheida



INTRODUÇÃO

Infraestruturas de transporte como as estradas geram efeitos ecológicos diversos na fauna silvestre, a maioria deles deletérios (van der Ree et al., 2015). Dentre os principais mecanismos promotores de tais efeitos, destacam-se a redução da conectividade entre habitats (Corlatti et al., 2009), a degradação de habitats (Basille et al., 2013) e a perda direta de indivíduos por atropelamento (Schwartz et al., 2020). Estudos apontam que esses três principais mecanismos, agindo sozinhos ou em conjunto, impactam negativamente populações animais, ao reduzirem a abundância e o crescimento de populações, o uso do espaço e a diversidade genética (Teixeira et al., 2020).

Atualmente, a colisão entre veículos e animais silvestres é tida como uma das maiores causas de mortalidade induzidas pelo homem, responsável pela perda direta de milhões de vertebrados anualmente (Loss et al., 2014; Hill et al., 2019; Grilo et al., 2020). Evidências indicam que a vulnerabilidade das espécies às estradas e ao tráfego é influenciada por traços ecológicos e comportamentais específicos (Rytwinski & Fahrig, 2015). Por exemplo, mamíferos de médio e grande portes são particularmente vulneráveis aos atropelamentos, por apresentarem características de histórias de vida que favorecem o encontro com as estradas, como alta mobilidade e grandes áreas de vida (Chiarello, 1999; Rytwinski & Fahrig, 2012). Adicionalmente, as baixas taxas reprodutivas e a baixa densidade populacional desse grupo podem comprometer a persistência populacional diante de altas taxas de atropelamento (Ceia-Hasse et al., 2017).

Aproximadamente 30% dos mamíferos que ocorrem no Brasil estão sob algum grau de ameaça (Schipper et al., 2008) e, para algumas espécies, os atropelamentos afetam negativamente a viabilidade de suas populações (Barbosa et al., 2020). Inúmeros estudos apontam que é crescente o número de espécies de mamíferos que são mortas por atropelamento, incluindo espécies ameaçadas em nível nacional, como alguns felinos (L. Silva et al., 2014), o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) (C. Carvalho, 2014), o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (de Freitas, 2014) e o tatu-canastra (*Priodontes maximus*)

(Banhos et al., 2020). Entretanto, o planejamento técnico-científico para a mitigação deste conflito e o conhecimento científico sobre o tema ainda são escassos no Brasil (Huijser et al., 2013; Abra et al., 2019; Pinto et al., 2020).

O Pantanal é um bioma sul-americano composto por uma planície inundável, formada pelos depósitos dos rios da bacia hidrográfica do alto Paraguai, nos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Apresenta fitofisionomias de Cerrado (predominante), Chaco, Amazônia e Mata Atlântica (M. Silva et al., 2000; Pott & Pott, 2009), além de abrigar uma fauna diversa e abundante (Alho, 2008). O atropelamento de animais em rodovias nesta região é frequente (Omena Junior et al., 2012; J. Sousa et al., 2015; Fischer et al., 2018), especialmente em decorrência do alto tráfego de veículos em estradas que cortam áreas de altas diversidade e abundância de espécies (EMBRAPA, 2010; Ascensão et al., 2017).

Juntos, os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul possuem uma malha viária de quase 100 mil km de extensão, com um planejamento de ampliação de mais 8 mil km (DNIT, 2014). Desde 2016, o Ministério Público do Estado de Mato Grosso do Sul (MPMS), em parceria com a Iniciativa Nacional para a Conservação da Anta Brasileira (INCAB) e o Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), tem mobilizado um processo de cobrança às autoridades estaduais de transporte (AGESUL) e meio ambiente (IMASUL) pela redução dos atropelamentos na região, visando tanto a conservação da biodiversidade quanto a segurança humana (Medici et al., 2018). Neste artigo, foi realizada uma revisão da literatura acerca dos mamíferos afetados por atropelamento na área da bacia hidrográfica do alto Paraguai (BAP) e seu entorno, com o objetivo de traçar um diagnóstico sobre o tema na região, importante para priorizar ações de conservação e influenciar políticas públicas que visem a redução deste impacto.

MATERIAIS E MÉTODOS

LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO

Foi realizada uma compilação de dados por meio de buscas em plataformas acadêmicas, como o portal da

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, s.d.) e o currículo lattes do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, s.d.), além de bibliotecas científicas *online*, como *Web of Science*, *SciELO* e *Scopus*, buscando-se por trabalhos sobre atropelamento de mamíferos em rodovias localizadas total ou parcialmente na bacia hidrográfica do alto Paraguai. Foram priorizados os estudos realizados na porção brasileira da bacia, incluindo toda a extensão do Pantanal. Tais rodovias interceptam áreas de ecótono adjacentes à BAP, sob domínio principalmente do bioma Cerrado, e porções da Amazônia (limite norte da bacia).

As buscas incluíram anais de congressos (resumos e resumos expandidos), artigos científicos, estudos acadêmicos (dissertações e teses), além de documentos técnicos, como estudos de impacto ambiental. As palavras-chave utilizadas em Português e Inglês foram: (“Pantanal*”) AND (“mamíferos*” OR “atropelamento*” OR “estradas*” OR “rodovias*” OR “mitigação*” OR “Mato Grosso*” OR “Mato Grosso do Sul*”). A pesquisa não se restringiu a uma data inicial de buscas, compreendendo o período entre o primeiro trabalho realizado até o ano de 2018.

Como forma de padronizar a caracterização dos estudos e a análise dos dados, foram desconsiderados os levantamentos não sistemáticos (registros eventuais de atropelamento), sendo obtidas as taxas de atropelamento apenas para os estudos que forneceram o número total de indivíduos atropelados, a quilometragem total percorrida durante todo o estudo e o total de dias amostrais. Além das espécies de mamíferos atropeladas, foram extraídas de cada estudo informações sobre data (ano), tipo de publicação, periodicidade do estudo, identificação da rodovia (e.g. código ou nome) e o seu segmento monitorado, além da subdivisão hidrográfica da BAP (Corixo Grande, Cuiabá, São Lourenço/Piquiri, rio Paraguai, Leque do Taquari, Nhecolândia, Miranda, Aquidauana/Negro, ou Nabileque, segundo Hamilton et al., 1996). Com base nessas informações, foi criada uma lista de espécies de mamíferos incluindo o número de indivíduos atropelados,

a taxa de atropelamento (razão do número de indivíduos atropelados por distância monitorada em quilômetro por dia - ind./km/dia), a frequência relativa de registros (número de registros da espécie com relação ao número total de estudos) e sua categoria de risco de extinção em nível nacional (ICMBio, 2018) e global (IUCN, 2021).

RESULTADOS

CARACTERIZAÇÃO DOS ESTUDOS

Foram identificados 26 estudos relatando atropelamentos de mamíferos na área de influência da BAP, dos quais apenas 15 realizaram monitoramentos sistemáticos (Tabela 1). Os artigos científicos representaram 46% das publicações, seguidos pelos anais de congresso e estudos acadêmicos, com 27% e 20% das publicações, respectivamente, e apenas um estudo técnico de impacto ambiental. Um maior número de publicações, 73%, foi obtido a partir de 2012, sendo a dissertação de mestrado desenvolvida por Fischer (1997) o estudo mais antigo sobre fauna atropelada na região do Pantanal (Tabela 1).

Os trabalhos se concentraram majoritariamente no estado de Mato Grosso do Sul, com 12 publicações, enquanto apenas três estudos (20%) foram realizados em rodovias do estado de Mato Grosso. Apenas duas rodovias foram monitoradas em mais de um estudo, a BR-262, em nove estudos, e a BR-163, em quatro. Com um traçado transversal de 783 km no estado do Mato Grosso do Sul, a BR-262 é uma importante rota comercial, integrando as regiões Central e Sudeste do Brasil. Possui cerca de 300 km em seu trecho oeste (entre as cidades de Aquidauana e Corumbá), inseridos total ou parcialmente na região do Pantanal (Figura 1). A BR-163 integra a região sul ao Centro-Oeste e Norte do Brasil, fazendo a ligação entre as capitais dos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Localizada dentro dos limites da BAP, conta com projetos de duplicação já realizados e em planejamento (DNIT, 2014).

Quanto aos métodos empregados, 93% realizaram monitoramentos de carro com velocidade média variando

Tabela 1. Estudos de atropelamento de mamíferos com monitoramento sistemático em rodovias que abrangem a bacia hidrográfica do alto Paraguai (BAP), nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, Brasil.

Table 1. Mammal road-kill studies with systematic surveys in highways within the Upper Paraguay River Basin (BAP), in Mato Grosso and Mato Grosso do Sul states, Brazil.

Autor(es)	Tipo de publicação	Método de monitoramento (velocidade média)	Período do estudo	Rodovia	Segmento da rodovia	BAP (sub-regiões)
Fischer (1997)	Acadêmico	Carro	1996-1997	BR-262	Campo Grande-Corumbá	Aquidauana/ Miranda/ Nabileque/Rio Paraguai
Melo & Santos-Filho (2007)	Artigo	Carro (40 km/h)	2000-2001	BR-070	Cáceres-Cuiabá	Cuiabá/Rio Paraguai
Casella (2010)	Acadêmico	Carro	2002-2004	BR-262	Campo Grande-Miranda	-
Brum et al. (2011)	Anais de congresso	Carro	2010-2011	MT-235/ MT-358	Tangará da Serra-Campo Novo do Parecis	-
Cáceres et al. (2012)	Artigo	Motocicleta	2002-2004	BR-262	Campo Grande-Miranda	Aquidauana/ Miranda
Cáceres (2012)	Artigo	Carro (60 km/h)	2003-2004	BR-262/ BR-487/ BR-163/ BR-060/ MS-157	Campo Grande-Miranda Campo Grande-Dourados Naviraí-Ponte do rio Paraguai	Aquidauana/ Miranda
Casella et al. (2012)	Anais de congresso	Carro	2011-2012	BR-163	Campo Grande-Coxim	-
Cunha & Souza (2012)	Anais de congresso	Carro (50-60 km/h)	2011-2012	BR-262	Aquidauana-Ponte do rio Paraguai	Aquidauana/ Miranda/ Nabileque/Rio Paraguai
Sobanski et al. (2013)	Anais de congresso	Carro (60 km/h)	2011-2012	BR-262	Anastácio-Corumbá	Miranda/ Nabileque
JGP (2014)	Estudo técnico	Carro (60 km/h)/A pé	2014	BR-163	km 0-km 847,2	-
N. Carvalho et al. (2014)	Artigo	Carro (50-60 km/h)	2011	MS-080	Campo Grande-Rochedo	-
Souza et al. (2014)	Artigo	Carro (50 km/h)	2011-2012	BR-262	Anastácio-Ponte do rio Paraguai	Aquidauana/ Miranda/ Nabileque/ Paraguai
Sobanski (2016)	Acadêmico	Carro (60 km/h)	2014-2015	BR-262	Anastácio-Corumbá	Miranda/ Nabileque
Ascensão et al. (2017)	Artigo	Carro (40-50 km/h)	2013-2014	BR-262/ BR-163/ BR-267/ MS-134	Campo Grande-Rio Paraguai Campo Grande-Três Lagoas Campo Grande-Nova Andradina	Aquidauana/ Miranda/ Nabileque/ Paraguai
Valadão et al. (2018)	Artigo	Carro (40 km/h)	2009-2010	MT-010/ MT-343/ MT-246/ BR-364	Várzea Grande-Jangada Cuiabá-Jangada Jangada-Barra do Bugres Barra do Bugres-Porto Estrela	-



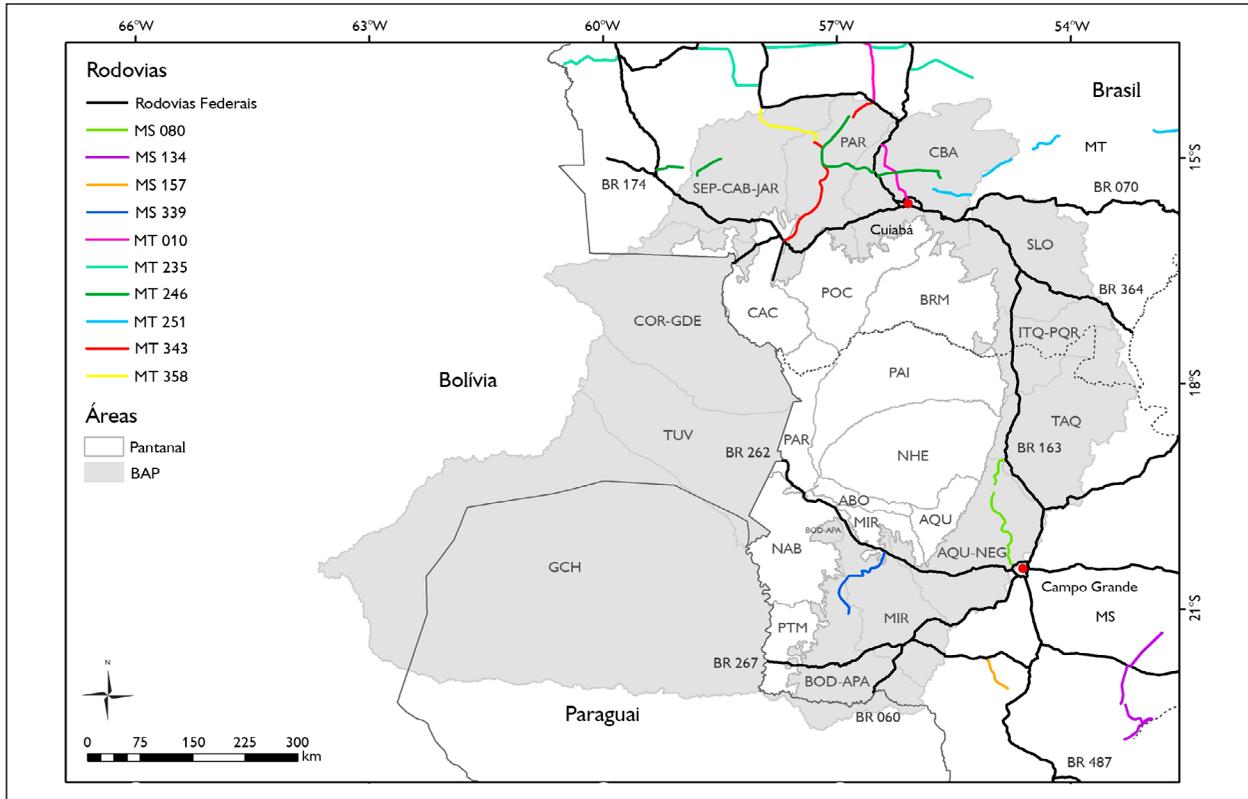


Figura 1. Rodovias da bacia hidrográfica do alto rio Paraguai (BAP), nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, Brasil, monitoradas nos estudos de atropelamento sistemáticos entre 1997 e 2018. Mapa: delimitação das sub-regiões do Pantanal brasileiro feita por J. S. V. Silva et al., adaptado ao novo limite de biomas do IBGE (2019), pelo Instituto Socioambiental da Bacia do Alto Paraguai SOS Pantanal; produção e diagramação do mapa de SIGNature Planejamento e Conservação.

Figure 1. Upper Paraguay River Basin (BAP) highways, in Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, Brazil, surveyed in road-kill studies between 1997 and 2018. Map: delimitation of subregions of Pantanal by J. S. V. Silva et al., adapted to IBGE's new biome limits (2019) by the Instituto Socioambiental da Bacia do Alto Paraguai SOS Pantanal; map layout and production by SIGNature Planejamento e Conservação.

entre 40 e 60 km/h. Apenas um estudo de monitoramento foi feito usando motocicleta (Cáceres et al., 2012) e outro comparou métodos de monitoramentos realizados a pé e de carro (JGP, 2014). O tempo médio de duração dos monitoramentos foi de 14 meses, sendo o estudo mais longo o realizado por Cáceres et al. (2012), com 24 meses, e o mais curto o estudo de impacto ambiental para a duplicação da BR-163, com seis meses (JGP, 2014).

A maioria dos estudos (66%) teve como objetivo realizar o levantamento de espécies atropeladas (i.e. observar a composição de espécies) em trechos específicos de rodovias (Brum et al., 2011; Casella, 2010; Casella et al.,

2012; V. Cunha & Souza, 2012; JGP, 2014; Fischer, 1997; Melo & Santos-Filho, 2007; Sobanski et al., 2013; Valadão et al., 2018). Quatro estudos buscaram investigar padrões espaciais/temporais que influenciam as ocorrências dos atropelamentos (Ascensão et al., 2017; Cáceres et al., 2012; Souza et al., 2014; JGP, 2014), e um investigou a relação entre características biológicas e a probabilidade de atropelamento (Cáceres, 2012). Apenas uma publicação teve foco no monitoramento de medidas de mitigação (Sobanski, 2016).

Os resultados mostraram que o atropelamento de mamíferos na área da BAP é maior na estação chuvosa (Cáceres et al., 2012; Souza et al., 2014), em áreas de menor elevação

(Souza et al., 2014), próximo a corpos d'água, com vegetação ripária e maior cobertura florestal (Ascensão et al., 2017), e em áreas com maior abundância de espécies (Ascensão et al., 2017; Cáceres, 2012). A proximidade de centros urbanos apresentou resultados contrastantes, podendo aumentar as chances de atropelamento para algumas espécies (por exemplo, tamanduá-bandeira) (Ascensão et al., 2017), bem como reduzi-las para outras espécies (por exemplo, anta, *Tapirus terrestris*, tatu-galinha, *Dasybus novemcinctus*) (Ascensão et al., 2017; Cáceres, 2012). Quanto às medidas de mitigação, o estudo de Sobanski (2016) na BR-262, avaliando a eficácia de redutores eletrônicos de velocidade, constatou uma redução de mais de 50% no número de atropelamentos em distâncias de até 500 metros dos dispositivos, apontando para uma possível eficácia na redução desse impacto em pontos específicos da rodovia.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DOS ESTUDOS

Todos os estudos estão localizados integral ou parcialmente dentro dos limites da bacia hidrográfica do alto Paraguai, dos quais 60% foram realizados em sub-regiões do Pantanal. Com exceção da pesquisa de Melo & Santos-Filho (2007) na BR-070, que abrangeu a sub-região de Poconé no estado de Mato Grosso, as demais foram realizadas em Mato Grosso do Sul, em contato com as sub-regiões hidrográficas de Miranda, Aquidauana, Nabileque e rio Paraguai, entre os municípios de Miranda e Corumbá, ao longo da BR-262.

Os trabalhos de Cáceres (2012) e o estudo de impacto ambiental para a duplicação da BR-163 (JGP, 2014) abrangeram, além dos biomas da BAP, a Mata Atlântica. Brum et al. (2011) também incluíram o bioma Amazônia no município de Campo Novo do Parecis, Mato Grosso. Os estudos conduzidos no bioma Pantanal abrangeram cinco de suas 11 sub-regiões: Aquidauana, Cuiabá, Miranda, Nabileque e Paraguai, sendo que a região de Miranda foi a melhor representada, com oito trabalhos (53%). Ainda há lacunas de pesquisas sobre atropelamentos no Pantanal, como é o caso das sub-regiões de Corixo Grande, São Lourenço, Nhecolândia e Leque do Taquari, acessadas somente por estradas de terra. O mesmo ocorre com o Planalto, que possui grande número de rodovias,

as quais, no entanto, ainda não foram objetos de estudos. A deficiência de estudos é alarmante, principalmente em áreas prioritárias para a conservação, como é o caso do Pantanal e do Cerrado (Ioris et al., 2014; Mittermeier et al., 2005).

MAMÍFEROS AFETADOS

Foram registrados 5.241 indivíduos de mamíferos atropelados, pertencentes a dez ordens e 47 espécies (Tabela 2). Os resultados representam aproximadamente 35% da riqueza de mamíferos registrada no bioma Pantanal (Paglia et al., 2012) e 25% das espécies do Cerrado (ICMBio, 2018). A ordem mais representativa foi Carnívora, com 17 espécies registradas, seguida de mais cinco ordens: Didelphimorphia, Cingulata, Artiodactyla, Primates e Rodentia, cada uma com cinco espécies, além de representantes das ordens Pilosa (n = 2), Perissodactyla, Lagomorpha e Quiróptera, representadas por uma única espécie.

Em números absolutos, a espécie mais atropelada foi o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*, Tabela 2), de comportamento generalista e oportunista, encontrada em quase todo o território brasileiro. Possui dieta onívora, que inclui carniças (Cheida et al., 2011). Assim, o forrageio de animais mortos em rodovias pode ser um dos fatores que leva o cachorro-do-mato à maior exposição a eventos de atropelamento. Vários outros estudos também mostram esta espécie entre as mais atropeladas em outras regiões do país (Abra et al., 2018; Gumier-Costa & Sperber, 2009; S. Freitas et al., 2011; Huijser et al., 2013; Martinelli & Volpi, 2011; Oliveira & Silva, 2012). A segunda espécie mais registrada, o tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*), é encontrada em todos os biomas brasileiros (Reis et al., 2006) e também se alimenta de carcaças. As espécies com as maiores médias de taxas de atropelamento neste estudo (*Cerdocyon thous*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Euphractus sexcinctus*, *Tamandua tetradactyla*, Figura 2) seguem o padrão das espécies mais afetadas, de acordo com estudos realizados em diferentes regiões do Brasil (Gumier-Costa & Sperber, 2009; S. Freitas et al., 2011; Martinelli & Volpi, 2011; Oliveira & Silva, 2012).

Tabela 2. Lista compilada das espécies de mamíferos atropeladas, obtida através de estudos publicados entre 1997 e 2018 em rodovias que abrangem a bacia hidrográfica do alto Paraguai (BAP), nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, Brasil. São apresentados ordem, nome comum, *status* de conservação, número de registros de atropelamentos (n), média da taxa de atropelamento (TA, \pm desvio padrão) e frequência de ocorrência. Legendas: F = número de ocorrência com relação ao total de estudos; ¹ = ICMBio (2016); ² = IUCN (2021); VU = vulnerável; QA = quase ameaçada.

Table 2. Compiled list of road-killed mammals, obtained through published studies between 1997 and 2018 in highways located within the Upper Paraguay River Basin (BAP), in Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, Brazil. It is presented order, common name, conservation status, number of road-kill records (n), mean road-kill rate (TA, \pm standard deviation) and occurrence frequency. Labels: F = number of occurrences in relation to the total studies; ¹ = ICMBio (2016); ² = IUCN (2021); VU = vulnerable; QA = Near threatened.

(Continua)

Táxon	Nome comum	ICMBio ¹	IUCN ²	n	TA (\pm)	F
Didelphimorphia						
<i>Chironectes minimus</i> (Zimmermann, 1780)	Cuíca-d'água			1	0,0001	1 (6,5%)
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Gambá, saruê			70	0,0014 (0,0043)	10 (66%)
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	Gambá, mucura			2	0,0001 (0,0024)	2 (13%)
<i>Didelphis marsupialis</i> Linnaeus, 1758	Gambá-comum			3	0,0009	1 (6,5%)
<i>Caluromys philander</i> (Linnaeus, 1758)	Cuíca-lanosa			2	0,0006	1 (6,5%)
Pilosa						
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	VU	VU	489	0,0036 (0,0046)	14 (93%)
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim			578	0,0063 (0,0046)	13 (86%)
Cingulata						
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha			355	0,0030 (0,0043)	12 (80%)
<i>Dasypus septemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu, tatu-mulita			3	0,0004	1 (6,5%)
<i>Dasypus kappleri</i> Krauss, 1862				1	0,0003	1 (6,5%)
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba			907	0,0070 (0,0047)	15 (100%)
<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-de-rabo-mole			8	0,0001 (0,0035)	6 (40%)
Perissodactyla						
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	VU	59	0,0005 (0,0043)	10 (66%)
Artiodactyla						
<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto, caititu			22	0,0006 (0,0026)	4 (27%)
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	VU	VU	59	0,0020 (0,0043)	7 (47%)
<i>Blastocerus dichotomus</i> (Illiger, 1815)	Cervo-do-pantanal	VU	VU	13	0,0008 (0,0044)	4 (27%)
<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro			3	0,0002	1 (6,5%)
<i>Mazama gouazoubira</i> (Fischer, 1814)	Veado-catingueiro			2	0,0006	1 (6,5%)
Primates						
<i>Sapajus apella</i> (Linnaeus, 1758)	Macaco-prego			9	0,0014 (0,0039)	2 (13%)
<i>Sapajus cay</i> (Illiger, 1815)	Macaco-prego	VU		4	0,0003	1 (6,5%)
<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	Barbado, bugio			6	0,0003 (0,0040)	5 (33%)
<i>Mico melanurus</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1812)	Sagui-marrom			3	0,0009	1 (6,5%)
<i>Callithrix</i> sp.	Sagui			2	0,0013	1 (6,5%)
Carnivora						
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica			36	0,0005 (0,0044)	11 (73%)
<i>Leopardus braccatus</i> (Cope, 1889)	Gato-palheiro		QA	6	0,0005 (0,0042)	3 (20%)
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Gato-maracajá	VU	QA	1	0,0003	1 (6,5%)
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Suçuarana	VU		8	0,0003 (0,0041)	5 (33%)
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Gato-mourisco	VU		19	0,0007 (0,0041)	6 (40%)
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	VU	QA	4	0,0001 (0,0034)	3 (20%)
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato			1.438	0,014 (0,0048)	15 (100%)
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará, guará	VU	QA	27	0,0003 (0,0045)	7 (47%)
<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	Raposinha	VU		25	0,0008 (0,0041)	7 (47%)



(Conclusão)

Táxon	Nome comum	ICMBio ¹	IUCN ²	n	TA (±)	F
Carnivora						
<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Cachorro-vinagre	VU	QA	3	0,0001 (0,0034)	2 (13%)
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra			13	0,0002 (0,0044)	8 (53%)
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara, papa-mel			9	0,0002 (0,0040)	6 (40%)
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	Furão			8	0,0004 (0,0040)	4 (27%)
<i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776)	Cangambá			2	0,0001 (0,0024)	2 (13%)
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1785)	Jaritataca			2	0,0001 (0,0027)	2 (13%)
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati			127	0,0017 (0,0041)	11 (73%)
<i>Procyon cancrivorus</i> (Cuvier, 1798)	Guaxinim, mão-pelada			187	0,0021 (0,0041)	11 (73%)
Lagomorpha						
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Coelho, tapeti			14	0,0004 (0,004)	6 (40%)
Rodentia						
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca			5	0,0002 (0,0036)	4 (27%)
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho			4	0,0004 (0,0056)	2 (13%)
<i>Cavia aperea</i> Erxleben, 1777	Preá			10	0,0002 (0,0039)	5 (33%)
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara			610	0,0073 (0,046)	12 (80%)
<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia			7	0,0004 (0,0041)	4 (27%)
Quiroptera						
<i>Artibeus</i> sp.	Morcego			1	0,0003	1 (6,5%)
Total				5.241	0,0025 (0,0046)	

Como exemplo de espécie vulnerável aos atropelamentos, destaca-se o tamanduá-bandeira, espécie ameaçada de extinção em níveis nacional e global, figurando entre as cinco espécies com maiores médias de taxas de atropelamento (Figura 2), a qual foi registrada em 93% dos estudos. A perda de indivíduos por atropelamento pode ter efeitos negativos sobre a persistência populacional do tamanduá-bandeira no Brasil (Pinto et al., 2018), especialmente em áreas fragmentadas, com alta densidade de rodovias e em unidades de conservação com pequena área de extensão (Diniz & Brito, 2013, 2015). Um estudo de viabilidade populacional desenvolvido para a anta (*Tapirus terrestris*) em fragmentos de Mata Atlântica no estado de São Paulo indicou que a perda de seis indivíduos por ano (três machos e três fêmeas) por atropelamento pode acelerar o processo de extinção local da espécie (Medici & Desbiez, 2012). A anta foi registrada em mais de 60% dos estudos compilados na área da BAP, juntamente com outras espécies de interesse conservacionista, como a queixada (*Tayassu pecari*) e o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*).

TAXAS DE ATROPELAMENTO

O resultado dos cálculos mostrou uma taxa média de 0,051 ± 0,03 ind./km/dia (mínima de 0,011 ind./km/dia e máxima de 0,097 ind./km/dia, Tabela 3). No geral, esse valor é maior do que aqueles obtidos em estudos realizados com mamíferos em outros estados do Brasil: Rio Grande do Sul: 0,043 ind./km/dia (Rosa & Mauhs, 2004), 0,025 ind./km/dia (Hegel et al., 2012), 0,073 ind./km/dia (D. Silva et al., 2013); Santa Catarina: 0,008 ind./km/dia (Cherem et al., 2007) e 0,01 ind./km/dia (Costa, 2011); Minas Gerais: 0,026 ind./km/dia (A. Santos et al., 2012) e 0,059 ind./km/dia (C. Carvalho et al., 2015); Minas Gerais e São Paulo: 0,017 ind./km/dia (C. Freitas, 2009); Rondônia: 0,018 ind./km/dia (Turci & Bernarde, 2009); Pará: 0,005 ind./km/dia (Gumier-Costa & Sperber, 2009); Amazonas: 0,001 ind./km/dia (A. Carvalho & Pereira, 2014); Paraíba: 0,002 ind./km/dia (M. Sousa & Miranda, 2010); Goiás: 0,012 ind./km/dia (H. Cunha et al., 2010); e Distrito Federal: 0,007 ind./km/dia (Figueiredo et al., 2014).

Estimativas de taxas de atropelamento são importantes, pois auxiliam na mensuração dos impactos diretos sobre

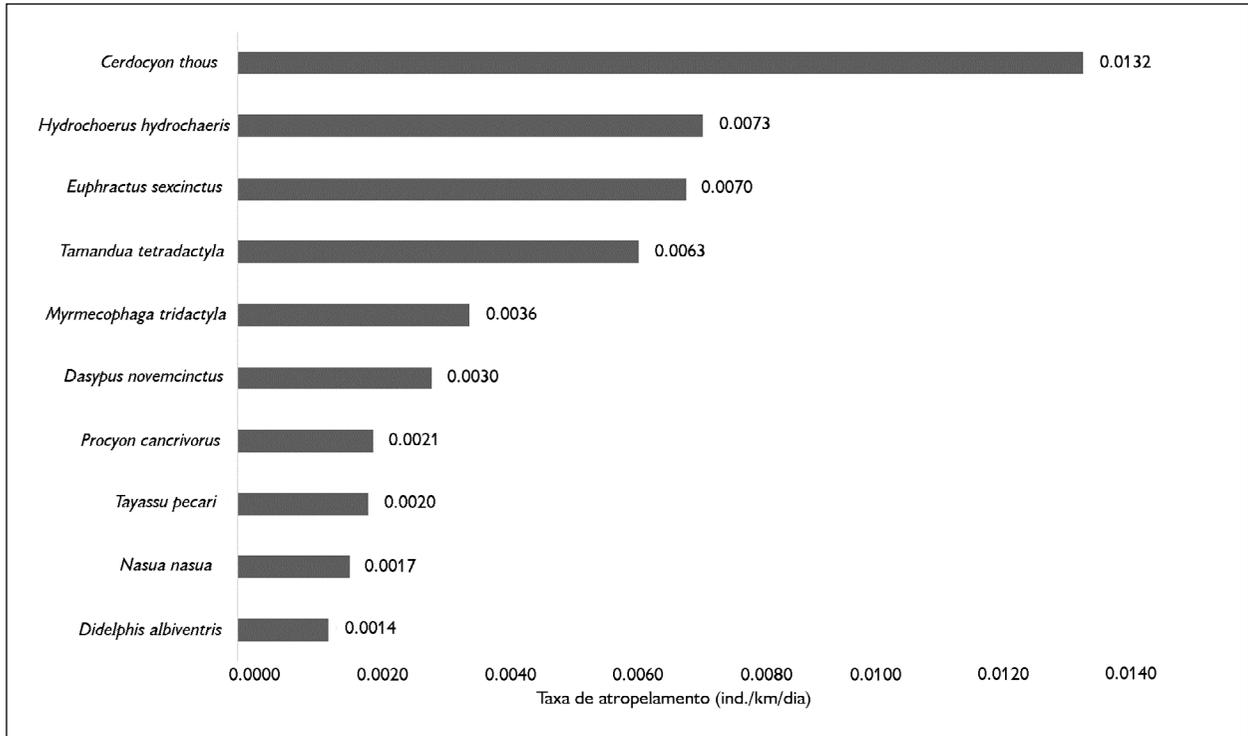


Figura 2. Dez espécies de mamíferos com maiores médias de taxas de atropelamento, de acordo com os estudos compilados na região da bacia hidrográfica do alto Paraguai.

Figure 2. Top ten mammal species with higher mean road-kill rates, according to the studies gathered in the Upper Paraguay River Basin.

a fauna em rodovias, na identificação de espécies mais vulneráveis e na priorização de segmentos para alocação de medidas de mitigação (Taylor & Goldingay, 2010). Entretanto, são influenciadas por diferentes fatores que devem ser levados em conta pelo pesquisador durante os levantamentos, sendo os principais deles o tempo de permanência da carcaça na rodovia e a detectabilidade das carcaças pelos observadores (Prosser et al., 2008; S. Santos et al., 2011). Um estudo realizado no Sul do Brasil demonstrou que o tempo de permanência de carcaças de animais de médio-grande porte é até quatro vezes maior quando comparado aos animais de pequeno porte, e que os métodos de levantamento (e.g. levantamentos a pé ou por veículos automotores) influenciam a probabilidade de detecção das carcaças, sendo necessário o uso de cálculos matemáticos na correção de tais erros de detecção (Teixeira et al., 2013).

Os resultados das taxas de atropelamento obtidos para a área de influência da BAP apresentaram um viés para a detecção de mamíferos de médio e grande porte, uma vez que todos os estudos foram realizados por meio de veículos a uma velocidade média entre 40-60 km/h. Dessa forma, os valores obtidos por meio das taxas de atropelamento podem estar subestimados devido à baixa detecção de mamíferos de pequeno porte, como espécies de roedores, marsupiais, quirópteros e outros. O estudo técnico para duplicação da BR-163 (JGP, 2014) corrobora essa hipótese, ao comparar métodos de monitoramento a pé e de carro, além de estimar taxas de correção dos índices de atropelamento. De acordo com o referido estudo, a cada quilômetro percorrido a pé, foram registrados 0,66 animais atropelados, enquanto de carro este valor foi de 0,07 animais atropelados por quilômetro. Quanto à correção das taxas de atropelamento,

o valor das taxas estimadas para os mamíferos foi até seis vezes maior do que as observadas (JGP, 2014).

Estudos indicam que a probabilidade de ocorrência de atropelamentos tende a ser maior em áreas com alta diversidade e abundância de espécies (Gunson et al., 2010; Malo et al., 2004). De fato, dois estudos realizados na área da BAP identificaram maiores concentrações de atropelamentos em trechos de maior abundância e diversidade de espécies (Ascensão et al., 2017; Cáceres, 2012). A maioria dos trabalhos considerados na análise foi feita na BR-262, rodovia conhecida pelo alto fluxo de veículos e por interceptar regiões de relevante importância ecológica, incluindo cinco das sub-regiões do Pantanal. Este trecho da rodovia tem influência direta tanto na planície de inundação quanto no planalto. De acordo com Souza et al.

(2014), na BR-262, os atropelamentos estão relacionados às altitudes mais baixas e às inundações nos períodos de chuva, onde as áreas de terra firme nos arredores da rodovia são usadas como refúgio, aumentando a probabilidade de colisão.

ESTRATÉGIAS DE REDUÇÃO DOS IMPACTOS

Os resultados do presente diagnóstico mostraram que os impactos por atropelamento são amplos, ocorrendo em toda a extensão da BAP e atingindo tanto espécies ameaçadas quanto não ameaçadas. É necessário que sejam elaboradas estratégias voltadas à redução destes impactos na BAP, no contexto científico, econômico, político e social, considerando a conservação das espécies afetadas e a segurança dos usuários das estradas (Abra et al., 2019).

Tabela 3. Taxa de atropelamento para cada estudo com base nos dados das amostragens de mamíferos atropelados na bacia do alto Paraguai (BAP), nos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, Brasil. Legendas: ¹ = representa a extensão (km) do trecho monitorado por campanha; ² = total de espécimes de mamíferos registrados por estudo; ³ = número de indivíduos/km/dia; * = estudo realizado em trechos com diferentes extensões (km) e esforço (dias).

Table 3. The road-kill rate for each study based on survey data on road-killed mammals in the Upper Paraguay River Basin (BAP), in Mato Grosso and Mato Grosso do Sul states, Brazil. Labels: ¹ = represents the extension in km of the surveyed highway stretch per campaign; ² = total of mammal species registered per study; ³ = number of individuals/km/day; * = studies conducted in highway stretches with different extensions (km) and survey effort (days).

Estudo	Trecho monitorado (km) ¹	Dias de amostragem	Indivíduos registrados ² (n)	Taxa de atropelamento ³
Fischer (1997)	306	40	942	0,077
Melo & Santos-Filho (2007)	63	25	125	0,079
Casella (2010)*	130/70	50/30	231	0,027
Brum et al. (2011)	100	44	132	0,030
Cáceres et al. (2012)*	130/70	50/30	231	0,027
Cáceres (2012)	250	56	480	0,034
Cunha & Souza (2012)	225	14	300	0,095
Casella et al. (2012)	240	24	65	0,011
Sobanski et al. (2013)	284,2	44	427	0,034
Souza et al. (2014)	215	15	312	0,097
JGP (2014)	188,2	45	436	0,051
N. Carvalho et al. (2014)	140	28	53	0,014
Sobanski (2016)	284,2	44	592	0,047
Ascensão et al. (2017)	920	25	1006	0,044
Valadão et al. (2018)	280	12	325	0,097
Média (± DP)	260 (195)	38 (21)	377 (287)	0,051 (0,03)

Além disso, as estratégias de redução de impacto devem abranger desde ações locais por parte dos órgãos gestores das rodovias, como implantação de passagens, cercamentos e sinalizações, a ações regionais, como a elaboração de um banco de dados integrado entre as diversas regiões e a realização de campanhas de sensibilização dos usuários. Finalmente, é importante estabelecer a escala temporal a ser aplicada a essas diversas medidas, uma vez que algumas podem ser conduzidas por períodos curtos (meses ou anos), enquanto outras devem ser contínuas. A seguir, são listadas algumas propostas, as quais, contudo, não implicam a exaustão das possibilidades.

ADEQUAÇÃO DE ESTUDOS AMBIENTAIS

O aspecto crucial no planejamento das rodovias é que sejam apresentadas medidas consolidadas e eficazes na prevenção dos seus impactos (Kindel et al., 2017). Os estudos ambientais empregados no processo de licenciamento, no entanto, apresentam diversas falhas ainda na compreensão e dimensão dos impactos (Stokes, 2015), que, por fim, afetam sua qualidade técnica (K. Freitas et al., 2017; Geneletti, 2006).

A escala temporal de desenvolvimento desses estudos é, muitas vezes, inadequada para compreensão dos processos ecológicos relacionados (Jaeger, 2015). Os efeitos da mortalidade por atropelamentos tornam-se perceptíveis em médio e longo prazos, com declínio e perdas populacionais ocorrendo por muitas décadas após a construção de uma estrada (Jaeger, 2015). Nenhum método operacional, entretanto, foi desenvolvido a fim de estabelecer as perdas populacionais e a vulnerabilidade à extinção nesse prazo (Geneletti, 2006). Contudo, a percepção e a avaliação destes parâmetros nos estudos ambientais precisam ser consideradas. O resultado da negligência de aspectos como estes são projetos de medidas de mitigação ineficientes. A questão pode ser ainda mais agravante nas rodovias que antecederam a legislação ambiental no país e que necessitam de regularização ambiental, não havendo sequer estudos prévios de mitigação ou monitoramento. Ainda que seja um processo longo e moroso, a tomada de decisão é atrelada

às informações contidas nos estudos ambientais (K. Freitas et al., 2017). Faz-se necessária uma mudança do modo reativo para o proativo da mitigação e uma aplicação mais rigorosa do princípio da precaução (Jaeger, 2015).

MEDIDAS DE MITIGAÇÃO

Medidas de mitigação para a redução de atropelamento de fauna são bastante diversificadas e incluem o cercamento das margens de rodovias ou o cercamento associado a passagens de fauna superiores ou inferiores, passagens subterrâneas, viadutos vegetados, sinalização por placas, sistemas eletrônicos de detecção animal, redutores de velocidade físicos (lombadas e tachões) e eletrônicos, entre outros (Smith et al., 2015). Sobanski (2016) analisou a eficiência de redutores eletrônicos de velocidade instalados na BR-262, em Mato Grosso do Sul. A autora constatou que a velocidade média dos veículos é de 104 km/h, e que há uma redução de 8 (~ 96 km/h) a 11% (~ 93 km/h) a 500 m de cada local de instalação dos radares (com limite de 80 km/h). No que tange ao número de atropelamentos, ela afirma que houve redução de até 58% próximo aos redutores, mostrando-se como uma medida eficaz.

Apesar de cada uma das medidas de mitigação terem sua eficiência, custo-benefício e oportunidade de implantação, estudos suportam a utilização de cercas condutoras associadas às passagens de fauna como a medida mais eficaz para mitigação de atropelamentos, especialmente para mamíferos de grande porte (Huijser et al., 2009, 2016; Rytwinski et al., 2016), bem como para o restabelecimento da conectividade funcional entre habitats cortados pela rodovia (Gagnon et al., 2007). Em estradas no estado do Mato Grosso do Sul, Ascensão et al. (2017) demonstraram a importância da avaliação focada em espécies-alvo para a correta tomada de decisão sobre os locais de implantação de medidas de mitigação. As cercas, por exemplo, apresentam relação direta de eficiência em reduzir os atropelamentos com o tipo de *design* ou extensão apresentado. A fauna apresenta comportamentos distintos para superação das cercas (e.g. saltar, cavar, escalar e arrombar) e, desta forma, é desejável

que sejam selecionadas espécies-alvo para a mitigação, bem como sejam estudados seus comportamentos e ecologia. No caso do Pantanal, por se tratar de uma planície inundável, os métodos e as infraestruturas tradicionais de mitigação (e.g. cercamentos, passagens superiores e subterrâneas) necessitam de planejamento consistente e adaptável à realidade local. Trechos de grande extensão às margens da BR-262, entre Corumbá e Miranda, por exemplo, se mantêm alagados por longos períodos, o que pode tornar inefetivas medidas como instalações de cercamento e passagens subterrâneas, especialmente para grandes mamíferos.

Projetos em ecologia e conservação vêm sendo desenvolvidos na região do Cerrado e do Pantanal, buscando entender, entre outras questões, como mamíferos de grande porte interagem com as rodovias. Nesse sentido, destacam-se a Iniciativa Nacional para a Conservação da Anta Brasileira (INCAB, s.d.) e o Projeto Bandeiras e Rodovias (s.d.), focados na compreensão e na mitigação dos efeitos adversos das estradas em espécies ameaçadas de extinção.

POLÍTICAS PÚBLICAS

Apesar de existir uma norma nacional para estudos de atropelamento de fauna (e.g. Instrução Normativa n. 13, de 19 de julho de 2013, do IBAMA), é crucial que tal documento seja atualizado, além de ser importante a criação de normas regionais por parte dos órgãos licenciadores estaduais para atender realidades ambientais específicas. Algumas estratégias desenvolvidas por instituições de pesquisa em ecologia de estradas no Brasil visam atuar juntamente ao poder legislativo com a proposta de leis para a redução dos impactos das rodovias, e estabelecem estudos e medidas para serem implantadas (CBEE-UFLA, 2017). Além dos impactos sobre a biodiversidade, o atropelamento de animais afeta diretamente a segurança dos usuários da rodovia, acarretando perdas materiais, com custos elevados na reparação de veículos e perda de vidas humanas (Huijser et al., 2013; Medici et al., 2018; Abra et al., 2019). Dessa forma, o diálogo entre academia, sociedade e gestores de rodovias se faz necessário para a correta tomada de decisões (Kindel et al., 2017).

No estado de Mato Grosso do Sul, foi protocolado, em 2016, um Inquérito Civil (n. 06.2016.00000716-6) com o principal objetivo de apurar o descumprimento da condicionante n. 15 da licença ambiental prévia n. 102/2013, relativa às obras de pavimentação asfáltica da rodovia estadual MS-040, particularmente relacionado à ausência de medidas mitigadoras de riscos de acidentes automobilísticos envolvendo animais silvestres. Embora o cerne da causa tenha sido a problemática da mortalidade de antas e a consequente perda de biodiversidade, o foco do inquérito estava nas perdas humanas. No mesmo período de 64 meses em que foram registradas 436 antas atropeladas, ocorreram ao menos 49 acidentes que resultaram em pessoas feridas e 23 óbitos em colisões com antas nas rodovias do estado (Medici & Abra, 2019), o que reforça a adoção de políticas públicas eficazes visando à redução de danos.

PERSPECTIVAS FUTURAS

No contexto dos investimentos em construção e manutenção de rodovias e ferrovias, o governo federal demonstra que os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul serão os mais beneficiados na próxima década. Tais investimentos virão na forma de ampliação da malha viária, pavimentação de trechos existentes e duplicação de outros. Em 2013 e 2014, o governo cedeu a concessão da rodovia BR-163 em ambos os estados e gerou a obrigatoriedade contratual de que 100% da extensão da rodovia deve ser duplicada nos próximos cinco anos. Em junho de 2015, foi apresentado o Programa de Investimento em Logística (PIL), que propunha a ampliação da malha rodoviária e ferroviária dos dois estados em um percentual superior a 30% do existente anteriormente.

Pesquisas futuras devem agregar informações que relacionem as mortes por atropelamento à paisagem de entorno, ao tráfego, às variações climáticas e, principalmente, à dinâmica e ao tamanho populacional das espécies mais vulneráveis. Estudos em ecologia de populações requerem grande esforço e aporte de recursos, principalmente para espécies de médio e grande porte identificadas neste artigo. Entretanto, é importante quantificar os efeitos

das perdas por atropelamento nas espécies afetadas e o quanto tais perdas podem influenciar na viabilidade populacional. Tais estudos podem ser realizados através de modelos demográficos computacionais, uma vez que haja dados a respeito da história de vida das espécies (Barbosa et al., 2020; Diniz & Brito, 2013; Medici & Desbiez, 2012). Diante da previsão de expansão da malha viária na região da BAP, serão necessárias pesquisas focadas na implantação de medidas de mitigação, bem como no monitoramento de suas efetividades (Rytwinski et al., 2016).

CONCLUSÕES

Os resultados mostram que as estradas da região da BAP e entorno possuem uma relevante série histórica sobre atropelamento de mamíferos de médio e grande porte. As principais espécies afetadas são conhecidas, mas, uma vez que os estudos não estão distribuídos de maneira uniforme, ainda há lacunas de informações, especialmente no estado do Mato Grosso. Apesar da existência desses estudos, há uma ineficiência de diálogo entre os diferentes setores no processo de tomada de decisão, uma vez que poucas estratégias têm sido elaboradas visando à redução dos atropelamentos. Em mais de 15 anos de estudos, somente uma rodovia (BR-262) recebeu medidas de mitigação (Sobanski, 2016). Recentemente, alternativas na implementação de estratégias de mitigação para redução de atropelamentos na recém-pavimentada MS-040 vêm sendo sugeridas diante da ineficiência ou do descumprimento das medidas propostas durante o processo de licenciamento desta rodovia (Medici & Abra, 2017).

Os próximos anos serão um divisor de águas para a conservação da biodiversidade na região do Pantanal. Os resultados do presente estudo fornecem informações relevantes acerca do atropelamento de fauna em estradas no Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, importantes para guiar estratégias em mitigação e políticas públicas. Os dois estados devem ter a oportunidade de dinamizar seu desenvolvimento social e econômico através da melhoria em infraestrutura de transportes e, ao mesmo tempo,

se manterem compromissados com o planejamento e a construção de rodovias mais sustentáveis.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos financiamentos da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) (processo CRA – PPM-00139-14, 453 e CRA – APQ-03868-10), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (processo 303509/2012-0), à Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (processo 0945-20122), a *Tropical Forest Conservation Act* (TFCA) (através do Fundo Brasileiro para Biodiversidade – FUNBIO) e a F. D. Abra, pela revisão da primeira versão do manuscrito.

REFERÊNCIAS

- Abra, F. D., Huijser, M. P., Pereira, C. S., & Ferraz, K. M. P. M. B. (2018). How reliable are your data? Verifying species identification of road-killed mammals recorded by road maintenance personnel in São Paulo State, Brazil. *Biological Conservation*, 225, 42-52. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.019>
- Abra, F. D., Granziera, B. M., Huijser, M. P., Ferraz, K. M. P. M. B., Haddad, C. M., & Paolino, R. M. (2019). Pay or prevent? Human safety, costs to society and legal perspectives on animal-vehicle collisions in São Paulo state, Brazil. *PLoS ONE*, 14(4), e0215152. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215152>
- Alho, C. J. R. (2008). Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. *Brazilian Journal of Biology*, 68(Suppl. 4), 957-966. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500005>
- Ascensão, F., Desbiez, A. L. J., Medici, E. P., & Bager, A. (2017). Spatial patterns of road mortality of medium-large mammals in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Wildlife Research*, 44(2), 135-146. <https://doi.org/10.1071/WR16108>
- Barbosa, P., Schumaker, N. H., Brandon, K. R., Bager, A., & Grilo, C. (2020). Simulating the consequences of roads for wildlife population dynamics. *Landscape and Urban Planning*, 193, 103672. <https://dx.doi.org/10.1016%2Fj.landurbplan.2019.103672>
- Banhos, A., Fontes, B. L., Yogui, D. R., Alves, M. H., Ardente, N. C., Valls, R., . . . & Desbiez, A. L. J. (2020). Highways are a threat for giant armadillos that underpasses can mitigate. *Biotropica*, 52(3), 421-426. <https://doi.org/10.1111/btp.12778>
- Basille, M., van Moorter, B., Herfindal, I., Martin, J., Linnell, J. D. C., Odden, J., . . . & Gaillard, J. M. (2013). Selecting habitat to survive: the impact of road density on survival in a large carnivore. *PLoS ONE*, 8(7), e65493. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065493>

- Brum, T. R., Filho, M. S., Canale, G. R., & Camilo, L. H. A. (2011). Comparações de mortalidade de mamíferos atropelados em rodovias em área antropizada (MT-358) e terra indígena Paresi (MT-235). In *Anais do II Congresso Brasileiro de Ecologia de Estradas*, Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas, Lavras, Minas Gerais. https://issuu.com/porta1.cbee/docs/anais_reb2011
- Cáceres, N. C. (2012). Biological characteristics influence mammal road kill in an Atlantic Forest–Cerrado interface in southwestern Brazil. *Italian Journal of Zoology*, 78(3), 379-389. <https://doi.org/10.1080/11250003.2011.566226>
- Cáceres, N. C., Casella, J., & Goulart, C. S. (2012). Variação espacial e sazonal de atropelamentos de mamíferos no bioma Cerrado, rodovia BR-262, sudoeste do Brasil. *Mastozoología Neotropical*, 19(1), 21-38.
- Carvalho, C. F. (2014). *Atropelamento de vertebrados, hotspots de atropelamentos e parâmetros associados, BR-050, trecho Uberlândia-Uberaba* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia]. <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/13412>
- Carvalho, C. F., Custodio, A. E. I., & Junior, O. M. (2015). Wild vertebrates roadkill aggregations on the BR-050 Highway, State of Minas Gerais, Brazil. *Bioscience Journal*, 31(3), 951-959.
- Carvalho, A. S., & Pereira, L. G. (2014). Análise espaço-temporal da distribuição de hotspots de atropelamento de fauna em uma rodovia localizada na região amazônica Brasileira. In *Anais do II Congresso Brasileiro de Ecologia de Estradas*, Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas, Lavras, Minas Gerais. https://issuu.com/porta1.cbee/docs/anais_reb2011
- Carvalho, N. C., Bordifnos, M. O., & Shapiro, J. T. (2014). Fast and furious: a look at the death of animals on the highway MS-080, Southwestern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 104(1), 43-49. <https://doi.org/10.1590/1678-4766201410414349>
- Casella J. (2010). *Ecologia de estradas: influência da BR-262 no desflorestamento e na perda da fauna silvestre por atropelamentos no Sudoeste do Brasil, MS* [Tese de doutorado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul].
- Casella, J., Lehn, C. R., & Leuchtenberger, C. (2012). Vertebrados silvestres vitimados por atropelamento na BR-163, trecho Campo Grande-Coxim, MS, Brasil. In *Anais do VI Congresso Brasileiro de Mastozoologia*, SBMz, Corumbá, Mato Grosso. <https://www.sbmz.org/wp-content/uploads/2020/06/VI-CBMz-Anais-2012.pdf>
- Centro Brasileiro de Estudo em Ecologia de Estradas-Universidade Federal de Lavras (CBEE-UFLA). (2017). *Sumário executivo da estratégia nacional para a mitigação de impactos da infraestrutura viária na biodiversidade*. Lavras.
- Ceia-Hasse, A., Borda-de-Água, L., Grilo, C., & Pereira, H. M. (2017). Global exposure of carnivores to roads. *Global Ecology and Biogeography*, 26(5), 592-600. <https://doi.org/10.1111/geb.12564>
- Cheida, C. C., Nakano-Oliveira, E. C., Fusco-Costa, R., Rocha-Mendes, F., & Quadros, J. (2011). *Ordem Carnivora. Mamíferos do Brasil* (2. ed.). Editora Edur/UFRRJ.
- Cherem, J. J., Kammers, M., Ghizoni-Jr., I. R., & Martins, A. (2007). Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas*, 20(3), 81-96.
- Chiarello, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 89(1), 71-82. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00130-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00130-X)
- Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). (s.d.). *Portal de Periódicos*. www.periodicos.capes.gov.br
- Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). (s.d.). *Plataforma Lattes*. <http://lattes.cnpq.br/>
- Corlatti, L., Hackländer, K., & Frey-Roos, F. (2009). Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology*, 23(3), 548-556. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01162.x>
- Costa, L. S. (2011). Levantamento de mamíferos silvestres de pequeno e médio porte atropelados na BR-101, entre os municípios de Joinville e Piçarras. *Bioscience Journal*, 27(3), 666-672.
- Cunha, H. F., Moreira, F. G. A., & Silva, S. S. (2010). Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 32(3), 257-263. <http://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v32i3.4752>
- Cunha, V. P., & Souza, J. P. (2012). Mamíferos atropelados em um trecho da BR-262 (Aquidauana - Ponte Rio Paraguai). In *Anais do VI Congresso Brasileiro de Mastozoologia*, SBMz, Corumbá, Mato Grosso. <https://www.sbmz.org/wp-content/uploads/2020/06/VI-CBMz-Anais-2012.pdf>
- De Freitas, C., Justino, C. S., & Setz, E. (2014). Road-kills of the giant anteater in south-eastern Brazil: 10 years monitoring spatial and temporal determinants. *Wildlife Research*, 41(8), 673-680. <https://doi.org/10.1071/WR14220>
- Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT). 2014. Diretoria de Planejamento e Pesquisa. *Rede Rodoviária do PNV Divisão em trechos* (298 p.).
- Diniz, M. F., & Brito, D. (2013). Threats to and viability of the giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (Pilosa: Myrmecophagidae), in a protected Cerrado remnant encroached by urban expansion in central Brazil. *Zoologia*, 30(2), 151-156. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702013000200005>
- Diniz, M. F., & Brito, D. (2015). Protected areas effectiveness in maintaining viable giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) populations in an agricultural frontier. *Natureza & Conservação*, 13(2), 145-151. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.08.001>

- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). (2010). *BR-262 no Pantanal: cenário de encontros entre homens e animais silvestres* (1. ed.). EMBRAPA Pantanal. <https://www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/883123/br-262-no-pantanal-cenario-de-encontros-entre-homens-e-animais-silvestres>
- Figueiredo, A. P., Lima, R. A. S., & Soares, C. M. (2014). Hábitos das espécies atropeladas no entorno de unidades de conservação do Distrito Federal. In *Anais do Road Ecology Brazil 2014*, Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas, Lavras, Minas Gerais. https://issuu.com/portal.cbce/docs/anais_reb_2014/32
- Fischer, W. A. (1997). *Efeitos da rodovia BR-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: Síntese naturalística para a conservação da região do Pantanal, MS* [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande].
- Fischer, W., Godoi, R. F., & Filho, A. C. P. (2018). Roadkill records of reptiles and birds in Cerrado and Pantanal landscapes. *Check List*, 14(5), 845–876. <https://doi.org/10.15560/14.5.845>
- Freitas, C. H. (2009). *Atropelamentos de vertebrados nas rodovias MG-428 e SP-334 com análise dos fatores condicionantes e valoração econômica da fauna* [Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, São Paulo]. <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/106548>
- Freitas, K. P. A., Gonçalves, L. O., Kindel, A., & Teixeira, F. Z. (2017). Road effects on wildlife in Brazilian environmental licensing. *Oecologia Australis*, 21(3), 280–291. <https://doi.org/10.4257/oeco.2017.2103.05>
- Freitas, S. R., Oliveira, A. N., Ciocheti, G., & Matos, D. M. S. (2011). Landscape features associated to roadkill of three mammal species in the Brazilian Cerrado. In *Anais do International Conference on Ecology and Transportation*.
- Gagnon, W. J., Theimer, T. C., Dodd, N. L., Boe, S., & Schweinsburg, R. E. (2007). Traffic volume alters elk distribution and highway crossings in Arizona. *The Journal of Wildlife Management*, 71(7), 2318–2323. <http://dx.doi.org/10.2193/2006-224>
- Geneletti, D. (2006). Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Environmental Impact Assessment Review*, 26(3), 257–267. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.10.003>
- Grilo, C., Koroleva, E., Andršák, R., Bíl, M., & González-Suárez, M. (2020). Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals. *Frontiers in Ecology and the Environmental*, 18(6), 323–328. <https://doi.org/10.1002/fee.2216>
- Gumier-Costa, F., & Sperber, C. F. (2009). Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. *Acta Amazonica*, 39(2), 459–466. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000200027>
- Gunson, K. E., Mountrakis, G., & Quackembush, L. J. (2010). Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management*, 92(4), 1074–1082. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.027>
- Hamilton, S. K., Sippel, S. J., & Melack, J. M. (1996). Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Archiv fur Hydrobiologie*, 137(1), 1–23. <https://doi.org/10.1127/archivhydrobiol/137/1996/1>
- Hegel, C. G. Z., Consalter, G. C., & Zanella, N. (2012). Mamíferos silvestres atropelados na rodovia RS-135, norte do Estado do Rio Grande do Sul. *Biotemas*, 25(2), 165–170. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n2p165>
- Hill, J. E., DeVault, T. L., & Belant, J. L. (2019). Cause-specific mortality of the world's terrestrial vertebrates. *Global Ecology and Biogeography*, 28(5), 680–689. <https://doi.org/10.1111/geb.12881>
- Huijser, M. P., Duffield, J. W., Clevenger, A. P., Ament, R. J., & McGowen, P. T. (2009). Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada, a decision support tool. *Ecology and Society*, 14(2), 15. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art15/>
- Huijser, M. P., Abra, F. D., & Duffield J. W. (2013). Mammal road mortality and cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in São Paulo state, Brazil. *Oecologia Australis*, 17(1), 129–146. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2013.1701.11>
- Huijser, M. P., Fairbank, E. R., Camel-Means, W., Graham, J., Watson, V., Basting, P., & Becker, D. (2016). Effectiveness of short sections of wildlife fencing and crossing structures along highways in reducing wildlife-vehicle collisions and providing safe crossing opportunities for large mammals. *Biological Conservation*, 197, 61–68. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.002>
- Iniciativa Nacional para a Conservação da Anta Brasileira (INCAB). (s.d.). <https://tapirconservation.org.br/>
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). (2018). *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. ICMBio. https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf
- Instrução Normativa n. 13 do IBAMA. (2013, 19 jul.). Estabelecer os procedimentos para padronização metodológica dos planos de amostragem de fauna exigidos nos estudos ambientais necessários para o licenciamento ambiental de rodovias e ferrovias. *Diário Oficial da União*. <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/IN0013-190713.pdf>

- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). (2021). *IUCN Red List of Threatened Species*. Versão 2021-2. <http://www.iucnredlist.org>
- Ioris, A. A. R., Irigaray, C. T., & Girard, P. (2014). Institutional responses to climate change: opportunities and barriers for adaptation in the Pantanal and the Upper Paraguay River Basin. *Climatic Change*, 127, 139–151. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1134-z>
- Jaeger, J. (2015). Improving environmental impact assessment and road planning at the landscape scale. In R. van der Ree, D. J. Smith & C. Grilo (Ed.), *Handbook of road ecology* (pp. 32–42). Wiley Online Library. <https://doi.org/10.1002/9781118568170.ch5>
- JGP – Consultoria e Participações Ltda. (2014). *Licenciamento ambiental de projeto de duplicação da rodovia BR 163/MS: entre o km 0,0 e km 847,2*. [Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental]. São Paulo.
- Kindel, A., Teixeira, F. Z., Gonçalves, L. O., Coelho, I. P., Beduschi, J., Oliveira, G. S., . . . & Sana, D. A. (2017). Following the “why? what? and how?” schema to improve road-kill evaluation in environmental impact assessments of Southern Brazil. *Oecologia Australis*, 21(3), 256–267. <https://doi.org/10.4257/oeco.2017.2103.03>
- Loss, S. R., Will, T., & Marra, P. P. (2014). Estimation of bird-vehicle collision mortality on U.S. roads. *Journal of Wildlife Management*, 78(5), 763–771. <https://doi.org/10.1002/jwmg.721>
- Malo, J. E., Suarez, F., & Diez, A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology*, 41(4), 701–710. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00929.x>
- Martinelli, M. M., & Volpi, T. A. (2011). Mamíferos atropelados na Rodovia Armando Martinelli (ES-080) Espírito Santo, Brasil. *Natureza On Line*, 9(3), 113–116.
- Medici, E. M., & Desbiez, A. L. J. (2012). Population viability analysis: using a modeling tool to assess the viability of tapir populations in fragmented landscapes. *Integrative Zoology*, 8(1), 121–122. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00318.x>
- Medici, E. M., & Abra, F. D. (2017). *Plano de mitigação de fauna silvestre atropelada para a rodovia MS-040. Mato Grosso do Sul*. Iniciativa Nacional para a Conservação da Anta Brasileira (INCAB)/Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ).
- Medici, E. M., Abra, F. D., Fernandes-Santos, R. C., & Testa-José, C. (2018). *Impacto de atropelamentos de fauna, particularmente anta brasileira, em rodovias estaduais e federais do estado do Mato Grosso do Sul, Brasil*. Relatório Parcial. INCAB/IPÊ.
- Medici, E. P., & Abra, F. D. (2019). Lições aprendidas na conservação da anta brasileira e os desafios para mitigar uma de suas ameaças mais graves: o atropelamento em rodovias. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 85, 152–160.
- Melo, E. S., & Santos-Filho, M. (2007). Efeitos da BR-070 na Província Serrana de Cáceres, Mato Grosso, sobre a comunidade de vertebrados silvestres. *Revista Brasileira de Zoociências*, 9(2), 185–192.
- Mittermeier, R. A., Gil, P. R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C. G., . . . & Fonseca, G. A. B. (2005). *Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Conservation International.
- Oliveira, D. S., & Silva, V. M. (2012). Vertebrados silvestres atropelados na BR 158, RS, Brasil. *Biotemas*, 25(4), 229–235. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n4p229>
- Omena Junior, R., Pantoja Lima, J., Santos, A. L. W., Ribeiro, G. A. A., & Aride, P. H. R. (2012). Caracterização da fauna de vertebrados atropelada na rodovia BR-174, Amazonas, Brasil. *Revista Colombiana de Ciência Animal*, 4(2), 291–307.
- Paglia, A. P., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello, A. G., . . . & Patton, J. L. (2012). *Lista anotada dos mamíferos do Brasil* (Occasional Papers in Conservation Biology, 2. ed.). Conservation International.
- Pinto, F. A. S., Bager, A., Clevenger, A. P., & Grilo, C. (2018). Giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) conservation in Brazil: Analysing the relative effects of fragmentation and mortality due to roads. *Biological Conservation*, 228, 148–157. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.023>
- Pinto, F. A. S., Clevenger, A. P., & Grilo, C. (2020). Effects of roads on terrestrial vertebrate species in Latin America. *Environmental Impact Assessment Review*, 81, 106337. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106337>
- Pott, A., & Pott, V. J. (2009). Vegetação do Pantanal: fitogeografia e dinâmica. In *Anais Simpósio de Geotecnologias no Pantanal*, UFMS, Corumbá.
- Projeto Bandeiras e Rodovias (s.d.). <https://www.tamanduabandeira.org/>
- Prosser, P., Natrass, C., & Prosser, C. (2008). Rate of removal of bird carcasses in arable farmland by predators and scavengers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71(2), 601–608. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.10.013>
- Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A., & Lima, I. P. (2006). *Mamíferos do Brasil*. Ed. UEL.
- Rosa, A. O., & Mauhs, J. (2004). Atropelamento de animais silvestres na rodovia RS–040. *Caderno de Pesquisa Série Biologia*, 16(1), 35–42.
- Rytwinski, T., & Fahrig, L. (2012). Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, 147(1), 87–98. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.023>

- Rytwinski, T., & Fahrig, L. (2015). The impacts of roads and traffic on terrestrial animal populations. In R. van der Ree, D. J. Smith & C. Grilo (Ed.), *Handbook of road ecology* (pp. 237-246). Wiley Online Library. <https://doi.org/10.1002/9781118568170.ch28>
- Rytwinski, T., Soanes, K., Jaeger, J., Fahrig, L., Findlay, C. S., Houlahan, J., . . . & van der Grift, E. A. (2016). How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis. *PLoS ONE*, *11*(11), e0166941. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166941>
- Santos, A. L. P. G., Rosa, C. A., & Bager, A. (2012). Variação sazonal da fauna selvagem atropelada na rodovia MG-354, Sul de Minas Gerais – Brasil. *Biotemas*, *25*(1), 73-79. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n1p73>
- Santos, S. M., Carvalho, F., & Mira, A. (2011). How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *PLoS ONE*, *6*(9), e25383. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025383>
- Schipper, J., Chanson, J. S., Chiozza, F., Cox, N. A., Hoffmann, M., Katariya, V., . . . & Young, B. E. (2008). The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, *322*(5899), 225-230. <https://doi.org/10.1126/science.1165115>
- Schwartz, A. L. W., Shilling, F. M., & Perkins, S. E. (2020). The value of monitoring wildlife roadkill. *European Journal of Wildlife Research*, *66*, 18. <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1357-4>
- Silva, D. E., Corrêa, L. L. C., Oliveira, S. V., & Cappellari, L. H. (2013). Monitoramento de vertebrados atropelados em dois trechos de rodovias na região central do Rio Grande Do Sul – Brasil. *Revista de Ciências Ambientais*, *7*(1), 27-36.
- Silva, L., Cherem, J., Kasper, C., Trigo, T., & Eizirik, E. (2014). Mapping wild cat roadkills in Southern Brazil: an assessment of baseline data for species conservation. *CatNews*, (61), 4-7.
- Silva, M. P., Mauro, R., Mourão, G., & Coutinho, M. (2000). Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. *Revista Brasileira de Botânica*, *23*(2), 143-152. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042000000200004>
- Smith, D. J., van der Ree, R., & Rosell, C. (2015). Wildlife crossing structures: an effective strategy to restore or maintain wildlife connectivity across roads. In R. van der Ree, D. J. Smith & C. Grilo (Ed.), *Handbook of road ecology* (pp. 172-183). Wiley Online Library. <https://doi.org/10.1002/9781118568170.ch21>
- Sobanski, M. B. (2016). *Avaliação do uso de controladores eletrônicos de velocidade como medida de mitigação de atropelamentos de animais silvestres na rodovia BR-262, trecho de Anastácio à Corumbá, Mato Grosso do Sul* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná. Curitiba]. <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/46457>
- Sobanski, M. B., Ramos, S. M., & Ratton, P. (2013). Distribuição e abundância de atropelamentos de animais silvestres em um trecho da rodovia BR-262, Mato Grosso do Sul, centro-oeste do Brasil. In *Anais do XI Congresso de Ecologia do Brasil*, SEB, Porto Seguro.
- Sousa, J. C., Cunha, V. P., & Markwith, S. H. (2015). Spatiotemporal variation in human-wildlife conflicts along highway BR-262 in the Brazilian Pantanal. *Wetlands Ecology and Management*, *23*, 227-298. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9372-4>
- Sousa, M. A. N., & Miranda, P. C. (2010). Mamíferos terrestres encontrados atropelados na rodovia BR- 230/PB entre Campina Grande e João Pessoa. *Revista de Biologia e Farmácia*, *4*(2), 72-82.
- Souza, J. C., Cunha, V. P., & Markwith, S. H. (2014). Spatiotemporal variation in human-wildlife conflicts along highway BR-262 in the Brazilian Pantanal. *Wetlands Ecology and Management*, *23*, 227-239. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9372-4>
- Stokes, J. (2015). What transportation agencies need in environmental impact assessments and other reports to minimize ecological impacts. In R. van der Ree, D. J. Smith & C. Grilo (Ed.), *Handbook of road ecology* (pp. 43-50). Wiley Online Library. <http://dx.doi.org/10.1002/9781118568170.ch6>
- Taylor, B., & Goldingay, R. (2010). Roads and wildlife: Impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research*, *37*(4), 320-331. <https://doi.org/10.1071/WR09171>
- Teixeira, F. Z., Coelho, A. V. P., Esperandio, I. B., & Kindel, A. (2013). Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation*, *157*, 317-323. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.006>
- Teixeira, F. Z., Rytwinski, T., & Fahrig, L. (2020). Inference in road ecology research: what we know versus what we think we know. *Biology Letters*, *16*(7), 20200140. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2020.0140>
- Turci, L. C. B., & Bernarde, P. S. (2009). Vertebrados atropelados na Rodovia Estadual 383 em Rondônia, Brasil. *Biotemas*, *22*(1), 121-127. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2009v22n1p121>
- Valadão, M., Bastos, L. F., & Castro, C. P. (2018). Atropelamentos de vertebrados silvestres em quatro rodovias no Cerrado, Mato Grosso, Brasil. *Multi-Science Journal*, *1*(12), 62-74. <https://doi.org/10.33837/msj.v1i12.447>
- van der Ree, R., Smith, D. J., & Grilo, C. (2015). *The ecological effects of linear infrastructure and traffic*. Wiley Blackwell Pub

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

F. A. S. Pinto contribuiu com administração de projeto, análise formal, conceituação, curadoria de dados, metodologia, supervisão e escrita (rascunho original); A. Bager com administração de projeto e conceituação; R. C. Cerqueira com análise formal, conceituação, curadoria de dados, metodologia e escrita (rascunho original); A. P. Milagres com análise formal, conceituação, curadoria de dados, metodologia e escrita (rascunho original); B. C. Morais com análise formal, conceituação, curadoria de dados, metodologia e escrita (rascunho original); P. B. A. Silva com análise formal, conceituação, curadoria de dados, metodologia e escrita (rascunho original); E. Castro com curadoria de dados e escrita (revisão e edição); E. P. Medici com escrita (rascunho original, revisão e edição); A. L. J. Desbiez com escrita (rascunho original, revisão e edição); F. R. Tortato com escrita (rascunho original, revisão e edição); e H. V. B. Concone com escrita (rascunho original, revisão e edição).



Saúde e conservação dos animais silvestres na natureza

Health and the conservation of wildlife in nature

Gabriel Carvalho de Macedo^I  | Heitor Miraglia Herrera^I  | Ana Maria Jansen^{II}  | Carina Elisei de Oliveira^I  |

Fabiana Lopes Rocha^{III}  | Grasiela Edith de Oliveira Porfírio^I 

^IUniversidade Católica Dom Bosco. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

^{II}Instituto Oswaldo Cruz/Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil

^{III}IUCN SSC Centro de Sobrevivência de Espécies Brasil. João Pessoa, Paraíba, Brasil

Resumo: As populações silvestres são constantemente ameaçadas devido ao aumento global da população humana e à consequente perda dos habitats originais, bem como à poluição, ao aumento do trânsito de pessoas e animais e à introdução de espécies exóticas. Estudos hematológicos, bioquímicos, toxicológicos e parasitológicos vêm sendo utilizados para o entendimento do estado de saúde de muitas espécies silvestres. Especialmente em relação à avaliação de parâmetros fisiológicos, existe dificuldade na interpretação dos valores observados, visto que fatores condizentes ao indivíduo e ao ambiente, bem como ao aprisionamento dos animais e à utilização de drogas para sedação, influenciam na hematimetria e nas dosagens bioquímicas. Neste contexto, dados sobre parasitismo e saúde dos mamíferos silvestres do Pantanal foram compilados por meio de bibliometria e discutidos em termos de resiliência e sustentabilidade de suas populações. A conclusão deste artigo é de que a comunidade científica deveria trabalhar em conjunto com a sociedade organizada, a fim de incentivar a criação e a aplicação de políticas públicas de conservação, no sentido de manter a biodiversidade e a continuidade dos seus processos ecológicos.

Palavras-chave: Saúde única. Saúde silvestre. Parasitismo. Conservação.

Abstract: Wild populations are constantly threatened due to the global expansion of human population and consequent loss of original habitats, pollution, increased movement of people and animals, and the introduction of exotic species. In this sense, hematological, biochemical, toxicological, and parasitological studies have been used to understand the health status of many wild species. There is a difficulty in interpreting the observed values, especially concerning the assessment of physiological parameters, since factors related to the individual and the environment, as well as animal caging and the use of drugs for sedation, influence the hematological values and biochemical dosages. In this context, data on parasitism and the health of wild mammals from the Pantanal were compiled through bibliometrics and discussed in terms of the resilience and sustainability of their populations. We conclude that the scientific community should work together with an organized society to encourage the creation and application of public conservation policies to maintain biodiversity and the continuity of ecological processes.

Keywords: One health. Wildlife health. Parasitism. Conservation.

Macedo, G. C., Herrera, H. M., Jansen, A. M., Oliveira, C. E., Rocha, F. L., & Porfírio, G. E. O. (2021). Saúde e conservação dos animais silvestres na natureza. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 16(3), 459-526. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i3.806>

Autor para correspondência: Heitor Miraglia Herrera. Universidade Católica Dom Bosco. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária. Avenida Tamandaré, 6000. Campo Grande, MS, Brasil. CEP 79117-900 (herrera@ucdb.br).

Recebido em dez. 2020

Aprovado em out. 2021

Responsabilidade editorial: Carolina Carvalho Cheida



INTRODUÇÃO

Saúde é um conceito abstrato, difícil de definir, por englobar dimensões biológicas, socioculturais, econômicas, ambientais e políticas em processos dinâmicos, complexos e multidisciplinares. A visão de saúde animal possui um forte viés antropocêntrico, influenciado pela relação entre o ser humano (sociedade) e seus animais de companhia e produção. Deste modo, em níveis individual e coletivo, os significados de bem-estar, doença e produtividade são atribuídos arbitrariamente. A saúde dos animais na natureza deve ser observada e discutida como um sistema composto de elementos e relações que possibilitem a perpetuação dos animais, das populações, das comunidades e dos ecossistemas. A percepção de que a saúde dos seres vivos é dependente de uma imensa e complexa rede de interações entre tudo o que é vivo e existente no universo resultou em uma perspectiva para além da visão compartimentalizada, colocada no contexto das intensas mudanças e transformações ambientais do terceiro milênio (Nassar-Montoya & Pereira-Bengoia, 2013). Nesse contexto, a abordagem *'One World/One Health'* vem integrar a saúde humana, animal e ecossistêmica, objetivando melhorar a qualidade de vida. Contudo, a avaliação da saúde ecossistêmica é complexa, porque os ecossistemas são dinâmicos, não lineares e estocásticos (Rapport et al., 1998; Nielsen, 2001; Rapport, 2007). Esse entendimento requer a revisão dos modelos tradicionais compartimentalizados e a criação de novas disciplinas e metodologias que facilitem o diálogo entre as diferentes áreas do conhecimento e correntes de pensamentos (VanLeeuwen et al., 1998; Buttke et al., 2015).

A saúde e a conservação das populações silvestres vêm sendo ameaçadas devido ao aumento global da população humana e à consequente perda dos habitats originais, bem como à poluição, ao aumento do trânsito de pessoas e animais e à introdução de espécies exóticas. Todos esses fatores em conjunto resultam em doenças emergentes de origem parasitária, genética, metabólica e psicossocial (Fisher et al., 2012; Smith et al., 2014; Purse et al., 2005).

É importante enfatizar que aproximadamente 70% das parasitoses emergentes em humanos têm origem na vida selvagem e que muitos parasitas de animais domésticos têm se espalhado pela fauna silvestre, causando diminuição das populações naturais (Daszak et al., 2000; K. Jones et al., 2008; Messenger et al., 2014). O grande desafio em relação ao controle e à prevenção das doenças parasitárias emergentes nas populações humanas e animais está relacionado ao estudo da ecologia dos parasitas, por infectarem múltiplos hospedeiros e vetores em intrincadas redes de associações (Lloyd-Smith et al., 2009; Johnson et al., 2015).

AValiação E MONITORAMENTO DA SAÚDE

A avaliação da saúde individual é vinculada a conceitos médicos, realizada através de exames clínicos e laboratoriais, já o monitoramento dos índices reprodutivos constitui ao longo do tempo poderosa ferramenta na avaliação da saúde de populações silvestres.

Os exames utilizados na rotina médica para avaliação individual, tanto para humanos quanto para animais silvestres e domésticos, incluem uma avaliação semiológica de parâmetros, como aferição do peso, temperatura corpórea, frequência respiratória e cardíaca e tempo de preenchimento capilar (Figuras 1A-1C). As avaliações clínicas devem ser interpretadas com cuidado porque os animais doentes podem desenvolver uma sintomatologia inespecífica e, em casos de infecções sub-clínicas, a sintomatologia é inaparente (Nantulya, 1990; Damayanti et al., 1994). Individualmente, as condições orgânicas são avaliadas através da hematologia, incluindo a contagem total de monócitos e neutrófilos, utilizados como indicadores de resposta a infecções e inflamações; contagem de linfócitos, como indicadores da resposta imunológica; contagem de hemácia, hemoglobina, hematócrito e índices hematimétricos, para a avaliação do estado de anemia; e contagem de plaquetas, que pode indicar desordens na coagulação. Entretanto, deve-se considerar que os resultados hematológicos podem variar entre os sexos e indivíduos de diferentes idades (Tabela 1).





Figura 1. Monitoramento de parâmetros fisiológicos durante contenção química de mamíferos silvestres: A) Aferição da frequência respiratória e da temperatura de quati (*Nasua nasua*); B) Auscultação cardíaca e monitoramento do tempo de preenchimento capilar em jaguatirica (*Leopardus pardalis*); C) Auscultação cardíaca em lobinho (*Cercdocyon thous*). Fotos: Carolina Martins Garcia e Fabiana Lopes Rocha (2016).

Figure 1. Monitoring of physiological parameters during chemical restraint of wild mammals: A) Measurement of respiratory rate and temperature of coati (*Nasua nasua*); B) Cardiac auscultation and monitoring of capillary refill time in ocelot (*Leopardus pardalis*); C) Cardiac auscultation in crab-eating fox (*Cercdocyon thous*). Photos: Carolina Martins Garcia and Fabiana Lopes Rocha (2016).

A bioquímica sérica também pode ser utilizada como valiosa ferramenta para auxiliar no diagnóstico de doenças metabólicas, a definir o estado funcional de alguns órgãos e o perfil nutricional. Rotineiramente, os exames bioquímicos avaliam a função renal (ureia, creatinina), hepática (aspartato aminotransferase, alanina aminotransferase), cardíaca

(creatina fosfoquinase), assim como condições orgânicas e metabólicas (glicose, proteínas totais, albumina, amilase, cálcio, fósforo, magnésio e cloretos). Outros parâmetros utilizados para a avaliação e o monitoramento da saúde individual incluem a determinação dos níveis de vitaminas, resíduos de contaminantes químicos e evidências da infecção

Tabela 1. Média e desvio padrão de valores hematológicos de veados-campeiros (*Ozotoceros bezoarticus*) (n=80) capturados em 2005 na sub-região da Nhecolândia. Os valores de hemácias estão expressos em "x10⁶" e os valores de leucócitos, linfócitos e neutrófilos, expressos em "x10³". Legendas: * = diferença significativa a 95%; Ht = Hematócrito; VGM = Volume Globular Médio. Autor: Heitor Miraglia Herrera.

Table 1. Mean and standard deviation of hematological parameters of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) (n = 80) captured in 2005 in Nhecolândia subregion. The values of erythrocytes are expressed in "x10⁶", and the values of leukocytes, lymphocytes and neutrophils are expressed in "x10³". Captions: * = significant difference at 95%; Ht = Hematocrit; VGM = Mean Corpuscular Volume. Author: Heitor Miraglia Herrera.

Variáveis	Unidade	Sexo		Faixa etária	
		Macho (n = 44)	Fêmea (n = 36)	Adulto (n = 62)	Jovem (n = 18)
Ht	%	39 ± 4,8*	41 ± 2,9*	39 ± 4*	42 ± 3,1*
Hemácias	mm ³	13,2 ± 2,5	13,5 ± 2,4	13,4 ± 2,8	13,4 ± 1,7
VGM	fL	31 ± 6	31,9 ± 5,5	31,2 ± 5,7	32,2 ± 5,1
Leucócitos	mm ³	5,4 ± 2,2	5,7 ± 2,3	5,5 ± 2,6	5,7 ± 2,2
Linfócitos	mm ³	2,0 ± 1,3	2,1 ± 1,0	2,2 ± 1,4	1,8 ± 904
Neutrófilos	mm ³	2,6 ± 1,7	2,6 ± 1,7	2,5 ± 1,9	3,1 ± 2,1
Eosinófilos	mm ³	525 ± 412	651 ± 645	614 ± 613	474 ± 433
Monócitos	mm ³	374 ± 302*	260 ± 216*	337 ± 270	319 ± 197
Basófilos	mm ³	8 ± 25	28 ± 77	6 ± 21	21 ± 37

por parasitas (Deem et al., 2001; Woodford, 2009). Exames complementares que utilizam o diagnóstico por imagens também são úteis, no sentido de identificar fraturas e neoplasias, bem como realizar o diagnóstico de gestação.

O conjunto de dados hematológicos, bioquímicos, toxicológicos e parasitológicos vem sendo utilizado para o entendimento do estado de saúde de muitas espécies de animais silvestres que habitam os ambientes naturais (Ruykys et al., 2012; Clarke et al., 2013; Pacioni et al., 2013). Além disso, a saúde dos animais de vida livre pode ser monitorada em uma mesma população como ferramenta auxiliar em análises de viabilidade populacional (AVP) (Karesh & Cook, 1995). Essa metodologia é fundamental para determinação de estratégias de manejo apropriadas para espécies e populações específicas (Gilpin & Soulé, 1986). Entretanto, existe dificuldade na interpretação dos valores observados, visto que fatores relacionados ao indivíduo (idade, condição corpórea, carga parasitária, sexo e condição reprodutiva) e ao ambiente (época do ano e qualidade do habitat) podem influenciar de forma

determinante a hematimetria e as dosagens bioquímicas, não apenas nos animais silvestres, mas também nos animais domésticos e em humanos (Quintó et al., 2006; Bernardini et al., 2012; J. Freitas et al., 2012; Inoue et al., 2012; Zulfqar et al., 2012; Pineda-Tenor et al., 2013; Ambayya et al., 2014).

Ainda, deve-se considerar que os parâmetros sanguíneos podem ser modificados significativamente por fatores inerentes às técnicas de captura e contenção. De fato, o aprisionamento dos animais nas armadilhas, a manipulação e a utilização de drogas para sedação ocasionam disfunção na homeostasia (Barasona et al., 2013; Miller et al., 2013; Dechen Quinn et al., 2014; Casas-Díaz et al., 2012, 2015). Além disso, as respostas fisiológicas ao estresse podem variar de acordo com a espécie, a estrutura social, a idade e a familiaridade com o agente estressor (Penaar, 1973; D. Jones, 1983; Cook et al., 1996).

A síndrome do estresse, seja ela causada por um fator somático (sons, odores, mudança de espaço físico), psicológico (apreensão, medo, ansiedade) ou comportamental (disputa territorial e hierárquica), é responsável por desencadear

diversas reações fisiológicas, mascarando os resultados dos exames clínicos. Fisiologicamente, o estresse provocado pela captura envolve a estimulação do sistema nervoso autônomo simpático, o qual atua sobre a medula adrenal e determina a liberação de grande quantidade de catecolaminas no sangue (Cunningham, 1993). Clinicamente, a interação destas com seus receptores específicos em órgãos-alvo induz o estado de alerta e uma série de alterações no organismo do indivíduo, como aumento da frequência e da força de contração cardíaca, contração esplênica, diminuição da circulação sanguínea nas regiões periféricas, aumento da frequência respiratória, liberação de glicose pelo fígado, dilatação pupilar e aumento de linfócitos circulantes (Livingston, 1987; Giralt, 2002; Paludo et al., 2002).

Uma segunda via metabólica acionada durante o estresse envolve a estimulação hipotalâmica e a consequente síntese e liberação do hormônio liberador de corticotropina, que atua sobre a adeno-hipófise, induzindo a liberação do hormônio adrenocorticotrópico (ACTH) (Cunningham, 1993; Guyton & Hall, 1997). O ACTH possui forte ação sobre o córtex adrenal, promovendo a formação e a liberação de glicocorticoides (cortisol e corticosterona) no sangue. Fisiologicamente, ocorre uma rápida mobilização de aminoácidos e de ácidos graxos das reservas celulares, tornando-os imediatamente disponíveis para a síntese de glicose, necessária para fornecer energia aos diferentes tecidos do corpo (Guyton & Hall, 1997). Os glicocorticoides são responsáveis também por modular a resposta imune, induzindo neutrofilia, lise e marginalização de linfócitos T, monócitos e eosinófilos, bem como a diminuição de células linfoides. Esta via de resposta é mais tardia, sendo relacionada à estimulação crônica de tal forma que um indivíduo submetido a uma situação de estresse persistente tem grandes possibilidades de se tornar susceptível a enfermidades (Fowler, 1986; Breazile, 1987; Spraker, 1993).

Pelo exposto, a captura e a contenção contribuem enormemente para a alteração na homeostasia, de tal forma que a mensuração de valores hematológicos e bioquímicos se torna um método relativo (Sánchez-Sarmiento et al., 2015).

Não se deve generalizar as quantificações celulares e hormonais em animais silvestres de vida livre, uma vez que é impossível a obtenção de amostras de sangue de mamíferos que habitam a natureza sem a contenção física e/ou química e visto que os resultados das análises variam de acordo com as diferentes situações em campo.

Especialmente nos herbívoros silvestres, situações de estresse causam uma síndrome aguda e fatal, conhecida como miopatia de captura, caracterizada pela apresentação de sinais clínicos como ataxia, paresia, miogloblinúria, lesões musculares, choque e óbito. Essa disfunção ocorre devido a um esforço intenso e ao esgotamento das reservas energéticas, resultando em um metabolismo anaeróbico com formação de ácido lático, que se acumula na musculatura. Esse fenômeno, conhecido na medicina como acidose metabólica, resulta em necrose secundária de grupos musculares, úlceras no abomaso e lesões renais (Pienaar, 1973; Pachaly et al., 1993; Spraker, 1993; Palmer et al., 2001).

Outro fator que pode alterar os resultados das análises hematológicas e bioquímicas diz respeito às dificuldades logísticas encontradas no campo para a adequada coleta e o perfeito acondicionamento do material biológico a ser encaminhado ao laboratório. Em relação às análises hematológicas, por exemplo, o material deve ser coletado sob rigorosa assepsia, mantendo os padrões estabelecidos para biossegurança (Figuras 2A e 2B). Como as células sanguíneas possuem um tempo de vida útil, as amostras devem ser mantidas em refrigeração e as análises devem ser realizadas preferencialmente em até 12 horas pós-coleta.

Situações de estresse podem ser minimizadas, se forem realizadas algumas boas práticas durante a captura e o manejo em campo. Deve-se realizar o treinamento de pessoal e a distribuição de atividades. Os médicos veterinários devem levar em consideração as diferenças anatômicas de cada espécie para que o procedimento de coleta de sangue seja rápido e preciso (Figuras 3A-3E). Além disso, a escolha de equipamentos, a temperatura do ambiente e estímulos desnecessários são fatores que devem ser observados. Evitar capturas que incluam perseguição,



Figura 2. Assepsia para coleta de sangue em: A) Cutias (*Dasyprocta azarae*); B) Quati (*Nasua nasua*). Fotos: Carolina Martins Garcia (2016).

Figure 2. Asepsis for blood collection in: A) Agouti (*Dasyprocta azarae*); B) Coati (*Nassua nasua*). Photos: Carolina Martins Garcia (2016).

efetuar os procedimentos de forma precisa e monitorar o animal após a captura são ações que também contribuem para diminuir o estresse.

O PARASITISMO

Por definição, 'parasita' é todo organismo que encontra seu nicho ecológico em outra forma de vida (hospedeiro) (Levine, 1968), incluindo vírus e vários organismos procariontes e eucariontes, como bactérias, protozoários, rickettsias, helmintos e artrópodes. Sob viés ecológico, o parasitismo é um tipo de simbiose com fluxo unilateral de recursos energéticos. Essa relação, que provoca em um fenômeno conhecido como 'parasitismo', deve ser estudada e compreendida como resultante da interação interespecífica com diferentes gradientes de interdependência metabólica ao longo do tempo (A. Araújo et al., 2003; Lenzi & Vannier-Santos, 2005). Apesar de usualmente ser considerado uma interação negativa, o parasitismo constitui um importante promotor de diversidade biológica, interferindo em processos tão diversos quando a competição, a migração e a especiação, além de influenciar na fecundidade e nas taxas de sobrevivência de seus hospedeiros (Combes, 1996; Hudson et al., 2006; Odum & Barrett, 2011).

Pelo exposto, pode-se concluir que o parasitismo não deve ser abordado apenas como uma condição maléfica, algo que sobrevive à custa da saúde do hospedeiro. Deve, sim,

ser entendido como um fenômeno ecológico inerente à vida e, como tal, precisa ser discutido sob um ponto de vista evolutivo (Poulin & Morand, 2000). Nesse sentido, pode-se compreender que, na natureza, são encontrados sistemas hospedeiro-parasitas extremamente dinâmicos, com muitos pontos de estabilidade e instabilidade durante o processo evolutivo. Como citado por Santos et al. (2019b, p. 7),

... as relações simbióticas são dinâmicas no tempo e no espaço (Poulin, 2007; A. Araújo et al., 2003) e, dependendo de fatores inerentes ao parasita (quantidade de inóculo, diferentes cepas com diferentes graus de virulência e/ou patogenicidade e coinfeções), ao hospedeiro (idade, sexo, estado nutricional/imunológico, condição reprodutiva e raça), e ao ambiente (escassez de alimentos, condições climáticas severas, fragmentação/diminuição do habitat original e aquecimento global), o parasitismo pode debilitar as condições orgânicas e alterar a homeostase de indivíduos (Poulin & Combes, 1999).

Como os parasitas representam aproximadamente 40% de toda biodiversidade do planeta (A. Dobson et al., 2008) e, para sua existência, dependem de hospedeiros, é comum haver animais expostos a infecções por vários parasitas simultaneamente (coinfeções) (Viney & Graham, 2013). Essas inter-relações podem ocorrer por diferentes cepas de uma mesma espécie de parasita, diferentes espécies de um mesmo gênero ou, ainda, por parasitas de grupos taxonômicos distintos (Cox, 2001; McKay, 2006; Johnson et al., 2015). Dependendo da dinâmica



Figura 3. Coleta de sangue em diferentes espécies de mamíferos: A) Coleta de sangue na veia cefálica de jaguatirica (*Leopardus pardalis*); B) Coleta de sangue no plexo femoral de quati (*Nasua nasua*); C) Coleta de sangue na veia caudal de tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*); D) Coleta de sangue por capilaridade em vaso sanguíneo superficial da cauda de cuiça (*Gracilinanus agilis*); E) Coleta de sangue na veia cefálica de veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*). Fotos: Carolina Martins Garcia e Heitor Herrera (2016).

Figure 3. Blood collection in different mammal species: A) Blood collection from cephalic vein of ocelot (*Leopardus pardalis*); B) Blood collection from femoral plexus of coati (*Nasua nasua*); C) Blood collection from tail vein of six-banded armadillo (*Euphractus sexcinctus*); D) Blood collection through capillary method from superficial tail blood vessel of agile gracile opossum (*Gracilinanus agilis*); E) Blood collection from cephalic vein of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). Photos: Carolina Martins Garcia and Heitor Miraglia Herrera (2016).

das associações, um ou outro parasita pode ser favorecido ou pode ocorrer um sinergismo, favorecendo ambas as espécies de parasitas. É importante considerar que algumas dessas espécies têm notável competência para suprimir e/ou desviar a resposta imune de seus hospedeiros, com mecanismos tão diversos quanto os nichos que ocupam (Pfaff & Candolfi, 2003). Estudos sobre as interações entre parasitas que co-ocorrem vêm mostrando alterações na patogenidade, transmissão e virulência dos agentes envolvidos (Telfer et al., 2010; Gibson et al., 2011; Alizon et al., 2013). Em algumas situações, as coinfeções podem beneficiar a saúde dos hospedeiros: infecções naturais por helmintos, por exemplo, favorecem a imunidade contra *Plasmodium* sp., resultando em melhoria clínica da malária (Druilhe et al., 2005). Além disso, o parasitismo como promotor da melhoria da condição física foi reportado em ovinos naturalmente parasitados por helmintos nematódeos (Nussey et al., 2014).

Mamíferos apresentam uma variedade de estratégias para controlar parasitas, incluindo comportamentos direcionados a evitar sua exposição à infecção (alimentação e utilização de habitats) e a respostas fisiológicas, como imunidade e inflamação. A infecção parasitária frequentemente acarreta ao hospedeiro o desvio de recursos energéticos de atividades como reprodução, crescimento ou evasão de predadores, no sentido de favorecer uma resposta imune eficiente. Quando um indivíduo parasitado tem boa condição corpórea, ele mantém eficazes respostas imunológicas, se reproduz e alimenta adequadamente sua prole. Ao contrário, em situações desfavoráveis, como a subnutrição, os recursos energéticos são sempre direcionados à manutenção da homeostase. O processo de realocamento de recursos energéticos para garantir a sobrevivência é referido em ecologia como 'trade-offs' (Graham et al., 2010; Schleich et al., 2015). Como a frequência e a distribuição de diferentes genótipos dentro de uma população de animais que habitam o ecótopo silvestre são determinadas por processos seletivos ao longo do tempo, os genótipos

dos indivíduos mais adaptados acabam por se tornar abundantes em sucessivas gerações, enquanto os genótipos de indivíduos de menor competência adaptativa vão se tornando menos comuns.

Historicamente, o interesse em conhecer os parasitas na fauna silvestre de vida livre esteve restrito à identificação taxonômica e conhecer quais espécies de hospedeiros silvestres estariam atuando como fonte de infecção para os seres humanos e animais de produção (Daszak et al., 2000; K. Jones et al., 2008). Desse modo, o conhecimento restringiu-se a estudos pontuais de prevalências e longas listas de agentes infecciosos, como helmintos, artrópodes, bactérias, fungos e vírus (Apêndice 1). Essas coleções de dados, sem dúvida, formam uma importante base de informações com relação à identificação dos agentes que estariam ocorrendo no ecótopo natural, entretanto, os efeitos desses parasitas nas populações naturais são complexos e ainda carecem de entendimento.

MANUTENÇÃO E DISPERSÃO DOS PARASITAS NO AMBIENTE SILVESTRE

Parasitas selecionaram diferentes estratégias de dispersão. Algumas espécies são transmitidas através do contato direto durante encontros agonísticos, predação ou cópula, outras são excretadas por descargas nasais/orais ou dejetos fecais, contaminando o ambiente. Ainda, várias espécies de parasitas dependem de artrópodes hematófagos (carrapatos, mosquitos, moscas, percevejos) como vetores. Quando o parasita se multiplica no hospedeiro invertebrado, diz-se que a transmissão é cíclica, como é o caso das babesias em carrapatos ixodídeos e das leishmanias nos dípteros flebotomíneos (Apêndice 2). Algumas espécies de parasitas não possuem a capacidade de se multiplicar no artrópode vetor, caracterizando, então, a transmissão vetorial como mecânica. É o caso de *Trypanosoma evansi* e *T. vivax*, transmitidos na América Latina por moscas hematófagas dos gêneros *Tabanus* e *Stomoxys*. Como mencionado anteriormente, o sucesso da transmissão vetorial está diretamente associado à parasitemia. Portanto, quanto maior

a quantidade de parasitas circulantes no sangue, maior a possibilidade de o vetor se infectar.

Parasitas artrópodes hematófagos, como carrapatos e mosquitos, além de se alimentarem do sangue de seus hospedeiros, são muito competentes na veiculação de várias espécies de rickettsias, protozoários e vírus. Essa competência está relacionada a uma eficiente estratégia de dispersão horizontal (hematofagia) e vertical (transovariana), contaminando o ambiente com centenas e milhares de ovos parasitados, eliminados em apenas uma postura.

As taxas demográficas de artrópodes vetores e helmintos são, via de regra, sensíveis às variações de temperatura e umidade. Assim, baixas temperaturas, associadas à baixa umidade, induzem à mortalidade ou à quiescência de ovos e larvas, bem como induzem a baixas taxas de reprodução e atividade de carrapatos, dípteros e helmintos. Analogamente, chuvas e alta umidade oferecem excelentes condições para a reprodução e sobrevivência de artrópodes, assim como favorecem o desenvolvimento de formas imaturas (ovos e larvas) de helmintos.

Os parasitas circulam no ambiente natural em sistemas dinâmicos de transmissão, podendo ser periodicamente extintos de uma determinada população, ressurgindo nessa população algum tempo depois (Mills & Childs, 1998). Parasitas restritos a uma espécie ou a um grupo muito próximo de espécies de hospedeiros podem ter sua especificidade parasitária modificada de acordo com determinantes que venham a alterar as relações parasito-hospedeiro-ambiente, fenômeno conhecido como *host-switching* (Agosta et al., 2010). De fato, a adaptação de um determinado parasita a novas espécies hospedeiras pode ser comum em associações simbióticas (S. Araújo et al., 2015). A ocorrência de determinado parasita em populações de hospedeiros não usuais frequentemente resulta em elevadas taxas de mortalidade, devido à pouca frequência de genes que possam favorecer uma eficiente resposta imunitária (Nussey et al., 2014).

Diferentes espécies de hospedeiros responsáveis por manter determinado parasita na natureza, em uma escala

espaço-temporal única, compõem um sistema reservatório (Ashford, 1997; Haydon et al., 2002). O papel e a importância de cada espécie de mamífero em um sistema reservatório, na dispersão e manutenção de determinado parasita, podem ser extremamente inconstantes (Jansen & Roque, 2010). Ainda, diferentes indivíduos podem possuir competências distintas na manutenção e transmissão, dependendo de vários fatores relacionados ao curso da infecção. Desse modo, podemos considerar como mantenedores aqueles hospedeiros que estão infectados e amplificadores aqueles indivíduos que, além de manterem a infecção, favorecem a transmissão, por apresentarem elevadas parasitemias por um período de tempo. Por exemplo, a manutenção de *T. evansi*, protozoário multi-hospedeiro que habita o sangue e fluídos tissulares, transmitido mecanicamente por moscas hematófagas, no Pantanal sul-mato-grossense, inclui várias espécies de mamíferos silvestres e domésticos (Herrera et al., 2004, 2008a, 2010a). Entretanto, a capivara e o quati contribuem de forma significativa para a transmissão vetorial, por apresentarem elevadas parasitemias, respectivamente, observadas em 21% e 26% dos seus indivíduos (Herrera et al., 2004, 2011). Eventualmente, surtos epizooticos, expressos por elevadas prevalências e parasitemias também em outras espécies, incluem animais domésticos extremamente sensíveis ao parasitismo por *T. evansi*, como os equinos e cães, resultando em elevadas taxas de mortalidade (Herrera & Jansen, comunicação pessoal, 2004).

Hospedeiros mantenedores e amplificadores podem ter suas competências epidemiológicas alteradas de acordo com o estado de saúde individual, infecções concomitantes e/ou estresse, provocados por condições ambientais desfavoráveis (Jansen & Roque, 2010; Botero et al., 2013). Por essas razões, a ocorrência de determinada infecção parasitária em uma espécie particular de hospedeiro silvestre, bem como a participação de diferentes indivíduos na transmissão podem variar enormemente entre diferentes localidades e, mesmo em uma região específica, entre diferentes datas de coletas.

É importante compreendermos que a distribuição de hospedeiros e vetores com competência em transmitir determinado parasita não é homogênea nas populações naturais, estando associada somente a uma minoria dos indivíduos infectados (Woolhouse et al., 1997; Morrill & Forbes, 2016). De fato, a distribuição dos parasitas no ecótopo silvestre é agregada, isto é, a maioria dos parasitas infecta uma pequena proporção de hospedeiros. Este fenômeno é tão comum que a agregação de parasitas é considerada uma lei da ecologia parasitária (Poulin, 2007).

A distribuição agregada pode ser exemplificada na região do Pantanal sul-mato-grossense pelas infecções por helmintos gastrintestinais, evidenciada pela presença de ovos nas fezes em veados-campeiros. Foi observado que, embora a presença de ovos de helmintos nas fezes dos veados-campeiros tenha ocorrido em 36% (229/632) das amostras, apenas 6% (n = 14) apresentaram contagens superiores a dez ovos/grama de fezes (Santos et al., 2014).

Assim, a representatividade amostral pode interferir de modo decisivo na interpretação dos resultados (Figura 4).

A distribuição agregada foi verificada também em quatis parasitados por *Trypanosoma cruzi* na região sul-mato-grossense (Herrera et al., 2008b, 2011). Embora a maior parte da população tenha sido exposta à infecção, como comprovado por testes sorológicos, apenas uma fração apresentou competência infectiva, evidenciada por elevadas parasitemias, que possibilitam a transmissão vetorial. Ainda, Alves et al. (2011) observaram que quatis parasitados por *T. cruzi* apresentam variação no padrão da infecção entre os sexos e em diferentes épocas do ano: fêmeas apresentam elevadas parasitemias e, portanto, são mais importantes como fontes de infecção para os triatomíneos vetores do que os machos, especialmente na estação seca. O monitoramento da infecção por *T. cruzi* em quatis no Pantanal sul-mato-grossense tem demonstrado que estudos pontuais não

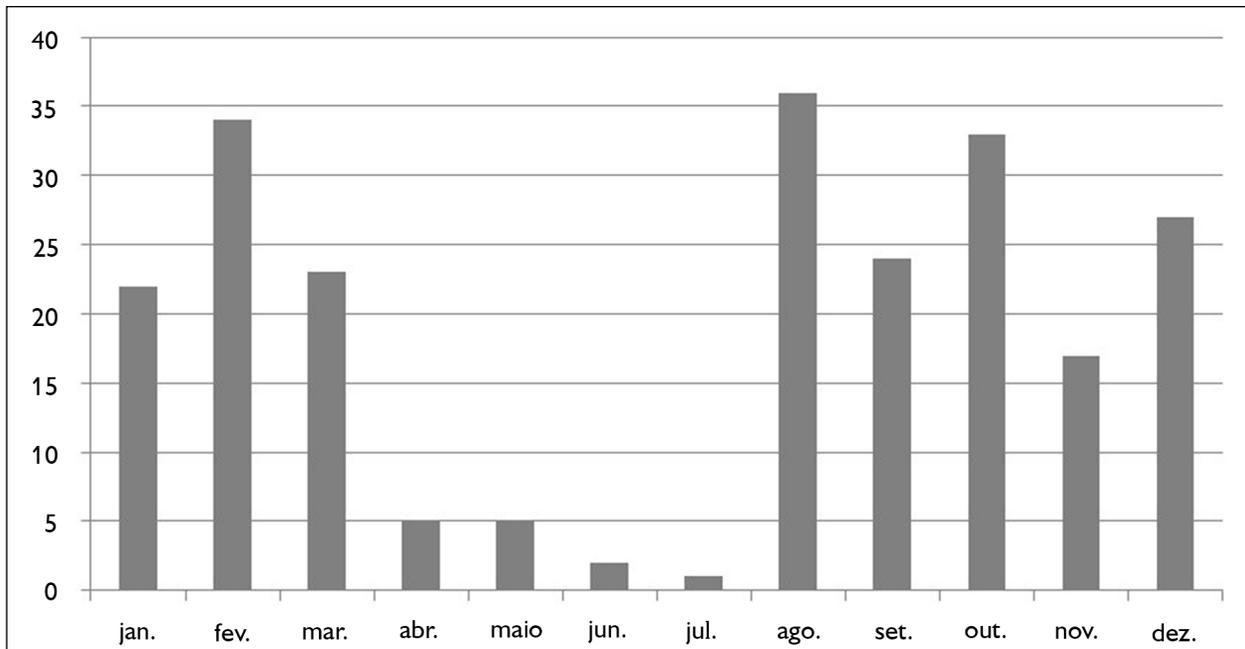


Figura 4. Percentual de ocorrência de amostras positivas para ovos de helmintos gastrintestinais em fezes de veados-campeiros (*Ozotoceros bezoarticus*). As coletas foram realizadas no Pantanal da Nhecolândia, no período de fevereiro de 2007 a janeiro de 2010 (n = 229). Fonte: Santos et al. (2014).

Figure 4. Occurrence rate of fecal samples of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) containing gastrointestinal helminth eggs. The collections were carried out in Nhecolândia subregion, Pantanal, from February 2007 to January 2010 (n = 229). Source: Santos et al. (2014).

permitem uma avaliação segura da enzootia, visto que o padrão da infecção varia em escala temporal (Herrera et al., 2008b; Alves et al., 2011; Rocha et al., 2013) (Tabela 2).

Diferentes paisagens em um mesmo bioma também influenciam na distribuição de hospedeiros e parasitas, bem como no padrão da infecção. Esse fato foi comprovado

durante o estudo da infecção por *T. cruzi* e *T. evansi* em pequenos mamíferos no Pantanal sul-mato-grossense. Comparando os resultados coletados entre sub-regiões com fitofisionomias diferentes, Rio Negro (RN) e Nhecolândia (NH), observou-se que a distribuição de diferentes espécies de hospedeiros foi desigual (Tabela 3) (Herrera et al., 2007).

Tabela 2. Infecção por *Trypanosoma cruzi* em quatis (*Nasua nasua*) no Pantanal sul-mato-grossense. A exposição ao parasita é expressa pela detecção de anticorpos, através de testes sorológicos. A parasitemia é expressa pelo hemocultivo. Os resultados estão apresentados pelo número de indivíduos positivos dividido pelo total amostrado. Fonte: Herrera et al. (2008b), Alves et al. (2011) e Rocha et al. (2013).

Table 2. Infection by *Trypanosoma cruzi* in coatis (*Nasua nasua*) in Pantanal from Mato Grosso do Sul. The exposure to the parasite is expressed by antibody detection through serological tests. The parasitemia is expressed by hemoculture. The results are presented by the number of positive individuals divided by the total sampled. Source: Herrera et al. (2008b), Alves et al. (2011) and Rocha et al. (2013)

Período	Total	Soropositividade	Hemocultivo	Referências
2000-2001	123	75/123 (61%)	15/123 (12%)	Herrera et al. (2008b)
2005-2007	35	26/35 (74%)	18/35 (51%)	Herrera et al. (2008b)
2007-2009	140	75/140 (54%)	53/140 (38%)	Alves et al. (2011)
2009-2011	66	21/44 (48%)	19/66 (29%)	Rocha et al. (2013)

Tabela 3. Espécies de pequenos mamíferos no Pantanal sul-mato-grossense distribuídos em sub-regiões com diferentes fitofisionomias. Os dados estão expressos pelo número de animais capturados/abundância relativa (%). Legendas: RN = Rio Negro; NH = Nhecolândia. Fonte: Herrera et al. (2007).

Table 3. Small mammal species in Pantanal from Mato Grosso do Sul, distributed in subregions with distinct phytophysiognomies. The data are expressed by the number of captured animals/relative abundance (%). Captions: RN = Rio Negro; NH = Nhecolândia. Source: Herrera et al. (2007).

Espécie	RN	NH	Total
<i>Oecomys mamorae</i>	88/35	33/23	121/30
<i>Thrichomys fosteri</i>	56/22	40/28	96/24
<i>Clyomys laticeps</i>	33/13	20/14	53/13
<i>Holochilus brasiliensis</i>	17/7	8/5	25/6
<i>Cerradomys scotti</i>	3/1	8/5	11/3
<i>Calomys calossus</i>	4/2	8/5	12/3
Total de roedores	201/79	117/79	318/79
<i>Gracilinanus agilis</i>	30/12	12/8	42/10
<i>Monodelphis domestica</i>	11/4	12/8	23/6
<i>Thylamys macrucus</i>	6/2	6/4	12/3
<i>Philander frenatus</i>	7/3		7/2
Total de marsupiais	54/21	30/20	84/21
Total de pequenos mamíferos	255	147	402
Noites de armadilhagem	9.520	3.920	13.440
Sucesso de armadilhagem	2,70%	3,70%	2,90%

Os roedores mostraram soroprevalência da infecção para *T. cruzi* significativamente maior em RN (22,8%) do que em NH (12,2%) (Herrera et al., 2007). Ainda, somente os roedores em RN apresentaram potencial de infectar os vetores, evidenciado pelas elevadas parasitemias para ambos *T. cruzi* e *T. evansi*. Adicionalmente, encontramos uma elevada correlação entre espécie de hospedeiro, habitat e infecção: entre todas as espécies amostradas, o roedor arbóreo *Oecomys mamorae* apresentou as maiores soroprevalências e parasitemias em áreas florestadas de cordilheiras para as duas espécies de tripanosomatídeos (Herrera et al., 2007). Os resultados deste estudo sugerem que áreas florestadas no Pantanal sul-mato-grossense mantêm ciclos ativos de transmissão para ambos *T. cruzi* e *T. evansi* independente da fitofisionomia.

Muitas espécies de parasitas encontradas em mamíferos silvestres na região do Pantanal seguramente foram trazidas juntamente com os bovinos, equinos e suínos domésticos no final do século XVIII por ocasião da ocupação da região pelas primeiras fazendas de gado. De acordo com Daszak et al. (2000), a presença de parasitas na fauna silvestre, originalmente associados aos animais domésticos, ocorre principalmente devido a um fenômeno conhecido como 'spill over', dispersão de parasitas de animais domésticos introduzidos para os animais locais. Depois de estabelecidas em novas espécies de hospedeiros silvestres locais, essas populações passam a constituir fontes de infecção para os animais de produção ('spill back') (Daszak et al., 2000; Meseko et al., 2015; Millán et al., 2015). Atualmente, na planície pantaneira, é difícil dizer quem é fonte de infecção para quem – se animais domésticos para as espécies silvestres ou vice-versa. Na realidade, essa discussão já não tem sua pertinência, visto que a abordagem moderna trata da saúde como única (*One Health*). O que importa é o entendimento de que os parasitas multi-hospedeiros são mantidos e circulam na região do Pantanal, em sistemas reservatórios, incluindo diferentes espécies, domésticas e silvestres, e que, para o perfeito entendimento das enzootias, há a necessidade de uma abordagem global.

No Pantanal, a infecção por parasitas nos animais de produção, como os helmintos gastrintestinais de ruminantes domésticos *Haemonchus contortus*, *H. similis*, *Cooperia punctata*, *Trichostrongylus axei*, *T. colubriformes*, *Paramphistomum* sp. e *Bunostomum* sp., vem sendo reportada no cervo-do-Pantanal, no veado-mateiro e no veado-catingueiro (Travassos et al., 1927; Travassos & Freitas, 1940; Nascimento et al., 2000a; Lux Hoppe et al., 2010). Ainda, veados-campeiros foram encontrados parasitados por protozoários de animais domésticos, como *Babesia bovis*, *T. evansi* e *Trypanosoma vivax* (Herrera et al., 2010a; Silveira et al., 2013). O parasitismo por *Brucella abortus*, bactéria de grande importância na saúde pública e responsável por causar abortos em bovinos, foi registrado em porco-monteiro e onça-pintada (Custódio, 2013; Onuma et al., 2015). Em relação às viroses, foi documentado que o vírus da febre aftosa circula entre porcos-monteiros e bovinos não vacinados (Paes, 2001), e o vírus da doença de Aujeszky foi registrado em porcos-monteiros (Paes et al., 2013). Deve-se ressaltar que *Brucella abortus*, o vírus da febre aftosa e o vírus da doença de Aujeszky são de notificação obrigatória e imediata ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), por possuírem potencial para uma disseminação rápida, causando sérios prejuízos socioeconômicos ou de saúde pública. Da mesma forma, a exposição ao parvovírus canino foi demonstrada por Jorge (2008) em lobinho, lobo-guará, jaguatirica, onça-parda, cachorro-do-mato-vinagre e mão-pelada, podendo ser preocupante do ponto de vista da conservação.

A dispersão de parasitas para populações silvestres no Pantanal deve ser encarada com especial atenção em programas de manejo de fauna que incluam reintrodução, bem como na introdução de animais domésticos. Nos casos de reintrodução de fauna, como os animais passam por centros de reabilitação, a proximidade com animais oriundos de diferentes áreas, associada ao estresse de cativeiro, seguramente aumenta o risco de novas parasitoses e/ou a amplificação de parasitas que estejam em condições subclínicas. Igualmente preocupante é a vinda de animais

domésticos para as fazendas, como cães oriundos das cidades e bovinos trazidos de outras áreas, por possivelmente albergarem espécies de parasitas com capacidade infectiva aos mamíferos silvestres (Cançado et al., 2009; Jorge et al., 2011; Furtado et al., 2013, 2015; Paes et al., 2013; Franzo et al., 2015; Ramos et al., 2016).

ECOLOGIA DAS PARASIToses

O conjunto de características bióticas e abióticas específicas de um local em particular irá criar condições para que determinada parasitose ocorra, isto é, as parasitoses diferem no tempo e no espaço (Pavlovsky, 1964; Ferris, 1967; Galuzo, 1975). Essas diferenças estão subordinadas às características físicas e/ou biológicas, como densidade de vegetação, diversidade e quantidade de parasitas, vetores e hospedeiros, regime de chuvas, ventos, insolação, umidade, calor e frio. É claro que, naturalmente, os sistemas vão se modificando e as relações interespecíficas (como é o caso do parasitismo) encontram, ao longo do tempo, muitos pontos de equilíbrio. Em ecologia, pode-se utilizar o termo resiliência para explicar o fenômeno temporal de recuperação do equilíbrio entre as interações simbióticas. Entretanto, o crescimento exponencial da população humana, a intensa movimentação de pessoas e animais, o desenvolvimento econômico associado às monoculturas e a resistência microbiana vêm contribuindo significativamente para o desequilíbrio das relações parasito-hospedeiro, resultando na emergência de doenças (Scott, 1988; Gilbert, 1994; Smith et al., 2009).

A intervenção no ecótopo silvestre, e consequente simplificação do habitat, a diminuição da diversidade faunística local e a seleção positiva de espécies com alta competência como reservatório resultam em um fenômeno conhecido na ecologia parasitária como efeito amplificador (Keesing et al., 2006, 2010). No Brasil, surtos orais da doença de Chagas na Amazônia têm sido associados à substituição da mata original por florestas homogêneas de açaí, situação em que encontramos diminuição de número de espécies de mamíferos,

com permanência de espécies com grande plasticidade adaptativa, como é o caso do gambá-de-orelha-branca (*Didelphis albiventris*), hospedeiro amplificador de *T. cruzi* (Xavier et al., 2012; Soto et al., 2014; Jansen et al., 2015).

Ao contrário, a hipótese de efeito diluidor sugere que comunidades ecológicas diversas, por conter espécies com diferentes níveis de resistência, limitariam a transmissão de parasitas, por reduzirem a frequência de encontros entre os parasitas e seus hospedeiros susceptíveis (Ostfeld, 2009; Medina-Vogel, 2013; Civitello et al., 2015). Por minimizar o risco de surgimento de doenças, o efeito diluidor tem sido considerado como um serviço ecossistêmico (Ostfeld & LoGiudice, 2003).

A manutenção de parasitas no ambiente natural também pode ser assegurada e facilitada pela presença de espécies de mamíferos que modificam ou criam novos ambientes, promovendo verdadeiras biocenoses, por serem utilizadas concomitantemente por várias espécies de seres vivos (vertebrados e invertebrados). Mesmo quando não mais utilizados pelos seus construtores, esses abrigos podem ser utilizados por outros taxa, promovendo interações ecológicas entre espécies distintas e aparentemente não correlacionadas (Desbiez & Kluysber, 2013). Como exemplo de biocenoses criadas por espécies de mamíferos no Pantanal, pode-se citar os buracos de tatu e os ninhos de quatis. Espécies arbóricolas como o quati, o tamanduá-mirim e o pequeno roedor *Oecomys mamorae*, foram observadas em buracos de tatus no solo (Desbiez & Kluysber, 2013; Porfírio, comunicação pessoal, 2015). Por outro lado, o roedor terrestre *Thrichomys fosteri* foi encontrado em ninhos arbóreos dos quatis (Lima et al., 2015). Esse compartilhamento de habitats pode favorecer enormemente a dispersão de parasitas entre diferentes extratos florestais no ecótopo silvestre. Ambos os ninhos de quatis e buracos de tatus também são habitados por diferentes espécies de invertebrados (Santos et al., 2015; Porfírio, comunicação pessoal, 2015). Como exemplo, os triatomíneos (indivíduos e colônias) são encontrados nos ninhos de quatis (Santos et al., 2015; Lima et al., 2015), assegurando a transmissão intra e interespecífica de *T. cruzi*.

No Pantanal, as prevalências das parasitoses, bem como o padrão da infecção são fortemente modulados por ciclos plurianuais de enchentes e secas rigorosas. Esses fenômenos climáticos inerentes e muito particulares da planície pantaneira provocam: (a) aumento da densidade de animais por determinados períodos, influenciando diretamente a taxa de contato intra e interespecífica; e (b) redução na disponibilidade alimentar, com conseqüente diminuição do estado nutricional e resposta imune dos animais. Sabemos que as variações sazonais são cíclicas, entretanto a grande dificuldade reside em apontar com precisão o início, o término e a intensidade dos fenômenos climáticos, fortemente instáveis e modulados por fenômenos imprevisíveis, como o aquecimento global e eventos como El Niño/*Southern Oscillation* (Chretien et al., 2015).

Devido a marcada sazonalidade, alta diversidade biológica, diferentes tipos de habitats e grandes populações de vertebrados silvestres em contato com animais de produção, a enzootia das parasitoses adquire grande complexidade na região do Pantanal. Somado a esses fatores, as transformações ambientais locais provocadas pela substituição da vegetação nativa por gramíneas exóticas modificam os padrões das relações parasito-hospedeiro-ambiente, podendo colocar em risco a conservação da biodiversidade e a socioeconomia local, no caso de parasitas que também afetam os animais de produção e seres humanos (Apêndice 2). Ainda, o Pantanal pode atuar como um grande corredor de dispersão de parasitas, com impacto sobre a biodiversidade dos biomas adjacentes (Amazônia, Cerrado e Chaco), devido ao fluxo de mamíferos (silvestres e domésticos) entre todos esses biomas.

DIAGNÓSTICO DAS INFECÇÕES PARASITÁRIAS

Os testes diagnósticos têm um papel fundamental por detectarem os hospedeiros parasitados ou os animais que passaram por uma exposição prévia a determinado parasita. Também são utilizados para fins epidemiológicos, incluindo estimativa de prevalência e incidências de infecções, além de avaliarem os riscos de transmissão e contribuírem para

as estratégias de controle (M. Dobson, 1994; Gardner et al., 1996).

Existem diferentes tipos de testes utilizados para o diagnóstico. Para a identificação de helmintos, artrópodes (moscas, ácaros, carrapatos e pulgas) e alguns protozoários, diferentes estruturas morfológicas auxiliam na identificação taxonômica. Os exames parasitológicos, como os esfregaços sanguíneos corados, exames de sangue a fresco, hemoculturas e exames coprológicos auxiliam no diagnóstico. Os exames microbiológicos são utilizados na identificação de bactérias e fungos. A biologia molecular é utilizada como diagnóstico para protozoários, bactérias, fungos e vírus a partir do DNA extraído de diferentes amostras, como sangue, soro, pele e fezes. A histopatologia é utilizada no diagnóstico através da visualização dos parasitas em finos cortes de tecidos, fixados e corados em lâminas de microscopia. Os testes diagnósticos sorológicos são considerados testes indiretos porque se busca imunoglobulinas no soro ou plasma dos hospedeiros.

O exame *post-mortem* de animais recém-mortos e os estudos histopatológicos decorrentes do material coletado durante a necropsia são importantes para o diagnóstico. Porém, os animais de vida livre em estado terminal geralmente não ficam expostos, sendo dificilmente encontrados por profissionais capazes de realizar uma necropsia em tempo hábil. Em certos casos, mesmo encontrando os animais mortos, a autólise mascara o exame macro e microscópico.

Os testes parasitológicos diretos utilizando-se de amostras biológicas, como tecidos, fezes, aspirados de linfonodos, medula óssea, fluido cefalorraquidiano e sangue, podem e devem ser utilizados como testes diagnósticos confirmatórios, por possibilitarem a visualização direta do parasita. Entretanto, esses testes tradicionais não conseguem distinguir as fases da infecção e possuem baixa sensibilidade, sendo capazes apenas de detectar infecções com altas cargas parasitárias. Em se tratando de hematozoários, a positividade do teste de exame a fresco indica elevada competência infectiva, porém possui baixa sensibilidade e usualmente não detecta parasitemias

abaixo de $10^3/\text{mm}^3$. Além disso, alguns parasitas crescem em meio axênico a partir de sangue e líquidos corpóreos semeados em meios específicos, os quais são monitorados por algumas semanas em laboratórios apropriados. Baixas parasitemias, porém suficientes para infectar o vetor, podem ser detectadas nos cultivos *in vitro*.

Os testes sorológicos complementam o cenário enzoótico por que identificam os indivíduos infectados com parasitemia não detectável pelos testes parasitológicos diretos. São considerados exames indiretos por detectarem anticorpos direcionados a proteínas com propriedades antigênicas específicas para cada espécie ou variante de uma mesma espécie de parasita. Várias técnicas sorológicas têm sido utilizadas para a detecção do antígeno (Ag) e/ou anticorpo (Ac), as quais se baseiam no conjunto de reações que estabilizam a ligação entre moléculas e na capacidade de precipitação destes componentes. Os resultados são expressos de acordo com a quantidade de moléculas (Ag/Ac) que interagem e a forma como são observadas as interações (C. Soares, 2001). Dados sorológicos são utilizados para inferência de prevalência e incidência de determinado parasita na população, bem como para parametrizar modelos de transmissão (Gilbert et al., 2013).

São vários os tipos de testes sorológicos utilizados para o diagnóstico. Quando a reação ocorre pela interação de grandes quantidades de moléculas, não há necessidade de utilização de equipamentos especializados: reação de precipitação, aglutinação e imunodifusão. Testes que incluem reações com baixas concentrações de Ag/AC só podem ser observados com auxílio de métodos colorimétricos ou fluorimétricos, como o ensaio de imunoabsorção enzimática (ELISA) e reação de imunofluorescência indireta (RIFI), respectivamente.

Os testes sorológicos são úteis para identificar qual fração da população foi infectada ou exposta a determinado parasita. O animal soropositivo não necessariamente estará infectado porque os anticorpos podem continuar circulando alguns meses após a eliminação do agente infeccioso/parasitário. Entretanto, os resultados devem

ser interpretados com cautela porque alguns indivíduos podem estar no início da infecção, não apresentando imunoglobulinas específicas (IgG) necessárias para os testes sorológicos usuais. Nesses casos, os animais são considerados falsos soro-negativos (Figura 5). Essa janela imunológica pode ocorrer em um período compreendido de até sete a dez dias após a infecção. Ainda, situações em que alguns indivíduos podem se apresentar como falsos soro-positivos surgem por ocasião de reações cruzadas, quando se utiliza como Ag o parasita total, ao invés de proteínas específicas. Isso ocorre especialmente nas infecções por protozoários e bactérias, os quais compartilham proteínas de superfície com propriedades antigênicas comuns.

Os resultados dos testes sorológicos são expressos em uma escala contínua para o teste de ELISA (densidades ópticas) ou em uma escala ordinal (títulos de 1:4, 1:8, 1:16 etc.), no caso da RIFI. Os resultados referem-se, então, à máxima diluição, na qual o teste continuado indica uma reação positiva a partir de um valor de corte definido. O ponto de corte é realizado a partir de infecções experimentais ou examinando os títulos sorológicos de animais naturalmente infectados com exames parasitológicos positivos. Acima do ponto de corte, as reações são consideradas positivas; abaixo, são consideradas negativas. Quando se diz que um soro obteve uma titulação de 1: 5.000, significa que a amostra foi diluída 5.000 vezes até a reação se tornar negativa.

Deve-se ter cuidado ao interpretar os resultados dos testes sorológicos aplicados em animais silvestres, com o mesmo protocolo padronizado para animais domésticos. Como resultado da não validação para as espécies silvestres, os valores de sensibilidade (probabilidade de uma prova positiva identificar um animal infectado) e especificidade (probabilidade de um resultado negativo identificar corretamente um animal livre da infecção) não são conhecidos. Isso ocorre devido às diferenças entre cepas e sorovares dos agentes parasitários, bem como diferenças nas respostas imunológicas interespecíficas. Além disso, existe a limitação imposta pela falta de anticorpos

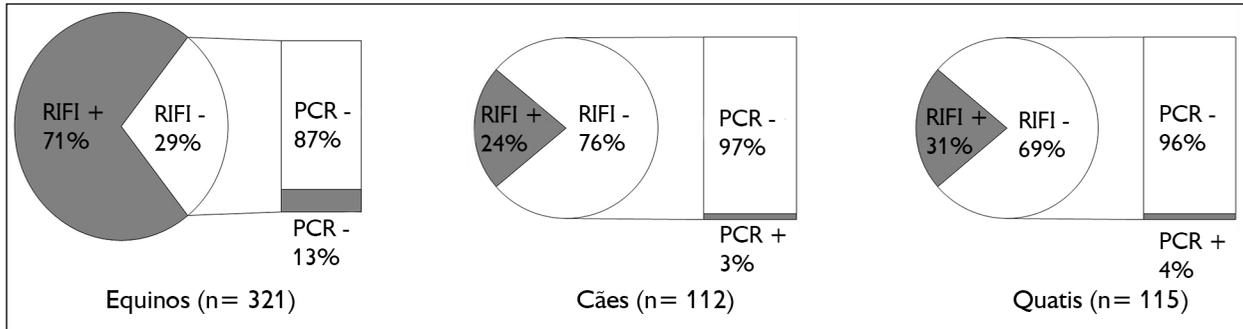


Figura 5. Resultados falsos soro-negativos da infecção por *Trypanosoma evansi* em equinos, cães e quatis (*Nasua nasua*) do Pantanal sul-mato-grossense, evidenciados por positividade ao diagnóstico molecular (PCR) em amostras sorologicamente negativas. Legendas: PCR = reação em cadeia da polimerase; RIFI = imunofluorescência indireta. Fonte: Herrera et al. (2004).

Figure 5. False sero-negative results of *Trypanosoma evansi* infection in equines, dogs and coatis (*Nasua nasua*) of Pantanal from Mato Grosso do Sul, evidenced by positive molecular diagnosis (PCR) in serologically negative samples. Captions: PCR = Polymerase Chain Reaction; RIFI = Indirect Immunofluorescence Assay. Source: Herrera et al. (2004).

conjugados a fluorocromo ou outro revelador para muitas espécies de mamíferos silvestres, que tem sido superada, em certa medida, pela utilização de proteína A ou proteína G, ligada a enzimas, como peroxidase, ou pela produção de soros hiperimunes. Esses detalhes técnicos devem ser padronizados em infecções experimentais antes de serem aplicados ou utilizados nos animais de vida livre. Detalhes acerca da utilização de testes sorológicos em animais silvestres, bem como os principais erros de interpretação dos resultados podem ser observados em Gilbert et al. (2013).

Alguns cuidados durante a coleta e o acondicionamento do soro devem ser observados no sentido de não interferir nos resultados dos testes sorológicos. O soro deve ser obtido nas primeiras horas após a coleta do sangue, na maioria das vezes ainda em situações em campo, para se evitar hemólise. A quantidade de hemoglobina em suspensão no soro interfere nas ligações Ag/Ac, podendo inviabilizar a realização do teste. A hemólise ocorre com frequência durante o transporte do sangue entre a coleta e o laboratório, devido às condições precárias de transporte e de estradas. Alguns fatores causam modificações na estrutura tridimensional das proteínas, prejudicando as ligações com os anticorpos específicos. Nesse sentido, os soros devem ser acondicionados em baixas temperaturas (-20 °C), devendo ser evitados sucessivos congelamentos

e descongelamentos, temperatura ambiente e elevadas temperaturas.

Um método diagnóstico bioquímico utilizado para imunodeteção de proteínas, *Western blotting* (WB), também conhecido como *Immunoblotting*, pode apresentar excelente especificidade. Esta técnica permite detectar, caracterizar e quantificar proteínas parasitárias antígenicamente distintas. Após o fracionamento das proteínas em eletroforese e transferência para uma membrana adsorvente, o soro-teste é incubado juntamente com um anticorpo (monoclonal ou policlonal) ligado a uma enzima. O mesmo princípio aplica-se na imunohistoquímica; nesse caso, a reação é realizada em lâminas histológicas e os antígenos parasitários são observados nos tecidos (Kurien & Scofield, 2003, 2006).

A técnica molecular da reação em cadeia da polimerase (PCR) como teste parasitológico tem sido largamente utilizada, com excelente valor de diagnóstico. Consiste na amplificação exponencial e seletiva *in vitro* de sequências específicas de DNA, através da alternância de ciclos de temperaturas altas, promovendo a desnaturação, o emparelhamento e a extensão das fitas de DNA. Por meio deste processo, é possível a obtenção de diversas cópias de uma sequência específica de nucleotídeos a partir de uma fita de DNA molde. A PCR vem a complementar

os métodos convencionais de diagnóstico, associando elevada sensibilidade e especificidade e, dependendo do parasita, podem-se utilizar como fonte de DNA diferentes tecidos e líquidos corpóreos. Entretanto, como a distribuição de parasitas nos tecidos não é homogênea, a ausência de positividade na amostra-teste poderá resultar em um falso negativo. A PCR sem dúvida demonstra a presença de determinado parasita no animal, entretanto, em se tratando de parasitas transmitidos por vetores, esse método não dá a informação sobre a competência infectiva porque, por amplificar apenas um segmento do genoma, ele não determina a viabilidade do parasita.

Sempre que possível, deve-se combinar diferentes métodos diagnósticos, pois a informação gerada por cada um deles é complementar e de grande valia para o entendimento do perfil enzoótico da área estudada. Desse modo, pode-se saber, dentro da população exposta, qual a fração de indivíduos possui competência em transmitir. Como exemplo, o estudo do ciclo de transmissão de *T. evansi* no Pantanal mostrou diferentes taxas de infecção (aferidas pelo PCR) em capivaras, quatis, morcegos, pequenos mamíferos, equinos e cães. Entretanto, quatis e capivaras mostraram maior competência infectiva, em função das elevadas parasitemias registradas a partir da visualização dos flagelados sob lâmina e lamínula ao microscópio (Herrera et al., 2004). Ainda, a utilização de um teste sorológico associado ao teste

molecular mostrou que metade de equinos, cães e quatis soropositivos foi negativa ao PCR. Por não apresentarem *T. evansi* no sangue, não têm importância como fonte de infecção aos dípteros vetores (Figura 6).

O PARASITISMO EM MAMÍFEROS NO PANTANAL

O estudo acerca da ocorrência de parasitas em mamíferos silvestres do Pantanal conta com o registro de 260 diferentes parasitas em 139 produções científicas (Apêndice 1). São 62 espécies de artrópodes, 42 de bactérias, 22 de fungos, 87 de helmintos, 32 de protozoários e 15 de diferentes vírus.

Das espécies de mamíferos registradas no bioma, segundo Alho et al. (2011), 68 (39%) foram reportadas com algum parasita (Apêndice 1). Entre elas, destacam-se, pela importância em termos de biomassa e conservação, o porco-monteiro e a onça-pintada, respectivamente. O porco-monteiro é a espécie com maior número de diferentes parasitas ($n = 54$), provavelmente por ser uma espécie sinérgica. Ainda, devido às suas expressivas populações, essa espécie invasora pode estar atuando como importante fonte de infecção por parasitas, colocando em risco a saúde pública, a produção animal e a conservação da biodiversidade (Apêndice 2). O estudo das infecções por parasitas em onça-pintada ($n = 35$) é o reflexo de importantes programas de conservação.

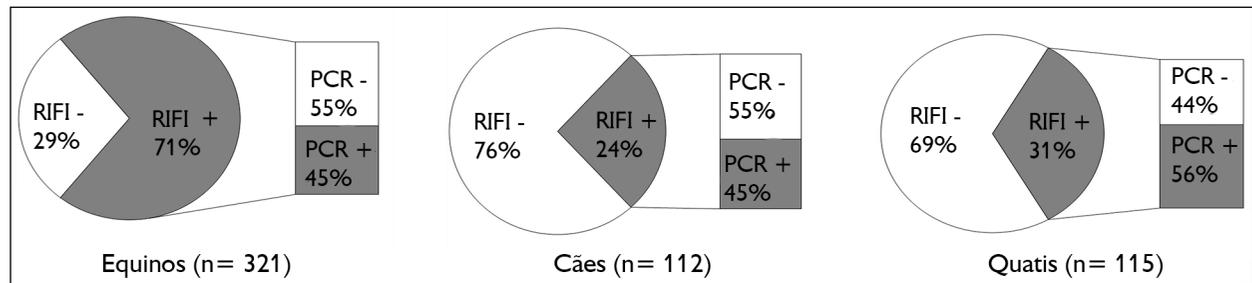


Figura 6. Animais sem competência infectiva para *Trypanosoma evansi* identificados pelo diagnóstico molecular (PCR) negativo em amostras soropositivas de equinos, cães e quatis (*Nasua nasua*) do Pantanal sul-mato-grossense. Legendas: PCR = reação em cadeia da polimerase; RIFI = imunofluorescência indireta. Fonte: Herrera et al. (2004).

Figure 6. Animals without infectious competence for *Trypanosoma evansi* identified by negative molecular diagnosis (PCR) in seropositive samples of equines, dogs and coatis (*Nasua nasua*) of Pantanal from Mato Grosso do Sul. Captions: PCR = Polymerase Chain Reaction; RIFI = Indirect Immunofluorescence Assay. Source: Herrera et al. (2004).

Embora com grandes populações, as informações a respeito do parasitismo em pequenos mamíferos e morcegos são limitadas, provavelmente pela pequena quantidade de sangue e soro possível de ser coletada.

Considerando-se as 11 sub-regiões do Pantanal preconizadas por Adámoli (1995), observa-se que as sub-regiões do Pantanal localizadas no estado de Mato Grosso somam um pequeno número de registros ($n = 18$) se comparadas com as sub-regiões localizadas no Mato Grosso do Sul ($n = 126$) (Apêndice 1). As sub-regiões do Pantanal sul-mato-grossense como Nhecolândia ($n = 87$), Aquidauana ($n = 14$) e Miranda ($n = 15$) possuem os maiores números de registro, provavelmente devido ao acesso e à proximidade com as estradas, bem como à existência de bases de pesquisa da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), em Nhecolândia, do Instituto SOS-Pantanal, em Miranda, e do Instituto Conservação Internacional, na região do rio Negro.

É importante considerar que existe uma imensa dificuldade em conduzir estudos com animais de vida livre na planície pantaneira, principalmente no que diz respeito a recursos humanos e logísticos associados à carência de estradas, comunicação, energia elétrica e segurança, em conjunto com as características ambientais, que dificultam enormemente o acesso e o trânsito. Como resultado, apenas uma pequena fração dos animais doentes ou mortos são examinados pelos patologistas e parasitologistas.

O conhecimento acerca das relações entre as infecções e a saúde de seus hospedeiros é incipiente (Herrera et al., 2007, 2008a; Rademaker et al., 2009; Olifiers et al., 2015; Santos et al., 2018). Alguns estudos têm objetivado avaliar a saúde dos animais que habitam o Pantanal comparando a saúde, expressa pelos resultados hematológicos, dos animais com e sem infecções por diferentes espécies de parasitas tripanossomatídeos, a saber: *T. evansi*, *T. vivax* e *T. cruzi*. As duas primeiras espécies dependem de transmissão mecânica por insetos hematófagos para se dispersarem na natureza, enquanto que *T. cruzi* pode ser transmitido por via oral ou por via contaminativa pelo contato com as fezes

dos triatomíneos vetores. As três espécies são multi-hospedeiras e encontradas com frequência infectando mamíferos domésticos e silvestres do Pantanal (Dávila et al., 2003; Herrera et al., 2010a, 2011).

Por exemplo, os veados-campeiros que habitam a região da Nhecolândia apresentaram um padrão subclínico, com baixas parasitemias por *T. vivax* e *T. evansi*, em infecções simples e concomitantes, expresso somente pela positividade ao diagnóstico molecular. O mesmo padrão de parasitemias crípticas foi observado em bovinos simpátricos (Dávila et al., 2003), indicando que os veados e os bovinos não teriam importância na transmissão desses flagelados. Entretanto, as infecções simples por *T. evansi* e por *T. vivax* apresentam, respectivamente, uma anemia do tipo macrocítica, em resposta compensatória à menor quantidade de hemácias, e uma leucocitose por aumento de linfócitos e eosinófilos como resultado da vigorosa resposta humoral à infecção. Marcada eosinofilia foi registrada ainda nos veados-campeiros infectados por *T. vivax* e coinfectados por *T. evansi*, indicando a presença de helmintos (Tabela 4) (Herrera et al., 2010a).

Do mesmo modo que os ruminantes, queixadas e catetos também apresentaram infecções crípticas por *T. evansi* e *T. cruzi*, expressas por baixas parasitemias. Contudo, a hematimetria revelou que apenas os queixadas jovens parasitados por *T. evansi* mostraram anemia, evidenciada por uma baixa condição corpórea, com diminuição da resposta imune evidenciada pela baixa contagem de leucócitos (Herrera et al., 2008a). Vale lembrar que a diminuição de células linfóides é também associada a situações de estresse de captura e contenção.

Os quatis no Pantanal sul-mato-grossense, com elevadas parasitemias por *T. evansi*, apresentaram discreta anemia, evidenciada pela diminuição no volume globular (Herrera et al., 2004; Olifiers et al., 2015; Santos et al., 2018). Esses animais apresentavam, ainda, diminuição do número de plaquetas (Olifiers et al., 2015), o que poderia resultar em uma desordem na coagulação, clinicamente provocando uma síndrome conhecida como coagulação

Tabela 4. Médias e desvio padrão de valores hematológicos de veados-campeiros (*Ozotoceros bezoarticus*) (n = 80) capturados em 2005 na subregião da Nhecolândia, parasitados por *Trypanosoma evansi* (n = 75), *Trypanosoma vivax* (n = 16) e coinfectados (n = 9). Os valores de hemácias são expressos em "x10⁶" e os valores de leucócitos, linfócitos e neutrófilos são expressos em "x10³". Legendas: * = diferença significativa a 95%; Ht = Hematócrito; VGM = Volume Globular Médio. Fonte: Heitor Miraglia Herrera e Alberto Dávila.

Table 4. Mean and standard deviation of hematological parameters of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) (n = 80) captured in 2005 in Nhecolândia subregion, parasitized by *Trypanosoma evansi* (n = 75), *Trypanosoma vivax* (n = 16) and coinfectad (n = 9). The values of erythrocytes are expressed in "x10⁶" and the values of leukocytes, lymphocytes and neutrophils are expressed in "x10³". Captions: * = significant difference at 95%; Ht = Hematocrit; VGM = Mean Corpuscular Volume. Source: Heitor Miraglia Herrera and Alberto Dávila.

Variáveis	Unidade	<i>Trypanosoma evansi</i>		<i>Trypanosoma vivax</i>		Coinfectados
		Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	
Ht	%	40 ± 4,7	41 ± 3,1	41 ± 3	40 ± 4,6	41 ± 3,4
Hemácias	mm ³	12,7 ± 2,3*	14,3 ± 2,4*	14,5 ± 2,3*	12,8 ± 2,4*	13,3 ± 1,6
VGM	fL	32 ± 5,5*	29 ± 6*	29 ± 5,1	31 ± 4,4	31 ± 4,4
Leucócitos	mm ³	5,7 ± 2,3	5,4 ± 2,1	6,6 ± 1,8*	5,3 ± 2,4*	6,7 ± 1,9
Linfócitos	mm ³	2,2 ± 1,3	2,0 ± 788	2,8 ± 1,2*	1,9 ± 1,1*	2,9 ± 1,4
Neutrófilos	mm ³	2,7 ± 1,8	2,4 ± 1,8	2,4 ± 559	2,6 ± 1,9	2,4 ± 543
Eosinófilos	mm ³	571 ± 449	614 ± 728	1,0 ± 654*	458 ± 440*	873 ± 241*
Monócitos	mm ³	319 ± 269	289 ± 197	342 ± 306	300 ± 232	386 ± 379
Basófilos	mm ³	22 ± 63	2 ± 8	33 ± 101	11 ± 27	55 ± 129

intravascular disseminada, observada durante a coleta de sangue em alguns quatis e lobinhos (Herrera, comunicação pessoal, 2007). Significativa eosinopenia, que remete a um processo inflamatório em fase aguda, e diminuição na condição corpórea das fêmeas durante a estação reprodutiva, foram ainda observadas em infecções por *T. evansi* em quatis (Alves et al., 2011; Olifiers et al., 2015). Também foi observado, natural e experimentalmente, que quatis com altas parasitemias por *T. evansi* apresentaram lesões cardíacas, hepáticas e renais, além de alterações nos tecidos linfóides (baço e linfonodos) (Herrera et al., 2002, 2010b). Na mesma população amostrada, observou-se redução dos monócitos circulantes nos animais infectados por *T. cruzi*. Quando coparasitados por *T. cruzi* e *T. evansi*, os quatis apresentam deficiente resposta imune, evidenciada pela leucopenia (Santos et al., 2018). A diminuição de células de defesa, independente da consequência do parasitismo ou do estresse decorrente de captura e contenção, pode promover uma diminuição na resposta às infecções. Também a marcada anemia registrada nessas

coinfecções, especialmente em fêmeas durante a estação reprodutiva, interferiu negativamente na condição física (Alves et al., 2011; Olifiers et al., 2015; Santos et al., 2018).

Os pequenos roedores *Thrichomys fosteri*, *Oecomys mamorae* e *Clyomys laticeps* parasitados ou coparasitados naturalmente por *T. cruzi* e *T. evansi* não apresentaram alterações no perfil hematológico (Rademaker et al., 2009). Entretanto, a infecção experimental por *T. cruzi* em *Thrichomys fosteri* causa severa inflamação cardíaca (Roque et al., 2005). Duas hipóteses não mutuamente excludentes podem explicar este achado: na natureza os animais com alta carga parasitária não sobrevivem e/ou os inóculos em condições naturais são em sua grande maioria muito baixos a ponto de resultar em infecções brandas. Ainda, à semelhança dessas três espécies de pequenos roedores, capivaras infectadas, natural e experimentalmente, por *T. evansi* não apresentam anemia, importante manifestação clínica da infecção por esse flagelado em todas as outras espécies de mamíferos (Franke et al., 1994; Herrera et al., 2004).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Devido às implicações epidemiológicas e à importância socioeconômica e sanitária das populações silvestres, os estudos das parasitoses que afetam a fauna de vida livre deveriam ser prioridade na investigação por órgãos de vigilância sanitária, agências de fomento a pesquisa e programas de pós-graduação. Nesse sentido, pelo exposto, verificou-se que o estudo acerca da saúde e do parasitismo em mamíferos do Pantanal é incipiente, chegando a ser negligenciado para algumas espécies e sub-regiões. Ainda, para se verificar se as infecções parasitárias poderiam estar afetando a dinâmica das populações de vida livre, os trabalhos deveriam ser de longa duração.

É de direito o apoio à criação de políticas para se evitar a difusão de parasitas em novas áreas, bem como para minimizar seus impactos sobre seus hospedeiros, importantes à conservação e à economia local. Mas isso não deve ser confundido com a promoção da saúde para os animais silvestres que habitam o ambiente natural. A saúde da fauna silvestre deve ser observada em termos de resiliência e sustentabilidade de suas populações. Nesse sentido, a comunidade científica tem a obrigação de trabalhar em conjunto com a sociedade organizada, a fim de incentivar a criação e a aplicação de políticas públicas de conservação e manutenção dos ambientes naturais, de maneira a garantir a continuidade dos processos ecológicos.

I used to think the top environmental problems were biodiversity loss, ecosystem collapse and climate change.

I thought that 30 years of goo science we could address those problems. But I was wrong. The top environmental problems are selfishness, greed and apathy... and to deal with those we need a spiritual and cultural transformation – and we scientists don't know how to do that.

(Gus Speth citado em Wine and Water Watch, 2016)

REFERÊNCIAS

- Adámoli, J. (1995). Zoneamento ecológico do Pantanal baseado no regime de inundações. In *Anais do Encontro sobre Sensoriamento Remoto Aplicado a Estudos no Pantanal*, EMBRAPA Pantanal, Corumbá.
- Agosta, S. J., Janz, N., & Brooks, D. R. (2010). How specialists can be generalists: resolving the "parasite paradox" and implications for emerging infectious disease. *Zoologia*, 27(2), 151-162. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000200001>
- Albertti, L. A., Souza-Filho, A. F., Fonseca-Júnior, A. A., Freitas, E., Oliveira-Pellegrin, A., Zimmermann, . . . & Osório, A. L. A. R. (2015). Mycobacteria species in wild mammals of the Pantanal of central South America. *European Journal of Wildlife Research*, 61(1), 163-166. <https://doi.org/10.1007/s10344-014-0866-4>
- Alho, C. J. R., Camargo, G., & Fischer, E. (2011). Terrestrial and aquatic mammals of the Pantanal. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1), 297-310. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000200009>
- Alizon, S., Roode, J. C., & Michalakakis, Y. (2013). Multiple infections and the evolution of virulence. *Ecology Letters*, 16(4), 556-567. <https://doi.org/10.1111/ele.12076>
- Almeida, J. C., Martins, M. A., Guedes, P. G., Peracchi, A. L., & Serra-Freire, N. M. (2016). New records of mites (Acari; Spinturnicidae) associated with bats (Mammalia: Chiroptera) in two Brazilian biomes: Pantanal and Caatinga. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 25(1), 18-23. <https://doi.org/10.1590/S1984-29612016005>
- Alves, F. M., Olifiers, N., Bianchi, R. C., Duarte, A. C., Cotias, P. M. T., D'Andrea, P. S., . . . & Jansen, A. M. (2011). Modulating variables of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma evansi* transmission in free-ranging coati (*Nasua nasua*) from the Brazilian Pantanal region. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 11(7), 835-841. <https://doi.org/10.1089/vbz.2010.0096>
- Alves, F. M., de Lima, J. S., Rocha, F. L., Herrera, H. M., Mourão, G. de M., & Jansen, A. M. (2016). Complexity and multi-factoriality of *Trypanosoma cruzi* sylvatic cycle in coatis, *Nasua nasua* (Procyonidae), and triatomine bugs in the Brazilian Pantanal. *Parasites and Vectors*, 9(1), 378. <https://doi.org/10.1186/s13071-016-1649-4>
- Ambayya, A., Su, A. T., Osman, N. H., Nik-Samsudin, N. R., Khalid, K., Chang, K. M., . . . & Yegappan, S. (2014). Haematological reference intervals in a multiethnic population. *PLoS One*, 9(3), e91968. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091968>
- Aquino, L. P., Machado, R. Z., Lemos, K. R., Marques, L. C., Garcia, M. V., & Borges, G. P. (2010). Antigenic characterization of *Trypanosoma evansi* using sera from experimentally and naturally infected bovines, equines, dogs, and coatis. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 19(2), 112-118. <https://doi.org/10.4322/rbvp.01902009>
- Araújo, A., Jansen, A. M., Bouchet, F., Reinhard, K., & Ferreira, L. F. (2003). Parasitism, the diversity of life, and paleoparasitology. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 98(Suppl 1), 5-11. <https://doi.org/10.1590/s0074-02762003000900003>



- Araújo, S. B. L., Braga, M. P., Brooks, D. R., Agosta, S. J., Hoberg, E. P., von Hartenthal, F. W., & Boeger, W. A. (2015). Understanding host-switching by ecological fitting. *PLoS One*, *10*(10), e0139225. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0139225>
- Asada, M., Takeda, M., Tomas, W. M., Pellegrin, A., de Oliveira, C. H. S., Barbosa, J. D., . . . & Kaneko, O. (2018). Close relationship of Plasmodium sequences detected from South American pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) to *Plasmodium* spp. in North American white-tailed deer. *International Journal of Parasitology: Parasites and Wildlife*, *7*(1), 44-47. <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2018.01.001>
- Ashford, R. W. (1997). The leishmaniasis as model zoonoses. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology*, *91*(7), 693-702. <https://doi.org/10.1080/00034989760428>
- Barasona, J. A., López-Olvera, J. R., Beltrán-Beck, B., Gortázar, C., & Vicente, J. (2013). Trap-effectiveness and response to tiletamine-zolazepam and medetomidine anaesthesia in Eurasian wild boar captured with cage and corral traps. *BMC Veterinary Research*, *23*(9), 107. <https://doi.org/10.1186/1746-6148-9-107>
- Barreto, W. T. G., Viana, L. A., Santos, F. M., Porfírio, G. E. O., Perdomo, A. C., Silva, A. R., . . . & de Andrade, G. B. (2017). New species of *Eimeria* (Apicomplexa: Eimeriidae) from *Thrichomys fosteri* and *Clyomys laticeps* (Rodentia: Echimyidae) of the Brazilian Pantanal. *Parasitology Research*, *116*(11), 2941-2956. <https://doi.org/10.1007/s00436-017-5602-z>
- Barreto, W. T. G., Andrade, G. B., Viana, L. A., Porfírio, G. E. O., Santos, F. M., Perdomo, A. C., . . . & Herrera, H. M. (2018). A new species of *Cystoisospora* Frenkel, 1977 (Apicomplexa: Sarcocystidae) from *Oecomys mamorae* Thomas (Rodentia: Cricetidae) in the Brazilian Pantanal. *Systematic Parasitology*, *95*(4), 383-389. <https://doi.org/10.1007/s11230-018-9788-y>
- Batista, P. M., Andreotti, R., Almeida, P. S., Marques, A. C., Rodrigues, S. G., Chiang, J. O., & Vasconcelos, P. F. C. (2013). Detection of arboviruses of public health interest in free-living New World primates (*Sapajus* spp.; *Alouatta caraya*) captured in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, *46*(6), 684-690. <https://doi.org/10.1590/0037-8682-0181-2013>
- Bechara, G. H., Szabo, M. P. J., Duarte, J. M. B., Matushima, E. R., Campos Pereira, M., Rechav, Y., Keirans, J. E., & Fielden, L. J. (2000). Ticks associated with wild animals in the Nhecolândia Pantanal, Brazil. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *916*(1), 289-297. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2000.tb05303.x>
- Bernardini, D., Gerardi, G., Pelí, A., Nanni Costa, L., Amadori, M., & Segato, S. (2012). The effects of different environmental conditions on thermoregulation and clinical and hematological variables in long-distance road-transported calves. *Journal of Animal Science*, *90*(4), 1183-1191. <https://doi.org/10.2527/jas.2011-4113>
- Bonuti, M. R., Nascimento, A. A., Mapelli, E. B., & Arantes, I. G. (2002). Gastrintestinal helminths of capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) from the Paiaguás subregion, in the floodplain of "Mato Grosso do Sul", Brazil. *Semina: Ciências Agrárias*, *23*(1), 57-62. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2002v23n1p57>
- Botero, A., Thompson, C. K., Peacock, C. S., Clode, P. L., Nicholls, P. K., Wayne, A. F., . . . & Thompson, R. C. (2013). Trypanosomes genetic diversity, polyparasitism and the population decline of the critically endangered Australian marsupial, the brush tailed bettong or woylie (*Bettongia penicillata*). *International Journal of Parasitology: Parasites and Wildlife*, *29*(2), 77-89. <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2013.03.001>
- Breazile, J. E. (1987). Physiologic basis and consequences of distress in animals. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, *191*(10), 1212-1215.
- Buttke, D. E., Decker, D. J., & Wild, M. A. (2015). The role of one health in wildlife conservation: a challenge and opportunity. *Journal of Wildlife Diseases*, *51*(1), 1-8. <https://doi.org/10.7589/2014-01-004>
- Cançado, P. H. D., Zucco, C. A., Piranda, E. M., Faccini, J. L. H., & Mourão, G. M. (2009). *Rhipicephalus (Boophilus) microplus* (Acari: Ixodidae) as a parasite of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) and cattle in Brazil's Central. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, *18*(1), 42-46. <https://doi.org/10.4322/rbpv.01801008>
- Cançado, P. H. D., Faccini, J. L. H., Herrera, H. M., Tavares, L. E. R., Mourão, G. M., Piranda, E. M., Paes, R. C. S., . . . & Paiva, F. (2013). Host-parasite relationship of ticks (Acari: Ixodidae and Argasidae) and feral pigs (*Sus scrofa*) in the Nhecolândia region of the Pantanal wetlands in Mato Grosso do Sul. *International Scholarly Research Notices*, *2013*, 610262. <https://doi.org/10.5402/2013/610262>
- Casas-Díaz, E., Marco, I., López-Olvera, J. R., Mentaberre, G., Serrano, E., & Lavín, S. (2012). Effect of acepromazine and haloperidol in male Iberian Ibex (*Capra pyrenaica*) captured by box-trap. *Journal of Wildlife Diseases*, *48*(3), 763-767. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-48.3.763>
- Casas-Díaz, E., Closa-Sebastià, F., Marco, I., Lavín, S., Bach-Raich, E., & Cuenca, R. (2015). Hematologic and biochemical reference intervals for Wild Boar (*Sus scrofa*) captured by cage trap. *Veterinary Clinical Pathology*, *44*(2), 215-222. <https://doi.org/10.1111/vcp.12250>
- Castro Ferreira, E., Pereira, A. A. S., Silveira, M., Margonari, C., Marcon, G. E. B., de Oliveira França, A., . . . & Gontijo, C. M. F. (2017). *Leishmania* (V.) *braziliensis* infecting bats from Pantanal wetland, Brazil: First records for *Platyrrhinus lineatus* and *Artibeus planirostris*. *Acta Tropica*, *172*, 217-222. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2017.05.012>
- Chretien, J. P., Anyamba, A., Small, J., Britch, S., Sanchez, J. L., Halbach, A. C., . . . & Linthicum, K. J. (2015). Global climate anomalies and potential infectious disease risks: 2014-2015. *Plos Currents*, *26*(7), 10-1371.

- Civitello, D. J., Cohen, J., Fatima, H., Halstead, N. T., Liriano, J., McMahon, T. A., . . . & Rohr, J. R. (2015). Biodiversity inhibits parasites: Broad evidence for the dilution effect. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *112*(28), 8667-8671. <https://doi.org/10.1073/pnas.1506279112>
- Clarke, J., Warren, K., Calver, M., Tores, P., Mills, J., & Robertson, I. (2013). Hematologic and serum biochemical reference ranges and assessment of exposure to infectious diseases prior to translocation of the threatened Western ringtail opossum (*Pseudocheirus occidentalis*). *Journal of Wildlife Diseases*, *49*(4), 831-840. <https://doi.org/10.7589/2011-12-345>
- Combes, C. (1996). Parasites, biodiversity and ecosystem stability. *Biodiversity and Conservation*, *5*(8), 953-962. <https://doi.org/10.1007/BF00054413>
- Cook, N. J., Schaefer, A. L., Lepage, P., & Morgan Jones, S. (1996). Salivary vs serum cortisol for the assesment of adrenal activity in swine. *Canadian Journal of Animal Science*, *76*(3), 329-335. <https://doi.org/10.4141/cjas96-049>
- Costa, C. A. F., & Catto, J. B. (1994). Helmintos parasitos de capivaras (*Hydrochaeris hydrochaeris*) na sub-região da Nhecolândia, Pantanal sul-matogrossense. *Revista Brasileira de Biologia*, *54*(1), 39-48.
- Cox, F. E. G. (2001). Concomitant infections, parasites and immune responses. *Parasitology*, *122*(Suppl. S1), S23-S38. <https://doi.org/10.1017/s003118200001698x>
- Cunningham, J. G. (1993). *Tratado de fisiologia veterinária*. Guanabara Koogan.
- Custódio, M. S. (2013). *Identificação molecular de Brucella spp. em porcos-monteiros (Sus scrofa) provenientes do Pantanal sul-mato-grossense-Brasil* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande]. <https://repositorio.ufms.br/handle/123456789/1780>
- Da Silveira, M. M., Candido, S. L., Dutra, V., Miyazaki, S. S., & Nakazato, L. (2018). Detection of noroviruses in free-ranging jaguars (*Panthera onca*) in the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Archives of Virology*, *163*(7), 1961-1963. <https://doi.org/10.1007/s00705-018-3789-7>
- Dahroug, M. A. A. (2014). *Estudo clínico, laboratorial e epidemiológico da infecção por Toxoplasma gondii em animais silvestres, bovinos, suínos e comunidades rurais da região de Nhecolândia, Pantanal, Brasil* [Tese de doutorado, Instituto de Pesquisa Clínica Evandro Chagas, Rio de Janeiro]. <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/14381>
- Dalazen, G. T., Souza Filho, A. F., Sanchez Sarmiento, A. M., Fuentes-Castillo, D., Gattamorta, M. A., Kluyber, D., . . . & Matushima, E. R. (2020). Survey of *Leptospira* spp. and *Brucella abortus* in free-ranging armadillos from Pantanal, Brazil. *Journal of Wildlife Diseases*, *56*(2), 409-413. <https://doi.org/10.7589/2019-01-019>
- Damayanti, R., Graydon, R. J., & Ladds, P. W. (1994). The pathology of experimental *Trypanosoma evansi* infection in the Indonesian buffalo (*Bubalus bubalis*). *Journal of Comparative Pathology*, *110*(3), 237-252. [https://doi.org/10.1016/s0021-9975\(08\)80277-0](https://doi.org/10.1016/s0021-9975(08)80277-0)
- Dario, M. A., Lisboa, C. V., Silva, M. V., Herrera, H. M., Rocha, F. L., Furtado, M. C., Moratelli, R., . . . & Jansen, A. M. (2021). *Crithidia mellificae* infection in different mammalian species in Brazil. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, *15*, 58-69. <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2021.04.003>
- Daszak, P., Cunningham, A. A., & Hyatt, A. D. (2000). Emerging infectious diseases of wildlife—threats to biodiversity and human health. *Science*, *287*(5452), 443-449. <https://doi.org/10.1126/science.287.5452.443>
- Dávila, A. M., Herrera, H. M., Schlebinger, T., Souza, S. S., & Traub-Cseko, Y. M. (2003). Using PCR for unraveling the cryptic epizootiology of livestock trypanosomiasis in the Pantanal, Brazil. *Veterinary Parasitology*, *117*(1-2), 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2003.08.002>
- Dechen Quinn, A. C., Williams, D. M., Porter, W. F., Fitzgerald, S. D., & Hynes, K. (2014). Effects of capture-related injury on postcapture movement of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Diseases*, *50*(2), 250-258. <https://doi.org/10.7589/2012-07-174>
- Deem, S. L., Karesh, W. B., & Weisman, W. (2001). Putting theory into practice: wildlife health in conservation. *Conservation Biology*, *15*(5), 1224-1233. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.00336.x>
- Desbiez, A. L., & Kluyber, D. (2013). The role of giant armadillos (*Priodontes maximus*) as physical ecosystem engineers. *Biotropica*, *45*(5), 537-540. <https://doi.org/10.1111/btp.12052>
- Dobson, M. (1994). A choice of techniques – or techniques of choice? *Papa and New Guinea Medical Journal*, *37*(4), 208.
- Dobson, A., Lafferty, K. D., Kuris, A. M., Hechinger, R. F., & Jetz, W. (2008). Colloquium paper: omage to Linnaeus: How many parasites? How many hosts? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *105*(Suppl 1), 11482-11489. <https://doi.org/10.1073/pnas.0803232105>
- Dorneles, E. M. S., Pellegrin, A. O., Péres, I. A. H. F. S., Mathias, L. A., Mourão, G. M., Bianchi, R. C., & Lage, A. P. (2014). Serology for brucellosis in free-ranging crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) and Brown-nosed coatis (*Nasua nasua*) from Brazilian Pantanal. *Ciência Rural*, *44*(12), 2193-2196. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20131167>
- Druilhe, P., Tall, A., & Sokhna, C. (2005). Worms can worsen malaria: Towards a new means to roll back malaria? *Trends in Parasitology*, *21*(8), 359-362. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2005.06.011>

- Elisei, C., Pellegrin, A., Tomas, W. M., Soares, C. O., Araújo, F. R., Funes-Huacca, M. E., & Rosinha, G. M. S. (2010). Evidência molecular de *Brucella* sp. em *Ozotoceros bezoarticus* do Pantanal Sul-Mato-Grossense. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, 30(6), 503-509. <https://doi.org/10.1590/S0100-736X2010000600006>
- Feijó, I. A., Lopes Torres, E. J., Maldonado, A. Jr., & Lanfredi, R. M. (2008). A new oxyurid genus and species from *Gracilinanus agilis* (Marsupialia: Didelphidae) in Brazil. *The Journal of Parasitology*, 94(4), 847-851. <https://doi.org/10.1645/GE-1428.1>
- Ferris, D. H. (1967). Epizootiology. *Advances in Veterinary Science*, 11, 261-320.
- Fisher, M. C., Henk, D. A., Briggs, C. J., Brownstein, J. S., Madoff, L. C., . . . & Gurr, S. J. (2012). Emerging fungal threats to animal, plant and ecosystem health. *Nature*, 484(7393), 186-194. <https://doi.org/10.1038/nature10947>
- Fontana, I. (2011). *Avaliação do porco monteiro na cadeia epidemiológica da leptospirose em sub-regiões do Pantanal Sul-Mato-Grossense* [Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília]. https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/10046/1/2011_IsabellaFontana.pdf
- Fowler, M. E. (1986). Stress. In E. Miller & M. Fowler (Eds.), *Zoo and wild animal medicine current therapy* (pp. 33-35). W. B. Saunders.
- Franke, C. R., Greiner, M., & Mehlitz, D. (1994). Investigations on naturally occurring *Trypanosoma evansi* infections in horses, cattle, dogs and capybaras (*Hydrochaeris hydrochaeris*) in Pantanal de Poconé (Mato Grosso, Brazil). *Acta Tropica*, 58(2), 159-169. [https://doi.org/10.1016/0001-706x\(94\)90055-8](https://doi.org/10.1016/0001-706x(94)90055-8)
- Franzo, G., Cortey, M., Castro, A. M. M. G., Piovezan, U., Szabo, M. P. J., Drigo, M., Segalés, J., & Richtzenhain, L. J. (2015). Genetic characterisation of *Porcine circovirus* type 2 (PCV2) strains from feral pigs in the Brazilian Pantanal: as opportunity to reconstruct the history of PCV2 evolution. *Veterinary Microbiology*, 178(1), 158-162. <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2015.05.003>
- Freitas, T. P. T., Keuroghlian, A., Eaton, D. P., Freitas, E. B., Figueiredo, A., Nakazato, L., . . . & Freitas, J. C. (2010). Prevalence of *Leptospira interrogans* antibodies in free-ranging *Tayassu pecari* of the Southern Pantanal, Brazil, an ecosystem where wildlife and cattle interact. *Tropical Animal Health and Production*, 42(8), 1695-1703. <https://doi.org/10.1007/s11250-010-9622-2>
- Freitas, J. C. C., Nunes-Pinheiro, D. C., Lopes Neto, B. E., Santos, G. J., Abreu, C. R., . . . & Oliveira, L. F. (2012). Clinical and laboratory alterations in dogs naturally infected by *Leishmania chagasi*. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 45(1), 24-29. <https://doi.org/10.1590/s0037-86822012000100006>
- Furtado, M. M. (2010). *Estudo epidemiológico de patógenos circulantes nas populações de onça-pintada e animais domésticos em áreas preservadas de três biomas brasileiros: Cerrado, Pantanal e Amazônia* [Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo]. <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/10/10134/tde-05102012-134828/pt-br.php>
- Furtado, M. M., Ramos Filho, J. D., Scheffer, K. C., Coelho, C. J., Cruz, P. S., Ikuta, C. Y., . . . & Ferreira Neto, J. S. (2013). Serosurvey for selected viral infections in free ranging jaguars (*Panthera onca*) and domestic carnivores in Brazilian Cerrado, Pantanal and Amazon. *Journal of Wildlife Diseases*, 49(3), 510-521. <https://doi.org/10.7589/2012-02-056>
- Furtado, M. M., Gennari, S. M., Ikuta, C. Y., Jácomo, A. T. A., Morais, Z. M., Pena, H. F. J., . . . & Ferreira Neto, J. S. (2015). Serosurvey of smooth *Brucella*, *Leptospira* spp. and *Toxoplasma gondii* in free-ranging jaguars (*Panthera onca*) and domestic animals from Brazil. *Plos One*, 10(11), e0143816. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143816>
- Furtado, M. M., Metzger, B., Jácomo, A. T. A., Labruna, M. B., Martins, T. F., O'Dwyer, L. H., . . . & Neto, J. S. F. (2017a). *Hepatozoon* spp. infect free-ranging jaguars (*Panthera onca*) in Brazil. *Journal of Parasitology*, 103(3), 243-250. <https://doi.org/10.1645/16-99>
- Furtado, M. M., Taniwaki, S. A., Metzger, B., Paduan, K. S., O'Dwyer, L. H., Jácomo, A. T. A., . . . & Ferreira Neto, J. S. (2017b). Is the free-ranging jaguar (*Panthera onca*) a reservoir for *Cytauxzoon felis* in Brazil? *Ticks and Tick-Borne Diseases*, 8(4), 470-476. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2017.02.005>
- Furtado, M. M., Taniwaki, S. A., Metzger, B., O'Dwyer, L. H., Paduan, K. D. S., Jácomo, A. T. A., . . . & Ferreira Neto, J. S. (2018). First detection of feline hemoplasmas in free-ranging jaguars (*Panthera onca*). *Veterinary Microbiology*, 214, 75-80. <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2017.12.009>
- Galuzo, I. G. (1975). Landscape epidemiology (epizootiology). *Advances in Veterinary Science and Comparative Medicine*, 19, 73-96.
- Gardner, W. I., Graeber, J. L., & Cole, C. L. (1996). Behavior therapies: a multimodal diagnostic and intervention model. In J. W. Jacobson & J. A. Mulick (Eds.), *Manual of diagnostics and professional practice in mental retardation* (pp. 355-370). American Psychological Association.
- Gibson, A. K., Raverty, S., Lambourn, D. M., Huggins, J., Magargal, S. L., & Grigg, M. E. (2011). Polyparasitism is associated with increased disease severity in *Toxoplasma gondii*-infected marine sentinel species. *Plos Neglected Tropical Diseases*, 5(5), e1142. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0001142>
- Gilbert, K. A. (1994). *Endoparasitic infection in red howling monkeys (Alouatta seniculus) in the Central Amazonian basin: A cost of sociality?* [Tese de doutorado, State University of New Jersey, New Jersey].

- Gilbert, A. T., Fooks, A. R., Hayman, D. T. S., Horton, D. L., Müller, T., Plowright, R., . . . & Rupprecht, C. E. (2013). Deciphering serology to understand the ecology of infectious diseases in wildlife. *Ecohealth*, 10(3), 298–313. <https://doi.org/10.1007/s10393-013-0856-0>
- Gilpin, M. E., & Soulé, M. E. (1986). Minimum viable populations: processes of extinction. In M. E. Soulé (Ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity* (pp. 19–34). Sinauer Associates.
- Giralt, J. M. (2002). *Valoración del estrés de captura, transporte y manejo en el corzo (Capreolus capreolus): efecto de la acepromacina y de la cautividad* [Tese de Doutoramento, Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra]. <https://www.tdx.cat/handle/10803/5722?locale-attribute=en#page=1>
- Girio, R. J. S., Pereira, F. L. G., Marchiori Filho, M., Mathias, L. A., Herrera, R. C. P., Alessi, A. C., & Girio, T. M. S. (2004). Investigation of antibodies to *Leptospira* spp. in wild and feral animals from the region of Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brazil. Use of immunohistochemistry technique for the agent detection. *Ciência Rural*, 34(1), 165–169. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782004000100025>
- Gomes, A. P. N., Olifiers, N., Souza, J. G. R., Barbosa, H. S., D'Andrea, P. S., & Maldonado, Jr. A. (2015a). A new acantocephalan species (Archiacantocephala: oligacanthorhynchidae) from the crab-eating Fox (*Cerdocyon thous*) in the Brazilian Pantanal wetlands. *Journal of Parasitology*, 10(1), 74–79. <https://doi.org/10.1645/13-321.1>
- Gomes, A. P. N., Olifiers, N., Santos, M. M., Simões, R. O., & Maldonado, Jr. A. (2015b). New records of three species of nematodes in *Cerdocyon thous* from the Brazilian Pantanal wetlands. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 24(3), 324–330. <https://doi.org/10.1590/S1984-29612015061>
- Gomes, A. P. N., Amin, O. M., Olifiers, N., Bianchi, R. C., Souza, J. G. R., Barbosa, H. S., & Maldonado, A. Jr. (2019a). A new species of *Pachysentis* Meyer, 1931 (Acanthocephala: Oligacanthorhynchidae) in the brown-nosed coati *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) from Brazil, with notes on the genus and a key to species. *Acta Parasitologica*, 64(3), 587–595. <https://doi.org/10.2478/s11686-019-00080-6>
- Gomes, A. P. N., Maldonado, A. Jr., Bianchi, R. C., Souza, J. G. R., D'Andrea, P. S., Gompper, M. E., & Olifiers, N. (2019b). Variation in the prevalence and abundance of acanthocephalans in brown-nosed coatis *Nasua nasua* and crab-eating foxes *Cerdocyon thous* in the Brazilian Pantanal. *Brazilian Journal of Biology*, 79(3), 533–542. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.187881>
- Gomes, A. P. N., Dos Santos, M. M., Olifiers, N., do Val Vilela, R., Guimarães Beltrão, M., Maldonado Júnior, A., & de Oliveira Simões, R. (2021). Molecular phylogenetic study in Spiroceridae (Nematoda) with description of a new species *Spirobakerus sagittalis* sp. nov. in wild canid *Cerdocyon thous* from Brazil. *Parasitology Research*, 120(5), 1713–1725. <https://doi.org/10.1007/s00436-021-07106-x>
- Gonçalves, L. R., Roque, A. L., Matos, C. A., Fernandes, S. J., Olmos, I. D., Machado, R. Z., & André, M. R. (2015). Diversity and molecular characterization of novel hemoplasmas infecting wild rodents from different Brazilian biomes. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases*, 43, 50–56. <https://doi.org/10.1016/j.cimid.2015.10.006>
- Gracioli, G., Zucco, C. A., Cançado, P. H. D., & Mourão, G. (2011). Parasitism rates of *Lipoptena guimaraesi* and a new record of *Lipoptena mazamae* on *Ozotoceros bezoarticus* from Central Pantanal wetlands in Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 20(2), 178–180. <https://doi.org/10.1590/S1984-29612011000200017>
- Graham, A. L., Hayward, A. D., Watt, K. A., Pilkington, J. G., Pemberton, J. M., & Nussey, D. H. (2010). Fitness correlates of heritable variation in antibody responsiveness in a wild mammal. *Science*, 330(6004), 662–665. <https://doi.org/10.1126/science.1194878>
- Grazziotin, A. L., Duarte, J. M., Szabó, M. P., Santos, A. P., Guimarães, A. M., Mohamed, A., . . . & Messick, J. B. (2011). Prevalence and molecular characterization of *Mycoplasma ovis* in selected free-ranging Brazilian deer populations. *Journal of Wildlife Diseases*, 47(4), 1005–1011. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-47.4.1005>
- Guyton, A. C., & Hall, J. E. (1997). Os hormônios adrenocorticais. In A. C. Guyton (Ed.), *Tratado de fisiologia médica* (pp. 871–880). Guanabara Koogan.
- Haydon, D. T., Cleaveland, S., Taylor, L. H., & Laurenson, M. K. (2002). Identifying reservoirs of infection: a conceptual and practical challenge. *Emerging Infectious Diseases*, 8(12), 1468–1473. <https://doi.org/10.3201/eid0812.010317>
- Herrera, H. M., Alessi, A. C., Marques, L. C., Santana, A. E., Aquino, L. P. C. T., Menezes, R. F., & Machado, R. Z. (2002). Experimental *Trypanosoma evansi* infection in South America coati (*Nasua nasua*): hematological, biochemical and histopathological changes. *Acta Tropica*, 81(3), 203–210. [https://doi.org/10.1016/s0001-706x\(01\)00204-2](https://doi.org/10.1016/s0001-706x(01)00204-2)
- Herrera, H. M., D'ávila, A. M. R., Norek, A., Abreu, U. G., Souza, S. S., D'Andrea, P. S., & Jansen, A. M. (2004). Enzootiology of *Trypanosoma evansi* in Pantanal, Brazil. *Veterinary Parasitology*, 125(3), 263–275. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2004.07.013>
- Herrera, H. M., Norek, A., Freitas, T. P. T., Rademaker, V., Fernandes, O., & Jansen, A. M. (2005). Domestic and wild mammals infection by *Trypanosoma evansi* in a pristine area of the Brazilian Pantanal region. *Parasitology Research*, 96(2), 121–126. <https://doi.org/10.1007/s00436-005-1334-6>
- Herrera, H. M., Rademaker, V., Abreu, U. G. P., D'Andrea, P. S., & Jansen, A. M. (2007). Variables that modulate the spatial distribution of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma evansi* in the Brazilian Pantanal. *Acta Tropica*, 102(1), 155–162. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2007.03.001>

- Herrera, H. M., Abreu, U. G. P., Keuroghlian, A., Freitas, T. P., & Jansen, A. M. (2008a). The role played by sympatric collared peccary (*Tayassu tajacu*), White-lipped peccary (*Tayassu pecari*) and feral pig (*Sus scrofa*) as maintenance hosts for *Trypanosoma evansi* and *Trypanosoma cruzi* in a sylvatic area of Brazil. *Parasitology Research*, 103(3), 619-624. <https://doi.org/10.1007/s00436-008-1021-5>
- Herrera, H. M., Lisboa, C. V., Pinho, A. P., Olifiers, N., Bianchi, R. C., Rocha, F. L., . . . & Jansen, A. M. (2008b). The coati (*Nasua nasua*, Carnivora, Procyonidae) as a reservoir host for the main lineages of *Trypanosoma cruzi* in the Pantanal region, Brazil. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine & Hygiene*, 102(11), 1133-1139. <https://doi.org/10.1016/j.trstmh.2008.04.041>
- Herrera, H. M., Mourão, G. M., & Parreira, D. R. (2010a). Infecção por *Trypanosoma evansi* e *Trypanosoma vivax* em veado campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*, Cervidae, Perisodactyla) no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brasil. In *Anais do XVI Congresso Brasileiro de Parasitologia Veterinária*, Sociedade Brasileira de Parasitologia Veterinária, Campo Grande.
- Herrera, H. M., Corrêa, A. Q., Rodrigues, R. A., Rodrigues, E. M., Moraes, L. R. O., & Andrade, G. B. (2010b). Lesões histopatológicas produzidas por *Trypanosoma evansi* em quati (*Nasua nasua*, Procyonidae, Carnivora) naturalmente infectado. In *Anais do XVI Congresso Brasileiro de Parasitologia Veterinária*, Sociedade Brasileira de Parasitologia Veterinária, Campo Grande.
- Herrera, H. M., Rocha, F. L., Lisboa, C. V., Rademaker, V., Mourão, G. M., & Jansen, A. M. (2011). Food web connections and the transmission of cycles of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma evansi* (Kinetoplastida, Trypanosomatidae) in the Pantanal region, Brazil. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 105(7), 380-387. <https://doi.org/10.1016/j.trstmh.2011.04.008>
- Hudson, P. J., Dobson, A. P., & Lafferty, K. D. (2006). Is a healthy ecosystem one that is rich in parasites? *Trends in Ecology & Evolution*, 21(7), 381-385. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.04.007>
- Inoue, H., Clifford, D. L., Vickers, T. W., Coonan, T. J., Garcelon D. K., & Borjesson D. L. (2012). Biochemical and hematologic reference intervals for the endangered island fox (*Urocyon littoralis*). *Journal of Wildlife Diseases*, 48(3), 583-592. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-48.3.583>
- Ito, F. H., Vasconcelos, S. A., Bernardi, F., Nascimento, A. A., Labruna, M. B., & Arantes, I. G. (1998). Evidência sorológica de brucelose e leptospirose e parasitismo por ixodídeos em animais silvestres do Pantanal Sul-Matogrossense. *Arvs Veterinaria*, 14(3), 302-310.
- Jansen, A. M., & Roque, A. L. R. (2010). Domestic and wild mammalian reservoir. In J. Telleria & M. Tibayrene (Eds.), *American Trypanosomiasis chagas disease – one hundred years of research* (pp. 249-276). Elsevier.
- Jansen, A. M., Xavier, S. C., & Roque, A. L. (2015). The multiple and complex and changeable scenarios of the *Trypanosoma cruzi* transmission cycle in the sylvatic environment. *Acta Tropica*, 151, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2015.07.018>
- Johnson, P. T., de Roode, J. C., & Fenton, A. (2015). Why infectious disease research needs community ecology. *Science*, 349(6252), 1259504. <https://doi.org/10.1126/science.1259504>
- Jones, D. M. (1983). The capture and handling of deer. In A. J. B. Rudge (Ed.), *The capture and handling of deer* (pp. 1-115). Nature Conservancy Council Handbook.
- Jones, K. E., Patel, N. G., Levy, M. A., Storeygard, A., Balk, D., Gittleman, J. L., & Daszak, P. (2008). Global trends in emerging infectious diseases. *Nature*, 451(7181), 990-993. <https://doi.org/10.1038/nature06536>
- Jorge, R. S. P. (2008). *Caracterização do estado sanitário dos carnívoros selvagens da RPPN Sesc Pantanal e de animais domésticos da região* [Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo]. <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/10/10134/tde-28052008-104047/pt-br.php>
- Jorge, R. S. P., Pereira, M. S., Morato, R. G., Scheffer, K. C., Carnieli, Jr. P., Ferreira, F., . . . & May-Junior, J. A. (2010). Detection of rabies virus antibodies in Brazilian free-ranging wild carnivores. *Journal of Wildlife Diseases*, 46(4), 1310-1315. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-46.4.1310>
- Jorge, R. S. P., Ferreira, F., Ferreira Neto, J. S., Vasconcellos, S. A., Lima, E. S., Moraes, Z. M., & Souza, G. O. (2011). Exposure of free-ranging wild carnivores, horses and domestic dogs to *Leptospira* spp. in northern Pantanal, Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 106(4), 441-444. <https://doi.org/10.1590/s0074-02762011000400009>
- Karesh, W. B., & Cook, R. A. (1995). Applications of veterinary medicine to in situ conservation efforts. *Oryx*, 29(4), 244-252. <https://doi.org/10.1017/S0030605300021232>
- Keesing, F., Holt, R. D., & Ostfeld, R. S. (2006). Effects of species diversity on disease risk. *Ecology Letters*, 9(4), 485-489. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00885.x>
- Keesing, F., Belden, L. K., Daszak, P., Dobson, A., Harvell, C. D., Holt, R. D., . . . & Ostfeld, R. S. (2010). Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. *Nature*, 468(7324), 647-652. <https://doi.org/10.1038/nature09575>
- Kluyber, D., Desbiez, A. L. J., Attias, N., Massocato, G. F., Gennari, S. M., Soares, H. S., . . . & Roque, A. L. R. (2021). Zoonotic parasites infecting free-living armadillos from Brazil. *Transboundary and Emerging Diseases*, 68(3), 1639-1651. <https://doi.org/10.1111/tbed.13839>
- Kurien, B. T., & Scofield, R. H. (2003). Protein blotting: a review. *Journal of Immunological Methods*, 274(1-2), 1-15. [https://doi.org/10.1016/s0022-1759\(02\)00523-9](https://doi.org/10.1016/s0022-1759(02)00523-9)



- Kurien, B. T., & Scofield, R. H. (2006). Western blotting. *Methods*, 38(4), 283-293. <https://doi.org/10.1016/j.ymeth.2005.11.007>
- Labruna, M. B., Martins, T. F., Acosta, I. C. L., Serpa, M. C. A., Soares, H. S., Teixeira, R. H. F., . . . & Medici, E. P. (2021). Ticks and rickettsial exposure in lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) of three Brazilian biomes. *Ticks and Tick-Borne Diseases*, 12(3), 101648. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2021.101648>
- Lenzi, H. L., & Vannier-Santos, M. A. (2005). Interface parasito-hospedeiro: coabitologia – uma visão diferente do fenômeno parasitismo. In J. R. Coura (Ed.), *Dinâmica das doenças infecciosas e parasitárias* (pp. 19-44). Guanabara Koogan.
- Levine, N. D. (1968). *Nematode parasites of domestic animals and of man*. Burgess Publishing Company.
- Lima, J. S., Rocha, F. L., Alves, F. M., Lorosa, E. S., Jansen, A. M., & Mourão, G. M. (2015). Infestation of arboreal nests of coatis by triatomine species, vectors of *Trypanosoma cruzi*, in a large Neotropical wetland. *Journal of Vector Ecology*, 40(2), 379-385. <https://doi.org/10.1111/jvec.12177>
- Lisboa, C. V., Pinho, A. P., Herrera, H. M., Gerhardt, M., Cupolillo, E., & Jansen, A. M. (2008). *Trypanosoma cruzi* (Kinetoplastida, Trypanosomatidae) genotypes in neotropical bats in Brazil. *Veterinary Parasitology*, 156(3-4), 314-318. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2008.06.004>
- Livingston, R. B. (1987). Neurofisiologia. In C. H. Best, N. B. Taylor & J. B. West (Eds.), *As bases fisiológicas da prática médica* (pp. 934-938). Guanabara Koogan.
- Lloyd-Smith, J. O., George, D., Pepin, K. M., Pitzer, V. E., Puliam, J. R., . . . & Grenfell, B. T. (2009). Epidemic dynamics at the human-animal interface. *Science*, 326(5958), 1362-1367. <https://doi.org/10.1126/science.1177345>
- Longo, J. M. (2009). *Comunidades de morcegos e de ectoparasitas nas bacias do Miranda e Negro: corredores Cerrado-Pantanal*. [Tese de doutorado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande]. <https://repositorio.ufms.br/handle/123456789/584>
- Lopes Torres, E. J., Maldonado, Jr. A., & Lanfredi, R. M. (2009). Spirurids from *Gracilinanus agilis* (Marsupialia: Didelphidae) in Brazilian Pantanal wetlands with a new species of *Physaloptera* (Nematoda: Spirurida). *Veterinary Parasitology*, 163(1), 87-92. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2009.03.046>
- Lux Hoppe, E. G., Pereira, L. M., Souto, L. S. C., Tebaldi, J. H., & Nascimento, A. A. (2006). Nematódeos gastrintestinais de tatus-peba *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758) provenientes do Pantanal Sul-Matogrossense, sub-região de Aquidauana, com registro de novo hospedeiro para *Hadrostrongylus speciosum* Hoppe & Nascimento, 2006. In *Anais da 19ª Reunião do Instituto Biológico*, Instituto Biológico, São Paulo.
- Lux Hoppe, E. G., & Nascimento, A. A. (2007). Natural infection of gastrointestinal nematodes in long-nosed armadillos *Dasypus novemcinctus* Linnaeus, 1758 from Pantanal wetlands, Aquidauana subregion, Mato Grosso do Sul state, with description of *Hadrostrongylus speciosum* n. gen. et n. sp. (Molineidae: Anoplostrongyliinae). *Veterinary Parasitology*, 144(1-2), 87-92. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2006.09.028>
- Lux Hoppe, E. G., Tebaldi, J. H., & Nascimento, A. A. (2010). Helminthological screening of free-ranging grey brocket deer *Mazama gouazoubira* Fischer, 1817 (Cervidae: Odoicoileini) from Brazilian Pantanal wetlands, with considerations on *Pygarginema verrucosa* (Molin, 1860) Kadenatzii, 1948 (Spiroceridae: Ascaropsinae). *Brazilian Journal of Biology*, 70(2), 417-423. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842010000200026>
- Luz, H. R., Costa, F. B., Benatti, H. R., Ramos, V. N., Serpa, M. C. A., Martins, T. F., . . . & Labruna, M. B. (2019). Epidemiology of capybara-associated Brazilian spotted fever. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 13(9), e0007734. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0007734>
- Marcili, A., Costa, A. P., Soares, H. S., Acosta, I. C. L., Lima, J. T., Minervino, A. H., . . . & Gennari, S. M. (2013). Isolation and phylogenetic relationships of bat trypanosomes from different biomes in Mato Grosso, Brazil. *The Journal of Parasitology*, 99(6), 1071-1076. <https://doi.org/10.1645/12-156.1>
- Martins, J. R., Medri, I. M., Oliveira, C. M., & Guglielmone, A. (2004). Occurrence of ticks on giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) and collared anteater (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal region of Mato Grosso do Sul state, Brazil. *Ciência Rural*, 34(1), 293-295. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782004000100048>
- Mathias, L. A., Girio, R. J. S., & Duarte, J. M. B. (1999). Serosurvey for antibodies against *Brucella abortus* and *Leptospira interrogans* in pampas deer from Brazil. *Journal of Wildlife Diseases*, 35(1), 112-114. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-35.1.112>
- May-Junior, J. A., Fagundes-Moreira, R., Souza, V. B., Almeida, B. A., Haberkfeld, M. B., Sartorelo, L. R., . . . & Soares, J. F. (2021). Dermatobiosis in *Panthera onca*: first description and multinomial logistic regression to estimate and predict parasitism in captured wild animals. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 30(1), e023820. <https://doi.org/10.1590/S1984-29612021003>
- McKay, D. M. (2006). The beneficial helminth parasite? *Parasitology*, 132(1), 1-12. <https://doi.org/10.1017/S003118200500884X>
- Medici, E. P., Mangini, P. R., & Fernandes-Santos, R. C. (2014). Health assessment of wild lowland tapir (*Tapirus terrestris*) populations in the Atlantic Forest and Pantanal biomes, Brazil (1996-2012). *Journal of Wildlife Diseases*, 50(4), 817-28. <https://doi.org/10.7589/2014-02-029>

- Medina-Vogel, G. (2013). Emerging infectious diseases of wildlife and species conservation. In R. M. Atlas & S. Maloy (Eds.), *One health: people, animals, and the environment* (pp. 67-79). ASM Press.
- Medri, I. M., Martins, J. R., Doyle, R. L., Mourão, G., & Marinho-Filho, J. (2010). Ticks (Acari: Ixodidae) from yellow armadillo, *Euphractus sexinctus* (Cingulata: Dasypodidae), in Brazil's Pantanal wetlands. *Neotropical Entomology*, 39(5), 823-825. <https://doi.org/10.1590/s1519-566x2010000500023>
- Meseko, C. A., Egbetade, A. O., & Fagbo, S. (2015). Ebola virus disease control in West Africa: an ecological, one health approach. *The Pan African Medical Journal*, 21, 6. <https://doi.org/10.11604/pamj.2015.21.6.6587>
- Messenger, A. M., Barnes, A. N., & Gray, G. C. (2014). Reverse zoonotic disease transmission (zooanthroponosis): a systematic review of seldom-documented human biological threats to animals. *Plos One*, 9(2), e89055. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089055>
- Millán, J., López-Bao, J. V., García, E. J., Oleaga, Á., Llaneza, L., Palacios, V., ... & Esperón, F. (2015). Patterns of exposure of Iberian wolves (*Canis lupus*) to canine viruses in human-dominated landscapes. *EcoHealth*, 1(1), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10393-015-1074-8>
- Miller, A. L., Evans, A. L., Os, Ø., & Arnemo, J. M. (2013). Biochemical and hematologic reference values for free-ranging, chemically immobilized wild Norwegian reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during early winter. *Journal of Wildlife Diseases*, 49(2), 221-228. <https://doi.org/10.7589/2012-04-115>
- Mills, J. N., & Childs, J. E. (1998). Ecologic studies of rodent reservoirs: their relevance for human health. *Emerging Infectious Diseases*, 4(4), 529-537.
- Miranda, F. R., Teixeira, R. H. F., Gazêta, G. S., Serra-Freire, N. M., & Amorim, M. (2010). Presence of *Amblyomma cajennense* in wild giant armadillos (*Prionotus maximus*) of the Pantanal Matogrossense, Brazil. *Edentata*, 11(1), 73-75. <https://doi.org/10.1896/020.011.013>
- Miranda, F. R., Superina, M., Vinci, F., Hashimoto, V., Freitas, J. C., & Matushima, E. R. (2015). Serosurvey of *Leptospira interrogans*, *Brucella abortus* and *Chlamydia abortus* infection in free-ranging giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) from Brazil. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, 35(5), 462-465. <https://doi.org/10.1590/S0100-736X2015000500013>
- Morrill, A., & Forbes, M. R. (2016). aggregation of infective stages of parasites as an adaptation and its implications for the study of parasite-host interactions. *The American Naturalist*, 187(2), 225-235. <https://doi.org/10.1086/684508>
- Muñoz-Leal, S., Eriksson, A., Santos, C. F., Fischer, E., Almeida, J. C., Luz, H. R., & Labruna, M. B. (2016). Ticks infesting bats (Mammalia: Chiroptera) in the Brazilian Pantanal. *Experimental and Applied Acarology*, 69(1), 73-85. <https://doi.org/10.1007/s10493-016-0026-5>
- Nantulya, V. M. (1990). Trypanosomiasis in domestic animals: the problems of diagnostic. *Revue Scientifique et Technique*, 9(2), 357-367. <https://doi.org/10.20506/rst.9.2.507>
- Nascimento, A. A., Bonuti, M. R., Mapeli, E. B., Tebaldi, J. H., Arantes, I. G., & Zettermann, C. D. (2000a). Infecções naturais em cervídeos (Mammalia: Cervidae) procedentes dos Estados do Mato Grosso do Sul e São Paulo, por nematódeos Trichostrongyloidea Cram, 1927. *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science*, 37(2), 153-158.
- Nascimento, A. A., Bonuti, M. R., Tebaldi, J. H., Mapeli, E. B., & Arantes, I. G. (2000b). Natural infections with filarioidea nematodes in *Hydrochoerus hydrochaeris* in the floodplain of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science*, 37(2), 105-108.
- Nassar-Montoya, F., & Pereira-Bengoa, V. (2013). *El estudio de la salud de la fauna silvestre: teoría y práctica transdisciplinaria para la conservación con ejemplos para Latinoamérica*. Colombia Comvezcol.
- Nielsen, N. O. (2001). Ecosystem approaches to human health. *Cadernos de Saúde Pública*, 17(Suppl.), 69-75. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2001000700015>
- Nunes, V. L., & Oshiro, E. T. (1990). *Trypanosoma (Trypanozoon) evansi* in the coati from the Pantanal region of Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 84(5), 692. [https://doi.org/10.1016/0035-9203\(90\)90148-8](https://doi.org/10.1016/0035-9203(90)90148-8)
- Nunes, V. L. B., Oshiro, E. T., Dorval, M. E. C., Garcia, L. A. M., Silva, A. A. P., & Bogliolo, A. R. (1993). Investigação epidemiológica sobre *Trypanosoma (Trypanozoon) evansi* no Pantanal Sul-Mato-Grossense. Estudos de Reservatórios. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 2(1), 41-44.
- Nussey, D. H., Watt, K. A., Clark, A., Pilkington, J. G., Pemberton, J. M., Graham, A. L., & McNeilly, T. N. (2014). Multivariate immune defences and fitness in the wild: complex but ecologically important associations among plasma antibodies, health and survival. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 281(1779), 20132931. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2931>
- Odum, E. P., & Barret, G. W. (2011). *Fundamentos de Ecologia*. Cengage Learning.
- Olifiers, N., Jansen, A. M., Herrera, H. M., Bianchi, R. C., D'Andrea, P. S., Mourão, G. M., & Gompper, M. E. (2015). Co-infection and wild animal health: effects of Trypanosomatids and Gastrointestinal parasites on coatis of the Brazilian Pantanal. *Plos One*, 10(12), e0143997. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143997>

- Onuma, S. S. M., Melo, A. L. T., Kantek, D. L. Z., Crawshaw-Junior, P. G., Morato, R. G., May-Júnior, J. A., . . . & Aguiar, D. M. (2014). Exposure of free-living jaguars to *Toxoplasma gondii*, *Neospora caninum* and *Sarcocystis neurona*. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 23(4), 547-553. <https://doi.org/10.1590/S1984-29612014077>
- Onuma, S. S. M., Kantek, D. L. Z., Crawshaw-Junior, P. G., Morato, R. G., May-Júnior, J. A., Morais, Z. M., . . . & Aguiar, D. M. (2015). Detection of *Leptospira* spp. and *Brucella abortus* antibodies in free-living jaguars (*Panthera onca*) in two protected areas of northern Pantanal, Brazil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical*, 57(2), 177-180. <https://doi.org/10.1590/S0036-46652015000200014>
- Onuma, S. S. M., Chaves, L. B., Lara, M. C. C. S. H., May-Júnior, J. A., Taques, I. I. G. G., Fritzen, J. T. T., . . . & Aguiar, D. M. (2016). Serological and molecular investigation of viral agents in free-living jaguars of the Pantanal wetlands, state of Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science*, 53(3), 270-279. <https://doi.org/10.11606/issn.1678-4456.bjvras.2016.108947>
- Ostfeld, R. S., & LoGiudice, K. (2003). Community disassembly, biodiversity loss, and the erosion of an ecosystem service. *Ecology*, 84(6), 1421-1427. <https://doi.org/10.1890/02-3125>
- Ostfeld, R. S. (2009). Biodiversity loss and the rise of zoonotic pathogens. *Clinical Microbiology and Infection*, 15(Supl. 1), 40-43. <https://doi.org/10.1111/j.1469-0691.2008.02691.x>
- Ovando, T. M., & Ribeiro, O. C. (2007). Endoparasitas em porco monteiro do Pantanal do Rio Negro de Mato Grosso do Sul. *Ensaio e Ciências*, 11(1), 73-79.
- Pachaly, J. R., Werner, P. R., Schimanski, J. C., & Clifoni, E. M. G. (1993). Estresse por captura e contenção em animais selvagens. *A Hora Veterinária*, 13(74), 47-52.
- Pacioni, C., Robertson, I. D., Maxwell, M., van Weenen, J., & Wayne, A. F. (2013). Hematologic characteristics of the woylie (*Bettongia penicillata gilbyi*). *Journal of Wildlife Diseases*, 49(4), 816-830. <https://doi.org/10.7589/2011-09-275>
- Paes, R. C. S. (2001). *Pesquisa de anticorpos anti-vírus da febre aftosa em espécies de animais domésticos e silvestres susceptíveis e não vacinadas, no Pantanal de Mato Grosso do Sul* [Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, São Paulo]. <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/95982>
- Paes, R. C. S., Ribeiro, O. C., Carneiro Monteiro, L. A. R., Figueiredo, A. O., Neto, A. A. C., Oliveira, . . . & Herrera, H. M. (2009). Enfermidades de ocorrência no porco monteiro (*Sus scrofa*) no Pantanal Sul-Mato-Grossense, Brasil. *Suiform Surroundings*, 9(1), 29-34.
- Paes, R. C. S., Morceli, V. R., Vieira-da-Motta, O., De Vidis, N. Y., Jardim, G. C., Carneiro Monteiro, L. A. R., . . . & Mauro, R. A. (2010). Identificação de fungos leveduriformes e filamentosos em porco monteiro (*Sus scrofa*) nas sub-regiões de Nhecolândia e Rio Negro, Pantanal, MS. In *Anais do XIII Congresso e XIX Encontro da Associação Brasileira de Veterinários de Animais Silvestres*, ABRAVAS, Campos do Jordão.
- Paes, R. C. S., Fonseca Junior, A. A., Monteiro, L. A. R. C., Jardim, G. C., Piovezan, U., Herrera, . . . & Vieira-da-Motta, O. (2013). Serological and molecular investigation of the prevalence of Aujeszky's disease in feral swine (*Sus scrofa*) in the subregions of the Pantanal wetland, Brazil. *Veterinary Microbiology*, 165(3), 448-454. <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2013.03.028>
- Palmer, M. V., Waters, W. R., & Whipple, D. L. (2001). Abomasal ulcers in captive white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*). *Journal of Comparative Pathology*, 125(2-3), 224-227. <https://doi.org/10.1053/jcpa.2001.0496>
- Paludo, G. R., Memanus, C., Melo, R. Q., Cardoso, A. G., Mello, F. P. S., Moreira, M., & Fuck, B. H. (2002). Efeito do estresse térmico e do exercício sobre parâmetros fisiológicos de cavalos do Exército brasileiro. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 31(3), 1130-1142. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982002000500009>
- Pavlovsky, E. N. (1964). *Natural nidality of transmissible diseases with special reference to the landscape epidemiology of zoonanthropozoonoses*. Nauka.
- Pereira, M. C., Szabó, M. P. J., Bechara, G. H., Matushima, E. R., Duarte, J. M. B., Rechav, Y., Fielden, L., & Keirans, J. E. (2000). Ticks (Acari: Ixodidae) associated with wild animals in the Pantanal region of Brazil. *Journal of Medical Entomology*, 37(6), 979-983. <https://doi.org/10.1603/0022-2585-37.6.979>
- Péres, I. A. H. F. S. (2010). *Ocorrência de Brucella sp. e Leptospira interrogans e variáveis de risco associadas às taxas reprodutivas do veado-campeiro (Ozotoceros bezoarticus) no Sudoeste da Nhecolândia, Corumbá-MS* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande].
- Pérez, S. D., Grummer, J. A., Fernandes-Santos, R. C., José, C. T., Medici, E. P., & Marcili, A. (2019). Phylogenetics, patterns of genetic variation and population dynamics of *Trypanosoma terrestris* support both coevolution and ecological host-fitting as processes driving trypanosome evolution. *Parasites and Vectors*, 12(1), 473. <https://doi.org/10.1186/s13071-019-3726-y>
- Pfaff, A. W., & Candolfi, E. (2003). Immune responses to protozoan parasites and its relevance to diagnosis in immunocompromised patients. *European Journal of Protistology*, 39(4), 428-434. <https://doi.org/10.1078/0932-4739-00016>

- Picoloto, G., Lima, R. F., Olegário, L. A. O., Carvalho, C. M. E., Lacerda, A. C. R., Tomás, W. M., Borges, P. A. L., Pellegrin, A. O., & Madruga, C. R. (2010). Real time polymerase chain reaction to diagnose *Anaplasma marginale* in cattle and deer (*Ozotoceros bezoarticus leucogaster*) of the Brazilian Pantanal. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 19(3), 186-188. <https://doi.org/10.1590/s1984-29612010000300012>
- Pienaar, U. V. (1973). The capture and restraint of wild herbivores by mechanical methods. In E. Young (Ed.), *The capture and care of wild animals* (pp. 91-99). Human and Rousseau.
- Pineda-Tenor, D., Laserna-Mendieta, E. J., Timón-Zapata, J., Rodelgo-Jiménez, L., Ramos-Corral, R., Recio-Montealegre, A., & Reus, M. G. (2013). Biological variation and reference change values of common clinical chemistry and haematologic laboratory analytes in the elderly population. *Clinical Chemistry and Laboratory Medicine*, 51(4), 851-862. <https://doi.org/10.1515/cclm-2012-0701>
- Porfírio, G. E. O., Santos, F. M., Macedo, G. C., Barreto, W. T. G., Campos, J. B. V., Meyers, A. C., . . . & Herrera, H. M. (2018). Maintenance of *Trypanosoma cruzi*, *T. evansi* and *Leishmania* spp. by domestic dogs and wild mammals in a rural settlement in Brazil-Bolivian border. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 7(3), 398-404. <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2018.10.004>
- Poulin, R., & Combes, C. (1999). The concept of virulence: interpretations and implications. *Parasitology Today*, 15(12), 474-475. [https://doi.org/10.1016/s0169-4758\(99\)01554-9](https://doi.org/10.1016/s0169-4758(99)01554-9)
- Poulin, R., & Morand, S. (2000). The diversity of parasites. *The Quarterly Review of Biology*, 75(3), 277-293. <https://doi.org/10.1086/393500>
- Poulin, R. (2007). *Evolutionary ecology of parasites*. University Press.
- Purse, B. V., Mellor, P. S., Rogers, D. J., Samuel, A. R., Mertens, P. P., & Baylis, M. (2005). Climate change and the recent emergence of bluetongue in Europe. *Nature Reviews Microbiology*, 3(2), 171-181. <https://doi.org/10.1038/nrmicro1090>
- Quintó, L., Aponte, J. J., Sacarlal, J., Espasa, M., Aide, P., Mandomando, I., . . . & Alonso, P. L. (2006). Haematological and biochemical indices in young African children: in search of reference intervals. *Tropical Medicine & International Health*, 11(11), 1741-1748. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3156.2006.01764.x>
- Rabelo, F. A. (2014). *Doenças transmitidas por vetores em canídeos na região da Serra do Amolar, Pantanal, Brasil* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande]. <https://repositorio.ufms.br/handle/123456789/1991>
- Rademaker, V., Herrera, H. M., Raffel, T. R., D'Andrea, P. S., Freitas, T. P. T., Abreu, . . . & Jansen, A. M. (2009). What is the role of small rodents in the transmission cycle of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma evansi* (Kinetoplastida: Trypanosomatidae)? A study case in the Brazilian Pantanal. *Acta Tropica*, 111(2), 102-107. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2009.02.006>
- Ramirez, L., Dávila, A. M., Victório, A. M., Silva, R. A., Trajano, V., & Jansen, A. M. (1997). Measurements of *Trypanosoma evansi* from the Pantanal. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 92(4), 483-484. <https://doi.org/10.1590/s0074-02761997000400006>
- Ramos, V. N. (2013). *Ecologia da interação entre carrapatos e hospedeiros no Pantanal: o papel do porco monteiro, do gado nelore, e de pequenos mamíferos para a ixodofauna na sub-região da Nhecolândia, MS* [Tese de doutorado, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia]. <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/13273>
- Ramos, V. N., Piovezan, U., Franco, A. H. A., Osava, C. F., Herrera, H. M., & Szabó, M. P. J. (2014). Feral pigs as hosts for *Amblyomma sculptum* (Acari: Ixodidae) populations in the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Experimental and Applied Acarology*, 64(3), 393-406. <https://doi.org/10.1007/s10493-014-9832-9>
- Ramos, V. N., Piovezan, U., Franco, A. H., Rodrigues, V. S., Nava, S., & Szabó, M. P. (2016). Nelore cattle (*Bos indicus*) ticks within the Brazilian Pantanal: ecological relationships. *Experimental & Applied Acarology*, 68(2), 227-240. <https://doi.org/10.1007/s10493-015-9991-3>
- Rapport, D. J., Costanza, R., & McMichael, A. J. (1998). Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(10), 397-402. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(98\)01449-9](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(98)01449-9)
- Rapport, D. J. (2007). Sustainability science: an ecohealth perspective. *Sustainability Science*, 2(1), 77-84. <https://doi.org/10.1007/s11625-006-0016-3>
- Real, V. V., Dutra, V., Nakazato, L., Freitas, T. P. T., Keuroghlian, A., Almeida, A. B. P. F., & Souza, R. L. (2010). PCR de *Salmonella* spp., *Streptococcus suis*, *Brucella abortus* e circovírus suíno tipo 2 em taiaçuídeos de vida livre e cativeiro. *Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal*, 11(3), 858-864.
- Ribeiro, C. C. D. U., Faccini, J. L. H., Caçado, P. H. D., Piranda, E. M., Barros-Battesti, D. M., & Leite, R. C. (2013). Life cycle of *Ornithodoros rostratus* (Acari: Argasidae) under experimental conditions and comments on the host-parasite relationship in the Pantanal wetland region, Brazil. *Experimental and Applied Acarology*, 61(1), 139-146. <https://doi.org/10.1007/s10493-013-9669-7>
- Rocha, F. L., Roque, A. L. R., Lima, J. S., Cheida, C. C., Lemos, F. G., Azevedo, F. C., . . . & Jansen, A. M. (2013). *Trypanosoma cruzi* infection in neotropical wild carnivores (Mammalia: Carnivora): at the top of the *T. cruzi* transmission chain. *Plos One*, 8(7), 1-12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067463>
- Roque, A. L., D'Andrea, P. S., Andrade, G. B., & Jansen, A. M. (2005). *Trypanosoma cruzi*: distinct patterns of infection in the sibling caviomorph rodent species *Thrichomys apereoides laurentius* and *Thrichomys pachyurus* (Rodentia, Echimyidae). *Experimental Parasitology*, 111(1), 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.exppara.2005.05.003>

- Ruykys, L., Rich, B., & McCarthy, P. (2012). Haematology and biochemistry of waru (*Petrogale lateralis* Mac-Donnell Ranges race) in captivity and the wild. *Australian Veterinary Journal*, 90(9), 331-340. <https://doi.org/10.1111/j.1751-0813.2012.00956.x>
- Sacchi, A. B. V., Mapeli, E. B., & Nascimento, A. A. (2004). Infecções naturais de quatis (*Nasua nasua*), procedentes do Pantanal Sul Matogrossense (Paiguás), por helmintos parasitos: resultados preliminares. In *Anais do VIII Congresso e XIII Encontro da ABRAVAS*, ABRAVAS, Jaboticabal.
- Sánchez-Sarmiento, A. M., Zwarg, T., Santos, R. C. F., Guimarães-Luiz, T., Genoy-Puerto, A., & Matushima, E. R. (2015). Hematological parameters and the variations resulting from stress of *Alouatta caraya* during a wildlife rescue program in Brazil. *American Journal of Primatology*, 77(3), 246-253. <https://doi.org/10.1002/ajp.22327>
- Santos, F. M., Ferreira, F. L. M., Perestrelo, D. M., Almeida, I. N. V., Santos, A. L. S., Piovezan, . . . & Herrera, H. M. (2014). Helmintos gastrointestinais no veado campeiro (*Ozotocerus bezoarticus*, Artiodactyla: Cervidae) do Pantanal Sul-matogrossense. In *Anais do VII Encontro sobre Animais Selvagens*, UFU, Uberlândia.
- Santos, F. M., Jansen, A. M., Mourão, G. M., Jurberg, J., Nunes, A. P., & Herrera, H. M. (2015). Triatominae (Hemiptera, Reduviidae) in the Pantanal region: association with *Trypanosoma cruzi*, different habitats and vertebrate hosts. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 48(5), 532-538. <https://doi.org/10.1590/0037-8682-0184-2015>
- Santos, F. M., Macedo, G. C., Barreto, W. T. G., Oliveira-Santos, L. G. R., Garcia, C. M., Mourão, G. M., . . . & Herrera, H. M. (2018). Outcomes of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma evansi* infections on health of Southern coati (*Nasua nasua*), crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), and ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Brazilian Pantanal. *PLoS One*, 13(8), e0201357. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201357>
- Santos, F. M., Barreto, W. T. G., Macedo, G. C., Barros, J. H. D. S., Xavier, S. C. D. C., Garcia, C. M., Mourão, G., de . . . & Herrera, H. M. (2019a). The reservoir system for *Trypanosoma* (Kinetoplastida, Trypanosomatidae) species in large neotropical wetland. *Acta Tropica*, 199, 105098. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2019.105098>
- Santos, F. M., de Macedo, G. C., Barreto, W. T. G., Nantes, W. A. G., de Assis, W. O., & Herrera, H. M. (2019b). Valores hematológicos de lobinhos (*Cerdocyon thous*) do Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil, infectados e não infectados por *Trypanosoma cruzi* e *T. evansi*. *Ciências Animal Brasileira*, 20, e-50604. <https://doi.org/10.1590/1089-6891v20e-50604>
- Schleich, C. E., Zenuto, R. R., & Cutrera, A. P. (2015). Immune challenge but not dietary restriction affects spatial learning in the wild subterranean rodent *Ctenomys talarum*. *Physiology & Behavior*, 139, 150-156. <https://doi.org/10.1016/j.physbeh.2014.11.023>
- Scott, M. E. (1988). The impact of infection and disease on animal populations: Implications for conservation biology. *Conservation Biology*, 2(1), 40-56. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1988.TB00334.X>
- Serpa, M. C. A., Luz, H. R., Costa, F. B., Weck, B. C., Benatti, H. R., Martins, T. F., . . . & Ramos, V. N. (2021). Small mammals, ticks and rickettsiae in natural and human-modified landscapes: Diversity and occurrence of Brazilian spotted fever in Brazil. *Ticks and Tick-Borne Diseases*, 12(6), 101805. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2021.101805>
- Silva, M. I. S., Nascimento, A. A., Bonuti, M. R., Mapeli, E. B., & Arantes, I. G. (1999). Ascaropsinae (Alicata & McIntosh, 1933) parasites of deer from the lowlands region of the state of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 8(2), 133-136.
- Silva, R. A. M. S., Victorio, A. M., Ramirez, L., Davila, A. M. R., Trajano, V., & Jansen, A. M. (1999). Modifications sanguines et biochimiques chez des coatis (*Nasua nasua*) infectés naturellement par *Trypanosoma evansi* dans le Pantanal, Brésil. *Revue d'élevage et de médecine vétérinaire des pays tropicaux*, 52(2), 119-122. <https://doi.org/10.19182/REMTV.9685>
- Silva, C. L., & Graciolli, G. (2013). Prevalence, mean intensity of infestation and host specificity of Spinturnicidae mites (Acari: Mesostigmata) on bats (Mammalia: Chiroptera) in the Pantanal, Brazil. *Acta Parasitologica*, 58(2), 174-179. <https://doi.org/10.2478/s11686-013-0134-x>
- Silva, C. P. A., Onuma, S. S. M., Aguiar, D. M., Dutra, V., & Nakazato, L. (2016). Molecular detection of Feline Leukemia Virus in free-ranging jaguars (*Panthera onca*) in the Pantanal region of Mato Grosso, Brazil. *The Brazilian Journal of Infectious Diseases*, 20(3), 316-317. <https://doi.org/10.1016/j.bjid.2016.01.005>
- Silveira, J. A. G., Rabelo, E. M. L., Lacerda, A. C. R., Borges, P. A. L., Tomás, W. M., Pellegrin, A. O., Tomich, R. G. P., & Ribeiro, M. F. B. (2013). Molecular detection and identification of hemoparasites in pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus, 1758) from the Pantanal Brazil. *Ticks and Tick-borne Diseases*, 4(4), 341-345. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2013.01.008>
- Simões, R., Gentile, R., Rademaker, V., D'Andrea, P., Herrera, H., Freitas, T., . . . & Maldonado, Jr. A. (2010). Variation in the helminth community structure of *Thrichomys pachyurus* (Rodentia: Echimyidae) in two sub-regions of the Brazilian Pantanal: the effects of land use and seasonality. *Journal of Helminthology*, 84(3), 266-275. <https://doi.org/10.1017/S0022149X09990629>
- Simões, R. O., Santos, M. M., & Maldonado, Jr. A. (2012). A new Heligmonellid (Nematoda: Heligmonellidae) from *Oecomys mamorae* (Rodentia: Sigmodontinae) in the Pantanal and new data on the synpope of *Guerrerostrongylus zetta* from the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Parasitology*, 98(4), 801-805.
- Smith, K. F., Behrens, M. D., & Sax, D. F. (2009). Local scale effects of disease on biodiversity. *Ecohealth*, 6(2), 287-295. <https://doi.org/10.1007/s10393-009-0254-9>

- Smith, K. F., Goldberg, M., Rosenthal, S., Carlson, L., Chen, J., Chen, C., & Ramachandran, S. (2014). Global rise in human infectious disease outbreaks. *Journal of the Royal Society Interface*, *11*(101), 20140950. <https://doi.org/10.1098/rsif.2014.0950>
- Soares, C. O. (2001). Princípios, padronização e validação de provas sorológicas. In C. R. Madruga, E. R. Araújo & C. O. Soares (Eds.). *Imunodiagnóstico em medicina veterinária* (pp. 145-178). Embrapa Gado de Corte.
- Soares, H. S., Ramos, V. N., Osava, C. F., Oliveira, S., Szabó, M. P. J., Piovezan, U., . . . & Gennari, S. M. (2016). Occurrence of antibodies against *Neospora caninum* in wild pigs (*Sus scrofa*) in the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science*, *53*(1), 112-116. <https://doi.org/10.11606/issn.1678-4456.v53i1p112-116>
- Soto, H., Tibaduiza, T., Montilla, M., Triana, O., Suárez, D. C., Torres Torres, M., . . . & Lugo, L. (2014). Investigation of vectors and reservoirs in an acute Chagas outbreak due to possible oral transmission in Aguachica, Cesar, Colombia. *Cadernos de Saude Pública*, *30*(4), 746-756. <https://doi.org/10.1590/0102-311x00024013>
- Sousa, K. C. M., Calchi, A. C., Herrera, H. M., Dumler, J. S., Barros-Battesti, D. M., Machado, R. Z., & André, M. R. (2017a). Anaplasmataceae agents among wild mammals and ectoparasites in Brazil. *Epidemiology and Infection*, *145*(16), 3424-3437. <https://doi.org/10.1017/S095026881700245X>
- Sousa, K. C., Fernandes, M. P., Herrera, H. M., Benevenuto, J. L., Santos, F. M., Rocha, & André, M. R. (2017b). Molecular detection of *Hepatozoon* spp. in domestic dogs and wild mammals in southern Pantanal, Brazil with implications in the transmission route. *Veterinary Parasitology*, *237*, 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2017.02.023>
- Sousa, K. C. M., Herrera, H. M., Secato, C. T., Oliveira, A. D. V., Santos, F. M., Rocha, F. L., . . . & André, M. R. (2017c). Occurrence and molecular characterization of hemoplasmas in domestic dogs and wild mammals in a Brazilian wetland. *Acta Tropica*, *171*, 172-181. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2017.03.030>
- Sousa, K. C. M., Herrera, H. M., Rocha, F. L., Costa, F. B., Martins, T. F., Labruna, M. B., . . . & André, M. R. (2018a). *Rickettsia* spp. among wild mammals and their respective ectoparasites in Pantanal wetland, Brazil. *Ticks and Tick-Borne Diseases*, *9*(1), 10-17. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2017.10.015>
- Sousa, K. C. M., Amaral, R. B., Herrera, H. M., Santos, F. M., Macedo, G. C., Andrade Pinto, . . . & André, M. R. (2018b). Genetic diversity of *Bartonella* spp. in wild mammals and ectoparasites in Brazilian Pantanal. *Microbial Ecology*, *76*(2), 544-554. <https://doi.org/10.1007/s00248-017-1138-0>
- Sousa, K. C. M., Fernandes, M. P., Herrera, H. M., Freschi, C. R., Machado, R. Z., & André, M. R. (2018c). Diversity of piroplasmids among wild and domestic mammals and ectoparasites in Pantanal wetland, Brazil. *Ticks and Tick-Borne Diseases*, *9*(2), 245-253. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2017.09.010>
- Spraker, T. R. (1993). Stress and capture myopathy in Artiodactylid. In M. E. Fowler (Ed.), *Zoo and wildlife animal medicine current therapy* (pp. 481-488). W. B. Saunders Company.
- Stevens, J. R., Nunes, V. L., Lanham, S. M., & Oshiro, E. T. (1989). Isoenzyme characterization of *Trypanosoma evansi* isolated from capybaras and dogs in Brazil. *Acta Tropica*, *46*(4), 213-222. [https://doi.org/10.1016/0001-706x\(89\)90021-1](https://doi.org/10.1016/0001-706x(89)90021-1)
- Telfer, S., Lambin, X., Birtles, R., Beldomenico, P., Burthe, S., Paterson, S., & Begon, M. (2010). Species interactions in a parasite community drive infection risk in a wildlife population. *Science*, *330*(6001), 243-246. <https://doi.org/10.1126/science.1190333>
- Tiemann, J. C. H., Souza, S. L. P., Rodrigues, A. A. R., Duarte, J. M. B., & Gennari, S. M. (2005). Environmental effect on the occurrence of anti-*Neospora caninum* antibodies in pampas-deer (*Ozotoceros bezoarticus*). *Veterinary Parasitology*, *134*(1-2), 73-76. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2005.07.015>
- Tomich, R. G. P., Nogueira, M. F., Lacerda, A. C. R., Campos, F. S., Tomas, W. M., Herrera, H. M., . . . & Barbosa-Stancioli, E. F. (2009). Sorologia para o vírus da língua azul em bovinos de corte, ovinos e veados campeiros no Pantanal sul-mato-grossense. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, *61*(5), 1222-1226. <https://doi.org/10.1590/S0102-09352009000500028>
- Travassos, L. (1922). Informações sobre a fauna helmintológica de Mato Grosso, Trematódeos. *Folha Médica*, *3*(24), 187-190.
- Travassos, L. (1923). Informações sobre a fauna helmintológica do Mato Grosso. Oxyuroidea-oxyuridae. *Folha Médica*, *4*(5), 35-38.
- Travassos, L., Pinto, C., & Muniz, J. (1927). Excursão científica ao estado de Mato Grosso na zona do Pantanal (margens do rio São Lourenço e Cuyaba) realizada em 1922. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, *20*(2), 249-269. <https://doi.org/10.1590/S0074-02761927000200004>
- Travassos, L., & Freitas, J. F. T. (1940). Pesquisas helmintológicas. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, *35*(3), 610-633.
- Travassos, L., & Freitas, J. F. T. (1941). Pesquisas Parasitológicas. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, *36*(3), 272-295.
- VanLeeuwen, J. A., Nielsen, N. O., & Waltner-Toews, D. (1998). Ecosystem health: an essential field for veterinary medicine. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, *212*(1), 53-57.
- Vieira, A. S., Rosinha, G. M. S., Oliveira, C. E., Vasconcellos, S. A., Lima-Borges, P. A., Tomás, W. M., . . . & Pellegrin, A. O. (2011). Survey of *Leptospira* spp. in pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in the Pantanal wetlands of the state of Mato Grosso do Sul, Brazil by serology and polymerase chain reaction. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, *10*(6), 763-768. <https://doi.org/10.1590/s0074-02762011000600019>



- Vieira, A. S., Rosinha, G. M. S., Vasconcellos, S. A., Morais, Z. M., Viana, R. C., Oliveira, . . . & Pellegrin, A. O. (2013). Identificação de mamíferos silvestres do Pantanal Sul-Mato-Grossense portadores de *Leptospira* spp. *Ciência Animal Brasileira*, 14(3), 373-380. <https://doi.org/10.5216/cab.14i3.17147>
- Vieira, A. S., Narduche, L., Martins, G., Schabib Péres, I. A., Zimmermann, N. P., Juliano, R. S., . . . & Lilenbaum, W. (2016). Detection of wild animals as carriers of *Leptospira* by PCR in the Pantanal biome, Brazil. *Acta Tropica*, 163, 87-89. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2016.08.001>
- Vieira, Y. R., Portilho, M. M., Oliveira, F. F., Guterres, A., dos Santos, D. R. L., Villar, L. M., . . . & Pinto, M. A. (2019). Evaluation of HBV-Like Circulation in Wild and Farm Animals from Brazil and Uruguay. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(15), 2679. <https://doi.org/10.3390/ijerph16152679>
- Vieira, E. G. M., Fischer, E., Gracioli, G., Ferreira Santos, C., Camargo, G., Silveira, M., & Eriksson, A. (2019). Bat flies aggregation on *Artibeus planirostris* hosts in the Pantanal floodplain and surrounding plateaus. *Parasitology*, 146(11), 1462-1466. <https://doi.org/10.1017/S0031182019000702>
- Viney, M. E., & Graham, A. L. (2013). Patterns and processes in parasite co-infection. *Advances in Parasitology*, 82, 321-369. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407706-5.00005-8>
- Widmer, C. E. (2009). *Perfil sanitário de onças-pintadas (Panthera onca) de vida livre no Pantanal sul do Mato Grosso do Sul – Brasil* [Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo]. https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/10/10134/tde-18022010-134815/publico/Cynthia_Elisa_Widmer.pdf
- Widmer, C. E., Azevedo, F. C. C., Almeida, A. P., Ferreira, F., & Labruna, M. B. (2011). Tick-borne bacteria in free-living jaguars (*Panthera onca*) in Pantanal, Brazil. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 11(8), 1001-1005. <https://doi.org/10.1089/vbz.2011.0619>
- Widmer, C. E., & Azevedo, F. C. C. (2012). Tungiasis in a free-ranging jaguar (*Panthera onca*) population in Brazil. *Parasitology Research*, 110(3), 1311-1314. <https://doi.org/10.1007/s00436-011-2625-8>
- Wine and Water Watch (2016). "We scientists don't know how to do that"... what a commentary! <http://winewaterwatch.org/2016/05/we-scientists-dont-know-how-to-do-that-what-a-commentary/>
- Witter, R., Martins, T. F., Campos, A. K., Melo, A. L. T., Corrêa, S. H. R., Morgado, T. O., Wolf, R. W., May-Júnior, A., Sinkoc, A. L., Strüssmann, C., Aguiar, D. M., Rossi, R. V., Semedo, T. B. F., Campos, Z., Desbiez, A. L. J., Labruna, M. B., & Pacheco, R. C. (2016). Rickettsial infection in ticks (Acari: Ixodidae) of wild animals in midwestern Brazil. *Ticks and Tick-Borne Diseases*, 7(3), 415-423. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2015.12.019>
- Wolf, R. W., Aragona, M., Muñoz-Leal, S., Pinto, L. B., Melo, A. L. T., Braga, I. A., . . . & Aguiar, D. M. (2016). Novel *Babesia* and *Hepatozoon* agents infecting nonvolant small mammals in the Brazilian Pantanal, with the first record of the tick *Ornithodoros guaporensis* in Brazil. *Ticks and Tick-Borne Diseases*, 7(3), 449-456. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2016.01.005>
- Woodford, M. H. (2009). Veterinary aspects of ecological monitoring: the natural history of emerging infectious diseases of humans, domestic animals and wildlife. *Tropical Animal Health and Production*, 41(7), 1023-1033. <https://doi.org/10.1007/s11250-008-9269-4>
- Woolhouse, M. E., Dye, C., Etard, J. F., Smith, T., Charlwood, J. D., Garnett, G. P., . . . & Anderson, R. M. (1997). Heterogeneities in the transmission of infectious agents: implications for the design of control programs. *Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America*, 94(1), 338-342. <https://doi.org/10.1073/pnas.94.1.338>
- Xavier, S. C., Roque, A. L., Lima, V. S., Monteiro, K. J., Otaviano, J. C., Ferreira da Silva, L. F., & Jansen, A. M. (2012). Lower richness of small wild mammal species and chagas disease risk. *Plos Neglected Tropical Diseases*, 6(5), e1647. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0001647>
- Zanatto, D. C. S., Duarte, J. M. B., Labruna, M. B., Tasso, J. B., Calchi, A. C., Machado, R. Z., & André, M. R. (2019). Evidence of exposure to *Coxiella burnetii* in neotropical free-living cervids in South America. *Acta Tropica*, 197, 105037. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2019.05.028>
- Zanetti, A. S., de Barros, L. F., de Araújo, M. S., Garcia, H. A., Aguiar, D. M., Espinosa, O. A., & Malheiros, A. F. (2021). Diversity and prevalence of intestinal parasites of zoonotic potential in animal hosts from different biomes in the central region of Brazil. *Annals of Parasitology*, 67(1), 95-105.
- Zimmermann, N. P. (2012). *Evidência epidemiológica de Brucella sp. em bovinos e veados-campeiros (Ozotoceros bezoarticus) em simpatria no Pantanal do Mato Grosso do Sul* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande].
- Zimmermann, N. P., Peres, I. A. H. F. S., Braz, P. H., Juliano, R. S., Mathias, L. A., & Pellegrin, A. O. (2018). Prevalência sorológica de *Brucella* spp. em porcos ferais e bovinos em simpatria no Pantanal do Mato Grosso do Sul, Brasil. *Semina: Ciências Agrárias*, 39(6), 2437-2442. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2018v39n6p2437>
- Zulfikar, S., Shah Nawaz, S., Ali, M., Bhutta, A. M., Iqbal, S., Hayat S., . . . & Iqbal, F. (2012). Detection of *Babesia bovis* in blood samples and its effect on the hematological and serum biochemical profile in large ruminants from Southern Punjab. *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine*, 2(2), 104-108. [https://doi.org/10.1016/S2221-1691\(11\)60202-5](https://doi.org/10.1016/S2221-1691(11)60202-5)

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

H. M. Herrera contribuiu com administração de projeto, análise formal, aquisição de financiamento, conceituação, investigação, metodologia, recursos, supervisão, validação, visualização e escrita (rascunho original, revisão e edição); G. E. O. Porfírio com administração de projeto, análise formal, curadoria de dados, investigação, metodologia, software, validação, visualização e escrita (rascunho original, revisão e edição); G. C. Macedo com administração de projeto, curadoria de dados, investigação, software, visualização e escrita (rascunho original, revisão e edição); A. M. Jansen com aquisição de financiamento, conceituação, recursos e supervisão; C. E. Oliveira com conceituação, metodologia, recursos e escrita (revisão e edição); e F. L. Rocha com conceituação, recursos e escrita (revisão e edição).



Apêndice 1. Parasitas descritos para o Pantanal, listados por espécies de hospedeiros mamíferos, método de diagnóstico e localidade. Legendas: MF = Morfológico; ML = Molecular; MC = Microbiológico; PR = Parasitológico; SR = Sorológico; HS = Histopatológico; NH = Nhecolândia; PG = Paiaguás; PR = Paraguai; MI = Miranda; RN = Rio Negro; AB = Abobral; AQ = Aquidauana; BM = Barão de Melgaço; NE = Não especificado; CA = Cáceres; PO = Poconé.

Appendix 1. Described parasites in Pantanal, listed by their mammalian host species, diagnostic method and locality. Captions: MF = Morphological; ML = Molecular; MC = Microbiological; PR = Parasitological; SR = Serological; HS = Histopathological; NH = Nhecolândia; PG = Paiaguás; PR = Paraguai; MI = Miranda; RN = Rio Negro; AB = Abobral; AQ = Aquidauana; BM = Barão de Melgaço; NE = Not specified; CA = Cáceres; PO = Poconé.

(Continua)

Hospedeiro	Grupos	Parasita	Diagnóstico	Localidade	Referência
Artiodactyla					
Cervidae					
<i>Blastocercus dichotomus</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma cajennense</i>	MF	NH	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000)
		<i>Amblyomma tigrinum</i>			
		<i>Rhipicephalus (Boophilus) microplus</i>			
	Helmintos	<i>Balanorchis anastrophus</i>		PG	Travassos et al. (1927)
		<i>Cooperia punctata</i>		NH	Nascimento et al. (2000a)
		<i>Haemonchus contortus</i>		PG	Travassos et al. (1927), Nascimento et al. (2000a)
		<i>Haemonchus similis</i>		NH	Nascimento et al. (2000a)
		<i>Paramphistomum liorchis</i>		PG	Travassos et al. (1927)
		<i>Trichostrongylus axei</i>		NH	Nascimento et al. (2000a)
		<i>Trichostrongylus colubriformis</i>		PG	Travassos et al. (1927)
<i>Trichuris</i> spp.	NH	Nascimento et al. (2000a)			
<i>Mazama americana</i>	Helmintos	<i>Cooperia punctata</i>	MI	Travassos & Freitas (1940)	
		<i>Cysticercus</i> sp.	MI; PR	Travassos & Freitas (1940, 1941)	
		Filarioidea	NH	Nascimento et al. (2000a)	
		<i>Haemonchus contortus</i>	MI	Travassos & Freitas (1940)	
		<i>Haemonchus similis</i>	NH	M. Silva et al. (1999)	
		<i>Paramphistomum</i> spp.	MI	Travassos & Freitas (1940)	
		<i>Physocephalus lassancei</i>	NH	M. Silva et al. (1999)	
		<i>Pygarginema verrucosa</i>	MI	Travassos & Freitas (1940)	
		Strongylidae	MI; PR	Travassos & Freitas (1941)	
		Trichostrongylidae		Nascimento et al. (2000a)	
		<i>Trichostrongylus axei</i>			
		<i>Trichostrongylus colubriformis</i>			
		<i>Mazama gouazoubira</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma cajennense</i>	NH
<i>Amblyomma parvum</i>					
<i>Rhipicephalus (Boophilus) microplus</i>					
<i>Amblyomma sculptum</i>					
<i>Haemaphysalis juxtakochi</i>					



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Mazama gouazoubira</i>	Bactérias	<i>Coxiella burnetii</i>	SR	PA	Zanatto et al. (2019)	
	Helmintos	<i>Bunostomum phlebotomum</i>	MF	PG	Lux Hoppe et al. (2010)	
		<i>Capillaria bovis</i>		NH	Nascimento et al. (2000a)	
		<i>Cooperia pectinata</i>		NH; PG	Nascimento et al. (2000a), Lux Hoppe et al. (2010)	
		<i>Cooperia punctata</i>			M. Silva et al. (1999), Lux Hoppe et al. (2010)	
		<i>Haemonchus contortus</i>			Nascimento et al. (2000a), Lux Hoppe et al. (2010)	
		<i>Haemonchus similis</i>			Nascimento et al. (2000a)	
		<i>Physocephalus lassancei</i>			Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000), Cançado et al. (2009)	
		<i>Pygarginema verrucosa</i>			Gracioli et al. (2011)	
		<i>Trichostrongylus axei</i>			Picoloto et al. (2010), Silveira et al. (2013)	
<i>Trichostrongylus colubriformis</i>	Elisei et al. (2010), Péres (2010), Zimmermann (2012)					
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	Artrópodes	<i>Rhipicephalus (Boophilus) microplus</i>	ML	NH; PG	Girio et al. (2004), Péres (2010), A. Vieira et al. (2016)	
		<i>Lipoptena guimaraesi</i>			Mathias et al. (1999), A. Vieira et al. (2011)	
		<i>Lipoptena mazamae</i>			Albertti et al. (2015)	
	Bactérias	<i>Anaplasma marginale</i>	ML		NH	Grazziotin et al. (2011)
		<i>Brucella</i> spp.	ML; SR		NH; PG	Nascimento et al. (2000a)
		<i>Leptospira</i> spp.	MC; ML; SR			M. Silva et al. (1999)
		<i>Leptospira interrogans</i>	ML; SR			Nascimento et al. (2000a)
		<i>Mycobacterium asiaticum</i>	MC; ML			M. Silva et al. (1999)
		<i>Mycobacterium avium</i>				Silveira et al. (2013)
		<i>Mycobacterium bovis</i>				Tiemann et al. (2005)
<i>Mycoplasmas ovis</i>	ML	ML	Silveira et al. (2013)			
Helmintos	<i>Cooperia punctata</i>	MF	NH; PG	Herrera et al. (2010a), Silveira et al. (2013)		
	<i>Haemonchus contortus</i>					
	<i>Haemonchus similis</i>					
	<i>Physocephalus sexalatus</i>					
	<i>Trichostrongylus axei</i>					
	<i>Trichostrongylus colubriformis</i>					
	<i>Texicospirura turki</i>					
Protozoários	<i>Babesia bigemina</i>	ML	NH; PG	Silveira et al. (2013)		
	<i>Babesia bovis</i>	SR		Silveira et al. (2013)		
	<i>Neospora caninum</i>	ML		Herrera et al. (2010a), Silveira et al. (2013)		
	<i>Theileria cervi</i>	ML				



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	Protozoários	<i>Trypanosoma vivax</i>	ML	NH; PG	Herrera et al. (2010a)
		<i>Plasmodium odocoilei</i>			Asada et al. (2018)
	Vírus	<i>Orbivirus</i> (Língua Azul)	SR		Tomich et al. (2009)
Suidae					
<i>Sus scrofa</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000), Ramos (2013), Ramos et al. (2014)
		<i>Amblyomma cajennense</i>			Caçado et al. (2013), Ramos (2013)
		<i>Amblyomma ovale</i>			Ramos (2013), Ramos et al. (2014)
		<i>Amblyomma parvum</i>			Caçado et al. (2013), Ramos (2013), Ramos et al. (2014)
		<i>Amblyomma sculptum</i>			Caçado et al. (2013), Ramos (2013), Ramos et al. (2014)
		<i>Ornithodoros rostratus</i>			Caçado et al. (2013), Ramos (2013), Ribeiro et al. (2013), Ramos et al. (2014)
		<i>Rhipicephalus (Boophilus) microplus</i>			Ramos (2013), Ramos et al. (2014)
	Bactérias	<i>Brucella</i> spp.	ML; SR	NH; PG; RN	Paes et al. (2009), Custódio (2013), Zimmermann et al. (2018)
		<i>Brucella abortus</i>			NH
		<i>Leptospira</i> spp.	HS; MC; ML; SR	AB; NH; RN	Girio et al. (2004), Paes et al. (2009), Fontana (2011), A. Vieira et al. (2016)
		<i>Mycobacterium avium</i>	MC; ML		Albertti et al. (2015)
		<i>Mycobacterium parafinicum</i>			
		<i>Mycobacterium parascrofulaceum</i>			
	<i>Mycobacterium saskatchewanense</i>				
	Fungos	<i>Acremonium</i> spp.	MC	NH	Paes et al. (2010)
		<i>Aspergillus niger</i>			
		<i>Aspergillus terreus</i>			
		<i>Candida</i> spp.			
		<i>Candida albicans</i>			
		<i>Candida boidinii</i>			
		<i>Candida guilliermondii</i>			
<i>Candida krusei</i>					
<i>Candida parapsilosis</i>					
<i>Candida magnoliae</i>					
<i>Candida sake</i>					



Apêndice 1.

(Continua)

Sus scrofa	Fungos	<i>Candida tropicalis</i>	MC	NH	Paes et al. (2010)	
		<i>Colletotrichum</i> spp.				
		<i>Eupenicillium</i> spp.				
		<i>Fusarium</i> spp.				
		<i>Geotrichum</i> spp.				
		<i>Mucor</i> spp.				
		<i>Paecilomyces</i> spp.				
		<i>Penicillium</i> spp.				
		<i>Phoma</i> spp.				
		<i>Rhodotorula</i> spp.				
		<i>Rhodotorula glutinis</i>				
		<i>Scedosporium</i> spp.				
		<i>Talaromyces</i> spp.				
		<i>Trichosporon</i> spp.				
	<i>Trichosporon mucoides</i>					
	Helmintos	Ancylostomatidae	PR	CA	Zanetti et al. (2021)	
		<i>Ascaris</i> spp.	MF	PG	Travassos et al. (1927)	
			PR	CA	Zanetti et al. (2021)	
		<i>Balantidium coli</i>		RN	Ovando & Ribeiro (2007)	
		<i>Macracanthorhynchus hirudinaceus</i>	HS; MF; PR	NH; RN	Ovando & Ribeiro (2007), Paes et al. (2009)	
		<i>Metastrongylus</i> spp.	HS; MF			
		<i>Oesophagostomus</i> spp.	MF	RN	Ovando & Ribeiro (2007)	
		<i>Stephanurus dentatus</i>	HS; MF	NH; RN	Ovando & Ribeiro (2007), Paes et al. (2009)	
		<i>Stichorchis giganteus</i>	MF	PG	Travassos et al. (1927)	
		Strongylidae				
		<i>Strongyloides</i> spp.	MF; PR	RN	Ovando & Ribeiro (2007)	
		<i>Trichuris</i> spp.	MF	PG	Travassos et al. (1927)	
			PR	CA	Zanetti et al. (2021)	
		<i>Trichuris suis</i>		RN	Ovando & Ribeiro (2007)	
	Protozoários	<i>Balantidium</i> spp.	PR	CA	Zanetti et al. (2021)	
		<i>Blastocystis</i> spp.				
		<i>Entamoeba histolytica</i>				
		<i>Isospora suis</i>			RN	Ovando & Ribeiro (2007)
<i>Neospora caninum</i>		SR		NH	H. Soares et al. (2016)	
<i>Sarcocystis</i> spp.		HS		RN	Ovando & Ribeiro (2007)	
		PR		CA	Zanetti et al. (2021)	
<i>Toxoplasma gondii</i>	SR	NH	Dahroug (2014)			



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Sus scrofa</i>	Protozoários	<i>Trypanosoma cruzi</i>	PR; SR	RN	Herrera et al. (2008a)	
		<i>Trypanosoma evansi</i>	ML; SR		Herrera et al. (2005, 2008a)	
	Vírus	<i>Aphthovirus</i> (Febre Aftosa)	SR	NH	Paes (2001)	
		<i>Circovirus</i> (PCV2)	ML		Franzo et al. (2015)	
		<i>Orthohepadnavirus</i>	ML; SR	BM; NH	Y. Vieira et al. (2019)	
<i>Varicellovirus SuHV-1</i> (Aujeszky)	NH; RN	Paes et al. (2009), Paes et al. (2013)				
Tayassuidae						
<i>Dicotyles tajacu</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000)	
	Bactérias	<i>Leptospira</i> spp.	SR		Ito et al. (1998)	
	Helmintos	Acantocephala		MF	MI	Travassos & Freitas (1940)
		Ancylostomatidae		PR	CA	Zanetti et al. (2021)
		<i>Ascaris</i> spp.				
		Cestoda		MF	MI	Travassos & Freitas (1940)
		Filarioidea				
		<i>Macracanthorhynchus hirudinaceus</i>				
		Metastrongylidae				
		Spiruridae				
		<i>Stichorchis giganteus</i>				
	<i>Toxocara</i> spp.		PR	CA	Zanetti et al. (2021)	
	<i>Trichostrongylidae</i>		MF	MI	Travassos & Freitas (1940)	
	Protozoários	<i>Blastocystis</i> spp.		PR	CA	Zanetti et al. (2021)
		<i>Cystoisospora</i> spp.				
<i>Entamoeba histolytica</i>						
<i>Iodamoeba</i> spp.						
<i>Trypanosoma cruzi</i>		SR	NH; RN	Herrera et al. (2008a, 2011)		
<i>Trypanosoma evansi</i>	ML; SR	Herrera et al. (2005, 2008a, 2011)				
<i>Tayassu pecari</i>	Bactérias	<i>Brucella</i> spp.	ML; SR	AQ; NH	Ito et al. (1998), Real et al. (2010)	
		<i>Leptospira</i> spp.		NH	Ito et al. (1998)	
		<i>Leptospira interrogans</i>	SR	RN	T. Freitas et al. (2010)	
	Protozoários	<i>Trypanosoma cruzi</i>	ML; SR	NH; RN	Herrera et al. (2008a, 2011)	
		<i>Trypanosoma evansi</i>			Herrera et al. (2005, 2008a, 2011)	
Carnivora						
Canidae						
<i>Cerdocyon thous</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH; PR	Rabelo (2014), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)	
		<i>Amblyomma ovale</i>		NH; PO; PR	Rabelo (2014), Witter et al. (2016), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)	



Apêndice 1.

(Continua)

Cercocyon thous	Artrópodes	<i>Amblyomma parvum</i>	MF	NH	Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)
		<i>Amblyomma sculptum</i>		NH; PO	Witter et al. (2016), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)
		<i>Amblyomma tigrinum</i>		NH; PR	Rabelo (2014), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)
		Ixodidae		PR	Rabelo (2014)
		<i>Rhipicephalus sanguineus</i>			
	Bactérias	<i>Anaplasma</i> spp.	ML	NH	Sousa et al. (2017a)
		<i>Brucella</i> spp.	SR		Dorneles et al. (2014)
		<i>Ehrlichia</i> spp.	ML		Sousa et al. (2017a)
		<i>Ehrlichia canis</i>	SR		
		<i>Leptospira</i> spp.	ML; SR	BM; NH	Jorge (2008), Jorge et al. (2011), A. Vieira et al. (2013, 2016)
		<i>Mycoplasma haemocanis</i>	ML	NH	Sousa et al. (2017c)
		<i>Rickettsia amblyommatis</i>	SR		Sousa et al. (2018a)
	<i>Rickettsia parkeri</i>				
		<i>Rickettsia rickettsii</i>			
	Helmintos	<i>Ancylostoma buckleyi</i>	MF	BR 262	Gomes et al. (2015b)
		<i>Ascaridia galli</i>		NH	Gomes et al. (2015a, 2019b)
		<i>Prosthenorchis cercocyonis</i>			
		<i>Pterygodermatites pluripectinata</i>			
		<i>Spirobakerus sagittalis</i>	ML; PR	BR 262	Gomes et al. (2015b)
		<i>Trichuris</i> spp.	PR	PR	Rabelo (2014)
	Protozoários	<i>Babesia caballi</i>	ML	NH	Sousa et al. (2018c)
		<i>Babesia vogeli</i>	SR		
		<i>Crithidia mellificae</i>	ML; PR	MI	Dario et al. (2021)
		<i>Hepatozoon felis</i>	ML	NH	Sousa et al. (2017b)
		<i>Leishmania</i> spp.	ML; SR	PR	Porfírio et al. (2018)
		<i>Leishmania braziliensis</i>	ML	BM	Jorge (2008)
		<i>Toxoplasma gondii</i>	ML; SR	NH	Dahroug (2014)
<i>Trypanosoma cruzi</i>		SR	NH; PR; RN	Herrera et al. (2011), Rocha et al. (2013), Porfírio et al. (2018), Santos et al. (2018, 2019a)	
<i>Trypanosoma evansi</i>	ML; PR; SR	NH; RN	Herrera et al. (2011), Santos et al. (2018, 2019a)		
Vírus	<i>Lyssavirus</i> (Raiva)	SR	BM; RN	Jorge (2008), Jorge et al. (2010)	
	<i>Morbillivirus</i> (Cinomose)		BM	Jorge (2008)	
	<i>Protoparvovirus</i> (Parvovirose Canino)				
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Bactérias	<i>Leptospira</i> spp.		Jorge (2008), Jorge et al. (2011)	
	Protozoários	<i>Leishmania braziliensis</i>	ML	Jorge (2008)	



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Vírus	<i>Morbillivirus</i> (Cinomose)	SR	BM	Jorge (2008)
		<i>Protoparvovirus</i> (Parvovirose Canino)			
<i>Speothos venaticus</i>	Bactérias	<i>Leptospira</i> spp.	SR	BM	Jorge (2008), Jorge et al. (2011)
	Vírus	<i>Lyssavirus</i> (Raiva)			Jorge (2008), Jorge et al. (2010)
		<i>Protoparvovirus</i> (Parvovirose Canino)			Jorge (2008)
Felidae					
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma ovale</i>	MF	PO	Witter et al. (2016)
<i>Leopardus pardalis</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	CA	Witter et al. (2016)
		<i>Amblyomma parvum</i>		NH	Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)
		<i>Amblyomma sculptum</i>		CA	Witter et al. (2016)
	Bactérias	<i>Anaplasma</i> spp.	ML	NH	Sousa et al. (2017a)
		<i>Leptospira</i> spp.	SR	BM; NH	Jorge (2008), Jorge et al. (2011), A. Vieira et al. (2013)
		<i>Candidatus Mycoplasma haemominutum</i>	ML		Sousa et al. (2017c)
		<i>Rickettsia amblyommatis</i>	SR	NH	Sousa et al. (2018a)
		<i>Rickettsia parkeri</i>			
	<i>Rickettsia rickettsii</i>				
	Helmintos	Acantocephala	MF	PG	Travassos et al. (1927)
		Cestoda			
		Nematoda			
		<i>Oncicola onicola</i>			
	Protozoários	<i>Crithidia mellificae</i>	ML; PR	MI	Dario et al. (2021)
		<i>Cytauxzoon felis</i>	ML	NH	Sousa et al. (2018c)
		<i>Hepatozoon felis</i>		Sousa et al. (2017b)	
		<i>Leishmania braziliensis</i>		BM	Jorge (2008)
<i>Toxoplasma gondii</i>		ML; SR	NH	Dahroug (2014)	
<i>Trypanosoma cruzi</i>		SR	NH; RN	Herrera et al. (2011), Rocha et al. (2013), Santos et al. (2018, 2019a)	
<i>Trypanosoma evansi</i>	ML; PR; SR	Herrera et al. (2011), Santos et al. (2018, 2019a)			
Vírus	<i>Morbillivirus</i> (Cinomose)	SR	BM	Jorge (2008)	
	<i>Protoparvovirus</i> (Parvovirose Canino)				
<i>Panthera onca</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	AB; AQ; MI; NH; PO	Widmer (2009), Furtado (2010), Widmer et al. (2011), Witter et al. (2016), Furtado et al. (2017a)
		<i>Amblyomma cajennense</i>		AB; MI	Widmer (2009), Furtado (2010), Widmer et al. (2011)
		<i>Amblyomma ovale</i>		AQ; MI; PO	Furtado (2010), Witter et al. (2016)



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Panthera onca</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma sculptum</i>	MF	AQ; MI; PO	Witter et al. (2016), Furtado et al. (2017a)
		<i>Amblyomma triste</i>		AB; AQ; MI; NH; PO	Widmer (2009), Furtado (2010), Widmer et al. (2011), Witter et al. (2016), Furtado et al. (2017a)
		<i>Cochliomyia</i> sp.		AQ; MI	Furtado (2010)
		<i>Dermatobia hominis</i>		MI	May-Junior et al. (2021)
		<i>Rhipicephalus (Boophilus) microplus</i>		AB; AQ; MI; NH; PO	Widmer (2009), Furtado (2010), Widmer et al. (2011), Witter et al. (2016), Furtado et al. (2017a)
		<i>Tunga penetrans</i>		AB; MI; NH	Widmer (2009), Furtado (2010), Widmer & Azevedo (2012)
	Bactérias	<i>Ehrlichia</i> spp.	ML	NH	Widmer (2009), Widmer et al. (2011)
		<i>Ehrlichia canis</i>	SR	AB; MI; NH	
		<i>Ehrlichia ruminantium</i>	ML	NH	Widmer et al. (2011)
		<i>Candidatus Mycoplasma haemominutum</i>		AQ; MI	Furtado (2010), Furtado et al. (2018)
		<i>Candidatus Mycoplasma turicensis</i>	SR	NH	Widmer et al. (2011)
		<i>Coxiella burnetii</i>		AQ; CA; MI; PO	Furtado (2010), Furtado et al. (2015), Onuma et al. (2015)
		<i>Leptospira</i> spp.	ML		Furtado (2010)
		<i>Mycobacterium</i> spp.		AQ; MI	Furtado (2010), Furtado et al. (2018)
		<i>Mycoplasma haemofelis</i>	SR	AB; MI; NH	Widmer (2009), Widmer et al. (2011)
		<i>Rickettsia amblyomii</i>			
		<i>Rickettsia bellii</i>			
		<i>Rickettsia felis</i>			
		<i>Rickettsia parkeri</i>			
		<i>Rickettsia rhipicephali</i>			
	<i>Rickettsia rickettsii</i>				
	Protozoários	<i>Cytauxzoon felis</i>	ML	AB; AQ; MI	Widmer (2009), Furtado (2010), Furtado et al. (2017b)
		<i>Hepatozoon</i> spp.		AQ; MI	Furtado (2010), Furtado et al. (2017a)
		<i>Hepatozoon felis</i>		AB; MI	Widmer (2009)
		<i>Neospora caninum</i>	SR	CA; PO	Onuma et al. (2014)
		<i>Sarcocystis neurona</i>		AQ; CA; MI; PO	Furtado (2010), Onuma et al. (2014), Furtado et al. (2015)
		<i>Toxoplasma gondii</i>		CA	Onuma et al. (2016)
	<i>Alphavirus</i> (Encefalite Equina do Leste)	ML	C. P. Silva et al. (2016)		
	<i>Gammaretrovirus</i> (Leucemia Felina)				



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Panthera onca</i>	Vírus	<i>Lyssavirus</i> (Raiva)	SR	AB; AQ; CA; MI; PO; RN	Widmer (2009), Furtado (2010), Jorge et al. (2010), Furtado et al. (2013), Onuma et al. (2016)
		<i>Morbilivírus</i> (Cinomose)		AQ; CA; MI	Furtado (2010), Furtado et al. (2013), Onuma et al. (2016)
		<i>Norovírus</i>	ML	CA	Da Silveira et al. (2018)
		<i>Orthohepadnavírus</i>		BM; NH	Y. Vieira et al. (2019)
		<i>Protoparvovírus</i> (Parvovirose Canino)		CA; PO	Onuma et al. (2016)
<i>Puma concolor</i>	Bactérias	<i>Leptospira</i> spp.	SR		Jorge (2008), Jorge et al. (2011)
	Vírus	<i>Lyssavirus</i> (Raiva)		BM	Jorge (2008), Jorge et al. (2010)
		<i>Morbilivírus</i> (Cinomose)			Jorge (2008)
		<i>Protoparvovírus</i> (Parvovirose Canino)			
Mustelidae					
<i>Eira barbara</i>	Protozoários	<i>Trypanosoma evansi</i>	ML	NH	Santos et al. (2019a)
<i>Pteronura brasiliensis</i>	Helmintos	Ascarididae			
		<i>Diplostomum alarioides</i>	MF	MI; PR	Travassos & Freitas (1941)
		Metastrongylidae			
Procyonidae					
<i>Nasua nasua</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.		NH	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)
		<i>Amblyomma auricularium</i>			Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)
		<i>Amblyomma cajennense</i>			Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000)
		<i>Amblyomma ovale</i>		NH; PO	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000), Witter et al. (2016), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)
		<i>Amblyomma parvum</i>	MF	NH	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)
		<i>Amblyomma sculptum</i>			Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a), Serpa et al. (2021)
				PO	Witter et al. (2016)
				NH	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000)
			Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)		
			Sousa et al. (2017a)		
			Dorneles et al. (2014)		
			Sousa et al. (2017a)		
	Bactérias	<i>Anaplasma</i> spp.	ML		Sousa et al. (2017a)
<i>Bruceella</i> spp.		SR		Dorneles et al. (2014)	
<i>Ehrlichia</i> spp.		ML		Sousa et al. (2017a)	
<i>Ehrlichia canis</i>		SR		Sousa et al. (2017a)	
<i>Leptospira</i> spp.		MC; ML; SR		A. Vieira et al. (2013, 2016)	



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Nasua nasua</i>	Bactérias	<i>Mycobacterium avium</i>	MC; ML	NH	Albertti et al. (2015)	
		<i>Mycoplasma haemofelis</i>	ML		Sousa et al. (2017c)	
	Helmintos	Cestoda	MF	NH; PG	Travassos et al. (1927), Olifiers et al. (2015)	
		Filarioidea			NH	Olifiers et al. (2015)
		<i>Molineus nasuae</i>		PG	Sacchi et al. (2004)	
		<i>Oligacanthorhynchidae</i>		NH	Olifiers et al. (2015)	
		<i>Pachysentis</i> spp.			Gomes et al. (2019b)	
		<i>Pachysentis lauroi</i>			Gomes et al. (2019a)	
		<i>Physaloptera</i> spp.		PG	Travassos et al. (1927)	
		<i>Physaloptera maxillaris</i>			Sacchi et al. (2004)	
		<i>Prosthenorchis luhei</i>		NE; PG	Travassos (1923), Travassos et al. (1927)	
		Strongylida		NH	Olifiers et al. (2015)	
	Protozoários	Eimeriidae	ML	NH	Sousa et al. (2017b)	
		<i>Hepatozoon felis</i>			PR	Porfírio et al. (2018)
		<i>Leishmania</i> spp.		ML	NH	Sousa et al. (2018c)
		<i>Toxoplasma gondii</i>		ML; SR		Dahroug (2014)
		<i>Trypanosoma cruzi</i>		ML; PR; SR	NH; PR; RN	Herrera et al. (2008b, 2011), Alves et al. (2011, 2016), Rocha et al. (2013), Olifiers et al. (2015), Porfírio et al. (2018), Santos et al. (2018, 2019a)
		<i>Trypanosoma evansi</i>		HS; ML; PR; SR		Nunes & Oshiro (1990), Nunes et al. (1993), Ramirez et al. (1997), R. Silva et al. (1999), Herrera et al. (2004, 2005, 2010b, 2011), Aquino et al. (2010), Alves et al. (2011), Olifiers et al. (2015), Porfírio et al. (2018), Santos et al. (2018, 2019a)
		<i>Trypanosoma rangeli</i>		ML; PR		Herrera et al. (2008b), Alves et al. (2011), Santos et al. (2019a)
	<i>Procyon cancrivorus</i>	Bactérias	<i>Leptospira</i> spp.	SR	BM	Jorge (2008), Jorge et al. (2011)
Helmintos		Cestoda	MF	MI	Travassos & Freitas (1940)	
		<i>Dibotriocephalus</i> spp.				
Protozoários		Nematoda	ML	BM	Jorge (2008)	
		<i>Leishmania braziliensis</i>				
Vírus		<i>Trypanosoma cruzi</i>	PR; SR	NH	Rocha et al. (2013), Santos et al. (2019a)	
		<i>Lyssavirus</i> (Raiva)	SR	BM	Jorge (2008), Jorge et al. (2010)	
	<i>Morbillivirus</i> (Cinomose)					
<i>Protoparvovirus</i> (Parvovirose Canino)						



Apêndice 1.

(Continua)

Chiroptera								
Phyllostomidae								
<i>Anoura caudifer</i>	Artrópodes	<i>Trichobius longipes</i>	MF	MI; NH; RN	Longo (2009)			
<i>Artibeus</i> spp.	Protozoários	<i>Trypanosoma evansi</i>	ML	NH	Herrera et al. (2004)			
<i>Artibeus lituratus</i>	Artrópodes	<i>Megistopoda aranea</i>	MF	MI; NH; RN	Longo (2009)			
		<i>Paratrichobius sanchezi</i>						
<i>Artibeus planirostris</i>	Artrópodes	<i>Periglischrus iheringi</i>	MF	BM; NH	Silva & Graciolli (2013), Almeida et al. (2016)			
		<i>Aspidoptera phyllostomatis</i>						
		<i>Megistopoda aranea</i>						
		<i>Metelasmus pseudopterus</i>						
		<i>Ornithodoros hasei</i>				MF; ML	AQ	Muñoz-Leal et al. (2016)
		<i>Ornithodoros mimon</i>						
	<i>Periglischrus caligus</i>	MF	BM; NH	Silva & Graciolli (2013), Almeida et al. (2016)				
	<i>Periglischrus herreraei</i>							
	<i>Periglischrus iheringi</i>							
	<i>Trichobius joblingi</i>		MI; NH; RN	Longo (2009)				
	Protozoários	<i>Leishmania braziliensis</i>	ML	NH	Castro Ferreira et al. (2017)			
		<i>Trypanosoma cruzi</i>	PR	NH; RN	Lisboa et al. (2008), Herrera et al. (2011)			
ML			NH	Santos et al. (2019a)				
<i>Trypanosoma cruzi marinkellei</i>		ML; PR	NH; PO	Marcili et al. (2013), Santos et al. (2019a)				
<i>Trypanosoma evansi</i>	ML	NH; RN	Herrera et al. (2011)					
<i>Carollia perspicillata</i>	Artrópodes	<i>Aspidoptera phyllostomatis</i>	MF	MI; NH; RN	Longo (2009)			
		<i>Megistopoda aranea</i>						
		<i>Noctiliostrebla maai</i>						
		<i>Speiseria ambigua</i>						
		<i>Strebla guajiro</i>						
		<i>Trichobius</i> spp.						
		<i>Trichobius affinis</i>						
		<i>Trichobius dugesii</i>						
	<i>Trichobius joblingi</i>							
	Helmintos	Filarioidea		MI	Travassos & Freitas (1940)			
Protozoários	<i>Trypanosoma cruzi marinkellei</i>	ML; PR	PO	Marcili et al. (2013)				
	<i>Trypanosoma evansi</i>	ML	NH; RN	Herrera et al. (2004, 2011)				
<i>Desmodus rotundus</i>	Artrópodes	<i>Periglischrus herreraei</i>	MF	NH	Silva & Graciolli (2013)			
		<i>Strebla wiedemaniai</i>				MI; NH; RN	Longo (2009)	



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Desmodus rotundus</i>	Artrópodes	<i>Trichobius parasiticus</i>	MF	MI; NH; RN	Longo (2009)	
	Protozoários	<i>Trypanosoma cruzi</i>	ML	NH	Santos et al. (2019a)	
		<i>Trypanosoma evansi</i>		NH; RN	Herrera et al. (2005, 2011)	
		<i>Trypanosoma cruzi marinkellei</i>	ML; PR	NH; PO	Marcili et al. (2013), Santos et al. (2019a)	
<i>Gardnerycteris crenulatum</i>	Artrópodes	<i>Ornithodoros hasei</i>	MF; ML	AQ	Muñoz-Leal et al. (2016)	
<i>Glossophaga soricina</i>		<i>Periglischrus caligus</i>	MF	BM; NH	RN	Silva & Graciolli (2013), Almeida et al. (2016)
		<i>Trichobius dugesii</i>				
<i>Lophostoma brasiliense</i>		<i>Mastoptera minuta</i>		MI	Longo (2009)	
<i>Lophostoma silvicola</i>		<i>Mastoptera minuta</i>		MI; RN		
		<i>Periglischrus iheringi</i>		NH	Silva & Graciolli (2013)	
		<i>Periglischrus tonatii</i>		RN	Longo (2009)	
		<i>Periglischrus torrealbai</i>				
		<i>Pseudostrebla riberói</i>				
		<i>Trichobius spp.</i>		MI		
		<i>Trichobius longipes</i>		MI; RN		
<i>Trichobius silvicolae</i>						
<i>Phyllostomus discolor</i>		<i>Periglischrus acutisternus</i>		MF	NH	Silva & Graciolli (2013)
	<i>Periglischrus iheringi</i>					
	<i>Periglischrus torrealbai</i>	MI	Longo (2009)			
	<i>Strebla hertigi</i>					
	<i>Trichobioides perspicillatus</i>					
	<i>Trichobius costalimai</i>					
<i>Phyllostomus hastatus</i>	<i>Periglischrus torrealbai</i>	NH	Silva & Graciolli (2013)			
	<i>Ornithodoros hasei</i>	MF; ML			AQ	
	Protozoários	<i>Trypanosoma cruzi</i>	PR	NH; RN	Lisboa et al. (2008), Herrera et al. (2011)	
<i>Trypanosoma cruzi marinkellei</i>		NH		Santos et al. (2019a)		
<i>Platyrrhinus spp.</i>		<i>Trypanosoma evansi</i>	ML	NH; RN	Herrera et al. (2004, 2011)	
<i>Platyrrhinus incarum</i>	Artrópodes	<i>Periglischrus iheringi</i>	MF	BM	Almeida et al. (2016)	
<i>Platyrrhinus lineatus</i>		<i>Aspidoptera phyllostomatis</i>		MI; NH; RN	Longo (2009)	
		<i>Paratrachobius longicrus</i>				
		<i>Periglischrus caligus</i>		NH	Silva & Graciolli (2013), Almeida et al. (2016)	
		<i>Periglischrus iheringi</i>		BM; NH		
<i>Trichobius angulatus</i>	MI; NH; RN	Longo (2009)				



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Platyrrhinus lineatus</i>	Artrópodes	<i>Trichobius joblingi</i>	MF	MI; NH; RN	Longo (2009)
		<i>Ornithodoros hasei</i>	MF; ML	AQ	Muñoz-Leal et al. (2016)
	Protozoários	<i>Leishmania braziliensis</i>	ML	NH	Castro Ferreira et al. (2017)
		<i>Trypanosoma dionisii</i>	PR		Santos et al. (2019a)
<i>Sturnira lilium</i>	Artrópodes	<i>Aspidoptera falcata</i>	MF	MI; NH; RN	Longo (2009)
		<i>Megistopoda proxima</i>			
		<i>Periglischrus herrerae</i>		NH	Silva & Graciolli (2013)
		<i>Periglischrus iheringi</i>			
		<i>Periglischrus ojustii</i>			
	Protozoários	<i>Trypanosoma dionisii</i>	PR	NH	Santos et al. (2019a)
<i>Tonatia</i> spp.	Protozoários	<i>Trypanosoma evansi</i>	ML	NH; RN	Herrera et al. (2011)
<i>Tonatia bidens</i>				RN	Herrera et al. (2005)
<i>Trachops cirrhosus</i>	Artrópodes	<i>Periglischrus paracutisternus</i>	MF	BM	Almeida et al. (2016)
	Protozoários	<i>Trypanosoma cruzi marinkellei</i>	ML; PR	PO	Marcili et al. (2013)
Noctilionidae					
<i>Noctilio albiventris</i>	Artrópodes	<i>Noctiliosrebla maai</i>	MF	MI; NH; RN	Longo (2009)
		<i>Paradyschiria parvula</i>			
		<i>Periglischrus iheringi</i>		NH	Silva & Graciolli (2013)
		<i>Ornithodoros hasei</i>		MF; ML	AQ
Vespertilionidae					
<i>Eptesicus brasiliensis</i>	Artrópodes	<i>Basilina bequaerti</i>	MF	MI; NH; RN	Longo (2009)
<i>Myotis</i> spp.	Protozoários	<i>Trypanosoma evansi</i>	ML	NH; RN	Herrera et al. (2004, 2011)
<i>Myotis nigricans</i>	Artrópodes	<i>Basilina</i> spp.	MF	MI; NH; RN	Longo (2009)
		<i>Basilina carteri</i>			
		<i>Basilina speiseri</i>			
		<i>Myodopsylla wolffsohni</i>		NH	Silva & Graciolli (2013)
		<i>Periglischrus herrerae</i>			
<i>Myotis riparius</i>		<i>Spinturnix americanus</i>		BM	Almeida et al. (2016)
	Protozoários	<i>Trypanosoma cruzi marinkellei</i>	ML; PR	PO	Marcili et al. (2013)
Cingulata					
Chlamyphoridae					
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH	Medri et al. (2010)
		<i>Amblyomma cajannense</i>			
		<i>Amblyomma parvum</i>			
		<i>Amblyomma pseudoconcolor</i>			
		<i>Amblyomma sculptum</i>		BM	Medri et al. (2010), Witter et al. (2016)



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Euphractus sexcinctus</i>	Bactérias	<i>Leptospira</i> spp.	SR	NH	Dalazen et al. (2020)	
	Helmintos	<i>Aspidodera</i> spp.	MF	MI	Travassos & Freitas (1940)	
		<i>Aspidodera fasciata</i>		AQ	Lux Hoppe et al. (2006)	
		<i>Aspidodera scoleciformis</i>		MI	Travassos & Freitas (1940)	
		Cestoda		AQ	Lux Hoppe et al. (2006)	
		<i>Cruzia tentaculata</i>				
		<i>Delicata uncinata</i>				
		<i>Hadrostrongylus speciosum</i>				
		<i>Moennigia alonsoi</i>				
		Strongylidae				
		<i>Trichoeliox tuberculata</i>				
	Trichostrongylidae	MI	Travassos & Freitas (1940)			
Protozoários	<i>Trypanosoma cruzi</i>	PR	NH; RN	Herrera et al. (2011), Santos et al. (2019a)		
	<i>Trypanosoma evansi</i>	ML		Herrera et al. (2004, 2011), Santos et al. (2019a)		
<i>Prionotus maximus</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma cajennense</i>	MF	BM	Miranda et al. (2010)	
	Bactérias	<i>Leptospira</i> spp.	SR	NH	Dalazen et al. (2020)	
Dasypodidae						
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000)	
	Helmintos	<i>Aspidodera binansata</i>		AQ	Lux Hoppe & Nascimento (2007)	
		<i>Aspidodera fasciata</i>				
		<i>Aspidodera vazi</i>				
		<i>Cruzia</i> spp.				
		<i>Delicata variabilis</i>				
		<i>Hadrostrongylus speciosum</i>				
		<i>Macielia flagellata</i>				
		<i>Macielia macieli</i>				
		<i>Moennigia complexus</i>				
		<i>Moennigia littlei</i>				
		<i>Moennigia moennigi</i>				
		<i>Moennigia pintoii</i>				
		Oxyuridae				MI; PR
	<i>Strongyloides ratti</i>	AQ		Lux Hoppe & Nascimento (2007)		
	Protozoários	<i>Toxoplasma gondii</i>		SR	NH	Kluyber et al. (2021)
		<i>Trypanosoma cruzi</i>		ML	NH	Santos et al. (2019a)
ML; PR			Kluyber et al. (2021)			
<i>Trypanosoma evansi</i>		ML	PR	Porfírio et al. (2018)		
<i>Trypanosoma rangeli</i>	ML; PR	NH	Kluyber et al. (2021)			



Apêndice 1.

(Continua)

Didelphimorphia					
Didelphidae					
<i>Didelphis albiventris</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma ovale</i>	MF	PO	Serpa et al. (2021)
		<i>Amblyomma sculptum</i>			Wolf et al. (2016)
		<i>Ixodes luciae</i>			Serpa et al. (2021)
<i>Gracilinanus agilis</i>	Bactérias	<i>Amblyomma</i> spp.	ML	NH	Sousa et al. (2017a)
		<i>Ornithodoros mimon</i>		PO	
		<i>Anaplasma</i> spp.		NH	
		<i>Ehrlichia</i> spp.			
	Helmintos	<i>Rickettsia bellii</i>	SR	PO	Serpa et al. (2021)
		<i>Gracilioxuris agilis</i>	MF	NH	Feijó et al. (2008)
		<i>Physaloptera herthameyeræ</i>		AQ; NH	Lopes Torres et al. (2009)
		<i>Pterygodermatites jägerskiöldi</i>			
	<i>Spirura guianensis</i>				
	Protozoários	<i>Trypanosoma cruzi</i>	PR; SR	NH; RN	Herrera et al. (2007, 2011)
<i>Trypanosoma evansi</i>		ML; SR	Herrera et al. (2005, 2007, 2011)		
<i>Monodelphis domestica</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH	Ramos (2013)
		<i>Amblyomma cajennense</i>			
		<i>Amblyomma parvum</i>			
		<i>Ornithodoros guaporensis</i>		PO	Wolf et al. (2016)
		<i>Ornithodoros mimon</i>		NH	Serpa et al. (2021)
		<i>Polygenis bohlsi</i>			Sousa et al. (2017a, 2018a)
	Bactérias	<i>Ehrlichia</i> spp.	ML	NH	Sousa et al. (2017a)
		<i>Rickettsia bellii</i>	SR		Serpa et al. (2021)
		<i>Rickettsia parkeri</i>			
		<i>Rickettsia rickettsii</i>			
	Protozoários	<i>Babesia</i> spp.	ML	PO	Wolf et al. (2016)
		<i>Trypanosoma cruzi</i>	PR; SR	NH; RN	Herrera et al. (2007, 2011)
		<i>Trypanosoma evansi</i>	ML; SR		Herrera et al. (2004, 2007, 2011)
<i>Philander opossum</i>	Artrópodes	<i>Ixodes luciae</i>	MF	PO	Witter et al. (2016)
<i>Philander quica</i>	Protozoários	<i>Trypanosoma cruzi</i>	PR; SR	NH; RN	Herrera et al. (2007, 2011)
		<i>Trypanosoma evansi</i>			
<i>Thylamys macrurus</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH	Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)
		<i>Amblyomma parvum</i>			Sousa et al. (2017a, 2017b)
		<i>Polygenis bohlsi</i>			
	Bactérias	<i>Anaplasma</i> spp.	ML		Sousa et al. (2017a)
		<i>Ehrlichia</i> spp.			
	Protozoários	<i>Hepatozoon</i> spp.			Sousa et al. (2017b)



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Thylamys macrurus</i>	Protozoários	<i>Trypanosoma cruzi</i>	SR	NH; RN	Herrera et al. (2007, 2011)	
		<i>Trypanosoma evansi</i>				
Perissodactyla						
Tapiridae						
<i>Tapirus terrestris</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH	Labruna et al. (2021)	
		<i>Amblyomma ovale</i>				
		<i>Amblyomma parvum</i>				
		<i>Amblyomma sculptum</i>				
		<i>Rhipicephalus (Boophilus) microplus</i>				
	Bactérias	<i>Acinetobacter</i> spp.	MC		Medici et al. (2014)	
		<i>Acinetobacter baumannii</i>				
		<i>Bacillus</i> spp.				
		<i>Enterobacter</i> spp.				
		<i>Enterobacter aerogenes</i>				
		<i>Enterobacter agglomerans</i>				
		<i>Enterobacter cloacae</i>				
		<i>Enterococcus</i> spp.				
		<i>Escherichia coli</i>				
		<i>Klebsiella oxytoca</i>				
		<i>Klebsiella ozaenae</i>				
		<i>Klebsiella pneumoniae</i>				
		<i>Leptospira interrogans</i>	SR		Labruna et al. (2021)	
		<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	MC			
		<i>Rickettsia amblyommatis</i>	SR			
		<i>Rickettsia bellii</i>				
		<i>Rickettsia felis</i>				
		<i>Rickettsia parkeri</i>				
		<i>Rickettsia rhipicephali</i>				
		<i>Rickettsia rickettsii</i>	MC			Medici et al. (2014)
		<i>Serratia</i> spp.				
		<i>Serratia marcescens</i>				
<i>Staphylococcus</i> spp.						
<i>Staphylococcus aureus</i>						
<i>Staphylococcus intermedius</i>						
<i>Streptococcus agalactiae</i>						
Bactérias	<i>Stenotrophomonas maltophilia</i>	MC	NH	Medici et al. (2014)		
Fungos	<i>Candida</i> spp.					
Helmintos	Cestoda	MF	MI	Travassos & Freitas (1940)		



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Tapirus terrestris</i>	Helmintos	<i>Cladorchis</i> spp.	MF	PG	Travassos et al. (1927)	
		<i>Cladorchis pyriformis</i>		NE	Travassos (1922)	
		Spiruridae		MI	Travassos & Freitas (1940)	
		Strongylidae		MI; PG	Travassos et al. (1927), Travassos & Freitas (1940)	
	Protozoários	<i>Trypanosoma terrestris</i>	PR		Pérez et al. (2019)	
	Vírus	<i>Orbivirus</i> (Língua Azul)	SR	NH		Medici et al. (2014)
		<i>Herpesvirus</i> (Rinotraqueíte Bovina)				
<i>Protoparvovirus</i> (Parvovirose Suína)						
Pilosa						
Myrmecophagidae						
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000)	
		<i>Amblyomma cajennense</i>		NH; RN	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000), Martins et al. (2004)	
		<i>Amblyomma nodosum</i>			Martins et al. (2004)	
		<i>Amblyomma parvum</i>				
		<i>Amblyomma sculpturatum</i>		NH	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000)	
	Bactérias	<i>Leptospira interrogans</i>	SR	BM	Miranda et al. (2015)	
	Helmintos	Cestoda		PG	Travassos et al. (1927)	
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000)	
		<i>Amblyomma cajennense</i>				
		<i>Amblyomma nodosum</i>		NH; PO; RN	Bechara et al. (2000), Pereira et al. (2000), Martins et al. (2004), Witter et al. (2016)	
		<i>Amblyomma parvum</i>				
		<i>Amblyomma sculptum</i>		NH; RN	Martins et al. (2004)	
		PO	Witter et al. (2016)			
	Helmintos	<i>Giganthorhynchus echinodiscus</i>		PR		Travassos et al. (1927)
		<i>Physaloptera</i> spp.				
Trichostrongylidae						
Protozoários	<i>Trypanosoma cruzi</i>	ML; PR	NH		Santos et al. (2019a)	
Primates						
Atelidae						
<i>Alouatta caraya</i>	Helmintos	Anoplocephalidae	MF	MI; PR	Travassos & Freitas (1941)	
		Cestoda			Travassos et al. (1927)	
		<i>Enterobius minutus</i>			Travassos et al. (1927), Travassos & Freitas (1941)	
		Trichostrongylidae			Travassos et al. (1927)	
	Vírus	<i>Flavivirus</i> (Cacipacore)	SR	AQ; MI; NH		Batista et al. (2013)
		<i>Orthobunyavirus</i> (Oropouche)				



Apêndice 1.

(Continua)

Cebidae					
<i>Sapajus</i> spp.	Vírus	<i>Flavivirus</i> (Cacipacore)	SR	AQ; MI; NH	Batista et al. (2013)
		<i>Orthobunyavirus</i> (Oropouche)			
<i>Sapajus</i> cay	Helmintos	Filarioidea	MF	MI; PR	Travassos et al. (1927), Travassos & Freitas (1941)
		<i>Oslerus</i> spp.			Travassos et al. (1927)
		<i>Physaloptera</i> spp.			
	Trichostrongylidae				
	Protozoários	<i>Leishmania</i> spp.	ML	PR	Porfírio et al. (2018)
Rodentia					
Caviidae					
<i>Cavia</i> spp.	Helmintos	<i>Paraspidodera</i> spp.	MF	MI	Travassos & Freitas (1940)
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma cajennense</i>		MF	NH
	Bactérias	<i>Brucella</i> spp.	SR		
		<i>Leptospira</i> spp.			
		<i>Rickettsia amblyommatis</i>			
		<i>Rickettsia bellii</i>			
		<i>Rickettsia felis</i>			
		<i>Rickettsia parkeri</i>			
		<i>Rickettsia rhipicephali</i>			
	<i>Rickettsia rickettsii</i>				
	Helmintos	Ancylostomatidae	PR	CA	Zanetti et al. (2021)
		Anoplocephalidae	MF	MI; PG; PR	Travassos et al. (1927), Travassos & Freitas (1941)
		<i>Capillaria hydrochoeri</i>		NH; PG	Costa & Catto (1994), Bonuti et al. (2002)
		<i>Cruorifilaria tubero cauda</i>			Costa & Catto (1994), Nascimento et al. (2000b)
		Filarioidea		PG	Travassos et al. (1927)
<i>Hydrochoerisnema anomalobursata</i>		NH; PG		Bonuti et al. (2002)	
<i>Hippocrepis hippocrepis</i>		MI; NH; PG; PR		Travassos et al. (1927), Travassos & Freitas (1941), Costa & Catto (1994), Bonuti et al. (2002)	
<i>Monoecocestus hagdmani</i>		NH; PG		Costa & Catto (1994), Bonuti et al. (2002)	
<i>Monoecocestus hydrochoeri</i>					
<i>Monoecocestus macrobursatum</i>					Bonuti et al. (2002)
<i>Neocotyle</i> spp.		PG		Travassos et al. (1927)	
<i>Neocotyle neocotyle</i>		NH; PG		Bonuti et al. (2002)	
<i>Nudacotyle</i> spp.	PG	Travassos et al. (1927)			



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Helmintos	<i>Nudacotyle tertius</i>	MF	NH; PG	Costa & Catto (1994), Bonuti et al. (2002)	
		<i>Nudacotyle valdevaginatius</i>			Bonuti et al. (2002)	
		Oxyuridae		MI; PR	Travassos & Freitas (1941)	
		Paramphistomidae				
		<i>Protozoophaga obesa</i>		NH; PG	Travassos et al. (1927), Costa & Catto (1994), Bonuti et al. (2002)	
		<i>Strongyloides chapini</i>			Costa & Catto (1994), Bonuti et al. (2002)	
		<i>Taxorchis schistocotyle</i>			Travassos et al. (1927), Costa & Catto (1994), Bonuti et al. (2002)	
		<i>Trichostrongylus axei</i>			Costa & Catto (1994), Bonuti et al. (2002)	
		<i>Viannella hydrochoeri</i>			Travassos et al. (1927), Costa & Catto (1994), Bonuti et al. (2002)	
		<i>Yatesia hydrochoeris</i>			Costa & Catto (1994), Nascimento et al. (2000b)	
	<i>Wellcomia decorata</i>	PR	Travassos et al. (1927)			
	Protozoários	<i>Blastocystis</i> spp.	PR	CA	Zanetti et al. (2021)	
		<i>Cryptosporidium</i> spp.				
<i>Sarcocystis</i> spp.						
	<i>Trypanosoma evansi</i>	ML; PR; SR	NH; PO; RN	Stevens et al. (1989), Nunes et al. (1993), Franke et al. (1994), Herrera et al. (2004, 2011)		
Cricetidae						
<i>Calomys callosus</i>	Protozoários	<i>Hepatoozon</i> spp.	ML	PO	Wolf et al. (2016)	
<i>Cerradomys scotti</i>		<i>Trypanosoma cruzi</i>	SR	NH; RN	Herrera et al. (2007, 2011)	
<i>Holochilus brasiliensis</i>		<i>Trypanosoma evansi</i>				
		<i>Trypanosoma evansi</i>				
<i>Holochilus sciureus</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma triste</i>	MF	PO	Wolf et al. (2016)	
<i>Hylaeamys megacephalus</i>		<i>Amblyomma</i> spp.			Serpa et al. (2021)	
		<i>Amblyomma ovale</i>			Witter et al. (2016), Serpa et al. (2021)	
		<i>Ornithodoros mimon</i>			Serpa et al. (2021)	
	Bactérias	<i>Anaplasma</i> spp.	ML	Wolf et al. (2016)		
		<i>Rickettsia amblyommatis</i>	SR	Serpa et al. (2021)		
		<i>Rickettsia parkeri</i>				
<i>Rickettsia rhipicephali</i>						
<i>Rickettsia rickettsii</i>						



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Necomys lasiurus</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	PO	Serpa et al. (2021)	
	Bactérias	<i>Rickettsia rhipicephali</i>	SR			
<i>Oecomys</i> spp.	Artrópodes	<i>Amblyomma ovale</i>	MF			
<i>Oecomys mamorae</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH	Ramos (2013)	
				NH; PO	Serpa et al. (2021)	
		<i>Amblyomma ovale</i>		NH	Ramos (2013), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)	
		<i>Amblyomma parvum</i>			Ramos (2013), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a), Serpa et al. (2021)	
		<i>Amblyomma sculptum</i>		PO	Serpa et al. (2021)	
	<i>Ornithodoros mimon</i>	NH				
	Bactérias	<i>Anaplasma</i> spp.	ML	NH	Sousa et al. (2017a)	
		<i>Bartonella</i> spp.			Sousa et al. (2018b)	
		<i>Ehrlichia</i> spp.			Sousa et al. (2017a)	
		<i>Mycoplasma</i> spp.			Sousa et al. (2017c)	
	Helmintos	<i>Guerrerostrongylus gomesae</i>	MF	AQ	Simões et al. (2012)	
	Protozoários	<i>Cystoisospora mamorae</i>	PR	NH	Barreto et al. (2018)	
		<i>Hepatozoon</i> spp.	ML		Sousa et al. (2017b)	
		<i>Trypanosoma cruzi</i>	PR; SR	NH; RN	Herrera et al. (2007, 2011), Rademaker et al. (2009)	
<i>Trypanosoma evansi</i>		ML; PR; SR		Herrera et al. (2004, 2005, 2007, 2011), Rademaker et al. (2009)		
Cuniculidae						
<i>Cuniculus paca</i>	Helmintos	<i>Trichuris</i> spp.	MF	MI	Travassos & Freitas (1940)	
	Protozoários	<i>Blastocystis</i> spp.	PR	CA	Zanetti et al. (2021)	
		<i>Entamoeba histolytica</i>				
Dasyproctidae						
<i>Dasyprocta azarae</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	PO	Serpa et al. (2021)	
		<i>Amblyomma sculptum</i>				
	Helmintos	<i>Cysticercus</i> sp.		MI; PR	Travassos & Freitas (1941)	
		Oxyuridae			Travassos & Freitas (1940, 1941)	
		Strongylidae			Travassos & Freitas (1940)	
		Trichostrongylidae			Travassos & Freitas (1940, 1941)	
	Protozoários	<i>Trypanosoma evansi</i>		ML	NH	Herrera et al. (2004), Santos et al. (2019a)
Echimyidae						
<i>Clyomys laticeps</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH	Ramos (2013), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a), Serpa et al. (2021)	
		<i>Amblyomma auricularium</i>			Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)	



Apêndice 1.

(Continua)

<i>Clyomys laticeps</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma parvum</i>	MF	NH	Ramos (2013), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a), Serpa et al. (2021)		
		<i>Amblyomma triste</i>			Ramos (2013)		
	Bactérias	<i>Anaplasma</i> spp.	ML		Sousa et al. (2017a)		
		<i>Rickettsia amblyommatis</i>	SR		Serpa et al. (2021)		
		<i>Rickettsia bellii</i>					
		<i>Rickettsia parkeri</i>					
		<i>Rickettsia rhipicephali</i>					
	<i>Rickettsia rickettsii</i>						
	Protozoários	<i>Eimeria corumbaensis</i>	MF; PR		Barreto et al. (2017)		
		<i>Eimeria laticeps</i>					
<i>Eimeria nhecolandensis</i>							
	<i>Trypanosoma cruzi</i>	PR; SR	NH; RN	Herrera et al. (2007, 2011), Rademaker et al. (2009)			
	<i>Trypanosoma evansi</i>	ML; PR; SR		Herrera et al. (2004, 2005, 2007, 2011), Rademaker et al. (2009)			
<i>Thrichomys pachyurus</i>	Artrópodes	<i>Amblyomma</i> spp.	MF	NH	Ramos (2013), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a), Serpa et al. (2021)		
		<i>Amblyomma cajennense</i>			Ramos (2013)		
		<i>Amblyomma ovale</i>			Ramos (2013), Serpa et al. (2021)		
		<i>Amblyomma parvum</i>			Ramos (2013), Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a), Serpa et al. (2021)		
		<i>Amblyomma sculptum</i>			Sousa et al. (2017a, 2017b, 2018a)		
		<i>Ornithodoros guaporensis</i>			PO	Wolf et al. (2016)	
		<i>Polygenis bohlsi</i>		NH	Sousa et al. (2017a, 2018a)		
	Bactérias	<i>Anaplasma</i> spp.	ML		Sousa et al. (2017a)		
		<i>Bartonella</i> spp.			Sousa et al. (2018b)		
		<i>Ehrlichia</i> spp.			Sousa et al. (2017a)		
		<i>Leptospira</i> spp.	ML; SR		A. Vieira et al. (2013)		
		<i>Mycoplasma</i> spp.	ML		Gonçalves et al. (2015)		
		<i>Rickettsia amblyommatis</i>	SR		Serpa et al. (2021)		
		<i>Rickettsia bellii</i>					
		<i>Rickettsia parkeri</i>					
		<i>Rickettsia rhipicephali</i>					
	<i>Rickettsia rickettsii</i>						
	Helmintos	<i>Avellaria intermedia</i>	MF			AQ; NH	Simões et al. (2010)
		<i>Heligmostrongylus almeidai</i>					
		<i>Heligmostrongylus crucifer</i>					
<i>Heligmostrongylus interrogans</i>							
<i>Paraspidodera uncinata</i>							



Apêndice 1.

(Conclusão)

<i>Thrichomys pachyurus</i>	Helmintos	<i>Physocephalus lassancei</i>	MF	AQ; NH	Simões et al. (2010)
		<i>Pudica cercomysi</i>			
		<i>Pudica maldonadoi</i>			
		<i>Raillietina</i> spp.		MI; PR	
		<i>Stilestrongylus inexpectatus</i>			
		<i>Trichostrongylidae</i>			
	Protozoários	<i>Trichuris</i> spp.	NH	Simões et al. (2010)	
		<i>Babesia</i> spp.	ML	PO	Wolf et al. (2016)
		<i>Babesia vogeli</i>		NH	Sousa et al. (2018c)
		<i>Eimeria fosteri</i>	MF; PR		Barreto et al. (2017)
		<i>Eimeria jansena</i>			
		<i>Eimeria nhecolandensis</i>			
		<i>Hepatoozon fitzsimensi</i>	ML		Sousa et al. (2017b)
		<i>Theileria equi</i>			Sousa et al. (2018c)
<i>Toxoplasma gondii</i>	Dahroug (2014)				
<i>Trypanosoma cruzi</i>	PR; SR	NH; RN	Herrera et al. (2007, 2011), Rademaker et al. (2009)		
<i>Trypanosoma evansi</i>	ML; PR; SR		Herrera et al. (2004, 2005, 2007, 2011), Rademaker et al. (2009)		
Erethizontidae					
<i>Coendou prehensilis</i>	Helmintos	Filarioidea	MF	PR	Travassos et al. (1927)
		<i>Wellcomeia decorata</i>			
Muridae					
<i>Rattus rattus</i>	Helmintos	Cestoda	MF	MI	Travassos & Freitas (1940)
		Nematoda			
		Trichostrongylidae			

Apêndice 2. Especificidade parasitária, mecanismos de transmissão e patogenia dos parasitas descritos para o Pantanal. Legendas: ^a = Infecta animais domésticos (companhia e produção); ^z = Zoonose; * = Classificação taxonômica: Clado.

Appendix 2. Parasite specificity, transmission mechanisms and pathogenesis of parasites described in Pantanal. Captions: ^a = Infects domestic animals (pets and livestock); ^z = Zoonosis; * = Taxonomic classification: Clade.

(Continua)

Parasita	Hospedeiros	Transmissão	Patogenia
ACANTHOCEPHALA			
Archiacanthocephala			
Giganthorhynchida			
<i>Gigantorhynchus echinodiscus</i>	Vermilíngua	Ingestão de hospedeiros intermediários contendo as formas imaturas (cistacanto)	Não reportada
<i>Oncicola onicola</i>	<i>Leopardus pardalis</i>		Vômito, diarreia, perda de peso e ocasional perfuração da parede intestinal
Oligacanthorhynchida			
<i>Macracanthorhynchus hirudinaceus</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Ingestão de hospedeiros intermediários contendo as formas imaturas (cistacanto)	Gastroenterite e formação de granulomas na parede do intestino delgado, diarreia e peritonite
<i>Pachysentis lauroi</i>	<i>Nasua nasua</i>		Não reportada
<i>Prosthenorchis cerdocyonis</i>	<i>Cerdocyon thous</i>		Formação de úlceras, nódulos e abscessos na parede intestinal, e oclusão do lúmen devido à alta carga parasitária
<i>Prosthenorchis luhei</i>	<i>Coendu</i> spp. e <i>Nasua nasua</i>		
ACTINOBACTERIA			
Actinobacteria			
Corynebacteriales			
<i>Mycobacterium asiaticum</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contato direto pela via digestiva e/ou respiratória	Multissistêmica
<i>Mycobacterium avium</i>			
<i>Mycobacterium bovis</i>			
<i>Mycobacterium paraffinicum</i>	Multi-hospedeiro ^z		
<i>Mycobacterium parascrofulaceum</i>			
<i>Mycobacterium saskatchewanense</i>			
APICOMPLEXA			
Aconoidasida			
Haemosporida			
<i>Plasmodium odocoilei</i>	Cervidae	Vetorial cíclica através de dípteros	Infecção de eritrócitos, causando infecção multissistêmica crônica
Piroplasmida			
<i>Babesia bigemina</i>	Herbívoros ^a	Vetorial através de carrapatos ixodídeos	Infecção de eritrócitos, causando anemia
<i>Babesia bovis</i>			
<i>Babesia caballi</i>	Equidae		
<i>Babesia vogeli</i>	Multi-hospedeiro		



Apêndice 2.

(Continua)

<i>Cytauxzoon felis</i>	Felidae ^a	Vetorial através de carrapatos ixodídeos	Infecção de eritrócitos, causando anemia
<i>Theileria cervi</i>	Cervidae		
<i>Theileria equi</i>	Multi-hospedeiro ^a		
Conoidasida			
Eucoccidiorida			
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Ingestão de oocistos	Colonização de células epiteliais intestinais, causando lesões intestinais e diarreia
<i>Cystoisospora mamorae</i>	<i>Oecomys mamorae</i>	Ingestão de oocistos esporulados	
<i>Eimeria corumbaensis</i>	<i>Clyomis laticeps</i>		
<i>Eimeria fosteri</i>	<i>Thrichomys fosteri</i>		
<i>Eimeria jansena</i>			
<i>Eimeria laticeps</i>	<i>Clyomis laticeps</i>		
<i>Eimeria nhecolandensis</i>	<i>Clyomis laticeps</i> e <i>Thrichomys fosteri</i>		
<i>Hepatozoon felis</i>	Felidae e <i>Nasua nasua</i> ^a	Vetorial através de ixodídeos	Infecção de leucócitos
<i>Hepatozoon fitzsimonsi</i>	Multi-hospedeiro		
<i>Isoospora suis</i>	Suidae ^a	Ingestão de oocistos esporulados	Colonização de células epiteliais intestinais, causando lesões intestinais e diarreia
<i>Neospora caninum</i>	Multi-hospedeiro ^a	Ingestão de oocistos esporulados e transmissão vertical	Multissistêmica
<i>Sarcocystis neurona</i>			
<i>Toxoplasma gondii</i>			
ARTHROPODA			
Arachnida			
Ixodida			
<i>Amblyomma auricularium</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contato direto através da contaminação ambiental por formas imaturas (ovos e larvas)	Hematofagia, transmissão de patógenos e irritação cutânea em grandes infestações
<i>Amblyomma cajennense</i>			
<i>Amblyomma nodosum</i>	Myrmecophagidae		
<i>Amblyomma ovale</i>	Multi-hospedeiro ^z		
<i>Amblyomma parvum</i>			
<i>Amblyomma pseudoconcolor</i>	Dasypodidae		
<i>Amblyomma sculpturatum</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}		
<i>Amblyomma sculptum</i>			
<i>Amblyomma tigrinum</i>			
<i>Amblyomma triste</i>			
<i>Haemaphysalis juxtakochi</i>	Multi-hospedeiro ^a		
<i>Ixodes luciae</i>	Didelphimorphia e Rodentia		
<i>Ornithodoros guaporensis</i>	<i>Monodelphis domestica</i> e <i>Thrichomys fosteri</i>		



Apêndice 2.

(Continua)

<i>Ornithodoros hasei</i>	Chiroptera	Contato direto através da contaminação dos abrigos por formas imaturas (ovos e larvas)	Hematofagia e reações inflamatórias intensas na derme
<i>Ornithodoros mimon</i>	Chiroptera ^z		
<i>Ornithodoros rostratus</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contato direto através da contaminação ambiental por formas imaturas (ovos e larvas)	Hematofagia, transmissão de patógenos e irritação cutânea em grandes infestações
<i>Rhipicephalus (Boophilus) microplus</i>	Multi-hospedeiro ^a		
<i>Rhipicephalus sanguineus</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}		
Mesostigmata			
<i>Periglischrus acutisternus</i>	Phyllostomidae	Contato direto	Hematofagia
<i>Periglischrus caligus</i>	<i>Glossophaga</i> sp.		
<i>Periglischrus herrerae</i>	<i>Desmodus rotundus</i>		
<i>Periglischrus iheringi</i>	Phyllostomidae		
<i>Periglischrus ojasii</i>			
<i>Periglischrus paracutisternus</i>	<i>Trachops cirrhosus</i>		
<i>Periglischrus tonatii</i>	<i>Tonatia evotis</i>		
<i>Periglischrus torrealbai</i>	Phyllostomidae		
<i>Spinturnix americanus</i>	Yangochiroptera		
Insecta			
Diptera			
<i>Aspidoptera falcata</i>	Phyllostomidae	Contato direto através da contaminação dos abrigos por formas imaturas (ovos e larvas)	Prurido
<i>Aspidoptera phyllostomatis</i>	Chiroptera		Prurido e transmissão de patógenos
<i>Basilina bequaerti</i>			
<i>Basilina carteri</i>			
<i>Basilina speiseri</i>			
<i>Cochliomyia</i> spp.	Multi-hospedeiro ^a	Deposição de formas imaturas em tecidos animais	Infestação das formas larvais provoca miíases
<i>Dermatobia hominis</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}		
<i>Lipoptena guimaraesi</i>	Cervidae	Contaminação ambiental por formas imaturas (ovos e larvas)	Prurido e transmissão de patógenos
<i>Lipoptena mazamae</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contato direto através da contaminação dos abrigos por formas imaturas (ovos e larvas)	
<i>Mastoptera minuta</i>	Phyllostomidae		
<i>Megistopoda aranea</i>	Chiroptera		
<i>Megistopoda proxima</i>			
<i>Metelasmus pseudopterus</i>	<i>Artibeus</i> sp.		
<i>Noctilostrebla maai</i>	<i>Noctilio</i> sp.		
<i>Paradyschiria parvula</i>	Chiroptera		
<i>Paratrichobius longicrus</i>			
<i>Paratrichobius sanchezi</i>	Phyllostomidae		
<i>Pseudostrebla riberoi</i>			
<i>Speiseria ambigua</i>	Chiroptera		



Apêndice 2.

(Continua)

<i>Strebla guajiro</i>	<i>Carollia</i> spp.	Contato direto através da contaminação dos abrigos por formas imaturas (ovos e larvas)	Prurido e transmissão de patógenos	
<i>Strebla hertigi</i>	<i>Phyllostomus discolor</i>			
<i>Strebla wiedemanni</i>	Phyllostomidae			
<i>Trichobioides perspicillatus</i>	<i>Phyllostomus</i> spp.			
<i>Trichobius affinis</i>	<i>Lophostoma</i> spp.			
<i>Trichobius angulatus</i>	<i>Platyrrhinus</i> spp.			
<i>Trichobius costalimai</i>	<i>Phyllostomus discolor</i>			
<i>Trichobius dugesii</i>	Phyllostomidae			
<i>Trichobius joblingi</i>				
<i>Trichobius longipes</i>	<i>Phyllostomus hastatus</i>			Prurido e transmissão de patógenos
<i>Trichobius parasiticus</i>	Phyllostomidae			Prurido
<i>Trichobius silvicolae</i>	<i>Lophostoma</i> spp.			Prurido e transmissão de patógenos
Siphonaptera				
<i>Myodopsylla wolffsohni</i>	Chiroptera	Contato direto através da contaminação ambiental por formas imaturas (ovos e larvas)	Hematofagia, transmissão de patógenos, prurido e dermatite localizada	
<i>Polygenis bohlsi</i>	Didelphinae e <i>T. fosteri</i>			
<i>Tunga penetrans</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}			Inflamações e úlceras localizadas
ARTIVERVICOTA				
Revtraviricetes				
Ortervirales				
<i>Gammaretrovirus</i> (Leucemia felina)	Felidae ^a	Contato direto com sangue e saliva de animais infectados	Multissistêmica	
Blubervirales				
<i>Orthohepadnavirus</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação direta	Multissistêmica	
ASCOMYCOTA				
Dothideomycetes				
Pleosporales				
<i>Phoma</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Não reportada	Não reportada	
Eurotiomycetes				
Eurotiales				
<i>Aspergillus niger</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação direta e aerossóis	Multissistêmica	
<i>Aspergillus terreus</i>				
<i>Eupenicillium</i> spp.	Plantas e <i>Sus scrofa</i>	Não reportada	Não reportada	
<i>Penicillium</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação direta e aerossóis	Multissistêmica	
<i>Talaromyces</i> spp.			Não reportada	



Saccharomycetes			
Saccharomycetales			
<i>Candida albicans</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Transmissão vertical e venérea, e contaminação direta	Multissistêmica em animais imunossuprimidos
<i>Candida boidinii</i>		Não reportada	
<i>Candida guilliermondii</i>		Contaminação direta	
<i>Candida krusei</i>		Não reportada	
<i>Candida magnoliae</i>	Multi-hospedeiro ^z	Não reportada	Multissistêmica (células endoteliais e epiteliais)
<i>Candida parapsilosis</i>	<i>Sus scrofa</i> ^{a/z}	Contaminação direta	
<i>Candida sake</i>	<i>Sus scrofa</i> ^z		
<i>Candida tropicalis</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Não reportada	
<i>Geotrichum</i> spp.			
Sordariomycetes			
Glomerellales			
<i>Colletotrichum</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação direta e aerossóis	Não reportada
Hypocreales			
<i>Acremonium</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contato direto através da ingestão de alimento e água contaminados e aerossóis	Multissistêmica (células epiteliais)
<i>Fusarium</i> spp.		Aerossóis	Não reportada
Microascales			
<i>Scedosporium</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Aerossóis	Não reportada
Sordariales			
<i>Paecilomyces</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação direta e aerossóis	Multissistêmica em animais imunossuprimidos
BASIDIOMYCOTA			
Mycrobotryomycetes			
Sporidiobolales			
<i>Rhodotorula glutinis</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação direta	Multissistêmica
Tremellomycetes			
Trichosporonales			
<i>Trichosporon mucoides</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação direta e aerossóis	Multissistêmica (células epiteliais)
CILIOPHORA			
Litostomatea			
Vestibuliferida			
<i>Balantidium coli</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contato direto através da ingestão de alimento e água contaminados com as formas infectantes (cistos)	Colonização de células epiteliais intestinais, causando lesões intestinais e diarreia

Apêndice 2.

(Continua)

COSSAVIRICOTA			
Quintoviricetes			
Piccovirales			
<i>Protoparvovirus</i> (Parvovirose canina)	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contato direto com fezes contaminadas ou através de fômites	Gastroenterite, vômitos e diarreia líquida de odor fétido
<i>Protoparvovirus</i> (Parvovirose suína)	Multi-hospedeiro ^a	Transmissão venérea, oral-fecal e vertical	Desordens do sistema reprodutivo em fêmeas suínas
CRESSDNAVIRICOTA			
Arviricetes			
Cirlivirales			
<i>Circovirus</i> (PCV2)	Suidae ^a	Contaminação direta	Multissistêmica
DUPLORNAVIRICOTA			
Resentoviricetes			
Reovirales			
<i>Orbivirus</i> (Língua azul)	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Vetorial através de artrópodes	Multissistêmica
EUGLENOZOA			
Kinetoplastea			
Trypanosomatida			
<i>Crithidia mellificae</i>	Multi-hospedeiro	Não reportada	Não reportada
<i>Leishmania braziliensis</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Vetorial cíclica através de dípteros	Infecção e replicação em monócitos e macrófagos, causando uma desordem cutânea
<i>Trypanosoma cruzi</i>		Vetorial cíclica através de triatomíneos	Infecção e replicação em monócitos e macrófagos, células cardíacas e do trato gastrointestinal
<i>Trypanosoma cruzi marinkellei</i>	Chiroptera		Não reportada
<i>Trypanosoma dionisii</i>			
<i>Trypanosoma evansi</i>	Multi-hospedeiro ^a	Vetorial mecânica através de dípteros	Infecção e replicação na corrente sanguínea causando hemólise e quadros de anemia
<i>Trypanosoma rangeli</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Vetorial cíclica através de triatomíneos	Não reportada
<i>Trypanosoma terrestris</i>	Multi-hospedeiro	Não reportada	
<i>Trypanosoma vivax</i>	Ungulados e biungulados ^a	Vetorial mecânica através de dípteros hematófagos	Multissistêmica



Apêndice 2.

(Continua)

EVOSEA			
Archamoebae*			
Mastigamoebida			
<i>Entamoeba histolytica</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Ingestão de cistos	Inflamação e posterior necrose da mucosa intestinal, febre, diarreia, peritonite
<i>Iodamoeba</i> spp.			Não patogênico
FIRMICUTES			
Bacilli			
Bacillales			
<i>Bacillus</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação direta	Multissistêmica
<i>Staphylococcus aureus</i>			
<i>Staphylococcus intermedius</i>			
Lactobacillales			
<i>Enterococcus</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação direta	Multissistêmica
<i>Streptococcus agalactiae</i>			
KITRINOVIRICOTA			
Alsuviricetes			
Martellivirales			
<i>Alphavirus</i> (Encefalite equina do Leste)	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Vetorial através de dípteros hematófagos	Desordens do sistema nervoso periférico e central
Flasuviricetes			
Amarillovirales			
<i>Flavivirus</i> (Cacipacoré)	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Vetorial através de culicídeos	Multissistêmica
MUCOROMYCOTA			
Mucoromycetes			
Mucorales			
<i>Mucor</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação direta e aerossóis	Multissistêmica
NEGARNAVIRICOTA			
Monjiviricetes			
Mononegavirales			
<i>Lyssavirus</i> (Raiva)	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação direta	Replicação do vírus em células nervosas, provocando desordens neurológicas
<i>Morbillivirus</i> (Cinomose)	Multi-hospedeiro ^a	Contato direto com secreções orais e nasais	Multissistêmica
Ellioviricetes			
Bunyvirales			
<i>Orthobunyavirus</i> (Oropouche)	Multi-hospedeiro ^z	Vetorial através de <i>Culicoides</i> spp.	Multissistêmica



Apêndice 2.

(Continua)

NEMATODA			
Chromadorea			
Rhabditida			
<i>Ascaridia galli</i>	Multi-hospedeiro ^a	Ingestão de ovos contendo larva infectante	Ocasional oclusão intestinal e inflamações resultantes da migração das larvas
<i>Ascaris</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}		
<i>Aspidodera binansata</i>	Multi-hospedeiro	Transmissão percutânea e oral	Dermatites devido à penetração da larva e processos inflamatórios em diversos órgãos resultantes da migração larval
<i>Aspidodera fasciata</i>	Dasypodidae		
<i>Aspidodera scoleciformis</i>	Multi-hospedeiro		
<i>Aspidodera vazi</i>	Cingulata e Marsupialia		
<i>Cruorifilaria tubero cauda</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Vetorial através de artrópodes hematófagos ou contato direto através da ingestão do artrópode vetor ou de um hospedeiro paratênico contendo o parasita	Gastrite, enterite e obstrução de esôfago pela formação de nódulos
<i>Cruzia tentaculata</i>	Cingulata e Marsupialia	Transmissão percutânea e oral	Dermatites decorrentes da penetração da larva e processos inflamatórios em diversos órgãos resultantes da migração larval
<i>Enterobius minutus</i>	Multi-hospedeiro ^z	Ingestão de ovos contendo larva infectante	Prurido perianal; em infecções maciças, causam erosões na mucosa intestinal
<i>Gracilioxuris agilis</i>	Didelphidae		Não reportada
<i>Paraspidodera uncinata</i>	Rodentia e Lagomorpha	Transmissão percutânea e oral	Ocasional oclusão intestinal e inflamações resultantes da migração das larvas
<i>Physaloptera herthameyeriae</i>	<i>Gracilinanus agilis</i>	Vetorial através de artrópodes hematófagos ou contato direto através da ingestão do artrópode vetor ou de um hospedeiro paratênico contendo o parasita	Gastrite, enterite e obstrução de esôfago pela formação de nódulos
<i>Physaloptera maxillaris</i>	Mephitidae		
<i>Physocephalus lassancei</i>	Cervidae		
<i>Physocephalus sexalatus</i>	Multi-hospedeiro ^a		
<i>Protozoophaga obesa</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Ingestão de ovos contendo larva infectante	Prurido perianal; em infecções maciças, causam erosões na mucosa intestinal
<i>Pterygodermatites jägerskiöldi</i>	Didelphidae	Transmissão percutânea e oral	Gastrite, enterite e obstrução de esôfago pela formação de nódulos
<i>Pterygodermatites pluripectinata</i>	<i>Cerdocyon thous</i>		Gastrite, enterite e obstrução de esôfago pela formação de nódulos
<i>Pygarginema verrucosa</i>	Cervidae	Vetorial através de artrópodes hematófagos ou contato direto através da ingestão do artrópode vetor ou de um hospedeiro paratênico contendo o parasita	Gastrite, enterite e obstrução de esôfago pela formação de nódulos



Apêndice 2.

(Continua)

<i>Spirobakerus sagittalis</i>	<i>Cerdocyon thous</i>	Não reportada	Não reportada
<i>Spirura guianensis</i>	Marsupialia	Vetorial através de artrópodes hematófagos ou contato direto através da ingestão do artrópode vetor ou de um hospedeiro paratênico contendo o parasita	Gastrite, enterite e obstrução de esôfago pela formação de nódulos
<i>Strongyloides chapini</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Transmissão percutânea e oral	Dermatites devido à penetração da larva e processos inflamatórios em diversos órgãos resultantes da migração larval
<i>Strongyloides ratti</i>	Muridae		
<i>Texicospirura turki</i>	<i>Dicotyles tajacu</i>	Vetorial através de artrópodes hematófagos; ingestão do artrópode vetor ou de um hospedeiro paratênico	Gastrite, enterite e obstrução de esôfago pela formação de nódulos
<i>Toxocara</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Ingestão de ovos contendo larva infectante	Reações granulomatosas e abscessos em diversos órgãos, resultantes da migração larval
<i>Wellcomeia decorata</i>	<i>Coendu prehensilis</i>	Ingestão de ovos contendo larva infectante	Prurido perianal; em infecções maciças, causam erosões na mucosa intestinal
<i>Yatesia hydrochoeris</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Vetorial através de artrópodes hematófagos; ingestão do artrópode vetor ou de um hospedeiro paratênico	Gastrite, enterite e obstrução de esôfago pela formação de nódulos
Strongylida			
<i>Ancylostoma buckleyi</i>	Multi-hospedeiro	Transmissão percutânea e oral	Anemia severa, diarreia sanguinolenta, dermatite oriunda da penetração de larvas infectantes encontradas no ambiente
<i>Avellaria intermedia</i>	<i>Dasyprocta fuliginosa</i>		Dermatites devido à penetração da larva e processos inflamatórios em diversos órgãos resultantes da migração larval
<i>Bunostomum phlebotomum</i>	Herbívoros ^a		Anemia severa, diarreia sanguinolenta, dermatite oriunda da penetração de larvas infectantes encontradas no ambiente
<i>Cooperia pectinata</i>	Biungulados ^a	Ingestão de larva infectante	Enterite catarral, emagrecimento e diarreia
<i>Cooperia punctata</i>			
<i>Delicata uncinata</i>	<i>Euphractus sexcinctus</i>		Não reportada
<i>Delicata variabilis</i>	<i>Dasypus novemcinctus</i>		
<i>Guerrerostrongylus gomesae</i>	<i>Oecomys mamorae</i>	Transmissão percutânea e oral	Dermatites devido à penetração da larva e processos inflamatórios em diversos órgãos resultantes da migração larval



Apêndice 2.

(Continua)

<i>Hadrostrongylus speciosum</i>	<i>Dasytus novemcinctus</i>	Ingestão de larva infectante	Não reportada
<i>Haemonchus contortus</i>	Herbívoros ^a		Gastrite hemorrágica intensa, letargia, ascite e anemia
<i>Haemonchus similis</i>			
<i>Heligmostrongylus almeidai</i>	Caviomorpha	Transmissão percutânea e oral	Dermatites devido à penetração da larva e processos inflamatórios em diversos órgãos resultantes da migração larval
<i>Heligmostrongylus crucifer</i>			
<i>Heligmostrongylus interrogans</i>			
<i>Hydrochoerisnema anomalobursata</i>	Hydrochoerus hydrochaeris		
<i>Macielia macieli</i>	Dasypodidae	Ingestão da larva infectante	Não reportada
<i>Macielia flagellata</i>			
<i>Metastrongylus</i> sp.	Suidae ^a	Transmissão percutânea e oral	Dermatites devido à penetração da larva e processos inflamatórios em diversos órgãos resultantes da migração larval
<i>Moennigia alonsoi</i>	Cingulata e Pilosa	Ingestão da larva infectante	Não reportada
<i>Moennigia complexus</i>			
<i>Moennigia littlei</i>			
<i>Moennigia moennigi</i>			
<i>Moennigia pintoi</i>			
<i>Molineus nasuae</i>	<i>Nasua nasua</i>	Transmissão percutânea e oral	Dermatites devido à penetração da larva e processos inflamatórios em diversos órgãos resultantes da migração larval
<i>Oesophagostomum</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Ingestão da larva infectante	Infecção multinodular no intestino grosso e obstrução intestinal devido à quantidade de larvas
<i>Oslerus</i> spp.	Multi-hospedeiro ^a		Nódulos na traqueia e nos brônquios e desordens do sistema respiratório
<i>Pudica cercomysi</i>	<i>Thrichomys apereoides</i>		Não reportada
<i>Pudica maldonadoi</i>	<i>Myocastor coypus</i>		
<i>Stephanurus dentatus</i>	Multi-hospedeiro ^a	Transmissão percutânea, oral, ingestão da larva infectante ou de um hospedeiro intermediário infectado e transmissão vertical	Lesões hepáticas e renais, trombose em vasos hepáticos, hidronefrose e ascite
<i>Stilestrongylus inexpectatus</i>	<i>Oecomys nigripes</i>	Transmissão percutânea e oral	Dermatites devido à penetração da larva e processos inflamatórios em diversos órgãos resultantes da migração larval



Apêndice 2.

(Continua)

<i>Trichoelax tuberculata</i>	Dasydodidae	Ingestão da larva infectante	Não reportada
<i>Trichostrongylus axei</i>	Multi-hospedeiro ^{az}		Diarreia fétida, gastroenterite, desidratação e hemorragias
<i>Trichostrongylus colubriformis</i>			
<i>Viannella hydrochoeri</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Transmissão percutânea e oral	Dermatite devido à penetração da larva e processos inflamatórios em diversos órgãos resultantes da migração larval
Enoplea			
Trichinellida			
<i>Capillaria bovis</i>	Biungulados ^a	Ingestão de ovos contendo larva infectante	Infecções maciças causam diarreia aquosa e sanguinolenta
<i>Capillaria hydrochoeri</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>		
<i>Trichuris suis</i>	Suidae ^a		
PEPLOVICOTA			
Herviviricetes			
Herpesvirales			
<i>Herpesvirus</i> (Rinotraqueíte Infecciosa Bovina)	Multi-hospedeiro ^a	Contaminação direta	Desordens do sistema respiratório
<i>Varicellovirus</i> (Doença de Aujeszky)		Contaminação direta e aerossóis	Multissistêmica
PLATYHELMINTHES			
Cestoda			
Cyclophyllidea			
<i>Cysticercus</i> sp.	Multi-hospedeiro ^{az}	Ingestão de ovos ou de formas infectantes	Distúrbios digestivos, emagrecimento e, em alguns casos, distúrbios neurológicos
<i>Raillietina</i> spp.	Primates		
<i>Monoecocestus hagmanni</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>		
<i>Monoecocestus hydrochoeri</i>			
<i>Monoecocestus macrobursatum</i>			
Diphyllobothriidea			
<i>Dibothriocephalus</i> spp.	<i>Procyon cancrivorus</i> ^{az}	Ingestão de hospedeiros intermediários (peixes) contendo as formas larvais	Não reportada
Trematoda			
Diplostomida			
<i>Diplostomum alarioides</i>	Multi-hospedeiro	Ingestão da forma infectante	Disfunção hepática e distúrbios intestinais
Plagiorchiida			
<i>Balanorchis anastrophus</i>	Ruminantes ^a	Ingestão da forma infectante	Disfunção hepática e distúrbios intestinais
<i>Cladorchis pyriformis</i>	<i>Tapirus terrestris</i>		
<i>Hippocrepis hippocrepis</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>		



Apêndice 2.

(Continua)

<i>Neocotyle neocotyle</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Ingestão da forma infectante	Disfunção hepática e distúrbios intestinais		
<i>Nudacotyle tertius</i>					
<i>Nudacotyle valdevaginatus</i>					
<i>Paramphistomum liorchis</i>	Herbívoros ^a				
<i>Stichorchis giganteus</i>	Myrmecophagidae e Tayassuidae				
<i>Taxorchis schistocotyle</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>				
PROTEOBACTERIA					
Alphaproteobacteria					
Rhizobiales					
<i>Bartonella</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Vetorial através de carrapatos ixodídeos	Multissistêmica		
<i>Brucella abortus</i>		Contato direto com secreções, excreções e restos placentários, predação e transmissão vertical			
Rickettsiales					
<i>Anaplasma marginale</i>	Multi-hospedeiro	Vetorial através de carrapatos ixodídeos	Anemia		
<i>Ehrlichia canis</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}		Vetorial através de carrapatos ixodídeos	Infecta leucócitos	
<i>Ehrlichia ruminantium</i>				Multi-hospedeiro ^a	Multissistêmica
<i>Rickettsia amblyomii</i>					Multi-hospedeiro ^a
<i>Rickettsia amblyommatis</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}		Vetorial através de diversos artrópodes	Multissistêmica	
<i>Rickettsia bellii</i>					
<i>Rickettsia felis</i>	Multi-hospedeiro ^a	Vetorial através de carrapatos ixodídeos	Multissistêmica		
<i>Rickettsia parkeri</i>					
<i>Rickettsia rhipicephali</i>					
<i>Rickettsia rickettsi</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}		Multissistêmica		
Gammaproteobacteria					
Enterobacterales					
<i>Enterobacter aerogenes</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Transmissão oral	Desordens do sistema gastrintestinal		
<i>Enterobacter agglomerans</i>					
<i>Enterobacter cloacae</i>					
<i>Escherichia coli</i>					
<i>Klebsiella oxytoca</i>					
<i>Klebsiella ozaenae</i>					
<i>Klebsiella pneumoniae</i>					
<i>Serratia marcescens</i>					
Legionellales					
<i>Coxiella burnetii</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contato direto com secreções e excreções (leite, urina, fezes), aerossóis, transmissão vertical e vetorial através de ixodídeos	Multissistêmica		



Apêndice 2.

(Conclusão)

Pseudomonadales			
<i>Acinetobacter baumannii</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação direta	Multissistêmica
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>			
Xanthomonadales			
<i>Stenotrophomonas maltophilia</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contaminação ambiental	Multissistêmica
PISUVIRICOTA			
Pisoniviricetes			
Picornavirales			
<i>Aphthovirus</i> (Febre Aftosa)	Biungulados ^a	Contato direto com saliva, fezes, urina, leite e sêmen ou através de fômites	Formação de vesículas na mucosa da boca, laringe, narinas e cascos, que se rompem e se tornam úlceras, emagrecimento
<i>Norovirus</i>	Multi-hospedeiro ^z	Contaminação oral	Gastroenterite
SPIROCHAETES			
Spirochaetia			
Leptospirales			
<i>Leptospira interrogans</i>	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Contato direto com secreções, excreções e restos placentários, predação e transmissão vertical	Multissistêmica
STRAMENOPILES*			
Bigyra			
Opalinata			
<i>Blastocystis</i> spp.	Multi-hospedeiro ^{a/z}	Ingestão de cistos	Não patogênico
TENERICUTES			
Mollicutes			
Mycoplasmatales			
<i>Candidatus M. haemominutum</i>	Multi-hospedeiro	Vetorial através de carrapatos ixodídeos	Infecção e replicação em eritrócitos causando anemia
<i>Candidatus M. turicensis</i>			
<i>Mycoplasma haemocanis</i>	Canidae ^a		
<i>Mycoplasma haemofelis</i>	Felidae ^{a/z}		
<i>Mycoplasma ovis</i>	Ovidae ^a		



Marsupiais da Bacia do Alto Paraguai: uma revisão do conhecimento do planalto à planície pantaneira

Marsupials of Upper Paraguay Basin: a review of the knowledge from the plateau to the Pantanal Wetland

Pâmela Castro Antunes^I  | Cleuton Lima Miranda^{II, III}  | Wellington Hannibal^{IV}  | Mônica Aragona^V  |
Maurício Neves Godoi^{VI}  | Vitor Rademaker^{VII}  | Hugo Borghezán Mozerle^{VIII, IX}  | Manoel dos Santos-Filho^X  |
Viviane M. G. Layme^V  | Rogério Vieira Rossi^{IV}  | Marcus Vinicius Brandão^{XI}  | Thiago B. F. Semedo^{XII} 

^IUniversidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil | ^{II}Museu Paraense Emílio Goeldi. Belém, Pará, Brasil |
^{III}Universidade Estadual do Maranhão. São Luís, Maranhão, Brasil | ^{IV}Universidade Estadual de Goiás. Quirinópolis, Goiás, Brasil | ^VUniversidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, Mato Grosso, Brasil | ^{VI}eeCoo Sustentabilidade – Serviços Ambientais. Goiânia, Goiás, Brasil | ^{VII}Saruê Treinamento e Consultoria Ambiental LTDA. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil | ^{VIII}TAPIR Consultoria Ambiental. Gravatal, Santa Catarina, Brasil | ^{IX}CAIPORA - Cooperativa para a Conservação da Natureza. Florianópolis, Santa Catarina, Brasil | ^XUniversidade do Estado de Mato Grosso. Cáceres, Mato Grosso, Brasil | ^{XI}Universidade de São Paulo. São Paulo, São Paulo, Brasil | ^{XII}Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal. Museu Paraense Emílio Goeldi. Cuiabá, Mato Grosso, Brasil

Resumo: A ordem Didelphimorphia é composta somente pela família Didelphidae, exclusiva do continente americano. Esta família é amplamente distribuída na região Neotropical, ocupando grande variedade de habitats. A literatura registra 68 espécies de didelphídeos no Brasil, das quais 24 delas têm ocorrência confirmada para a Bacia do Alto Paraguai (BAP). As espécies presentes nessa região pertencem a três subfamílias – Glironiinae (1 gênero, 1 espécie), Caluromyinae (1, 2) e Didelphinae (11, 21) – e, dentre elas, inclui-se *Monodelphis saci*, espécie há pouco descrita, bem como outras três, recentemente validadas em nível de espécie, *Gracilinanus peruanus*, *Philander canus* e *Marmosa rapposa*, e duas espécies ameaçadas de extinção, *Thylamys karimii* e *T. macrurus*. A proposta deste artigo foi fazer um levantamento de todas as espécies de marsupiais registradas na BAP até o presente momento, trazendo, na medida da disponibilidade de dados, uma breve descrição morfológica de cada uma das 24 espécies, bem como a comparação com espécies congêneres ou assemelhadas, a revisão dos dados de ecologia e de história natural e informações específicas de suas populações e de seus graus de ameaça. Por fim, este estudo traz informações inéditas que podem ser utilizadas para a tomada de decisões em políticas públicas e para o norteamo de pesquisas básicas para esse grupo zoológico nessa região tão pouco conhecida e fortemente ameaçada.

Palavras-chave: Ecologia. História natural. Morfologia. Didelphidae. Didelphimorphia. Pantanal.

Abstract: The order Didelphimorphia is composed only by the family Didelphidae, exclusive to the American continent. This family is widely distributed in the Neotropical region, inhabiting many habitats. Literature records 68 species of didelphids in Brazil, of which 24 have been confirmed to occur in the Upper Paraguay Basin (BAP). The species present in this region belong to three subfamilies - Glironiinae (1 genus, 1 species), Caluromyinae (1, 2), and Didelphinae (11, 21). The recently described *Monodelphis saci* is included among them, as well as three others recently validated at the species level: *Gracilinanus peruanus*, *Philander canus* and *Marmosa rapposa*, and two endangered species, *Thylamys karimii*, and *T. macrurus*. The purpose of this article was to survey all marsupial species recorded in the BAP to date, bringing a summarized morphological description of each of the 24 species, a comparison with congeneric or similar species, a review of ecology and natural history data, and specific information on their populations and their level of threat, according to data availability. Finally, this study provides unprecedented information, which can be used for decision-making in public policies and guide basic research for this zoological group in this region that is so poorly known and highly threatened.

Keywords: Ecology. Natural history. Morphology. Didelphidae. Didelphimorphia. Pantanal Wetland.

Antunes, P. C., Miranda, C. L., Hannibal, W., Aragona, M., Godoi, M. N., Rademaker, V., . . . & Semedo, T. B. F. Marsupiais da Bacia do Alto Paraguai: uma revisão do conhecimento do planalto à planície pantaneira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 16(3), 527-577. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i3.813>

Autora para correspondência: Pâmela Castro Antunes. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Instituto de Biociências. Avenida Costa e Silva s/n, Bairro Universitário, Cidade Universitária. Campo Grande, MS, Brasil. CEP 79002-970 (pamelantunes@gmail.com).

Recebido em dez. 2020

Aprovado em out. 2021

Responsabilidade editorial: Carolina Carvalho Cheida



A ordem Didelphimorphia inclui maior parte dos marsupiais sul-americanos e todos com ocorrência conhecida para o Brasil, sendo composta somente pela família Didelphidae, exclusiva do continente americano e a mais rica em espécies de marsupiais neotropicais atuais (Gardner, 2007; Rossi et al., 2012). Voss & Jansa (2009) produziram a filogenia mais robusta para este grupo, implicando uma nova proposta de classificação, a qual seguimos neste artigo, com algumas inclusões posteriores a este trabalho citadas ao longo do texto.

FAMÍLIA DIDELPHIDAE

A família Didelphidae é de distribuição restrita ao continente americano, com apenas uma espécie ocorrente ao norte do México e 109 espécies nas Américas Central e do Sul (Astúa, 2015; Carmignotto & Astúa, no prelo; Gardner, 2007). Esta família é amplamente distribuída no Neotrópico, ocupando uma grande variedade de habitats (Astúa, 2015; Eisenberg & Redford, 1999; Emmons & Feer, 1997) De acordo com a classificação de Voss & Jansa (2009), os marsupiais didelfídeos abrangem 18 gêneros e quatro subfamílias: Glironiinae (1 gênero, 1 espécie), Caluromyinae (2, 4), Hyladelphinae (1, 1) e Didelphinae (14, 104). Para o Brasil, era considerada a ocorrência de 15 gêneros e 56 espécies (Rossi et al. 2012). No entanto, recentemente, novas espécies de marsupiais foram descritas para o gênero *Monodelphis* (*M. arlindoi*, *M. pinocchio*, *M. saci* e *M. vossi* [Pavan, 2015, 2019; Pavan et al., 2012, 2017]), *Marmosops* (*M. marina* [Ferreira et al., 2020]) e *Philander* (*P. peba* [Voss et al., 2018]); outras foram recém-validadas, como *Gracilinanus peruanus* (Semedo et al., 2015), *Marmosa rapposa* (Voss et al., 2018) *Philander canus* e *Marmosops woodalli* (Ferreira et al., 2020), ou registradas pela primeira vez no país, como *Cryptonanus unduaviensis* (M. Brandão et al., 2019) e *Monodelphis handlyei* (Bezerra et al., 2019), elevando para 68 o número de espécies de marsupiais no Brasil (Abreu-Jr. et al., 2020; Ferreira et al., 2020). Neste artigo, listamos 24 espécies com ocorrência confirmada para a BAP, pertencentes a três subfamílias: Glironiinae (1 gênero, 1 espécie), Caluromyinae (1, 2) e Didelphinae (11, 21).

O tamanho corporal das espécies de marsupiais didelfídeos apresenta grande variação, incluindo desde formas diminutas, com cerca de 10 g, até espécies bem maiores, com mais de 3 kg. A fórmula dentária segue o mesmo padrão para todas as espécies: i 5/4; c 1/1; pm 3/3; m 4/4 = 50. Os indivíduos apresentam mãos e pés com cinco dígitos; os pés têm o primeiro dígito sem garra ou unha e é bastante separado dos demais, formando um polegar opositor denominado hálux. A maior parte das espécies tem a cauda preênsil e longa, podendo ser recoberta por pelos conspícuos ou invisíveis a olho nu (Astúa, 2015; Eisenberg & Redford, 1999; Emmons & Feer, 1997; Rossi et al., 2012; Voss & Jansa, 2009).

O período de gestação é curto e os filhotes nascem ainda prematuros. Eles permanecem presos, pela boca, aos mamilos da mãe por algumas semanas, onde completam seu desenvolvimento. Algumas espécies apresentam marsúpio (uma dobra de pele na região abdominal, que contém as mamas, onde os filhotes ficam protegidos) e, em outras, esta estrutura é completamente ausente, ficando os filhotes recém-nascidos expostos (Nowak, 1999; Rossi & Bianconi, 2011; Voss & Jansa, 2009). Após este período inicial de desenvolvimento, os filhotes continuam sendo cuidados por mais algumas semanas até serem desmamados, mas são deixados no ninho enquanto a mãe forrageia. Em alguns casos, os filhotes mais velhos podem ser transportados agarrados ao pelo das costas da mãe (Emmons & Feer, 1997).

A grande maioria das espécies tem atividade noturna ou crepuscular e o hábito de locomoção pode ser totalmente arborícola a escansorial, terrestre e, até mesmo, semiaquático (Nowak, 1999; Vieira & Camargo, 2012). Espécies arborícolas e escansoriais geralmente apresentam cauda longa e maior massa muscular nos membros dianteiros, enquanto espécies de hábito terrestre caracterizam-se por ter cauda curta, maior massa muscular nos membros traseiros e ausência de polegar opositor (Grand, 1983; Vieira & Delciellos, 2012). A dieta das espécies é, em sua maioria, descrita como insetívora-onívora ou frugívora-onívora, incluindo, de modo geral,

frutos, artrópodes, néctar e pequenos vertebrados (Rossi & Bianconi, 2011; Santori et al., 2012).

Espécies deste grupo são tradicionalmente capturadas através de armadilhas de captura viva, como gaiolas de arame (tipo *Tomahawk* e *Young*), armadilhas de chapa de metal fechadas (tipo *Sherman*) e ainda através de armadilhas de interceptação e queda (*pitfalls*, com baldes de pelo menos 60 l e idealmente 100 l para evitar a fuga dos indivíduos capturados). As gaiolas de arame e as armadilhas de chapa de metal podem ser instaladas no solo, sub-bosque (entre 1,5 e 2 m de altura) ou dossel, dependendo da área de estudo e da espécie-foco (para mais detalhes, veja Cáceres et al., 2012; Graipel et al., 2003; Monteiro-Filho & Graipel, 2006). A isca mais amplamente utilizada consiste em uma mistura de banana, pasta de amendoim, fubá ou aveia em flocos, sardinha e óleo de fígado de bacalhau, que atrai tanto espécies frugívoras quanto onívoras. Alternativamente, pode-se utilizar bacon e rodela de banana com pasta de amendoim (Cáceres et al., 2012).

O método de captura empregado, o tamanho das armadilhas, o tipo de isca e o desenho amostral utilizados têm efeito seletivo tanto sobre a riqueza e a diversidade de espécies, como sobre a idade dos indivíduos capturados (veja Astúa et al., 2006; Hice & Schmidly, 2002; Lyra-Jorge & Pivello, 2001; Sealander & James, 1958; Umetsu et al., 2006; Williams & Braun, 1983). Considerando estas implicações, recomendamos fortemente que levantamentos de espécies sejam realizados combinando a maior variedade possível de métodos (Voss & Emmons, 1996). Por outro lado, estudos ecológicos que abordam questões específicas devem ser delineados de acordo com a espécie-alvo e com a questão a ser respondida no estudo.

As 24 espécies de didelídeos listadas neste artigo tiveram ocorrência confirmada para a BAP através do levantamento bibliográfico de dados publicados em artigos científicos, teses, dissertações e planos de manejo, além da inclusão de dados não publicados disponibilizados pelos autores e a partir de espécimes depositados em coleções científicas. Dentre estas espécies, inclui-se uma recentemente

descrita, *M. saci* (Pavan et al., 2017), bem como as recém-validadas *G. peruanus* (Semedo et al., 2015), *P. canus* (Voss et al., 2018) e *M. rapposa* (Voss et al., 2020). Para a maioria dessas espécies, dados de história natural e ecologia na BAP ainda são escassos ou completamente desconhecidos.

A maior parte dos estudos com pequenos mamíferos não voadores realizados na BAP foi desenvolvida em áreas associadas a bases de pesquisas, como a da fazenda Nhumirim da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) Pantanal e fazendas adjacentes, Pantanal da sub-região Nhecolândia, da fazenda Rio Negro, sub-região Aquidauna, da fazenda Retiro Novo, Pantanal da sub-região Cuiabá e do SESC Pantanal, sub-região Piquiri, ou ainda em unidades de conservação, como o Parque Nacional do Pantanal Matogrossense, sub-região Paraguai, na Estação Ecológica da Serra das Araras, bacia do rio Paraguai, e no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, bacia do rio Miranda. De modo geral, estes estudos são de médio prazo (raramente de longo prazo), envolvendo esforços amostrais elevados, e abordam dados de história natural e ecologia básica das espécies mais comumente capturadas.

Por outro lado, nos últimos anos se intensificaram os levantamentos de espécies em estudos de impacto ambiental na região do Maciço do Urucum e, principalmente, na região sudeste do planalto. Normalmente, estes são estudos de curto prazo e esforço amostral reduzido, que geram uma massa de dados referentes à ocorrência das espécies e eventualmente algumas informações referentes à história natural e à ecologia.

O mapa de distribuição dos principais esforços de amostragem empregados na BAP através de armadilhas de captura viva (Figura 1A) e de armadilhas de interceptação e queda (Figura 1B) evidencia que ainda há grande deficiência de amostragens de pequenos mamíferos não voadores nessa região, persistindo algumas lacunas de amostragem (dados até 2011). De fato, podemos claramente observar grandes extensões de área sem nenhuma amostragem, incluindo bacias e sub-regiões inteiras que ainda não foram sequer inventariadas, como a bacia do rio São Lourenço

no planalto, e as sub-regiões Corixo Grande e Nabileque na planície. Há alguns pontos de amostragem nas bacias dos rios Cuiabá (3 pontos de amostragem), Taquari (3) e Bodoquena-Apa (1), assim como a sub-região Piquiri (2), no Pantanal, mas os esforços empregados não puderam ser contabilizados. Fica claro também que na maior parte das áreas amostradas não foram utilizadas armadilhas de interceptação e queda, e os esforços empregados são inferiores a 10.000 armadilhas-noite. Isso pode resultar em subestimativas de riqueza e diversidade de espécies de pequenos roedores e marsupiais presentes nestas áreas, haja vista o esforço amostral reduzido e a seletividade dos métodos de captura utilizados.

SUBFAMÍLIA GLIRONIINAE

A subfamília Glironiinae é composta por apenas um gênero e uma espécie, *Glironia venusta* (Figura 2), que é facilmente distinguível das demais espécies de didelfídeos.

Gênero *Glironia* Thomas, 1912

Glironia venusta (Thomas, 1912)

Cuíca

Bushy-tailed opossum

A cuíca *Glironia venusta* é um marsupial de médio porte, com massa corporal entre 100 e 200 g, comprimento da cabeça e corpo entre 160 e 225 mm e comprimento da cauda entre 195 e 225 mm (Barkley, 2007; Emmons & Feer, 1997; Marshall, 1978a). O único indivíduo registrado na BAP foi um macho adulto com 129 g, comprimento total de 403 mm e comprimento da cauda de 215 mm (Santos-Filho et al., 2007). Sua pelagem é longa, densa e lanosa, apresentando coloração dorsal castanho a castanho-acinzentada e ventral cinza ou cinza-esbranquiçada. Na face, há duas faixas marrom-escuras que se estendem do focinho até a parte posterior das orelhas, sendo separadas por uma faixa central clara, que vai do focinho até a nuca.

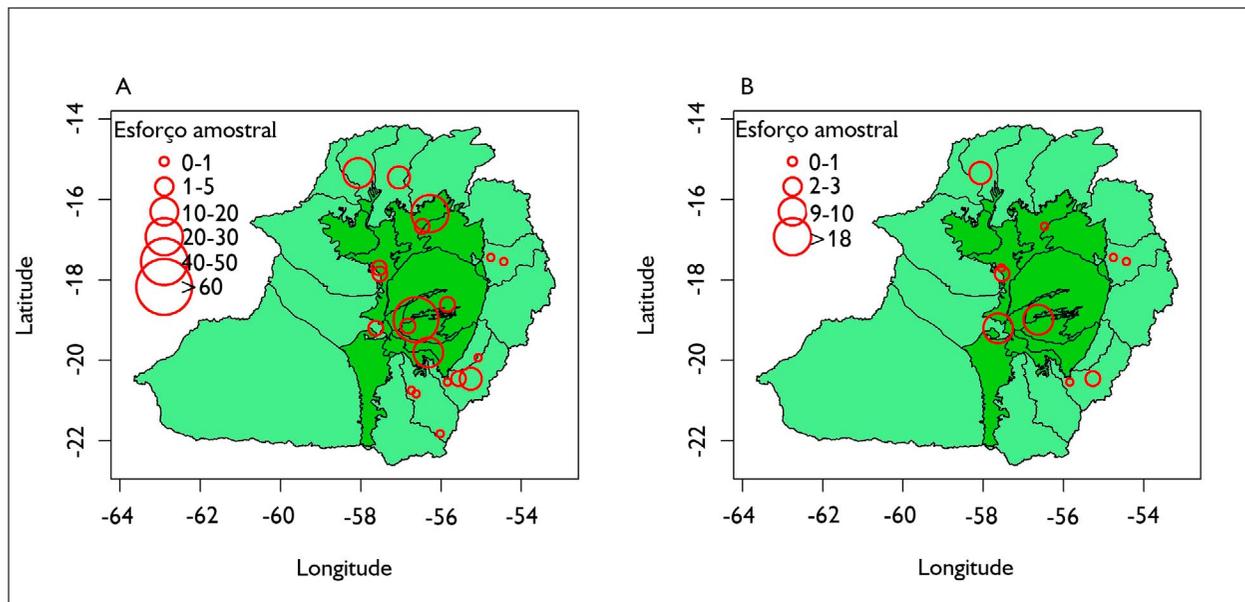


Figura 1. Distribuição do esforço de amostragem de pequenos mamíferos não voadores empregado na Bacia do Alto Paraguai em 1.000 armadilhas-noite: A) esforço amostral de armadilhas tipo *Sherman* e gaiolas tipo *Tomahawk* e *Young*; B) esforço amostral de armadilhas de interceptação e queda. Dados compilados até o ano de 2011. Mapa: Pâmela Castro Antunes (2011).

Figure 1. Sampling effort distribution of non-volant small mammals in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. One unit depicts 1,000 trap-nights: A) Live traps sampling effort (*Sherman*, *Tomahawk* and *Young*), B) Pitfall traps sampling effort. Data surveyed until 2011. Map: Pâmela Castro Antunes (2011).



Figura 2. *Glironia venusta*. Foto: Manoel dos Santos-Filho.

Figure 2. *Glironia venusta*. Photo: Manoel dos Santos-Filho.

As orelhas são negras, nuas e ovais. A cauda é preênsil e recoberta por pelos escuros na região proximal e claros na região distal. As fêmeas não possuem marsúpio (Barkley, 2007; Rossi et al., 2012).

Essa cuíca distribui-se pelo leste do Equador, Peru, norte da Bolívia e oeste do Brasil, nos estados do Acre, Rondônia, sul do Amazonas, oeste do Mato Grosso e norte e sudeste do Pará (Rossi et al., 2010a; Silveira et al., 2014). Na BAP, foi registrada somente no planalto na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2007*, 2008*)¹ (Figura 5).

Até o momento, o conhecimento sobre sua história natural, ecologia e limites de distribuição ainda são incipientes. Existem somente 23 locais de registro para a espécie, sendo dez deles no Brasil. A maioria dos registros em território nacional está associada à bacia amazônica e os demais, às áreas dominadas por florestas semidecíduas na faixa de transição entre Amazônia e Cerrado (Rossi et al., 2010a; Silveira et al., 2014). O único ponto de ocorrência na BAP representa o primeiro registro dessa cuíca em uma área de floresta decídua (Santos-Filho et al., 2007).

Essa espécie foi classificada como insetívora-onívora por Paglia et al. (2012). Porém, não há nenhum

estudo específico sobre seus hábitos alimentares, não sendo possível atualmente confirmar ou modificar esta classificação (Santori et al., 2012). Silveira et al. (2014) observaram uma fêmea com três filhotes no mês de julho, em Paranaíta, Mato Grosso, alimentando-se de exsudatos da árvore mandiocão (*Schefflera morototoni*). Os mesmos autores observaram ainda outra fêmea também com três filhotes em dezembro, no município de Jacareacanga, Pará.

Devido ao seu polegar opositor (Marshall, 1978a) e às observações da espécie no dossel, a oito e a 15 m de altura (Emmons & Feer, 1997), acredita-se que esta cuíca tenha hábito arborícola (Vieira & Camargo, 2012). Silveira et al. (2014) observaram uma fêmea com três filhotes se locomovendo no sub-bosque entre dois e seis metros de altura. Vieira (2006) a classificou como um marsupial essencialmente arborícola e associado às camadas superiores das florestas, utilizando eventualmente o sub-bosque e o solo. Entretanto, um indivíduo foi capturado no sub-bosque a 1,5 m de altura (Santos-Filho et al., 2007), outro foi observado a cerca de quatro metros (Bernarde & Machado, 2008) e um terceiro foi capturado no solo em armadilhas de interceptação e queda (Bernarde & Rocha, 2003), o que aponta a possibilidade de que esta espécie utilize todos os estratos verticais.

Foram feitas quatro observações da atividade desta cuíca: uma durante o crepúsculo às 18h (Silveira et al., 2014) e as demais durante a noite, sendo uma às 19h38min (Calzada et al., 2008) e duas às 20h30min (Bernarde & Machado, 2008; Silveira et al., 2014).

Essa cuíca não é considerada ameaçada de extinção no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021), e não consta na lista da CITES (2021).

SUBFAMÍLIA CALUROMYINAE

A subfamília Caluromyinae é composta por dois gêneros (*Caluromys* e *Caluromysiops*) e quatro espécies, uma delas,

¹ As citações de obras adicionadas de asterisco são referentes aos dados de distribuição geográfica na BAP.

Caluromys derbianus, possui área de distribuição fora do Brasil (Astúa, 2015; Emmons & Feer, 1997). Na BAP, foram registradas somente as duas espécies do gênero *Caluromys* conhecidas para o Brasil.

Gênero *Caluromys* J. A. Allen, 1900

Caluromys lanatus (Olfers, 1818) (Figura 3)

Cuíca-lanosa, mucura-chichica

Cuica-lanosa, chucha-lanosa

Brown-eared wooly opossum

A cuíca-lanosa *Caluromys lanatus* é um marsupial de médio porte, com massa corporal entre 310 e 520 g, comprimento da cabeça e corpo entre 201 e 319 mm e cauda sempre maior do que a cabeça e o corpo, variando entre 330 e 446 mm (Cáceres & Carmignotto, 2006; Gardner, 2007; Rossi et al., 2010b, 2012).

Sua pelagem dorsal é longa, densa e lanosa, de coloração marrom-avermelhada a marrom-clara, mesclada com tons de cinza, sendo mais avermelhada nas escápulas, nos braços e nas pernas (Cáceres & Carmignotto, 2006; Rossi et al., 2012). A parte ventral possui pelagem branco-amarelada nas laterais, sendo mais acinzentada em sua porção mediana. Sua face é cinza, com uma faixa longitudinal marrom que se estende do focinho até o topo da cabeça,



Figura 3. *Caluromys lanatus*. Foto: Felipe Franco Curcio.

Figure 3. *Caluromys lanatus*. Photo: Felipe Franco Curcio.

passando entre os olhos e as orelhas. As orelhas são escuras e a região periocular é marrom-avermelhada. Sua cauda preênsil é longa com pelos densos até cerca da metade do seu comprimento na parte dorsal e um quinto na sua porção ventral. Os pés são cinza-escuros ou marrons. As fêmeas possuem marsúpio formado por pregas de pele que se desenvolve somente quando há filhotes (Cáceres & Carmignotto, 2006; Gardner, 2007; Rossi et al., 2012).

Pode ser confundida em campo com a espécie congênera *C. philander*, diferindo desta de modo conspícuo pelo padrão de pelagem da cauda: em *C. lanatus*, a cauda é recoberta por pelos em sua parte dorsal até metade de seu comprimento, e na parte ventral em apenas um quinto de seu comprimento, ao passo que, em *C. philander*, a cauda é recoberta por pelos em extensão semelhante em ambas as porções, dorsal e ventral, e em apenas cerca de 1/3 de seu comprimento (Gardner, 2007; Rossi et al., 2012).

Sua distribuição estende-se do leste dos Andes, no centro da Colômbia e oeste e sul da Venezuela, passando pelo leste do Equador, Peru e Bolívia, leste e sul do Paraguai, nordeste da Argentina até o oeste, centro e sul do Brasil (Cáceres & Carmignotto, 2006; R. Fonseca & Astúa, 2015; Gardner, 2007). Na BAP, foi registrada na planície na sub-região Cáceres (Carmignotto, 2005*; M. Santos-Filho, dados não publicados*) e no planalto nas bacias dos rios Paraguai (M. Santos-Filho, dados não publicados*) e Miranda (Carmignotto, 2005*; Cáceres et al., 2007a*) (na Serra de Maracajú - Carmignotto, 2005*) (Figura 5). Ocorre em florestas úmidas, florestas semidecíduas, matas secas, matas de galeria, mangues e cerrado denso (Cáceres & Carmignotto, 2006).

A cuíca-lanosa é uma espécie noturna, solitária e primariamente arborícola, raramente descendo ao solo (Cáceres & Carmignotto, 2006; Eisenberg & Redford, 1999; Emmons & Feer, 1997; Gardner, 2007; Vieira & Camargo, 2012).

Foi classificada como frugívora-onívora por Paglia et al. (2012). Alimenta-se de polpa de diversos frutos, néctar, pequenos vertebrados e invertebrados (Cáceres & Carmignotto, 2006). Em uma área de terra firme na Amazônia brasileira,

a densidade populacional foi estimada em 13,3 indivíduos/km² com biomassa de 4,6 kg/km² (Peres, 1999). Fêmeas com filhotes foram registradas em março, julho, agosto e dezembro e fêmeas lactantes em janeiro, março e julho, sugerindo atividade reprodutiva ao longo de todo o ano (Gardner, 2007).

Não é considerada ameaçada de extinção no Brasil (ICMBio, 2018) e nem em âmbito global (IUCN, 2021); também não consta na lista da CITES (2021).

Caluromys philander (Linnaeus, 1758) (Figura 4)

Cuíca-lanosa, mucura-chichica

Cuica-lanuda

Bare-tailed woolly opossum

A cuíca-lanosa *Caluromys philander* é um marsupial de médio porte, com massa corporal entre 140 e 390 g, sendo as fêmeas geralmente menores do que os machos (Astúa, 2015; Gardner, 2007; Rossi et al., 2012). O comprimento da cabeça e do corpo varia entre 160 e 279 mm e é sempre menor do que o comprimento da cauda, entre 250 e 405 mm (Astúa, 2015; Emmons & Feer, 1997; Gardner, 2007; Rossi et al., 2012).

A cabeça é acinzentada e pequena, apresentando uma faixa longitudinal marrom-escura entre as orelhas, que se estende do alto da cabeça até o focinho. Os olhos são castanhos e grandes, circundados por anéis oculares pardos. As orelhas são castanho-rosadas e desprovidas de pelos. A pelagem dorsal é macia e espessa, de cor parda



Figura 4. *Caluromys philander*. Foto: Thiago Semedo.

Figure 4. *Caluromys philander*. Photo: Thiago Semedo.

a castanho-alaranjada-clara, tornando-se amarelada ou bege nas laterais. O ventre varia de alaranjado a acinzentado. A cauda é preênsil, sendo recoberta de pelos no terço proximal nas superfícies dorsal e ventral (Emmons & Feer, 1997; Gardner, 2007; Rossi et al., 2012). Assemelha-se à sua forma congênera também com ocorrência para a planície e BAP (veja distinção em *C. lanatus*).

Essa espécie tem ampla área de distribuição, estendendo-se pela Venezuela, Trinidad e Tobago, Guiana, Suriname, Guiana Francesa e Brasil (Gardner, 2007; Rossi et al., 2012). No Brasil, ocorre nos biomas Mata Atlântica, Cerrado, Floresta Amazônica e Pantanal (Melo & Sponchiado, 2012; Rossi et al., 2010b). Na BAP, foi registrada na planície nas sub-regiões Poconé (Aragona e Marinho-Filho, 2009*) e Barão de Melgaço (Oliveira et al., 2002*; L. Brandão et al., 2011*), no planalto nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012a*), Paraguai (na Serra das Araras) (Santos-Filho et al., 2012b*), Cuiabá (Carmignotto, 2005*; Lacher & Alho, 2001*) (na Chapada dos Guimarrães – Carmignotto, 2005*; T. B. F. Semedo, dados não publicados*), Itiquira-Piquiri (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*), Aquidauana-Negro (Carmignotto, 2005*; W. Hannibal, dados não publicados*; Hannibal & Cáceres, 2010*; T. B. F. Semedo, dados não publicados*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*) e Miranda (W. Hannibal, dados não publicados*) (Figura 5).

A cuíca-lanosa habita florestas primárias e secundárias, de terra firme ou várzea, matas de galeria e florestas estacionais no Cerrado (Carmignotto, 2005; Lacher & Alho, 2001; Malcolm, 1991; Rossi & Bianconi, 2011), mas também já foi registrada em áreas de cerrado *sensu stricto* (Carmignotto, 2005). Na BAP, foi registrada em matas de galeria na bacia dos rios Aquidauana-Negro (Hannibal & Cáceres, 2010) e em landis no Pantanal na sub-região Cuiabá (Aragona & Marinho-Filho, 2009).

É uma espécie noturna, solitária e essencialmente arborícola, utilizando esporadicamente o sub-bosque e o solo (Hannibal & Cáceres, 2010; Leite et al., 1996;

Vieira & Camargo, 2012). Sua dieta foi classificada como frugívora-onívora por Paglia et al. (2012), sendo composta primariamente por frutos maduros, goma, néctar, pequenos vertebrados e invertebrados (Charles-Dominique et al., 1981; Eisenberg & Redford, 1999; Leite et al., 1996; Lessa & Costa, 2010; Santori et al., 2012) e especialmente artrópodes das ordens Coleoptera e Hymenoptera (Carvalho et al., 2005).

O período de gestação acompanhado em cativeiro foi de 20 a 28 dias (Auricchio & Rodrigues, 1994 citado em Rossi & Bianconi, 2011). Sinais de atividade reprodutiva foram registrados em março e agosto e as ninhadas tiveram, em média, 6 e 3,6 filhotes (Monteiro-Filho & Cáceres, 2006) (dados provenientes do Brasil e da Venezuela, respectivamente). Em um estudo conduzido por Atramentowicz (1982) na Guiana, atividade reprodutiva

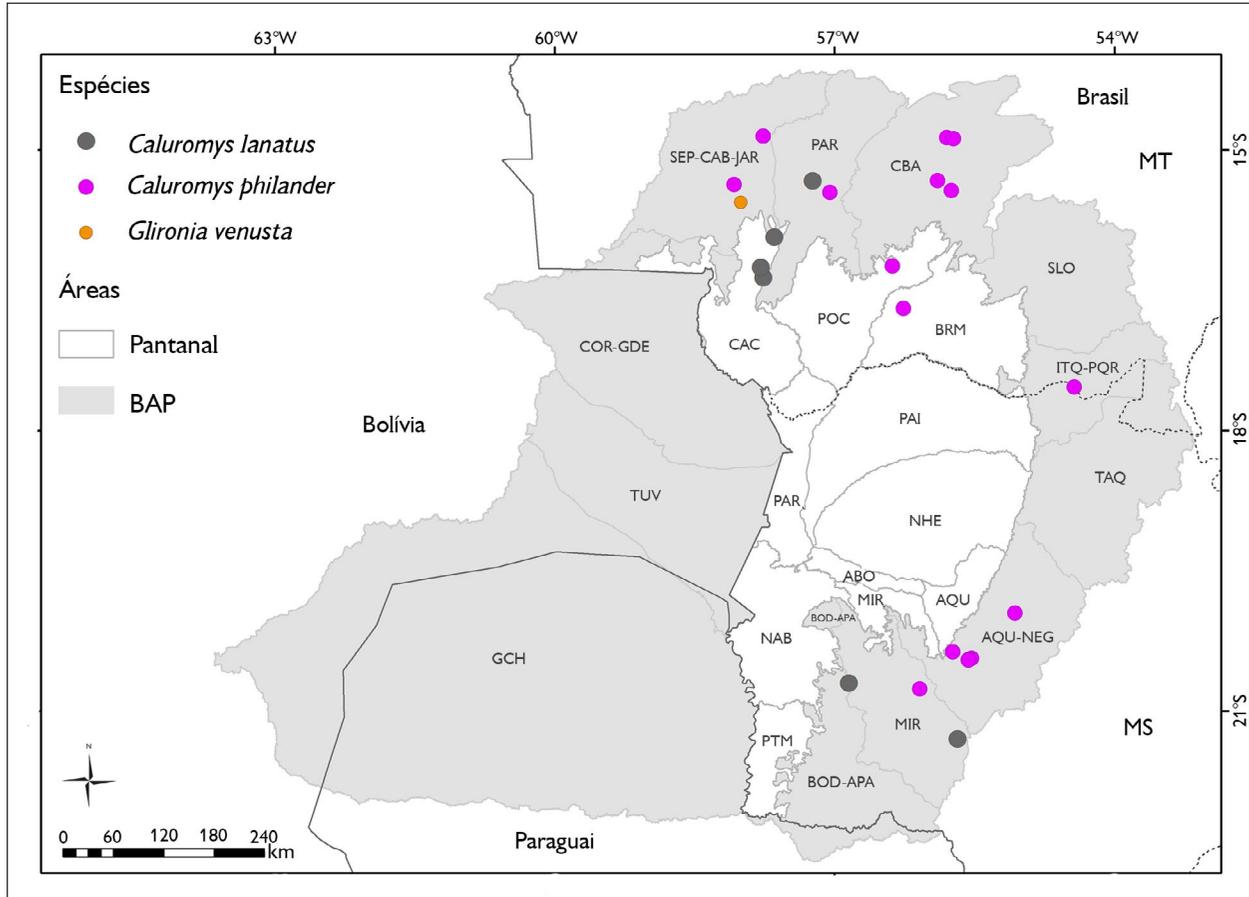


Figura 5. Pontos onde foram registradas as espécies *Glironia venusta*, *Caluromys lanatus* e *Caluromys philander* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature².

Figure 5. Records of *Glironia venusta*, *Caluromys lanatus*, and *Caluromys philander* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature².

² Mapas: levantamento de dados de ocorrência realizada pelos autores do presente artigo; delimitação das sub-regiões do Pantanal brasileiro realizada por J. S. V. Silva et al., adaptado ao novo limite de biomas do IBGE (2019) pelo Instituto Socioambiental da Bacia do Alto Paraguai SOS Pantanal; produção e diagramação do mapa feita por SIGNature Planejamento e Conservação.

foi registrada em outubro, o número médio de filhotes foi de 4,2, os recém-nascidos permaneceram no marsúpio por cerca de oito dias, para, então, entrarem na fase de ninho por mais 30 dias; e dispersaram-se do ninho após 130 dias, atingindo a maturidade sexual após o sétimo mês de vida. No Pantanal, na sub-região Cuiabá, uma fêmea foi registrada com pelo menos quatro filhotes no marsúpio no mês de setembro, durante a estação seca (Aragona & Marinho-Filho, 2009).

O tamanho médio de área de vida estimada para a cuíca-lanosa foi de 0,75 ha em um sítio de estudo na Guiana, e variou entre 2,7 e 4,3 ha na Guiana Francesa (veja compilação de Cáceres & Monteiro-Filho, 2006). Em uma área fragmentada, na Mata Atlântica, a área de vida da cuíca-lanosa variou entre 2,5 e 9,8 ha (Kernel 95%; n = 4; Lira et al., 2007). Não há estimativas de tamanho de área de vida publicadas para o Pantanal.

Essa cuíca apresenta grande importância sob o ponto de vista da saúde pública, pois pode atuar como reservatório de alguns vírus, bactérias e parasitos que também infectam o ser humano, tais como arbovírus e o protozoário causador da doença de Chagas (Thatcher, 2006).

Não está incluída em nenhuma categoria de ameaça nacional ou regional (ICMBio, 2018). É descrita como menor preocupação pela IUCN (2021), devido à sua ampla área de distribuição geográfica, suas populações presumivelmente grandes e ocorrência em bom número de áreas protegidas. Porém, segundo Brito et al. (2021), algumas populações podem se encontrar localmente ameaçadas pela perda de hábitat. Por ser preferencialmente arborícola, esperava-se que esta espécie fosse negativamente afetada pela fragmentação, devido à desconexão do dossel nessas áreas. No entanto, estudos recentes revelam a presença de populações desta espécie em fragmentos de Mata Atlântica menores do que 10 ha e sugerem a existência de movimentos ocasionais desta espécie entre fragmentos (veja Pires et al., 2002 para uma discussão mais detalhada). Não consta na lista da CITES (2021).

SUBFAMÍLIA DIDELPHINAE

A subfamília Didelphinae é composta por 14 gêneros distribuídos em quatro tribos: Marmosini, Metachirini, Didelphini e Thylamini (Voss & Jansa, 2009). Dentre estes gêneros, 11 ocorrem no Brasil e todos foram registrados na BAP.

TRIBO MARMOSINI

A tribo Marmosini é composta por três gêneros: *Marmosa*, *Monodelphis* e *Tlacuatzin*. Os dois primeiros gêneros ocorrem no Brasil e foram registrados na BAP.

Gênero *Marmosa* Gray, 1821

Marmosa (Marmosa) murina (Linnaeus, 1758) (Figura 6)

Cuíca, marmosa, gambazinha

Murine mouse opossum

A cuíca *Marmosa murina* é um marsupial de pequeno porte, com massa corporal entre 18 e 100 g, comprimento da cabeça e corpo entre 85 e 163 mm e comprimento da cauda entre 142 e 225 mm. Possui uma faixa de pelos enegrecidos ao redor dos olhos formando uma máscara facial; a pelagem dorsal é marrom-acinzentada e a pelagem ventral é constituída de pelos homoganeamente de cor creme e delimitada, lateralmente, por faixas de pelos de base cinza e ápice creme. Sua cauda é preênsil, nua e unicolor ou levemente mais clara no ventre. Não possui marsúpio (Rossi et al., 2012).



Figura 6. *Marmosa (Marmosa) murina*. Foto: Thiago Semedo.

Figure 6. *Marmosa (Marmosa) murina*. Photo: Thiago Semedo.

O gênero *Marmosa* foi revisado por Rossi (2005), que verificou que *M. murina*, como até então considerada, se tratava de um complexo de espécies, possibilidade também sugerida por dados moleculares (Gutiérrez et al., 2010; Patton & Costa, 2003). Rossi (2005) reconheceu quatro espécies dentro deste táxon, sendo *M. murina* a que possui maior área de distribuição.

Essa cuíca assemelha-se às espécies do subgênero *Micoureus* e dos gêneros *Cryptonanus*, *Gracilinanus*, *Marmosops* e *Thylamys* que também ocorrem na BAP (veja os textos seguintes para descrição morfológica, distribuição geográfica, pontos de ocorrência na BAP e dados de história natural dessas espécies). No entanto, *Marmosa* diferencia-se de *Micoureus* por possuir pelagem corporal lisa (*versus* lanosa) estendendo-se até 1 cm na porção proximal da cauda (*versus* por no mínimo 2 cm) e cauda homoganeamente pigmentada (*versus* geralmente despigmentada na porção distal). Diferencia-se de *Cryptonanus* por apresentar pelagem ventral com faixa lateral de pelos de base cinza na altura das regiões inguinal, abdominal e no baixo peito, cauda maior do que o comprimento da cabeça e do corpo e desprovida de pelos a olho nu (*versus* cauda encoberta de diminutos pelos visíveis a olho nu). Diferencia-se de *Gracilinanus* por apresentar pelagem ventral creme restrita à linha mediada, delimitada por faixa lateral de pelos de base cinza na altura das regiões inguinal, abdominal e no baixo peito (*versus* pelagem totalmente composta por pelos de base cinza e ápice amarelado nas regiões inguinal, abdominal e às vezes peitoral), pavilhão auditivo de coloração creme na região do canal auditivo (*versus* amarela) e cauda nua (*versus* pilosa) a olho nu. Diferencia-se de *Marmosops* por possuir ventre creme (*versus* esbranquiçado ou amarelado) com faixa lateral de pelos de base cinza conspícua e larga que se estende da região inguinal até o baixo peito (*versus* inconspícua, estreita e restrita ao abdome), cauda homoganeamente pigmentada (*versus* despigmentada na porção terminal em *Marmosops ocellatus*). Por fim, diferencia-se de *Thylamys* por apresentar pelagem dorsal castanho-acinzentada (*versus* acinzentada), pelagem ventral

creme com faixa lateral de pelos de base cinza na altura das regiões inguinal, abdominal e no baixo peito (*versus* pelagem ventral branca ou amarelada sem faixa lateral de pelos de base cinza) e cauda desprovida de pelos a olho nu, sem reserva de gordura (*versus* cauda com diminutos pelos visíveis a olho nu, intumescida devido ao acúmulo de gordura). Outras características morfológicas, bem como crânio-dentárias, são úteis para discriminar estes gêneros, mas só podem ser observadas em indivíduos coletados e devidamente taxidermizados (veja Creighton & Gardner, 2007a; Voss & Jansa, 2009). A diferenciação entre indivíduos jovens destes gêneros é tarefa mais complexa e pode exigir a coleta de exemplares para exame posterior.

Rossi (2005) delimitou a área de distribuição de *M. murina* à região das Guianas (leste do rio Negro e norte do rio Amazonas) e ao sul do rio Amazonas e leste do rio Tapajós. Esta cuíca ocorre em extensas áreas do Cerrado, Mata Atlântica e Pantanal, bem como em faixas de transição entre Cerrado/Mata Atlântica e Cerrado/Amazônia. No Nordeste do Brasil, ocorrem em matas de galeria e matas semidecíduas ('matas secas') e também em brejos de altitude na Caatinga (Dalmaschio & Passamani, 2003; Hannibal & Cáceres, 2010; Lambert et al., 2005; Oliveira et al., 2003; Rodrigues et al., 2002a; Rossi, 2005; Rossi & Bianconi, 2011). Na BAP, há registros na planície nas sub-regiões Cáceres (Carmignotto, 2005*), Barão de Melgaço (Oliveira et al., 2002*; L. Brandão et al., 2011*), Paraguai (Carmignotto, 2005*) (no Maciço do Urucum – W. Hannibal, dados não publicados*). No planalto, foi registrada nas bacias dos rios Corixo Grande (Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*), Paraguai (na Serra das Araras – Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012b*), Cuiabá (Carmignotto, 2005*; Lacher & Alho, 2001*), Itiquira-Piriqui (M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*), Taquari (Carmignotto, 2005*), Aquidauana-Negro (Hannibal & Cáceres, 2010*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*) e Miranda (W. Hannibal, dados não publicados*) (Figura 9).

Esta espécie está associada a habitats florestais, tanto primários quanto secundários (Rossi & Bianconi, 2011). Na BAP, foi registrada em áreas de floresta de galeria (Hannibal & Cáceres, 2010).

É uma espécie de hábito escansorial, ocorrendo eventualmente no subdossel (Vieira & Camargo, 2012). Aparentemente, as fêmeas utilizam mais o estrato arbóreo do que o solo, enquanto os machos são capturados em proporções semelhantes nos dois estratos (Dalmaschio & Passamani, 2003; Hannibal & Cáceres, 2010). Sua dieta foi classificada como insetívora-onívora por Paglia et al. (2012), sendo composta principalmente por artrópodes, pequenas sementes e polpas de frutos (Charles-Dominique et al., 1981; Palma, 1996). Não há informações detalhadas sobre sua biologia reprodutiva (Rossi & Bianconi, 2011).

A perda de habitat e a fragmentação são as principais ameaças à espécie (Cáceres et al., 2010). Não é descrita como ameaçada nacionalmente (ICMBio, 2018), é citada na categoria 'menor preocupação' pela IUCN (2021) e não é citada na listagem da CITES (2021).

Marmosa (Micoureus) constantiae (Thomas, 1904) (Figura 7)

Cuíca, catita

Marmosa grande baya, comadrejita baya

Pale-bellied woolly mouse opossum



Figura 7. *Marmosa (Micoureus) constantiae*. Foto: Thiago Semedo.

Figure 7. *Marmosa (Micoureus) constantiae*. Photo: Thiago Semedo.

A cúica *Marmosa constantiae* é um marsupial de porte mediano, com massa corporal entre 52 e 285 g, comprimento de cabeça e corpo entre 135 e 262 mm e comprimento de cauda entre 200 e 297 mm (Lima-Silva et al., 2019).

A pelagem dorsal é de aparência aveludada/lanosa, relativamente curta (8-14 mm) e cor castanho-acinzentada, levemente tingida de amarelo/laranja nos flancos em alguns espécimes (Lima-Silva et al., 2019). O ventre está coberto de pelos amarelados ou creme-pardo, com pelos de base cinza geralmente restrito às laterais do tórax e abdômen (às vezes garganta), mas raramente unindo-se medialmente. Na face, apresenta pelos enegrecidos ao redor dos olhos, formando uma máscara facial não muito bem definida quando comparada com congêneres. As orelhas são relativamente grandes e nuas, com o pavilhão auditivo marrom-escuro, exceto na porção mais próxima ao canal auditivo, onde apresenta coloração clara e despigmentada. A cauda é preênsil e praticamente nua, exceto em sua base, que é coberta com pelagem corporal (16-58 mm). A parte nua da cauda é marrom na metade proximal. Na parte distal, varia de ligeiramente despigmentada (ventralmente) a fortemente despigmentada (ventralmente e dorsalmente) em dois terços do total (Lima-Silva et al., 2019). As fêmeas desta espécie não possuem marsúpio (Rossi et al., 2012).

Espécies do subgênero *Micoureus* assemelham-se às espécies do subgênero *Marmosa* e dos gêneros *Cryptonanus*, *Gracilinanus*, *Marmosops* e *Thylamys* que também ocorrem na BAP (veja descrição morfológica, distribuição geográfica, pontos de ocorrência na BAP e dados de história natural dessas espécies ao longo deste artigo). As diferenças entre *Micoureus* e *Marmosa* foram apresentadas anteriormente (veja em *M. murina*). *Micoureus* diferencia-se de *Cryptonanus*, *Gracilinanus*, *Marmosops* e *Thylamys* por apresentar porte maior, pelagem lanosa (*versus* lisa), pelagem corporal estendendo-se por pelo menos 2 cm na região proximal da cauda (*versus* menos de 1 cm) e cauda lisa a olho nu (*versus* pilosa). *Micoureus* diferencia-se também de *Cryptonanus*, *Gracilinanus*, *Marmosops noctivagus* e *Thylamys* por possuir

cauda geralmente despigmentada na porção distal (*versus* cauda homoganeamente pigmentada) e de *Cryptonanus* por possuir cauda maior do que o comprimento da cabeça e do corpo (*versus* cauda semelhante ao comprimento da cabeça e do corpo). Diferencia-se de *Thylamys* por possuir cauda sem reserva de gordura (*versus* cauda intumescida devido ao acúmulo de gordura). Diferencia-se também de *Gracilinanus* por possuir pavilhão auditivo de coloração creme (*versus* amarela) na região do canal auditivo. Outras características morfológicas, bem como crânio-dentárias, são úteis para discriminar estes gêneros, mas só podem ser observadas em indivíduos coletados e devidamente taxidermizados (veja Gardner & Creighton, 2007; Voss & Jansa, 2009). A diferenciação entre indivíduos jovens destes gêneros é tarefa mais complexa e pode exigir a coleta de exemplares para exame posterior.

Marmosa constantiae diferencia-se da outra espécie do subgênero presente na BAP, *M. rapposa*, quanto à coloração do dorso (castanho-acinzentada *versus* cinza-oliváceo) e do ventre, que é amarelado ou creme-pardo, com pelos de base cinza geralmente nas laterais do tórax e abdômen, aproximando-se medialmente *versus* creme-amarelado, com faixas laterais de pelos de base cinza geralmente restritas a uma estreita faixa nas laterais do tórax e abdômen, nunca se aproximando medialmente. A pelagem dorsal tende a ser mais curta em *M. constantiae* (média de 9 mm de comprimento) e mais longa em *M. rapposa* (média de 12 mm de comprimento). A máscara facial de *M. constantiae* é pouco definida quando comparada a *M. rapposa*. Por fim, a extensão da pelagem corporal na cauda é geralmente maior em *M. constantiae* (16-58 mm) do que em *M. rapposa* (14-27 mm); e a parte nua da cauda é marrom na metade proximal, variando de ligeiramente despigmentada (ventralmente) a fortemente despigmentada (ventralmente e dorsalmente) em dois terços da parte distal em *M. constantiae*, enquanto em *M. rapposa* a metade distal da cauda é totalmente despigmentada (Lima-Silva et al., 2019; Voss et al., 2020).

Marmosa constantiae sofreu revisão sistemática recente, apresentando considerável melhora no conhecimento acerca da variação geográfica e genética ao longo da distribuição deste táxon (Lima-Silva et al., 2019; Voss et al., 2020).

Esta cuíca ocorre na porção norte da Bolívia, leste do Peru e no Brasil, nos estados de Mato Grosso, Amazonas e Rondônia, associada aos biomas Amazonia, Cerrado e Pantanal (M. Brandão et al., 2019; Gardner & Creighton, 2007; Lima-Silva et al., 2019; Melo & Sponchiado, 2012). Na BAP, foi registrada na planície na sub-região Poconé (Aragona & Marinho-Filho, 2009*, identificado como *Micaureis demerarae*; Lima-Silva et al., 2019), no planalto nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*), Paraguai (M. Santos-Filho, dados não publicados*) (na Serra das Araras – Carmignotto, 2005; Santos-Filho et al., 2012b) e Cuiabá (Lima-Silva et al., 2019*; Lacher & Alho, 2001*) (na Chapada dos Guimarães – Lima-Silva et al., 2019*) (Figura 9).

Trata-se de uma espécie arborícola (Vieira & Camargo, 2012), solitária e noturna, fortemente associada a habitats florestais úmidos (Emmons & Feer, 1997). Na BAP, foi registrada em áreas de cambarzais, cordilheiras, landis, brejos e campos de murunduns na planície (Aragona & Marinho-Filho, 2009), enquanto no planalto foi registrada em fragmentos de floresta estacional semidecidual submontana (Santos-Filho et al., 2012a). Aragona & Marinho-Filho (2009) verificaram em uma área no Pantanal na sub-região de Cuiabá que, de fato, *M. constantiae* foi significativamente mais capturada no sub-bosque (entre 1,0 e 2,5 m de altura) do que no solo.

Paglia et al. (2012) classificaram essa espécie como insetívora-onívora, mas pouco se sabe sobre sua história natural, como hábitos alimentares e biologia reprodutiva. Com base em 41 espécimes, Lima-Silva et al. (2019) reportam fórmulas mamárias 3-1-3 = 7 (N = 4); 4-1-4 = 9 (N = 22) e 5-1-5 = 11 (N = 15), e fêmeas lactantes com nove a dez filhotes coletadas no estado de Mato Grosso. Fêmeas lactantes também foram registradas em janeiro em Rondônia e em setembro no Mato Grosso. Baseado em amostras bolivianas,

Anderson (1997) registrou uma fêmea com cinco filhotes em agosto, outra fêmea lactante em maio e quatro fêmeas não reprodutivas em julho/agosto. No Pantanal da sub-região Cuiabá, fêmeas adultas e subadultas foram capturadas o ano todo, mas raramente foram registrados indícios de atividade reprodutiva entre os meses de maio e setembro, com seu período reprodutivo concentrado entre outubro e abril, que corresponde ao período chuvoso na região (341 informações reprodutivas de 101 fêmeas; Aragona & Marinho-Filho, 2009).

No Pantanal da sub-região Cuiabá, o tempo médio de permanência em uma área de landi foi de $2,36 \pm 2,73$ meses ($n = 195$), com tempo máximo de permanência de 15 meses para uma fêmea. Nesta área, foi registrado em várias ocasiões o uso de ocós de árvores de pimenteira (*Licania parvifolia* Huber – Chrysobalanaceae) como abrigo (Aragona & Marinho-Filho, 2009).

Não está incluída em nenhuma categoria de ameaça nacional (ICMBio, 2018) ou mundialmente (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021). Apesar de apresentar distribuição geográfica relativamente ampla, esta espécie depende de habitats frágeis e algumas de suas populações podem estar ameaçadas devido a mudanças climáticas e ao uso intensivo do solo, sendo iminente a necessidade de pesquisas que visem reavaliar seu estado de conservação (Tarifa & Martin, 2016).

Marmosa (Micoureus) rapposa Thomas, 1899 (Figura 8)

Cuíca, catita

Marmosa lanuda, *comadreja cenicienta*

Woolly mouse opossum

A cuíca *Marmosa rapposa* é um marsupial de porte mediano, com massa corporal entre 48,5 e 85 g, comprimento de cabeça e do corpo que varia entre 122 e 221 mm, e comprimento de cauda entre 173 e 255 mm (Lima-Silva et al., 2019).

A pelagem dorsal é de aparência aveludada/lanosa, relativamente longa (8-13 mm) e com cor castanho-acinzentada olivácea (Lima-Silva et al., 2019). O ventre está coberto de pelos creme-amarelados ou creme-pardo,



Figura 8. *Marmosa (Micoureus) rapposa*. Foto: Nilton Cáceres.

Figure 8. *Marmosa (Micoureus) rapposa*. Photo: Nilton Cáceres.

com pelos de base cinza restritos a uma estreita faixa nas laterais do tórax inferior e abdômen. Na face, apresenta pelos enegrecidos ao redor dos olhos, formando uma máscara facial bem definida. As orelhas são relativamente grandes e nuas, com o pavilhão auditivo marrom-escuro, exceto na porção mais próxima ao canal auditivo, onde apresenta coloração clara e despigmentada. A cauda é preênsil e praticamente nua, exceto na base da cauda, que é coberta com pelagem corporal (14-27 mm). A parte nua da cauda é marrom na metade proximal, enquanto a metade distal da cauda é totalmente despigmentada (Lima-Silva et al., 2019). As fêmeas desta espécie não possuem marsúpio (Gardner & Creighton, 2007; Rossi et al., 2012). Assemelha-se à sua forma congênere também com ocorrência para a BAP (veja distinção em *M. constantiae*).

Marmosa rapposa sofreu revisão sistemática recente, apresentando considerável melhora no conhecimento acerca da variação geográfica e genética ao longo da distribuição deste táxon (Lima-Silva et al., 2019; Voss et al., 2020).

Esta espécie possui ampla distribuição geográfica, ocorrendo na porção centro-sul da Bolívia, norte da Argentina e no Paraguai. No Brasil, ocorre nos biomas Cerrado e Pantanal do Mato Grosso do Sul (Lima-Silva et al., 2019; Voss et al., 2020).

Na BAP, há registro na planície nas sub-regiões Paraguai (Carmignotto, 2005*; Rossi et al., 2003) (no Maciço do Urucum – Cáceres et al., 2011a*), Nabileque (W. Hannibal, dados não publicados*) e Porto Murinho (Lima-Silva et al. (2019*)). No planalto, foi registrada nas bacias dos rios Aquidauana-Negro (M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*; Hannibal & Cáceres, 2010*; Lima-Silva et al., 2019; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*), Miranda (Cáceres et al., 2007a*; Coleção Científica da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM 06, 13, 14; Lima-Silva et al., 2019*) (na Serra da Bodoquena – Carmignotto, 2005*; M. N. Godoi, dados não publicados;

Lima-Silva et al., 2019*), Bodoquena-APA (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*) e Tucavaca (Voss et al., 2020) (Figura 9). No planalto da BAP, foi registrada em áreas de matas ciliares, veredas na bacia do rio Aquidauana-Negro (M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados), cerradão (Cáceres et al., 2007a) e matas de galeria (Hannibal & Cáceres, 2010). No Pantanal, Rossi et al. (2003) registraram essa espécie em áreas de florestas semidecíduas em fundo de vale e em cerradão.

Trata-se de uma espécie arbórea, solitária e noturna (Emmons & Feer, 1997; Vieira & Camargo, 2012). Paglia et al. (2012) classificaram-na como insetívora-onívora (= *M. constantiae*), mas pouco se sabe sobre sua história natural,

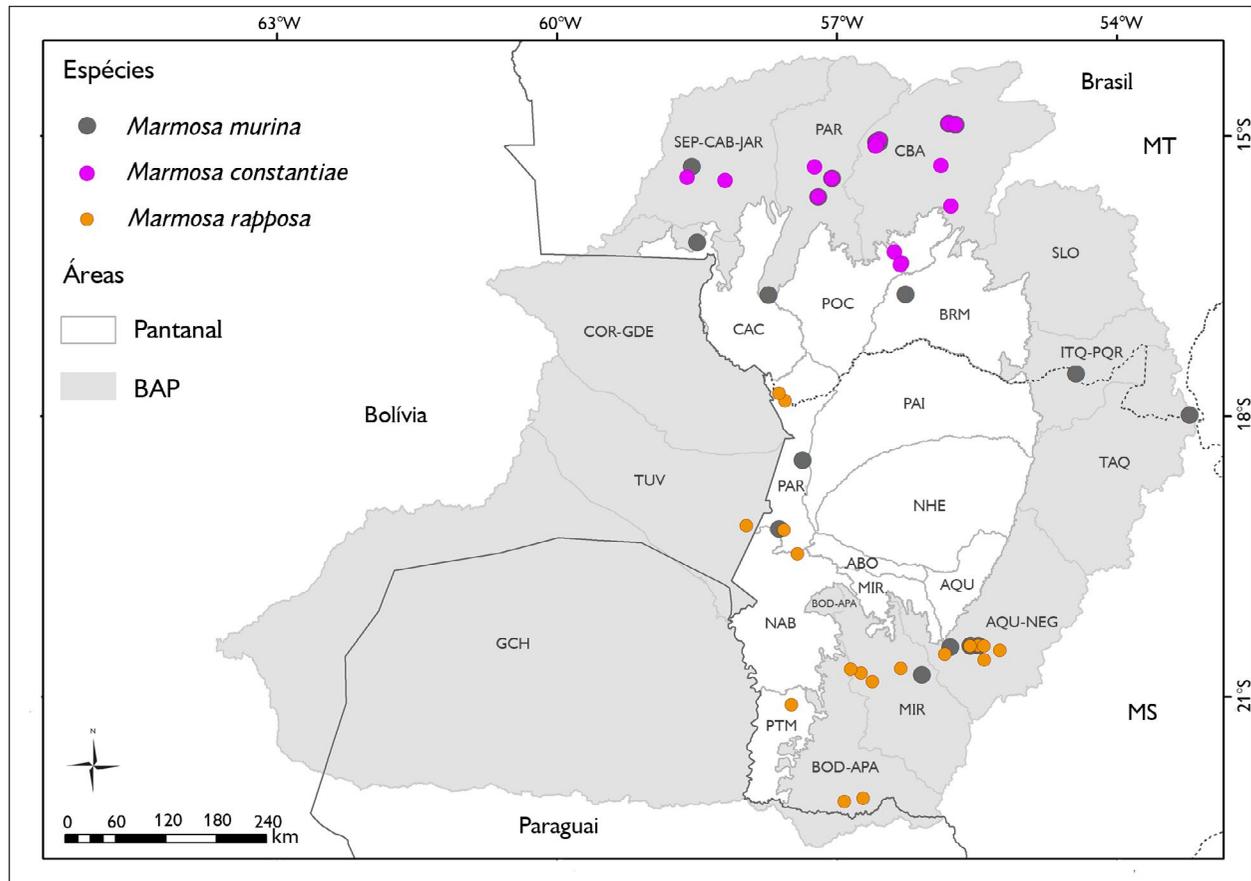


Figura 9. Pontos onde foram registradas as espécies *Marmosa murina*, *Marmosa constantiae* e *Marmosa rapposa* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 9. Records of *Marmosa murina*, *Marmosa constantiae*, and *Marmosa rapposa* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

como hábitos alimentares e biologia reprodutiva. Flores et al. (2000), em estudo feito na Argentina, encontraram fragmentos de vegetais e hemípteros em conteúdos estomacais da espécie e observaram uma fêmea lactante em junho e um juvenil em agosto. Lima-Silva et al. (2019) reportam três fêmeas adultas coletadas nas províncias de Santa Cruz e Cordillera, na Bolívia, com sete a dez filhotes presos aos mamilos nos meses de novembro e dezembro.

Esta espécie foi revalidada apenas recentemente (Lima-Silva et al., 2019; Voss et al., 2020). Dessa forma, não está incluída em nenhuma das listas de espécies ameaçadas aqui reportadas (ICMBio, 2018; IUCN, 2021), necessitando ser reavaliada. Não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Monodelphis* Burnett, 1830

Monodelphis (Monodelphis) domestica (Wagner, 1842)
(Figura 10)

Cuíca-de-rabo-curto, catita

Colicorto chaqueno, colicorto gris

Gray short-tailed opossum

A cuíca-de-rabo-curto *Monodelphis domestica* é um marsupial de pequeno porte, com massa corporal entre 80 e 150 g, comprimento da cabeça e corpo que varia entre 123 e 179 mm e cauda menor do que a cabeça e o corpo, variando entre 46 e 91 mm (Rossi et al., 2012).



Figura 10. *Monodelphis (Monodelphis) domestica*. Foto: Mônica Aragona.

Figure 10. *Monodelphis (Monodelphis) domestica*. Photo: Mônica Aragona.

No Pantanal, sub-região Cuiabá, Aragona & Marinho-Filho (2009) registraram comprimento da cabeça e do corpo variando entre 113 e 142 mm nas fêmeas (média = 124,5 mm, n = 18) e 114 e 164 mm nos machos (média = 141 mm, n = 29), comprimento da cauda entre 64 e 77,5 mm nas fêmeas (média = 71,7 mm, n = 18) e 68 e 91,5 mm nos machos (média = 79,6, n = 29), e massa corporal entre 32 e 67,5 g nas fêmeas (média = 40,5 g, n = 33) e 35 e 89,5 g nos machos (média = 57,9 g, n = 59). No Pantanal, sub-região Nhecolândia, a massa corporal variou entre 35 e 90 g nas fêmeas (média = 59,8 g, n = 30) e entre 35 e 125 g nos machos (média = 70,8 g; n = 56; P. C. Antunes, dados não publicados).

O dorso é uniformemente acinzentado e o ventre é cinza-claro. O ventre pode apresentar uma coloração laranja-clara, que possivelmente está relacionada à atividade reprodutiva. A cauda é recoberta por muitos pelos em seu terço basal, podendo ser inteiramente escura ou bicolor, sendo, neste último caso, mais escura na porção dorsal e mais clara na porção ventral. Não possui marsúpio (Macrini, 2004; Rossi et al., 2012).

Na BAP, a cuíca-de-rabo-curto assemelha-se às suas espécies congêneres, *M. glirina* (veja comparações em *M. glirina*), *M. kunsii* e *M. saci*. As duas últimas são cerca de duas vezes menores do que *M. domestica* e possuem dorso marrom (*versus* acinzentado) e ventre creme (*versus* cinza-claro; Rossi et al., 2012).

Caramaschi et al. (2011) sugeriram, baseados na diversidade genética existente entre populações brasileiras, que *Monodelphis domestica* representa um complexo de espécies, havendo dois clados relacionados aos domínios morfoclimáticos Cerrado/Pantanal e Caatinga. No entanto, os autores ressaltam que mais estudos moleculares e morfométricos são necessários para validar essas duas linhagens.

A espécie apresenta ampla distribuição geográfica, que se estende do Nordeste do Brasil ao centro e sudeste da Bolívia, centro-norte do Paraguai e extremo norte da Argentina. Ocorre em todo o Brasil central em áreas de Caatinga, Cerrado e Pantanal, e também em áreas

de transição com a de Mata Atlântica (Macrini, 2004; Melo & Sponchiado, 2012; Rossi & Bianconi, 2011). Na BAP, foi registrada no planalto nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al. (2012b*), Paraguai (Carmignotto, 2005*) (na Serra das Araras – Santos-Filho et al., 2012a*), Cuiabá (Carmignotto, 2005*; Lacher & Alho, 2001*) (na Chapada dos Guimarães – Carmignotto, 2005*), Itiquira-Piquiri (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*), Taquari (Carmignotto, 2005*), Aquidauana-Negro (Cáceres et al., 2011b*), Miranda (Cáceres et al., 2007a*; UFSM 07, 10, 24) (na Serra da Bodoquena – Carmignotto, 2005*). Na planície, há registros para as sub-regiões Poconé (Aragona e Marinho-Filho, 2009*), Barão do Melgaço (Oliveira et al., 2002*; L. Brandão et al., 2011*), Paraguai (Carmignotto, 2005*; Rossi et al., 2003*) (na Serra do Amolar – Carmignotto, 2005* – e no Maciço do Urucum – Cáceres et al., 2011a*), Nhecolândia (Antunes, 2009*; Coleção de Referência de Vertebrados do Pantanal (Mamíferos), Embrapa Pantanal – MCPAP 205, 215, 334; Herrera et al., 2007*; Mozerle, 2011*; MCPAP 330, 332), Aquidauana (Mamede & Alho, 2006*) e Miranda (Carmignotto, 2005*; Andreazzi et al., 2011*) (Figura 14).

A cuíca-de-rabo-curto ocorre em formações vegetais campestres e arbustivo-arbóreas da Caatinga e Cerrado, incluindo áreas brejosas, campos abandonados e formações florestais como matas de galeria, cerradão e florestas estacionais (Alho et al., 1986; Bonvicino et al., 2002, 2005; Lacher & Alho, 2001; Mares et al., 1986, 1989; Rodrigues et al., 2002b; Streilein, 1982a). Na BAP, foi registrada em florestas estacionais e cerradão na Serra da Bodoquena (Cáceres et al., 2007a; Carmignotto, 2005) e Maciço do Urucum (Cáceres et al., 2011a), em cerrado *sensu stricto* na bacia do rio Aquidauana (Nápoli, 2005) e em ambientes florestais (cordilheiras e cambarazais), savânicos (cerrado *sensu stricto*) e campestres (campos de murundus e pastagens de *Brachiaria*) no Pantanal de Cuiabá (Aragona & Marinho-Filho, 2009), da Nhecolândia (Antunes, 2009) e do Leque do Taquari (Mozerle, 2011).

Possui hábito solitário, terrestre e noturno, com pico de atividade principalmente nas três primeiras horas da noite (Streilein, 1982a; Vieira & Camargo, 2012). Foi classificada como insetívora-onívora por Paglia et al. (2012), alimentando-se de invertebrados, frutos, pequenos roedores, lagartos, sapos e cobras (Streilein, 1982a).

Reproduz-se ao longo de todo o ano na Caatinga (Streilein, 1982b), mas principalmente na estação chuvosa em outras áreas do Nordeste do Brasil (Bergallo & Cerqueira, 1994), podendo produzir de cinco a seis ninhadas no ano, com seis a 11 filhotes por ninhada (Streilein, 1982b). No Pantanal da sub-região Cuiabá, fêmeas adultas e reprodutivas foram registradas de setembro a maio, com pico na atividade reprodutiva entre outubro e fevereiro, também coincidindo com a estação chuvosa (n = 28; Aragona & Marinho-Filho, 2009). No Pantanal da sub-região Nhecolândia, fêmeas com as glândulas mamárias desenvolvidas foram observadas de novembro a maio (n = 38). No mesmo estudo, somente três fêmeas foram capturadas com filhotes, uma em janeiro, com três filhotes, outra em abril, com 11 filhotes, e a terceira em outubro, com 12 filhotes (P. C. Antunes, dados não publicados).

Em áreas de cordilheira, no Pantanal da sub-região Cuiabá, o tempo máximo de permanência na população registrado para esta espécie foi de sete meses, observado em quatro indivíduos, duas fêmeas e dois machos (Aragona & Marinho-Filho, 2009).

No Pantanal da sub-região Nhecolândia, a probabilidade de ocupação da cuíca-de-rabo-curto está positivamente relacionada com a cobertura do solo pela bromélia caraguatá (*Bromelia balansae*; Antunes, 2009); enquanto na sub-região do Leque do Taquari, a probabilidade de ocupação aumenta com a diminuição da cobertura do solo por monocotiledôneas e com o aumento da quantidade de serapilheira (Mozerle, 2011).

Assim como em outras espécies de marsupiais, foram encontrados indivíduos de *M. domestica* positivos para *Trypanosoma cruzi* e *Trypanosoma evansi* (Herrera et al., 2007),

sendo esta espécie considerada um possível reservatório destes parasitos.

A cuíca-de-rabo-curto pode ser capturada com o uso de armadilhas de chapa de metal fechado (tipo *Sherman*) e gaiolas de arame (tipo *Tomahawk* e *Young*) dispostas no solo, mas especialmente através de armadilhas de interceptação e queda (Cáceres et al., 2011b; Santos-Filho et al., 2006). No entanto, no Pantanal da sub-região Nhecolândia, um padrão oposto foi observado, a espécie foi amplamente capturada em armadilhas tipo *Sherman* e gaiolas, enquanto os eventos de captura em armadilhas de interceptação e queda foram raros (P. C. Antunes, dados não publicados). Apesar de significativamente mais capturada no solo, Aragona & Marinho-Filho (2009) registraram 8,1% das capturas desta espécie em gaiolas instaladas no sub-bosque, entre 1,0 e 2,5 m acima do solo no Pantanal da sub-região Cuiabá.

Não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018) nem em âmbito global (IUCN, 2021) e não consta na lista da CITES (2021).

Monodelphis (Monodelphis) glirina (Wagner, 1842) (Figura 11)

Catita

Colicorto de flancos rojos

Amazonian red-sided opossum

A catita *Monodelphis glirina* é um marsupial de pequeno porte, com massa corporal entre 49 e 89 g,



Figura 11. *Monodelphis (Monodelphis) glirina*. Foto: Thiago Semedo.

Figure 11. *Monodelphis (Monodelphis) glirina*. Photo: Thiago Semedo.

comprimento do corpo entre 130 e 162 mm e comprimento de cauda entre 73 e 88 mm (Voss et al., 2012). Na BAP, três indivíduos machos foram capturados e pesaram 44, 66 e 72 g, com comprimento total de 204, 217 e 245 mm, e comprimento de cauda de 83, 75 e 72 mm (M. Santos-Filho, dados não publicados).

A pelagem dorsal é grisalha, distinta da lateral que apresenta tonalidade entre o alaranjado e o avermelhado. O ventre tem coloração creme acinzentado, levemente alaranjado sem um limite claro de distinção da coloração avermelhada da porção lateral do corpo. A cauda é coberta por pelos visíveis a olho nu na porção basal e diminutos no restante. As fêmeas não possuem marsúpio (Rossi et al., 2012; Voss et al., 2012).

Na BAP, essa catita pode ser confundida com as espécies congênicas *M. kunsi*, *M. saci* e *M. domestica*. As três espécies citadas não apresentam a porção lateral do corpo de coloração alaranjada/avermelhada como *M. glirina*. Além disso, *M. kunsi* e *M. saci* são expressivamente menores (19 g), apresentam o ventre homogeneamente creme (*versus* creme cinza/alaranjado em *M. glirina*) e a cauda bicolor, escura no dorso e clara no ventre (*versus* homogeneamente escura). *M. domestica* tem o dorso homegeamente acinzentado (*versus* grisalha, com região lateral de tonalidade entre o alaranjado e o avermelhado).

Esta espécie distribui-se ao sul do rio Amazonas e oeste do rio Xingu no Brasil até o nordeste da Bolívia e sudeste do Peru (Melo & Sponchiado, 2012; Pine & Handley Jr., 2007). Na BAP, foi registrada somente na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2006, identificado como *M. brevicaudata*; Santos-Filho et al., 2008, identificado como *M. brevicaudata*; Santos-Filho et al., 2012a, identificado como *M. brevicaudata*) (Figura 14), em fragmentos de floresta estacional semidecidual submontana, vegetação semelhante àquelas de áreas de floresta sazonalmente seca na Amazônia (Santos-Filho et al., 2012a; identificado como *M. brevicaudata*).

Foi classificada como insetívora-omnívora e de hábito terrestre por Paglia et al. (2012). Consome principalmente insetos das ordens Coleoptera, Orthoptera e Hymenoptera,

além de materiais de origem vegetal (Castilheiro & Santos-Filho, 2013). No entanto, M. Brandão et al. (2020) recentemente registraram três indivíduos no norte do Mato Grosso predando pequenos roedores em armadilhas de interceptação e queda (*pitfall*). Este mesmo estudo reporta que adultos representaram 82,8% das capturas de *M. glirina* e a razão sexual foi três machos para cada fêmea, informando, ainda, que a captura de jovens e fêmeas lactantes foi sazonal, uma vez que ambos foram capturados apenas na estação chuvosa. Não há dados ecológicos mais detalhados sobre esta espécie. Na BAP, os indivíduos foram capturados somente em armadilhas de interceptação e queda e em armadilhas tipo *Sherman* (Santos-Filho et al., 2006, identificado como *M. brevicaudata*).

Esta catita não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018) nem em âmbito global (IUCN, 2021) e não consta na lista da CITES (2021).

Monodelphis (Mygalodelphys) kungsi Pine, 1975 (Figura 12)

Catita

Pygmy short-tailed opossum

A catita *Monodelphis kungsi* é um marsupial de porte muito pequeno, com massa corporal entre 7,5 e 30 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 62 e 102 mm e cauda menor do que a cabeça e o corpo, variando



Figura 12. *Monodelphis (Mygalodelphys) kungsi*. Foto: Wellington Hannibal.

Figure 12. *Monodelphis (Mygalodelphys) kungsi*. Photo: Wellington Hannibal.

de 36 a 45 mm. Apresenta coloração dorsal marrom-clara e coloração ventral homogênea creme, podendo apresentar manchas brancas na garganta e no peito. A cauda apresenta padrão bicolor, escura no dorso e clara no ventre. Não possui marsúpio (Astúa, 2015; Rossi et al., 2012).

Assemelha-se muito à sua forma congênere *Monodelphis saci*, e mais superficialmente a *M. glirina* e *M. domestica*. Os caracteres que diferenciam *M. kungsi* de *Monodelphis saci* são bem sutis (veja distinção em *M. saci*, *M. glirina* e *M. domestica*).

Distribui-se no centro e na parte do Sudeste do Brasil, leste da Bolívia, Paraguai e norte da Argentina (Rossi & Bianconi, 2011), tendo sido encontrada apenas recentemente nestes dois últimos países (de La Sancha et al., 2007; Jayat & Miotti, 2005; Melo & Sponchiado, 2012). Na BAP, foi registrada na planície nas sub-regiões Barão de Melgaço (Oliveira et al., 2002*; L. Brandão et al., 2011*), Paraguai (Carmignotto, 2005*; Rossi et al., 2003*) e no Maciço do Urucum (sub-regiões Paraguai – Godoi et al., 2010*, UFSM265*; Cáceres et al., 2011a*; MCPAP 222* – e Nabileque – Hannibal et al., 2012*, Coleção Zoológica da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (Mamíferos) – ZUFMS-MA 10001). No planalto, há registros na bacia dos rios Paraguai (na Serra das Araras – Carmignotto (2005), Itiquira-Piquiri (Hannibal et al., 2012*, ZUFMS-MA 10001), Aquidauna-Negro (Cáceres et al., 2011b*) e Miranda (na Serra da Bodoquena – Carmignotto, 2005*) (Figura 14).

Essa catita ocorre em diversos tipos de formações vegetais, tanto em fisionomias florestais, como cerradão e florestas estacionais (Cáceres et al., 2011b; Carmignotto, 2005; de La Sancha et al., 2007; Godoi et al., 2010; Jayat & Miotti, 2005; Rodrigues et al., 2002b; Vargas et al., 2003), quanto em ambientes savânicos e campestres (Cáceres et al., 2011a; Carmignotto, 2005; Godoi et al., 2010; Rodrigues et al., 2002b). Na Serra da Bodoquena, foi registrada apenas em áreas de cerradão (Carmignotto, 2005). No Maciço do Urucum, a espécie ocorreu principalmente em ambientes campestres de altitude, mas também foi capturada em florestas estacionais e cerradão

(Cáceres et al., 2011a; Godoi et al., 2010), distribuindo-se por todo o gradiente altitudinal desta região montanhosa (Cáceres et al., 2011a).

Não existem estudos específicos na literatura sobre a dieta, o comportamento e a biologia reprodutiva desta catita. As poucas informações disponíveis indicam que ela é solitária, noturna, de hábito de locomoção terrestre e com dieta insetívora-onívora (Emmons & Feer, 1997; Paglia et al., 2012; Vieira & Camargo, 2012).

O método mais eficiente para a captura desta espécie são as armadilhas de interceptação e queda (Hannibal et al., 2012). Todos os indivíduos capturados na Serra da Bodoquena (Carmignotto, 2005) e na bacia do rio Aquidauana-Negro (Cáceres et al., 2011b; Nápoli, 2005) foram capturados por este método, não havendo registros de capturas por armadilhas do tipo *Sherman* e gaiolas tipo *Tomahawk* e *Young* na região da BAP.

Essa catita não é considerada como ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018) nem em âmbito global (IUCN, 2021) e não consta na lista da CITES (2021).

Monodelphis (Mygalodelphys) saci Pavan, Mendes-Oliveira & Voss, 2017 (Figura 13)

Catita

Saci's short-tailed opossum



Figura 13. *Monodelphis (Mygalodelphys) saci*. Foto: Thiago Semedo.

Figure 13. *Monodelphis (Mygalodelphys) saci*. Photo: Thiago Semedo.

Monodelphis saci é um marsupial de pequeno porte, com massa corporal entre 17 e 29 g, comprimento do corpo entre 93 e 117 mm e comprimento de cauda entre 41 e 59 mm (Pavan et al., 2017). Os indivíduos coletados na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru apresentaram massa corporal entre 5 e 27 g (média = 14, n = 25), comprimento total entre 104 e 229 mm (média = 131, n = 25) e cauda menor do que o corpo, entre 34 a 65 mm (média = 44, n = 25; M. Santos-Filho, dados não publicados). Esta espécie apresenta coloração dorsal marrom-escuro, apresentando a região da cabeça distintamente marrom-avermelhada e região traseira mais escura, e coloração ventral marrom-claro, podendo apresentar manchas creme na garganta, no peito e no abdomen. A cauda apresenta padrão fracamente bicolor, escura no dorso e apenas um pouco mais clara no ventre, o qual pode se apresentar com manchas claras (Pavan et al., 2017; Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo – MZUSP; Coleção de Mamíferos da Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT).

Assemelha-se muito à sua forma congênere *M. kungsi*, e apenas superficialmente às demais congêneres na BAP (veja distinção em *M. glirina* e *M. domestica*). Os caracteres que diferenciam *M. kungsi* de *M. saci* são sutis, mas tais espécies apresentam tamanhos diferentes, sendo *M. saci* distintamente maior. Ainda, *M. saci* apresenta pelagem dorsal mais longa (4-5 mm versus 3 mm em *M. kungsi*), cabeça avermelhada e superfície inferior caudal fracamente bicolor (com manchas claras ventralmente), características ausentes em *M. kungsi* (Pavan et al., 2017).

Indivíduos desta espécie foram capturados em apenas uma área de estudo na porção noroeste da BAP, mais especificamente na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2006*, identificado como *M. adusta*; Santos-Filho et al., 2008*, identificado como *M. adusta*; Santos-Filho et al., 2012a*, identificado como *M. adusta*) (Figura 14). O material-testemunho foi coletado e incorporado à coleção de mamíferos do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e à coleção

de referência da Universidade do Estado de Mato Grosso (CMUNEMAT). Estes espécimes foram tentativamente identificados como *Monodelphis adusta* por Santos-Filho et al. (2006, 2008, 2012a), uma vez que este táxon apresenta certa similaridade morfológica com as populações da forma registrada na bacia do rio Sepotuba-Cabaçal-Jauru. No entanto, Pavan et al. (2017) recentemente descreveram *M. saci* a partir de espécimes do Pará, cuja diagnose remete também aos referidos espécimes da BAP.

Esta espécie se distribui desde as áreas de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica no estado de Mato Grosso

(incluindo a bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru), noroeste deste estado (tributários do rio Tapajós – Juruena e Teles Pires), e em áreas amazônicas do centro-leste e oeste do estado do Pará, norte de Rondônia e sul do Acre (Pavan et al., 2017). No sudeste do estado do Pará, na região da Serra de Carajás, foram tentativamente associados a *M. kunsi* por Gettinger et al. (2011).

Todos os indivíduos na BAP foram capturados através de armadilhas de interceptação e queda em fragmentos de floresta estacional semidecidual submontana (Santos-Filho et al., 2006, identificado como *M. adusta*).

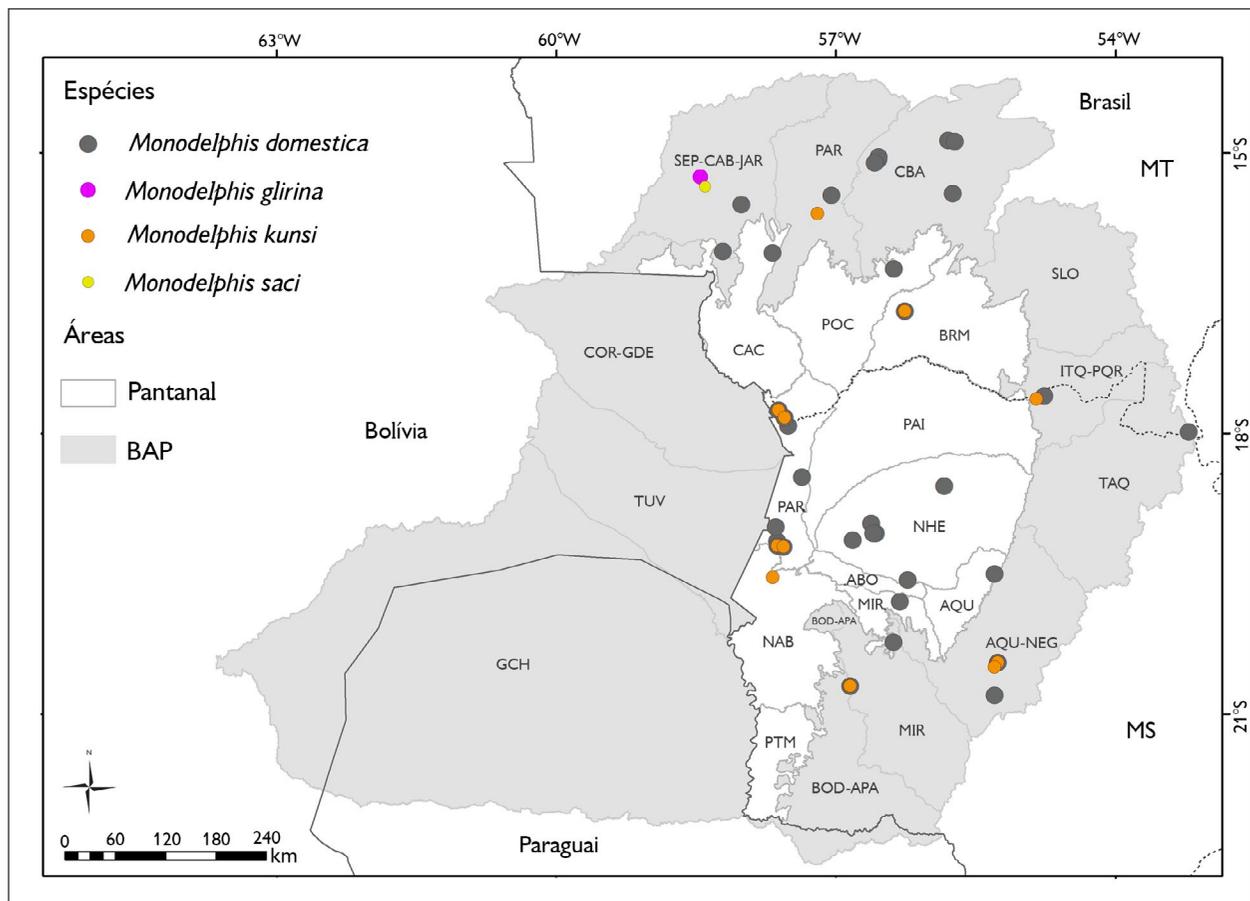


Figura 14. Pontos onde foram registradas as espécies *Monodelphis domestica*, *Monodelphis glirina*, *Monodelphis kunsi* e *Monodelphis saci* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai.

Figure 14. Records of *Monodelphis domestica*, *Monodelphis glirina*, *Monodelphis kunsi*, and *Monodelphis saci* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Não existem dados na literatura sobre a dieta, o comportamento e a biologia reprodutiva desta catita. Status de ameaça é ainda desconhecido.

TRIBO METACHIRINI

A tribo Metachirini é composta por apenas um gênero e duas espécies *Metachirus nudicaudatus* e *M. myosurus*.

Gênero *Metachirus* Burmeister, 1854

Metachirus sp. (Figura 15)

Jupati, cúca-marrom, cúca-marrom-de-quatro-olhos,
mucura-de-quatro-olhos

Cuica común, chucha mantequera, zorra morena

Brown four-eyed opossum

Metachirus nudicaudatus tratava-se, até recentemente, da espécie válida para a BAP (M. Brandão et al., 2015b, 2019; Chemisquy & Flores, 2012). Gardner & Dagosto (2007) apontaram a presença de cinco subespécies para *Metachirus* e sinônimos associados, evidenciando a complexidade taxonômica do grupo e a necessidade de revisão sistemática ampla. Recentemente, Voss et al. (2019) reconheceram duas espécies existentes no Brasil: *M. nudicaudatus*, que aparentemente é endêmica do Escudo das Guianas, ocorrendo ao norte do rio Amazonas e oeste dos rios Negro e Branco, nos estados do Amapá, Amazonas e Pará (Voss et al., 2019; C. L. Miranda, comunicação pessoal, 2020) e *Metachirus myosuros* ocorrendo em todo o restante



Figura 15. *Metachirus* sp. Foto: Manoel Santos-Filho.

Figure 15. *Metachirus* sp. Photo: Manoel Santos-Filho.

da distribuição do gênero, incluindo o estado de Mato Grosso (M. Brandão et al., 2019) e a região Sudeste, na Mata Atlântica (Voss et al., 2019). Entretanto, neste estudo, as populações da BAP careceram de uma identificação refinada e criteriosa. Dada a complexidade taxonômica do grupo e a incerteza taxonômica em relação às populações da BAP, consideramos aqui provisoriamente como *Metachirus* sp., até que suas populações sejam revisadas.

Os exemplares coletados na BAP exibem as seguintes características morfológicas: a pelagem dorsal dos indivíduos oriundos dessa região é curta, densa, macia e com tons alaranjados, sendo mais escura em sua porção mediana; o ventre é pardacento; possuem máscara facial escura, que parte do focinho, passando por entre os olhos, podendo chegar ou não até a base das orelhas; possuem pequenas manchas arredondadas sobre os olhos de cor creme-alaranjada, o que explica a expressão 'quatro olhos' de um de seus nomes comuns; sua cauda é marrom na porção dorsal, mudando para creme de forma gradual, com pequenas manchas marrons até a ponta, sendo a parte inferior totalmente creme (C. L. Miranda, comunicação pessoal, 2020, a partir do exame de exemplares depositados na UFMT).

Embora *Metachirus* possa ser facilmente diferenciado dos outros didelfídeos, compartilha manchas claras sobre os olhos com o gênero *Philander*. No entanto, nos indivíduos de *Philander* do Pantanal, estas manchas são creme, ao passo que nos indivíduos de *Metachirus* da região da Serra das Araras e da bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru elas são creme-alaranjadas. Estes gêneros podem ainda ser discriminados em campo através do padrão de coloração da cauda e pela presença ou não de marsúpio: *Metachirus* possui cauda amarronzada ou acinzentada no dorso e clara no ventre, descolorindo-se gradualmente em direção à porção distal e as fêmeas não possuem marsúpio, diferentemente de *Philander*, que possui cauda negra nos 2/3 anteriores e descolorida em sua porção distal e as fêmeas apresentam marsúpio com cinco a nove pares de mamas (Rossi et al., 2012, 2010b; Voss & Jansa, 2009; presente estudo).

Na BAP, *Metachirus* sp. foi registrada no planalto na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012a*) e Paraguai na Serra das Araras (Santos-Filho et al., 2012b*). Na planície, o único registro ocorreu no Maciço do Urucum (Gardner & Dagosto, 2007), na sub-região Paraguai (Figura 17).

Com base em indivíduos de *M. nudicaudatus* do Escudo das Guianas, a espécie foi descrita como solitária, noturna e estritamente terrestre, com membros posteriores com músculos mais desenvolvidos do que os demais marsupiais em geral (Eisenberg & Redford, 1999; Vieira & Camargo, 2012). Sua dieta foi considerada insetívora-onívora (Paglia et al., 2012).

Lessa & Costa (2010) avaliaram a dieta de uma população no Cerrado em Minas Gerais, que atualmente corresponderia à distribuição de *M. myosurus sensu* (Voss et al., 2019). Os principais componentes foram artrópodes, principalmente formigas, seguido de sementes e, raramente, aves. Moraes Junior (2004), em uma área de Mata Atlântica, que atualmente corresponderia à distribuição de *M. myosurus*, estimou a área de vida de uma fêmea adulta em 8,4 ha (mínimo polígono convexo 100%). Este indivíduo apresentou atividade noturna com pico entre 20h00 e 23h00.

A única espécie avaliada quanto ao grau de ameaça é *M. nudicaudatus*, não estando incluída em nenhuma

categoria de ameaça nacional (ICMBio, 2018) ou mundial (IUCN, 2021). Não é citada na listagem da CITES (2021).

TRIBO DIDELPHINI

A tribo Didelphini é composta por quatro gêneros – *Chironectes*, *Didelphis*, *Lutreolina* e *Philander* –, todos ocorrentes no Brasil e registrados na BAP.

Gênero *Chironectes* Illiger, 1811

Chironectes minimus (Zimmerman, 1780) (Figura 16)

Cuíca-d'água, gambá-d'água, mucura-do-fundo

Yapok, *cuica de água*, *zorro de água*

Water opossum

A cuíca-d'água *Chironectes minimus* é o único marsupial de hábito semiaquático do mundo (Marshall, 1978b). Possui porte médio, massa corporal entre 550 e 790 g (Eisenberg & Redford, 1999; Mondolfi & Padilla, 1958; Voss & Jansa, 2009). O comprimento da cabeça e do corpo varia entre 259 e 400 mm e o comprimento da cauda, entre 310 e 430 mm (Rossi et al., 2010b; Stein & Patton, 2007a; Voss & Jansa, 2009).

A pelagem é relativamente fina, curta, densa e impermeável (Nowak, 1999; Rossi et al., 2012). A face é escura e apresenta uma faixa transversal clara logo acima dos olhos.



Figura 16. A) *Chironectes minimus*; B) pé esquerdo de *Chironectes minimus* com destaque para as membranas interdigitais. Fotos: Laboratório de Ecologia e Conservação de Populações (LECP).

Figure 16. A) *Chironectes minimus*; B) webbed left hind foot of *Chironectes minimus*. Photos: Laboratório de Ecologia e Conservação de Populações (LECP).

A coloração dorsal é cinza ou cinza-amarronzada, com porções negras ou marrom-escuras transversais unidas por uma faixa mediana longitudinal também negra ou marrom-escura, que se estende até a cabeça. Sua cauda é preênsil, com pelos apenas na base; o restante da cauda é desprovido de pelos e de coloração predominantemente negra com a ponta branca (Marshall, 1978b; Rossi et al., 2012). Ambos os sexos apresentam marsúpio, sendo esta estrutura usada nos machos para proteção da bolsa escrotal enquanto o animal nada (Marshall, 1978b; Nowak, 1999). O marsúpio das fêmeas tem abertura voltada para a parte posterior do corpo, ao contrário da maioria das outras espécies de marsupiais (Rosenthal, 1974 citado em Marshall, 1978b). O pé tem comprimento entre 60 e 74 mm, com presença de membranas interdigitais bem desenvolvidas (Eisenberg & Redford, 1999; Emmons & Feer, 1997; Voss & Jansa, 2009).

Não há espécies de marsupiais similares.

Distribui-se do extremo sul do México ao sul do Peru, centro da Bolívia, sul do Paraguai, do Brasil e nordeste da Argentina (Rossi & Bianconi, 2011; Stein & Patton, 2007a; Voss & Jansa, 2009). No Brasil, ocorre na Mata Atlântica, a partir do sul da Bahia, até o sul do país, incluindo áreas de Cerrado, e extremo leste da Amazonia, no estado do Pará (M. Brandão et al., 2015b; Melo & Sponchiado, 2012). Na BAP, foi registrada no planalto nas bacias dos rios Paraguai (na Serra das Araras – Z. Campos, dados não publicados*), Itiquira-Piquiri (T. B. F. Semedo, dados não publicados*), Taquari (Z. Campos, dados não publicados*), Aquidauana-Negro (Z. Campos, dados não publicados*; M. N. Godoi, dados não publicados*) e na planície nas sub-regiões Barão de Melgaço (M. Brandão et al., 2015a*; L. Brandão et al., 2011*) e Nhecolândia (Machado et al., 2009*) (Figura 17).

A cuíca-d'água é solitária e de hábito noturno (Emmons & Feer, 1999). Em um estudo em uma área de Mata Atlântica, Galliez et al. (2009) observaram que as fêmeas concentram suas atividades nas duas primeiras horas após o anoitecer e os machos estendem a atividade até cinco horas após o mesmo.

Foi classificada como piscívora por Paglia et al. (2012), no entanto, sua dieta inclui, além de pequenos peixes, crustáceos (camarões de água doce), insetos aquáticos e anfíbios, consumindo ocasionalmente vegetais aquáticos e frutos (Eisenberg & Redford, 1999; Emmons & Feer, 1997; Santori et al., 2012). Por ser um animal de hábitos semiaquáticos (Vieira & Camargo, 2012), a cuíca-d'água possui algumas adaptações para facilitar a natação, tais como pelos impermeáveis, cauda achatada dorso-ventralmente, pés grandes com membranas interdigitais bem desenvolvidas (Emmons e Feer, 1997; Galliez, 2007) e palma da mão larga, facilitando a mudança de direção no seu modo de natação bipedal (Monteiro-Filho et al., 2006).

As fêmeas possuem até cinco mamilos, limitando o tamanho da ninhada de um a cinco filhotes, sendo mais frequentes ninhadas com dois a três filhotes (Eisenberg & Redford, 1999). Na Mata Atlântica, Galliez et al. (2009) registraram duas fêmeas reprodutivas em agosto, setembro e outubro, cada uma com três filhotes no marsúpio. Estes autores descreveram a utilização de fendas em rochas e raízes de árvores localizadas nas margens dos rios como tocas. Ainda neste estudo, a densidade populacional variou ao longo do ano de zero a 1,34 indivíduos/km e os indivíduos utilizavam de 844 a 3.724 m de comprimento do rio para realização de suas atividades diárias. Os machos possuíam áreas de vida não exclusivas e maiores do que as das fêmeas, que aparentaram ser territorialistas.

Essa espécie é considerada rara ao longo de sua distribuição geográfica (Emmons & Feer, 1997; Mondolfi & Padilla, 1958). O método mais eficiente para capturar a cuíca-d'água consiste em instalar armadilhas do tipo gaiola de dupla entrada, parcialmente submersas no leito dos rios e construir barreiras laterais de pedras e galhos para limitar a passagem do animal, direcionando-o à entrada dessas armadilhas (veja mais detalhes em Bressiani & Graipel, 2008; Cáceres et al., 2012).

Segundo Galliez et al. (2009), as principais ameaças à espécie são a degradação dos rios e matas ciliares, que pode impedir a dispersão dos indivíduos

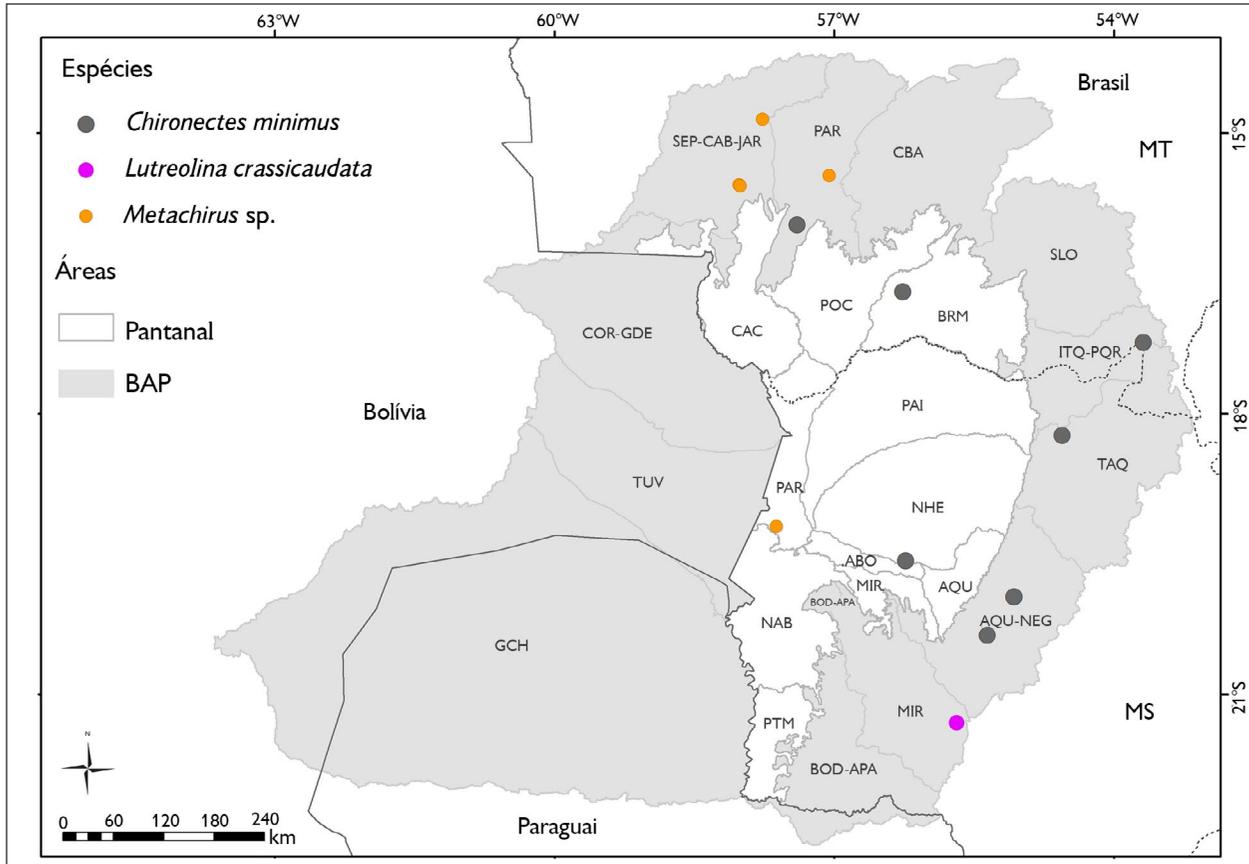


Figura 17. Pontos onde foram registradas as espécies *Metachirus sp.*, *Chironectes minimus* e *Lutreolina crassicaudata* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 17. Records of *Metachirus sp.*, *Chironectes minimus*, and *Lutreolina crassicaudata* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

e o fluxo gênico entre populações, acelerando as taxas de extinção. No entanto, a espécie não é considerada ameaçada em nível nacional (ICMBio, 2018). Na lista internacional da IUCN, encontra-se na categoria de pouco preocupante (IUCN, 2021) e não é citada na listagem da CITES (2021).

Gênero *Didelphis* Linnaeus, 1758

Didelphis albiventris Lund, 1840 (Figura 18)

Gambá, raposa, mucura, micurê, sarigüé
Comadreja común, chucha de orejas blancas

White-eared opossum



Figura 18. *Didelphis albiventris*. Foto: Marco Antonio de Freitas.

Figure 18. *Didelphis albiventris*. Photo: Marco Antonio de Freitas.

O gambá de orelhas brancas *Didelphis albiventris* é um marsupial de porte médio a grande, com massa corporal entre 500 e 2.750 g. O comprimento da cabeça e do corpo varia entre 305 e 890 mm e o da cauda entre 290 e 430 mm (Cáceres & Monteiro-Filho, 1999; Eisenberg & Redford, 1999; Emmons & Feer, 1997).

A pelagem dorsal é geralmente grisalha-esbranquiçada e raramente enegrecida, sendo composta tanto por pelos longos quanto por pelos curtos, negros e brancos (ou amarelados), implicando grande variação individual. A pelagem do ventre é branca, assim como a facial que apresenta três faixas escuras, sendo uma central e duas faixas laterais sobre os olhos formando uma máscara. As orelhas são desprovidas de pelos e sua coloração varia de totalmente branca a branca na porção distal e escura na base (Cheida et al., 2005; Freitas & Silva, 2005; Rossi et al., 2012). A cauda é preênsil, com pelos nos primeiros centímetros da porção proximal (cerca de 30% do comprimento); o restante é desprovido de pelos, com coloração cinza-escura na porção mediana e branca na porção distal (Eisenberg & Redford, 1999; Emmons & Feer, 1997; Rossi et al., 2012).

É semelhante à espécie congênere *D. marsupialis*, porém nesta a coloração dorsal é geralmente grisalha-enegrecida (*versus* geralmente grisalha-esbranquiçada em *D. albiventris*), a coloração facial é geralmente negra ou grisalha, com marcas faciais pouco conspícuas (*versus* branca, com máscara facial e faixa rostral mediana conspícuas e negras), parte peluda da cauda é mais curta, praticamente desprovida de pelos (*versus* porção basal da cauda recoberta de pelos, correspondendo a cerca de 30% do comprimento caudal) e as orelhas dos indivíduos adultos são completamente negras (*versus* desde totalmente branca a branca na porção distal e escura na base; Cheida et al., 2005; Eisenberg & Redford, 1999; Emmons & Feer, 1997).

Distribui-se pelas porções Nordeste, Centro-Oeste, Sudeste e Sul do Brasil e também no Paraguai, Uruguai, norte e centro da Argentina e leste da Bolívia (Cerqueira & Tribe, 2007; Melo & Sponchiado, 2012). Na BAP, foi registrada no planalto nas bacias dos rios Corixo Grande

(Casagrande & Santos-Filho, 2019*; A. F. Casagrande & M. Santos-Filho, dados não publicados*), Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*), Paraguai (na Serra das Araras – Santos-Filho et al., 2012b*), Cuiabá (Carmignotto, 2005*), Itiquira-Piriqui (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*), Taquari (na Serra de Maracajú – Carmignotto, 2005*), Aquidauana-Negro (M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*; Cáceres et al., 2010*, 2011b*), Miranda (Cáceres et al., 2007a*) (na Serra de Maracajú – Carmignotto, 2005*) e Bodoquena-APA (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*). Na planície, há registros nas sub-regiões Cáceres (Carmignotto, 2005*), Poconé (Aragona e Marinho-Filho, 2009*), Barão de Melgaço (Oliveira et al., 2002*; Trolle & Kéry, 2005*; L. Brandão et al., 2011*), Nhecolândia (MCPAP 219, 285*; Machado et al., 2009*), Paraguai (Rossi et al., 2003*) e Maciço do Urucum (Cáceres et al., 2011a*; Godoi et al., 2010*) (Figura 22).

Esta espécie é generalista quanto ao hábitat, ocorrendo praticamente em todo o tipo de ambiente dentro de sua área de distribuição geográfica, exceto em altitudes extremas, em áreas muito secas e florestas densas (Eisenberg & Redford, 1999). NA BAP, foi registrada em floresta estacional semidecídua, floresta estacional aluvial, mata ciliar, cerrado *sensu stricto*, cerradão, floresta de galeria e em landis.

Os gambás são geralmente bastante comuns, sendo frequentemente a espécie mais capturada, tanto em habitats florestados como em áreas abertas (Alho et al., 1986; Fonseca & Redford, 1984; Marinho-Filho et al., 2002; Rodrigues et al., 2002a). No entanto, no Pantanal, tanto na sub-região Cuiabá quanto na Nhecolândia, apenas um indivíduo foi capturado após extensos esforços de captura (superior a 30.000 armadilhas-noite em cada área, Aragona e Marinho-Filho, 2009; P. C. Antunes, dados não publicados, respectivamente). Espécies do gênero *Didelphis* são generalistas de hábitat e dieta, que se adaptam muito bem a áreas fragmentadas, onde a fauna de carnívoros esteja depauperada ou eliminada. Nestas situações, os gambás tendem a tornar-se a espécie dominante, conforme

sugerido por G. Fonseca (1989) e Fonseca & Robinson (1990). Em contrapartida, em habitats pouco alterados, onde a comunidade de mamíferos de médio e grande porte e, especialmente, os predadores de topo ainda ocorrem, como é o caso do Pantanal, a tendência é de abundâncias expressivamente menores.

É uma espécie solitária (Emmons & Feer, 1997), de hábito noturno com pico de atividade após o pôr do sol (18h00), decrescendo gradualmente ao logo da noite (Oliveira-Santos et al., 2008). Foi classificada por Paglia et al. (2012) como de hábito locomotor escansorial e dieta frugívora-onívora, composta por frutos maduros, ovos, pequenos vertebrados, como aves, roedores, rãs, lagartos e peixes, e invertebrados, como moluscos, insetos (ordens Blattodea, Coleoptera, Opiliones) e caranguejos (Cáceres, 2002; Cantor et al., 2010; Eisenberg & Redford, 1999; Santori et al., 2012).

O período de gestação é de 12 a 14 dias e a ninhada pode variar de quatro a 14 filhotes por evento reprodutivo, que ocorre pelo menos uma vez por ano. Todas as espécies do gênero *Didelphis* apresentam variação no número de ninhadas e de filhotes por ninhada de acordo com a latitude (Rademaker & Cerqueira, 2006). As fêmeas apresentam marsúpio e os filhotes recém-nascidos permanecem em seu interior por cerca de 60 dias, quando iniciam o desmame, que dura de 70 a 100 dias (Rossi & Bianconi, 2011).

Ao ser atacado, libera um líquido de coloração cinza-escuro a enegrecida de suas glândulas paraolcárias, com odor desagradável, tentando parecer, assim, impalatável ao predador potencial. É importante ressaltar que neste líquido podem ser encontradas formas infectantes do agente etiológico do mal de Chagas, o *Trypanosoma cruzi* (Noireau et al., 2009), tornando-o potencial transmissor deste parasito, já que atua como vetor no lugar das espécies de barbeiro.

Não está incluída em nenhuma categoria de ameaça nacional (ICMBio, 2018) ou mundial (IUCN, 2021). Não é citada na listagem da CITES (2021).

Didelphis marsupialis Linnaeus, 1758 (Figura 19)

Gambá, mucura, cassaco, saruê

Comadreja, zorro

Common black-eared opossum

A mucura ou o gambá *Didelphis marsupialis* é um marsupial de porte grande, com massa corporal entre 565 a 2.450 g, comprimento da cabeça e corpo entre 324 e 465 mm e comprimento da cauda entre 336 e 465 mm, sendo os machos maiores do que as fêmeas (Eisenberg & Redford, 1999; Emmons & Feer, 1997).

A coloração dorsal desse gambá é geralmente grisalho-enegrecida, sendo constituída de dois tipos de pelos em camadas: o primeiro tipo consiste em uma pelagem de tonalidade bege, mais curta, densa e macia, tanto no ventre quanto no dorso, podendo ser mais escura e levemente avermelhada na região do pescoço, principalmente dos machos; a segunda camada de pelos (também conhecida como pelos-guarda) é formada por pelos mais longos e espessos e de coloração variável, sendo sua base mais escura (tons de preto), podendo clarear em direção à ponta do pelo em uma escala de preto e cinza. Sua cabeça é larga com pelagem em tons de bege, às vezes com listras faciais mais escuras entre as orelhas até os olhos e/ou dos olhos ao focinho. O focinho apresenta coloração rósea e vibrissas compridas.



Figura 19. *Didelphis marsupialis*. Foto: Marco Antonio de Freitas.

Figure 19. *Didelphis marsupialis*. Photo: Marco Antonio de Freitas.

As orelhas são grandes, negras e sem pelos. A cauda é preênsil e praticamente desprovida de pelos, expondo, assim, a coloração da pele que é negra na parte proximal e clara próximo ao ápice caudal (cerca de 30% do comprimento da cauda; Cerqueira & Tribe, 2007; Eisenberg & Redford, 1999; Emmons & Feer, 1997).

Assemelha-se à sua forma congênera também com ocorrência para a BAP (veja distinção em *D. albiventris*).

Possui ampla distribuição geográfica, ocorrendo desde o nordeste do México até o centro do Brasil e da Bolívia (Cerqueira & Tribe, 2007; Melo & Sponchiado, 2012). Habita principalmente florestas úmidas e matas de galeria (Cerqueira & Tribe, 2007). Na BAP, foi registrada no planalto nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012^{a*}), Paraguai (M. Santos-Filho, dados não publicados*) (na Serra das Araras – Santos-Filho et al., 2012b*), Cuiabá (Carmignotto, 2005*) e na Chapada dos Guimarães (Carmignotto, 2005*); na planície, somente na sub-região Cáceres (M. Santos-Filho, dados não publicados*) (Figura 22).

É uma espécie de hábito noturno-crepuscular, solitário e escansorial. Assim como *D. aurita*, utiliza diversas tocas, tanto em buracos no chão como nas árvores. Foi classificada como frugívora-onívora por Paglia et al. (2012) e sua dieta inclui insetos (principalmente das ordens Coleoptera e Orthoptera), vermes, pequenos mamíferos, répteis, anuros, aves e uma grande variedade de frutos (Emmons & Feer, 1997; Santori et al., 2012). Em uma área de terra firme na Amazônia, a densidade populacional foi estimada em 1,3 indivíduos/km² com biomassa de 1,4 kg/km² (Peres, 1999).

Assim como a maioria dos marsupiais, o período de gestação é curto, levando aproximadamente entre 11 e 13 dias de gestação; ao nascerem, os filhotes deslocam-se da cloaca para o marsúpio e se fixam aos mamilos, permanecendo pelos próximos 90 a 100 dias, quando se tornarão independentes e estarão em condições de se alimentarem sozinhos. Nas latitudes mais baixas, próximo ao Equador, esta espécie pode produzir até três ninhadas ao ano, com número médio de filhotes por ninhada entre 4,3 e 7,5 indivíduos (Cáceres & Monteiro-Filho, 2006; Rademaker & Cerqueira, 2006).

Assim como mencionado para *D. albiventris*, *D. marsupialis* libera um líquido que varia de cinza-escuro a enegrecido de suas glândulas paracloacais, com odor desagradável, tentando parecer impalatável ao predador potencial. Neste líquido, podem ser encontradas formas infectantes do agente etiológico do mal de Chagas, o *T. cruzi* (Noireau et al., 2009), tornando-o potencial transmissor deste parasito, já que atua como vetor no lugar das espécies de barbeiro.

V. Rademaker (comunicação pessoal, 2013) presenciou um comportamento agonístico entre dois machos de *D. aurita* na Mata Atlântica, que aparentemente disputavam uma fêmea, no início da estação reprodutiva; supõe-se que o mesmo comportamento pode ser esperado para as espécies congêneras, *D. albiventris* e *D. marsupialis*.

Esta espécie, assim como as demais espécies do gênero, é altamente tolerante à presença humana, sendo frequentemente encontrada em cidades alimentando-se de restos de comida em lixos e abrigando-se em forros de telhados. Deste modo, não se encontra em nenhuma categoria de ameaça nacional (ICMBio, 2018) ou internacional (IUCN, 2021), não sendo citada na listagem da CITES (2021).

Gênero *Lutreolina* Thomas, 1910

Lutreolina crassicaudata (Desmarest, 1804) (Figura 20)

Cuíca, cuíca-marrom, cuíca-de-cauda-grossa

Coligrueso, comadreja colorada

Little water opossum, thick-tailed opossum, red-opossum

A cuíca-de-cauda-grossa *Lutreolina crassicaudata* é um marsupial de médio porte, com massa corporal entre 200 e 910 g, comprimento de cabeça e corpo entre 197 e 445 mm e comprimento da cauda entre 210 e 336 mm (Astúa, 2015; Monteiro-Filho & Dias, 1990; Regidor et al., 1999; Stein & Patton, 2007b; Voss & Jansa, 2009).

A pelagem é curta, densa e brilhante, com coloração dorsal homogênea, variando de castanho-amarelada a castanho-escuro. As orelhas são curtas e arredondadas,



Figura 20. *Lutreolina crassicaudata*. Foto: José Wellington Alves dos Santos.

Figure 20. *Lutreolina crassicaudata*. Photo: José Wellington Alves dos Santos.

o corpo é esguio com membros curtos e fortes. A cauda não é preênsil, sendo extremamente grossa em seu primeiro terço e recoberta por pelos da mesma coloração do corpo em sua porção basal, chegando a ocupar até 1/3 ou mais de seu comprimento total; o restante da cauda é negro e nu, com apenas o ápice caudal esbranquiçado ou amarelo pálido (Rossi et al., 2012; Stein & Patton, 2007b; Voss & Jansa, 2009).

Não há espécies de marsupiais similares.

Apresenta distribuição disjunta (Astúa, 2015). Na porção norte, ocorre no leste da Colômbia, e na porção centro-leste, ocorre na Argentina, ao Sudeste do Brasil, incluindo Uruguai, leste do Paraguai, partes do centro-norte da Bolívia e extremo sudeste do Peru (Flores & Martin, 2016; Martínez-Lanfranco et al., 2014). Na BAP, foi registrada somente no planalto na Serra de Maracajú (Carmignotto, 2005*; Martínez-Lanfranco et al., 2014*), bacia do rio Miranda (Figura 17).

A cuíca-de-cauda-grossa habita áreas alagadas ou próximas a cursos d'água, em ambientes campestres e arbustivos, podendo também ocorrer em florestas aluviais ou nas bordas destas (Monteiro-Filho & Dias, 1990; M. Godoy, comunicação pessoal, 2020).

Possui hábitos noturnos e crepusculares e apresenta locomoção terrestre (Marshall, 1978c; Rossi & Bianconi, 2011; Vieira & Camargo, 2012). Sua capacidade natatória foi descrita como boa por Santori et al. (2005), porém não tão eficiente quanto *C. minimus*, não sendo, assim, considerada uma espécie semiaquática. Foi classificada como piscívora por Paglia et al. (2012). No entanto, sua dieta é melhor descrita como principalmente carnívora (Santori et al., 2012), constituída de pequenos roedores e marsupiais, tapeti (Leporidae), aves, répteis, anfíbios, peixes, incluindo ainda ovos, artrópodes, caramujos e frutos (Astúa, 2015; Cáceres et al., 2002; Monteiro-Filho & Dias, 1990; Muschetto et al., 2011; Santori et al., 2012). Não existem muitas informações disponíveis em relação à sua biologia reprodutiva. Monteiro-Filho & Dias (1990) sugerem que esta espécie apresenta reprodução contínua ao longo do ano, mas Muschetto et al. (2011) capturaram fêmeas com filhotes ou com indícios de amamentação apenas na primavera e verão argentinos, entre os meses de outubro e fevereiro. Regidor et al. (1999), também na Argentina, registraram atividade reprodutiva em uma população entre setembro e abril, com ninhadas contendo de sete a 11 filhotes nascidos no final de setembro ou no final de dezembro. Em áreas florestais, procuram abrigo em buracos de árvores e em áreas alagadas constroem ninhos de gramíneas (Marshall, 1978c).

Em campo pode ser capturada com o uso de gaiolas dispostas no solo e através de armadilhas de interceptação e queda, sempre em áreas alagadas ou nas bordas destas (M. Godoy, comunicação pessoal, 2020).

A cuíca-de-cauda-grossa não é considerada ameaçada de extinção em nível global (IUCN, 2021) e não corre risco de extinção no Brasil (ICMBio, 2018). Também não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Philander* Brisson, 1762

Philander canus (Osgood, 1913) (Figura 21)

Cuíca-de-quatro-olhos, cuíca-de-quatro-olhos-cinza

Comadreja de cuatro ojos

Gray four-eyed opossum



Figura 21. *Philander canus*. Foto: Wellington Hannibal.

Figure 21. *Philander canus*. Photo: Wellington Hannibal.

Philander opossum canus tratava-se, até recentemente, da espécie e subespécie válida para a BAP (Chemisquy & Flores, 2012; M. Brandão et al., 2015b). No entanto, parte do gênero *Philander* sofreu revisão taxonômica recente e, atualmente, *Philander canus* é a forma válida para a BAP (Voss et al., 2018).

A cuíca-de-quatro-olhos *Philander canus* é um marsupial de médio porte, com massa corporal entre 160 e 520 g, comprimento da cabeça e corpo entre 226 e 295 mm e comprimento da cauda entre 235 e 324 mm (T.B.F. Semedo, comunicação pessoal, 2020; MZUSP; UFMT). A biometria dos espécimes adultos capturados no Pantanal apontou indivíduos relativamente menores, com massa corporal variando entre 165 e 450 g, comprimento da cabeça e corpo entre 228 e 279 mm e cauda definitivamente maior do que o corpo, entre 246 e 299 mm (Aragona & Marinho-Filho, 2009).

A pelagem dorsal é uniformemente acinzentada e curta (< 14 mm), não apresentando faixa mediana dorsal mais escura (como outras espécies do gênero). O ventre é creme-esbranquiçado, às vezes com larga faixa lateral de base cinza. A face apresenta o mesmo padrão de coloração do dorso, exceto por manchas claras arredondadas sobre os olhos, característica que remete a seu nome popular. As orelhas são grandes, desprovidas de pelos e escuras na maior parte,

apenas com a parte próxima ao ouvido médio despigmentada. Possui cauda preênsil, bicolor (variando de 1/2 proximal escura e 1/2 distal despigmentada a 2/3 proximal escura e 1/3 distal despigmentada), com cerca de 20% da base recoberta de pelos, sendo o restante aparentemente nu. Os pés são mais longos e musculosos do que as mãos. As fêmeas possuem marsúpio bem desenvolvido (MZUSP; UFMT; Voss et al., 2018).

Os exemplares coletados na BAP exibem as seguintes características morfológicas: pequena quantidade de pelos amarelados atrás das orelhas; manchas supraoculares grandes e creme-esbranquiçadas; coloração dorsal castanho-acinzentada ou acinzentada, sem faixa mediana; porção distal da cauda despigmentada correspondendo a 1/3 ou menos do comprimento caudal (C. L. Miranda, R. V. Rossi e M. S. Filho, com base no exame de material depositado na UFMT, na Coleção de Mamíferos da Universidade do Estado de Mato Grosso – CMUNEMAT –, Cáceres, e nas demais coleções brasileiras).

Na BAP, a única espécie superficialmente semelhante é *Metachirus* sp. (veja distinção em *Metachirus* sp.).

Apresenta ampla distribuição, sendo inclusive disjunta (Voss et al., 2018). Na porção norte, ocorre na Venezuela e norte da Colômbia. Na porção sul, abrange grande parte do domínio amazônico em parte do Peru e da Bolívia, e também ao longo da bacia amazônica brasileira (Acre, Amazonas, Pará, Mato Grosso e Rondônia) até as áreas dominadas por transição entre Cerrado/Amazônia, bem como as áreas de Cerrado nos estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Tocantins e Goiás; além do Pantanal (MZUSP; UFMT; Voss et al., 2018). Na BAP, foi registrada no planalto nas bacias dos rios Corixo-Grande (Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012a*), Cuiabá (Carmignotto, 2005*) e Miranda (Carmignotto, 2005*; Voss et al., 2018*); na planície, foi registrada nas sub-regiões Cáceres (De Lázari, 2011*), Poconé (Carmignotto, 2005*; Aragona & Marinho-Filho, 2009*; Layme et al., 2012*; Voss et al., 2018*); Barão de Melgaço (Oliveira et al., 2002*; L. Brandão et al., 2011*), Paraguai (Carmignotto, 2005*; Rossi et al.,

2003*) (no Maciço do Urucum – Carmignotto, 2005*; Cáceres et al., 2011a*), Nhecolândia (Herrera et al., 2007*, identificado como *Philander frenatus*), Abobral (Carmignotto, 2005*; Voss et al., 2018*), Miranda (Carmignotto, 2005*) e Nabileque (W. Hannibal, dados não publicados) (Figura 22). Nas referências grifadas, a espécie foi referida como *Philander opossum*.

No Brasil, ocorre nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal e em áreas de transição entre este e o Chaco (Cáceres et al., 2008b), principalmente em áreas com cobertura florestal onde a pluviosidade anual está acima de 100 mm e cujo clima seja predominantemente tropical. Em regiões de clima mais seco, é encontrada principalmente em matas ciliares e de galeria. Na BAP, foi registrada no planalto em áreas de floresta estacional semidecidual submontana (Santos-Filho et al., 2012a); enquanto na planície, na sub-região Cuiabá, foi registrada em campo nativo manejado na estação seca (Layme et al., 2012) e em habitats florestados sujeitos à inundação, como cambarazais e landis, nas estações de cheia, vazante e seca, com os indivíduos sendo significativamente mais capturados durante a cheia (Aragona & Marinho-Filho, 2009).

A cuíca-de-quatro-olhos-cinza é noturna, solitária e escansorial, ocorrendo eventualmente no sub-dossel (Emmons & Feer, 1997; Vieira & Camargo, 2012). Foi classificada por Paglia et al. (2012) como insetívora-onívora. Sua dieta é composta por uma variedade de presas, como pequenos pássaros, lagartos, anfíbios, roedores, ovos e invertebrados, como minhocas, Coleoptera, Hymenoptera, Orthoptera, Isoptera, Chilopoda, Arachnida e Odonata (Fleck & Harder, 1995; S. Fonseca & Cerqueira, 1991; Julien-Laferrrière & Atramentowicz, 1990; Nowak, 1999; Santori et al., 2012). Componentes vegetais como folhas, sementes e frutos também compõem sua dieta, com cerca de 40 espécies descritas, incluindo os gêneros *Astrocarium*, *Attalea*, *Virola*, *Ficus*, *Cecropia*, *Inga*, *Clusia*, *Passiflora* e *Piper* (Charles-Dominique et al., 1981). Cabe destacar que grande parte desta informação se refere a *Philander opossum*, espécie a qual *P. canus* eram sinônimo

até recentemente (Voss et al., 2018). No Pantanal da sub-região Cuiabá, Aragona & Marinho-Filho (2009) registraram a presença de caranguejos nas fezes de *P. canus* e o consumo oportunístico do marsupial *M. (Micoureus) constantiae* (originalmente identificado como *Micoureus demerarae*), dentre outros itens.

A maturidade sexual das fêmeas da espécie congênere *P. opossum* frequentemente ocorre antes dos sete meses; a fase de fixação dos filhotes às tetas é de 60 dias; e a fase de ninho dura de oito a 15 dias antes da dispersão (Eisenberg & Redford, 1999; Julien-Laferrrière & Atramentowicz, 1990).

A reprodução de *P. canus* no Pantanal, na sub-região Cuiabá, foi avaliada a partir de registros de fêmeas lactantes e/ou com filhotes no marsúpio, jovens e subadultos ao longo de todo o ano, sugerindo que o período reprodutivo seja contínuo. Uma fêmea apresentou dois eventos reprodutivos, um em fevereiro e o outro em agosto do mesmo ano. O número de filhotes não é preciso, sendo descrito como tendo “de pelo menos dois a pelo menos cinco” filhotes (Aragona & Marinho-Filho, 2009, p. 225). No Pantanal, na sub-região Cuiabá, esta espécie foi registrada somente em florestas sazonalmente inundáveis, com os indivíduos sendo significativamente mais capturados durante a cheia, mas sem diferença significativa entre capturas no solo e no alto ao longo do ano (Aragona & Marinho-Filho, 2009).

Adler & Saemon (1996) observaram para a espécie congênere *P. opossum* que os indivíduos apresentam baixa mobilidade, sendo 50% dos movimentos diários de até 30 m; a área de vida calculada para indivíduos em pequenas ilhas panamenhas seria de aproximadamente 300 m². Os mesmos autores relatam que os ninhos podem ser localizados no chão ou em buracos, mas a maioria é construída em bifurcações de árvores até uma altura de 10 m.

Por tratar-se de uma espécie recém-reconhecida como válida, o grau de ameaça de suas populações deve ser reavaliado.

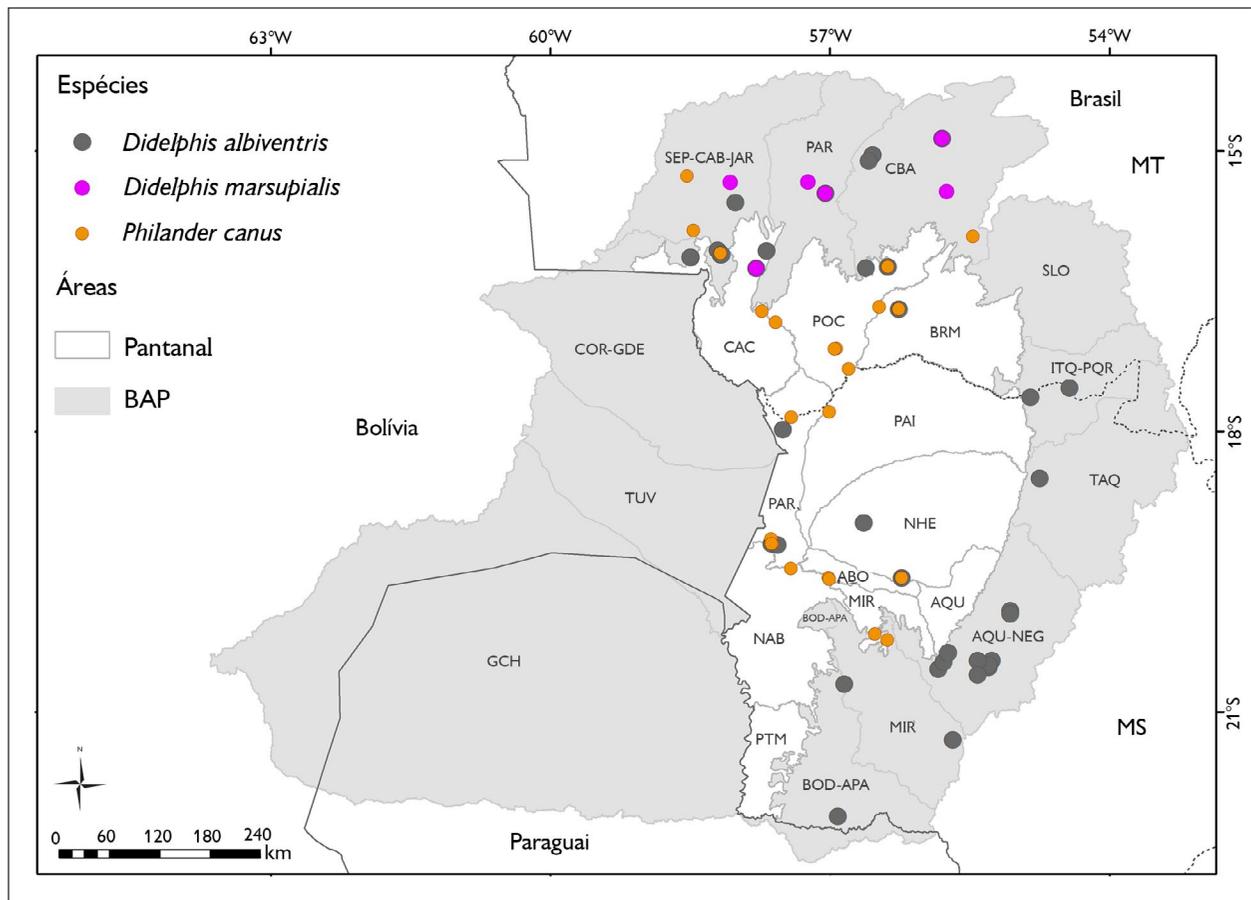


Figura 22. Pontos onde foram registradas as espécies *Didelphis albiventris*, *Didelphis marsupialis* e *Philander canus* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 22. Records of *Didelphis albiventris*, *Didelphis marsupialis*, and *Philander canus* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

TRIBO THYLAMINI

A tribo Thylamini inclui seis gêneros *Chacodelphys*, *Cryptonanus*, *Gracilinanus*, *Lestodelphys*, *Marmosops* e *Thylamys*. Somente quatro deles ocorrem no Brasil – *Cryptonanus*, *Gracilinanus*, *Marmosops* e *Thylamys* – e todos esses foram registrados na BAP.

Gênero *Cryptonanus* Voss, Lunde e Jansa, 2005

Cryptonanus agricolai (Moojen, 1943) (Figura 23)

Catita, guaiquica

Agricola's gracile opossum



Figura 23. *Cryptonanus agricolai*. Foto: Thiago Semedo.

Figure 23. *Cryptonanus agricolai*. Photo: Thiago Semedo.

A catita *Cryptonanus agricolai* é um marsupial de pequeno porte, com massa corporal em torno de 18 g, comprimento da cabeça e corpo entre 82 e 89 mm e comprimento da cauda entre 104 e 105 mm (Voss et al., 2005). Entretanto, para a BAP, foram registrados indivíduos com massa corporal levemente superior, com média de 22 g (n = 3; Cáceres et al., 2011b).

Apresenta uma estreita faixa de pelos escuros ao redor dos olhos, pelagem dorsal marrom-acinzentada e pelagem ventral homoganeamente esbranquiçada ou creme, sem base cinza nas populações próximas à localidade-tipo, mas geralmente apresenta base cinza nas demais populações. Sua cauda é preênsil, recoberta por diminutos pelos. Não possui marsúpio (Rossi et al., 2012).

As espécies de *Cryptonanus* assemelham-se às espécies de *Marmosa*, *Gracilinanus*, *Marmosops* e *Thylamys* que também ocorrem na BAP. Diferenças entre *Cryptonanus* e os subgêneros *Marmosa* foram relatadas anteriormente (veja *Marmosa (Marmosa) murina* e *M. (Micoureus) constantiae*). *Cryptonanus* diferencia-se de *Gracilinanus* por apresentar focinho e orelhas mais curtos, faixa mediana rostral, pelagem ventral homoganeamente esbranquiçada ou creme, sem pelos de base cinza (*versus* amarelada, com pelos de base cinza cobrindo o peito, abdome e região inguinal) e cauda igual ao comprimento da cabeça e corpo (*versus* maior). Diferencia-se de *Marmosops* por apresentar focinho e orelhas mais curtos, faixa mediana rostral e cauda igual ao comprimento da cabeça e do corpo, coberta por diminutos pelos visíveis a olho nu (*versus* maior do que o comprimento da cabeça e do corpo, coberta por pelos invisíveis a olho nu). Diferencia-se de *M. ocellatus* também por apresentar cauda homoganeamente pigmentada (*versus* despigmentada na porção distal). Por fim, diferencia-se de *Thylamys* por apresentar coloração dorsal castanho-acinzentada (*versus* acinzentada) e cauda igual ao comprimento da cabeça e do corpo, sem reserva de gordura (*versus* maior do que o comprimento da cabeça e do corpo e intumescida devido ao acúmulo de gordura). Caracteres crânio-dentários úteis na identificação

destes gêneros foram descritos por Voss et al. (2005) e não podem ser observados em campo.

Externamente, as duas espécies de *Cryptonanus* que ocorrem na BAP (*C. agricolai* e *C. chacoensis*) são morfológicamente distinguíveis. A catita *C. agricolai* diferencia-se de *C. chacoensis* por possuir coloração do ventre branca com base cinza (*versus* homoganeamente esbranquiçada ou creme), cíngulo anterior completo (*versus* incompleto) no terceiro molar superior (Voss et al., 2005). Provavelmente, *C. agricolai* representa um complexo de espécies (ver M. Brandão et al., 2019; Fegjes, 2014), que deve passar por um processo de revisão.

Distribui-se do leste ao centro do Brasil, ocorrendo na Caatinga, no Cerrado e na Mata Atlântica (Cáceres et al., 2008b; Guerra & Costa, 2021; Voss et al., 2005). Na BAP, foi registrada na bacia dos rios Cuiabá (Carmignotto, 2005*) e Aquidauana-Negro (Cáceres et al., 2010*, 2011b*; M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*; Hannibal & Cáceres, 2010*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*). Não há registros para a planície pantaneira (Figura 25).

Está quase sempre associada a habitats florestais, tais como fragmentos de cerradão no bioma Cerrado e florestas estacionais em áreas de Mata Atlântica no estado de Mato Grosso do Sul (Cáceres et al., 2008a, 2008b, 2010; Hannibal & Cáceres, 2010).

Foi classificada como insetívora-onívora e de hábito de locomoção arborícola por Paglia et al. (2012). No entanto, Hannibal & Cáceres (2010) realizaram uma captura no solo e seis capturas no sub-bosque durante estudo desenvolvido na bacia dos rios Aquidauana-Negro, o que os levou a classificar essa espécie como escansorial. Vieira & Camargo (2012) classificaram a espécie como de utilização, com frequência razoável de todos os estratos (solo, sub-bosque, sub-dossel e dossel). Não há informações mais detalhadas sobre seus hábitos alimentares e biologia reprodutiva.

A perda de habitat e a fragmentação são as principais ameaças à espécie (Cáceres et al., 2010). Não está incluída em nenhuma categoria de ameaça em nível nacional

(ICMBio, 2018) e é classificada como 'dados insuficientes' pela IUCN (2021). Não é citada na lista da CITES (2021).

Cryptonanus chacoensis (Tate, 1931) (Figura 24)

Catita, guaiquica

Chaco mouse opossum

A catita *Cryptonanus chacoensis* é um marsupial de pequeno porte, com massa corporal entre 14 e 16 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 82 e 100 mm e comprimento da cauda entre 95 e 126 mm (Voss et al., 2005).

Apresenta uma estreita faixa de pelos escuros ao redor dos olhos, pelagem dorsal marrom-acinzentada e pelagem ventral homogeneamente esbranquiçada ou creme, sem base cinza. Sua cauda é preênsil, de cor marrom-acinzentada, levemente bicolor (escura no dorso e clara no ventre) e recoberta por diminutos pelos visíveis a olho nu. As fêmeas não possuem marsúpio (Rossi et al., 2012; Smith, 2009).

Assemelha-se à sua forma congênera, aos gêneros *Gracilinanus*, *Thylamys* e a espécie *Marmosops ocellatus* (veja comparações em *Cryptonanus agricolai*), e também às espécies do gênero *Marmosa* (veja *Marmosa (Marmosa) murina* e *M. (Micoureus) constantiae*), todos com ocorrência para a BAP.

Sua área de distribuição inclui o Paraguai e o norte da Argentina, e no Brasil ocorre principalmente nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, ocupando áreas do Pantanal, além de áreas de transição entre esse bioma



Figura 24. *Cryptonanus chacoensis*. Foto: Thiago Semedo.

Figure 24. *Cryptonanus chacoensis*. Photo: Thiago Semedo.

e o Chaco paraguaio (Cáceres et al., 2008a; Garcia et al., 2010; Godoi et al., 2010). Na BAP, foi registrada no planalto na bacia dos rios Aquidauana-Negro (W. Hannibal, dados não publicados*) e, na planície, foi registrada nas sub-regiões Paraguai (no Maciço do Urucum – Cáceres et al., 2011a*; Godoi et al., 2010*, UFSM267), Poconé (Layme et al., 2012*; T. B. F Semedo, dados não publicados*, UFMT 2101) e Nhecolândia (Mozerle, 2011*, MCPAP 341, 346; P. C. Antunes, dados não publicados*, MCPAP 220) (Figura 25).

Está quase sempre associada a habitats campestres ou similares, inclusive campos sazonalmente inundáveis, mas pode ocorrer também em ambientes florestais de médio e alto porte (Cáceres et al., 2011a; Godoi et al., 2010; Layme et al., 2012; Smith, 2009; Voss et al., 2005).

É uma espécie de hábito noturno e terrestre, que tem sido capturada apenas no chão, apesar do similar esforço empregado no sub-bosque (Smith, 2009). Foi classificada como insetívora-onívora por Paglia et al. (2012). Não há informações mais detalhadas sobre seus hábitos alimentares e a biologia reprodutiva.

A perda de habitat e a fragmentação são as principais ameaças à espécie (Cáceres et al., 2010), que não está incluída em nenhuma categoria de ameaça em nível nacional (ICMBio, 2018) e mundial (IUCN, 2021). Não é citada na lista da CITES (2021).

Gênero *Gracilinanus* Gardner e Creighton, 1989

Gracilinanus agilis (Burmeister, 1854) (Figura 26)

Cuíca, catita, guaiquica, cuiquinha

Cuíca

Agile gracile mouse opossum

A catita *Gracilinanus agilis* é um marsupial de pequeno porte, com massa corporal entre 12 e 41 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 80 e 120 mm, comprimento da cauda sempre maior do que o do corpo, variando entre 101 e 158 mm (Semedo et al., 2015). Entretanto, no Pantanal a massa corporal apresenta variação mais acentuada. Na sub-região da Nhecolândia,

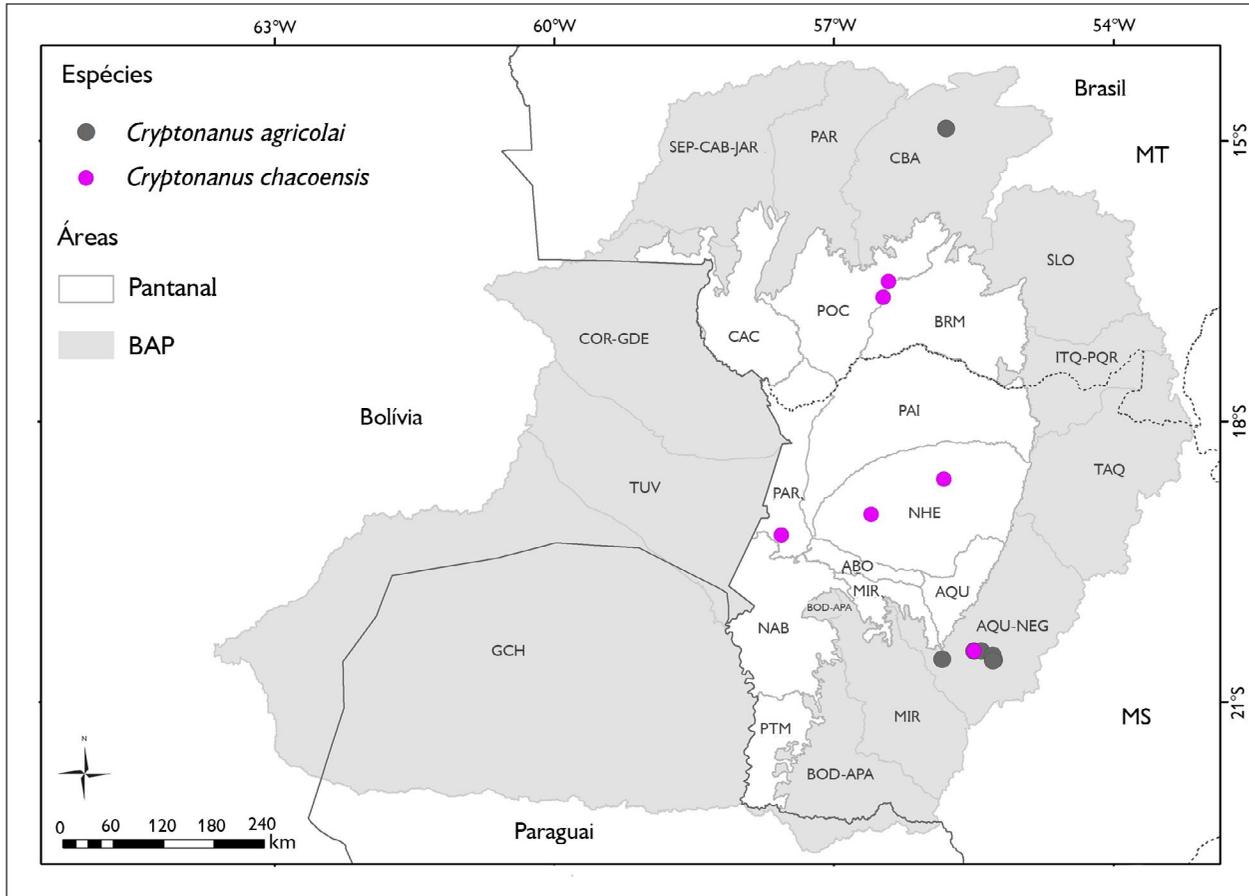


Figura 25. Pontos onde foram registradas as espécies *Cryptonanus agricolai* e *Cryptonanus chacoensis* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 25. Records of *Cryptonanus agricolai* and *Cryptonanus chacoensis* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

a variação encontrada foi de 15 a 30 g nas fêmeas ($n = 10$) e de 25 a 45 g nos machos ($n = 11$; P. C. Antunes, dados não publicados); na sub-região Cuiabá, a variação foi de 12,5 a 25 g em fêmeas ($n = 20$) e de 15 a 43 g em machos ($n = 51$, Aragona & Marinho-Filho, 2009).

O focinho é praticamente sem pelos e de cor rósea ou creme-claro; suas orelhas são grandes e finas, de coloração marcadamente amarela na base e castanho-claro nas demais regiões. Possui uma máscara facial negra. A pelagem dorsal é densa e macia, de coloração castanho-acinzentada. O ventre é constituído de pelos de base cinza e ápice creme-amarelado, do ânus ao peito, enquanto a região



Figura 26. *Gracilinanus agilis*. Foto: Thiago Semedo.

Figure 26. *Gracilinanus agilis*. Photo: Thiago Semedo.

acima do peito até a garganta é homoganeamente creme. A cauda é preênsil, levemente bicolor (clara no ventre e castanha no dorso) e coberta por diminutos pelos visíveis a olho nu. As fêmeas são desprovidas de bolsa e os filhotes ficam expostos, presos aos mamilos, até que tenham se desenvolvido o bastante para serem deixados no ninho (Creighton & Gardner, 2007b; Rossi & Bianconi, 2011).

É muito confundida com o gênero *Cryptonanus*, cujas diferenças foram descritas anteriormente (veja comparações em *C. agricolai*). Assemelha-se mais superficialmente às espécies de *Marmosa*, *Marmosops* e *Thylamys*. As diferenças entre *Gracilinanus* e *Marmosa* foram descritas anteriormente (veja *Marmosa murina* e *M. constantiae*). Em relação aos gêneros *Marmosops* e *Thylamys*, *Gracilinanus* diferencia-se de ambos por apresentar ventre coberto por pelos de base cinza e ápice creme-amarelado (*versus* pelos inteiramente esbranquiçados). Diferencia-se também de *Marmosops* por apresentar cauda coberta por diminutos pelos visíveis a olho nu (*versus* invisíveis a olho nu) e de *Thylamys* por apresentar dorso castanho-acinzentado (*versus* acinzentado) e cauda sem reserva de gordura (*versus* cauda intumescida devido ao acúmulo de gordura). Em relação ao congêneres na BAP (*G. peruanus*), *G. agilis* diferencia-se por apresentar pelagem dorsal de coloração castanho-acinzentada (*versus* castanho-avermelhada), além de caracteres cranianos (Semedo et al., 2015).

Distribui-se no leste da Bolívia, Paraguai, Uruguai e Brasil (Creighton & Gardner, 2007b; Semedo et al., 2015). É uma espécie associada a ambientes florestados, como matas de galeria, podendo ocorrer também em áreas de cerrado *sensu stricto* e campo úmido (Bonvicino et al., 2002; Creighton & Gardner, 2007b; Semedo et al., 2015). Na BAP, foi registrada no planalto nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*), Paraguai (Carmignotto, 2005*; M. Santos-Filho, dados não publicados*) (na Serra das Araras – Carmignotto, 2005*), Cuiabá (Lacher & Alho, 2001*; A. F. Casagrande & M. Santos-Filho, dados não publicados*), Aquidauana-Negro (Cáceres et al., 2010*, 2011b*; Hannibal & Cáceres, 2010*; Nápoli, 2005*),

Miranda (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*) (na Serra de Maracaju e na Serra da Bodoquena – Carmignotto, 2005*) e Bodoquena-APA (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*). Na planície, foi registrada nas sub-regiões Cáceres (Carmignotto, 2005*; M. Santos-Filho, dados não publicados*), Poconé (Carmignotto, 2005*; Aragona & Marinho-Filho, 2009*), Barão de Melgaço (Oliveira et al., 2002*; L. Brandão et al., 2011*), Paraguai (Carmignotto, 2005*; Rossi et al., 2003*) (no Maciço do Urucum²), Nhecolândia (Mozerle, 2011*; P. C. Antunes, dados não publicados*, MCPAP 318; Herrera et al., 2007*; MCPAP 243*), Aquidauna (Mamede & Alho, 2006*), Abobral (Carmignotto, 2005*) e Miranda (Andreazzi et al., 2011*) (Figura 28).

Esta catita possui hábito noturno, locomove-se utilizando todos os estratos das florestas (Vieira & Camargo, 2012). Sua dieta foi classificada como insetívora-onívora por Paglia et al. (2012), composta principalmente por insetos das ordens Hymenoptera e Isoptera e por frutos das famílias Melastomataceae e Rubiaceae (Lessa & Costa, 2010), além de frutos e flores de espécies pioneiras (Lessa & Geise, 2014). Também foi registrada também a presença de penas de aves nas fezes de dois machos capturados no Cerrado (Santori et al., 2012; Lessa & Geise, 2014).

No Pantanal, na sub-região Necholândia, fêmeas reprodutivas foram registradas somente nos meses de dezembro a fevereiro, durante a estação chuvosa (Andreazzi et al., 2011). No entanto, na sub-região Cuiabá, Aragona & Marinho-Filho (2009) registraram atividade reprodutiva ao longo de todo o ano, com intensificação do investimento reprodutivo entre os meses de setembro e março. Também no Pantanal da Nhecolândia, a mesma fêmea foi registrada com glândulas mamárias desenvolvidas em outubro de 2010 e em janeiro e abril de 2011 (P. C. Antunes, dados não publicados).

Os indivíduos desta espécie são significativamente mais capturados em armadilhas fechadas tipo *Sherman*, no estrato arbóreo (Andreazzi et al., 2011; Aragona & Marinho-Filho, 2009). A maioria das capturas é de indivíduos adultos ou subadultos de ambos os sexos,

sendo que dificilmente capturam-se fêmeas com filhotes e indivíduos jovens (Andreazzi et al., 2011; Aragona & Marinho-Filho, 2009).

Assim como em outras espécies de marsupiais, foram encontrados indivíduos de *G. agilis* positivos para *T. cruzi* e *Trypanosoma evansi* (Herrera et al., 2007), sendo a espécie considerada como um possível reservatório destes parasitos.

Esta espécie, assim como outras espécies do gênero, é tolerante à presença e aos distúrbios antrópicos, sendo frequentemente encontrada em fragmentos de mata em estágio inicial de recuperação, bem como em casas rurais abrigando-se em forros de telhados. Não se encontra em nenhuma categoria de ameaça nacional (ICMBio, 2018) ou internacional (IUCN, 2021), assim como não é citada na lista da CITES (2021).

Gracilinanus peruanus (Tate, 1931) (Figura 27)

A catita *Gracilinanus peruanus* é um marsupial de pequeno porte, com massa corporal entre 14 e 17 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 85 e 121 mm, comprimento da cauda sempre maior do que o corpo, variando entre 135 e 155 mm (Semedo et al., 2015).

O focinho é praticamente sem pelos e de cor creme-claro, suas orelhas são grandes e finas, de coloração levemente amarela na base e castanho-claro nas demais regiões. Possui uma máscara facial negra. A pelagem dorsal



Figura 27. *Gracilinanus peruanus*. Foto: Thiago Semedo.

Figure 27. *Gracilinanus peruanus*. Photo: Thiago Semedo.

é densa e macia, de coloração castanho-avermelhada. O ventre é constituído de pelos de base cinza e ápice creme-amarelado, do ânus ao peito, mas alguns espécimes apresentam ventre homogeneamente creme (M. V. Brandão, exame de espécimes MZUSP, dados não publicados). A cauda é preênsil, levemente bicolor (clara no ventre e castanha no dorso) e coberta por diminutos pelos visíveis a olho nu. As fêmeas são desprovidas de bolsa (Semedo et al., 2015).

Assemelha-se à sua forma congênera (ver *G. agilis*) aos gêneros *Gracilinanus*, *Thylamys* e *Marmosops ocellatus* (veja comparações em *Cryptonanus*) e também às espécies do gênero *Marmosa*, todos com ocorrência para a BAP.

Distribui-se no leste do Peru e da Bolívia, leste do Mato Grosso, e Brasil, na região amazônica (Semedo et al., 2015). É uma espécie associada a ambientes florestados, como matas de galeria do Cerrado (Creighton & Gardner, 2007b; Semedo et al., 2015). Na BAP, foi registrada somente no planalto nas bacias dos rios Corixo Grande (Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Semedo et al., 2015*; A. F. Casagrande & M. Santos-Filho, dados não publicados*) e Cuiabá (Semedo et al., 2015*) (Figura 28).

Pouco se sabe sobre a biologia desta espécie, mas presume-se que se assemelhe a seus congêneres (ver *G. agilis*).

Semedo et al. (2015) reportam cinco fêmeas adultas lactantes coletadas na estação seca (agosto de 2006 e outubro de 2007), como demonstrado pela região inguinal descolorida e mamilos dilatados, dando uma coloração completamente creme à região inguinal (UFMT 870, 872, 873, 1333; CM 492); a fórmula mamária abdominal-inguinal desses espécimes é 4-1-4 = 9; no entanto, a fêmea AMNH 209157 tem 3-1-3 = 7 (S. Anderson, anotação na etiqueta da amostra). Para a BAP, tais dados são ainda desconhecidos.

Segundo Semedo et al. (2015), embora o esforço de coleta seja pouco detalhado, os indivíduos desta espécie foram significativamente mais capturados em armadilhas do tipo *pitfall*. Para a maioria das localidades de coleta no Cerrado e para algumas localidades nas florestas secas de Chiquitano, tais espécimes estão associados com florestas de galeria.



Figura 29. *Marmosops (Marmosops) noctivagus*. Foto: Thiago Semedo.

Figure 29. *Marmosops (Marmosops) noctivagus*. Photo: Thiago Semedo.

As fêmeas não apresentam marsúpio (Rossi et al., 2012; Voss et al., 2004).

Marmosops assemelha-se externamente aos subgêneros *Marmosa* e *Micoureus* (veja comparações em *Marmosa murina* e *M. constantiae*) e também aos gêneros *Cryptonanus* (veja *C. agricolai*), *Gracilinanus* (veja *G. agilis*) e *Thylamys*. Em relação a este último, diferencia-se por apresentar coloração dorsal castanho-clara, escura ou avermelhada (*versus* acinzentada em *Thylamys*) e cauda sem reserva de gordura, desprovida de pelos a olho nu (*versus* intumescida devido ao acúmulo de gordura, coberta de diminutos pelos visíveis a olho nu). É semelhante à espécie congênera *M. ocellatus*, cuja massa corpórea é menor do que a de *M. noctivagus*, variando entre 24 e 39 g, além de apresentar pelagem ventral homoganeamente creme (*versus* esbranquiçada em *M. noctivagus*), cauda distintamente bicolor e com porção distal mais clara (*versus* face ventral mais clara; Rossi et al., 2012).

Gardner (2005) e Brown (2004) descrevem esta espécie para as regiões amazônicas do Peru, Equador, centro e norte da Bolívia e oeste do Brasil, incluindo os estados do Acre, Amazonas, leste do Pará e norte do Mato Grosso. Trabalhos posteriores relatam a ocorrência da espécie em ao menos três localidades da Colômbia (Díaz-N., 2012). Na BAP, esta espécie foi registrada tanto no planalto como na planície. No primeiro, foi registrado nas bacias dos rios Corixo Grande

(Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*), Paraguai (M. Santos-Filho, dados não publicados*) (na Serra das Araras – Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012b*) e Cuiabá (Carmignotto, 2005*; Lacher & Alho, 2001*). Na planície, há um único registro na sub-região Cáceres (Carmignotto, 2005*) (Figura 33). Esses registros na região sul e sudoeste do estado de Mato Grosso representam uma ampliação da distribuição geográfica desta espécie, constituindo os novos limites a sudeste de sua distribuição.

Trata-se de uma espécie de ampla distribuição amazônica, chegando ao norte da BAP nos enclaves de floresta estacional de influência amazônica e atingindo o extremo norte da planície de inundação, na sub-região do Paraguai, onde também são encontrados representantes amazônicos na flora. Está presente em áreas florestais no Cerrado (M. V. Brandão, dados não publicados).

Esta cuíca tem hábitos noturnos, é solitária e escansorial e usa tanto o solo como os níveis inferiores de vegetação nas florestas, usando ativamente árvores caídas, em moitas densas de sub-bosque, subindo e descendo por cipós e lianas (Emmons & Feer, 1997; Vieira & Camargo, 2012). Aparentemente, essa espécie está associada a moitas densas de *Heliconia* spp. em brejos e beira d'água (Emmons & Feer, 1997). É encontrada em florestas primárias, secundárias e em matas alteradas.

Paglia et al. (2012) classificaram esta espécie como insetívora-onívora. Os registros feitos no bioma amazônico, tanto no Brasil como no Peru, sugerem que *M. noctivagus* reproduz-se o ano todo (Patton et al., 2000; Rossi & Bianconi, 2011).

Não está incluída em nenhuma categoria de ameaça, nacional (ICMBio, 2018) ou mundial (IUCN, 2021). Também não consta na lista da CITES (2021).

Marmosops (Marmosops) ocellatus (Tate, 1931)

(Figura 30)

Cuíca, marmosa

Mouse opossum



Figura 30. *Marmosops (Marmosops) ocellatus*. Foto: Thiago Semedo.

Figure 30. *Marmosops (Marmosops) ocellatus*. Photo: Thiago Semedo.

A cuíca *Marmosops ocellatus* é um marsupial de pequeno porte, com massa corporal entre 24 e 39 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 104 e 140 mm e cauda maior do que o corpo, variando entre 146 e 186 mm (Voss et al., 2004; Semedo et al., 2012). Na BAP, os indivíduos coletados apresentavam comprimento de cabeça e do corpo entre 97 e 98 mm, cauda entre 128 e 148 mm e peso entre 23 e 51g (n = 4; três fêmeas e um macho; Cáceres et al., 2007b).

Essa cuíca apresenta uma faixa de pelos escuros ao redor dos olhos, dorso marrom-acinzentado a marrom-avermelhado e ventre homogeneamente creme. A cauda é preênsil, nua e bicolor com a face ventral mais clara, sendo despigmentada na porção distal. Não apresenta marsúpio (Rossi et al., 2012).

Marmosops assemelha-se externamente aos subgêneros *Marmosa* e *Micoureus* (veja comparações em *Marmosa murina* e *M. constantiae*) e aos gêneros *Cryptonanus* (veja *C. agricolai*), *Gracilinanus* (veja *G. agilis*) e *Thylamys*, bem como à sua espécie congênera *Marmosops noctivagus* (para os dois últimos, veja *M. noctivagus*).

Distribui-se nas regiões central e nordeste da Bolívia, da base dos Andes até a fronteira com o Brasil (Rossi & Bianconi, 2011; Voss et al., 2004). Na BAP, foi registrada somente na planície nas sub-regiões Cáceres (Semedo et al., 2012*) e Paraguai (Carmignotto, 2005*; Rossi et al.,

2003*, identificada como *Marmosops cf. dorothea*) (no Maciço do Urucum – Cáceres et al., 2011a*; Godoi et al., 2010*; UFSM 111, 268; Cáceres et al., 2007b*) (Figura 33). Cáceres et al. (2007b) e Semedo et al. (2012) sugerem que o rio Paraguai e a planície pantaneira podem funcionar como barreiras geográficas que limitam a porção leste da área de distribuição dessa espécie.

Os dados disponíveis até o momento indicam que esta cuíca habita florestas com sub-bosque denso (Voss et al., 2004), sendo que na BAP ela foi registrada em florestas estacionais do Maciço do Urucum, entre 200-800 m de altitude (Cáceres et al., 2011b; Godoi et al., 2010; Semedo et al., 2012), em florestas estacionais de fundo de vale e cerrado denso na Serra do Amolar (Rossi et al., 2003) e florestas estacionais na região de Cáceres (Semedo et al., 2012).

Aparentemente sua dieta é insetívora-onívora (Emmons & Feer, 1997; Paglia et al., 2012), entretanto não foram realizados estudos específicos sobre seus hábitos alimentares. Da mesma forma, não há informações específicas sobre sua biologia reprodutiva. É uma espécie solitária, noturna e escansorial, que pode ser encontrada tanto no solo como no sub-bosque. No Maciço do Urucum, foram capturados 14 indivíduos, especialmente no solo por armadilhas de interceptação e queda (Cáceres et al., 2011b; Godoi et al., 2010), mas provavelmente pode ser capturada com armadilhas de chapa de metal fechado (tipo *Sherman*) e gaiolas de arame (tipo *Tomahawk* e *Young*) dispostas no sub-bosque florestal, tal qual outras espécies do gênero *Marmosops* (Santos-Filho et al., 2006).

Em função de sua ampla distribuição geográfica e da alta abundância na Bolívia (Voss et al., 2004), esta cuíca não é considerada ameaçada de extinção em nível global (IUCN, 2021) e, da mesma forma, não corre risco de extinção no Brasil (ICMBio, 2018). Também não consta da lista da CITES (2021). Entretanto, apresenta distribuição restrita no Brasil e aparentemente não é abundante (Cáceres et al., 2011b; Godoi et al., 2010). Assim, ressalta-se que suas populações podem se tornar ameaçadas localmente pelo desmatamento e pela fragmentação de

florestas estacionais, especialmente no Maciço do Urucum, em razão da expansão da pecuária e das atividades de mineração nesta região (Hannibal et al., 2017).

Gênero *Thylamys* Gray, 1843

Thylamys (Xerodelphys) karimii (Petter, 1968) (Figura 31)

Catita, cuíca

Karimi's fat-tailed mouse opossum

A catita *Thylamys karimii* é um marsupial de porte pequeno, com massa corporal entre 16 e 43 g, comprimento de corpo entre 78 e 129 mm e comprimento da cauda entre 69 e 106 mm, o qual é sempre menor do que o comprimento do corpo (Carmignotto & Monfort, 2006; Giarla et al., 2010).

Essa catita apresenta uma estreita faixa de pelos escurecidos ao redor dos olhos, coloração dorsal acinzentada, fracamente tricolor (i.e., faixa cinza-escuro centro-dorsal pouco conspícua – ver Rossi et al., 2012) e coloração ventral homoganeamente branca. A cauda é não preênsil, intumescida devido ao acúmulo de gordura e fracamente bicolor (cinza dorsalmente e branca ventralmente), sendo recoberta por pelagem corporal no primeiro centímetro proximal e por diminutos pelos visíveis a olho nu no restante da cauda (Carmignotto & Monfort, 2006; Giarla et al., 2010). A morfologia palmar/plantar é coberta por grânulos pequenos, dermatoglifos ausentes e apresenta almofadas fundidas (Carmignotto & Monfort, 2006). As fêmeas não possuem marsúpio e apresentam nove mamas distribuídas de forma circular no abdômen. Nos machos, o saco escrotal apresenta pigmentação escura, mas são cobertos por pelos de cor branco-creme (Carmignotto & Monfort, 2006).

Assemelha-se externamente às espécies dos gêneros *Cryptonanus* (veja *C. agricolai*), *Gracilinanus* (veja *G. agilis*) e *Marmosops* (veja *M. noctivagus*, mas também comparações em *Marmosa murina* e *M. constantiae*). Pode ser confundida em campo com a espécie congênera na BAP (ver *T. macrurus*).



Figura 31. *Thylamys (Xerodelphys) karimii*. Foto: Thiago Semedo.

Figure 31. *Thylamys (Xerodelphys) karimii*. Photo: Thiago Semedo.

Ocorre nos estados de Rondônia, Mato Grosso, Tocantins, Piauí, Pernambuco, Bahia, Goiás e Minas Gerais. Na BAP, foi registrada somente no planalto na bacia do rio Cuiabá (na Chapada dos Guimaraes – Cope, 1889*; T. B. F Semedo, dados não publicados*) (Figura 33). A distribuição geográfica de *T. karimii* é a maior dentre as espécies que ocorrem no Brasil e inclui as formações abertas (não florestais) dos biomas Cerrado e Caatinga no Nordeste, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil (Carmignotto & Monfort, 2006). No entanto, registros em áreas de florestas semidecíduas também foram reportados (ver Palma & Vieira, 2012).

É classificada como insetívora-onívora (Paglia et al., 2012), mas apresenta dados escassos sobre dieta. No entanto, um indivíduo em cativeiro era adepto da captura de insetos e também se alimentou de lagartixas e sapos, entre outros alimentos, que incluíam pequenas quantidades de frutas (Mares et al., 1981).

Embora dados de história natural e ecologia sejam escassos, as características morfológicas desta espécie, bem como de sua espécie irmã *T. velutinus*, mostram uma tendência óbvia para um modo de vida exclusivamente terrestre (ver Carmignotto & Monfort, 2006; Giarla et al., 2010). Dados reprodutivos também são escassos, porém fêmeas lactantes foram capturadas nos meses chuvosos de janeiro e abril (Carmignotto & Monfort, 2006).

Essa catita não é considerada ameaçada de extinção no Brasil (ICMBio, 2018), mas é classificada como 'vulnerável' em nível global (IUCN, 2021). A maior ameaça à conservação da espécie é redução da qualidade do hábitat devido à agricultura e à pecuária (Carmignotto et al., 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

Thylamys (Thylamys) macrurus (Olfers, 1818) (Figura 32)

Catita, cuíca

Paraguayan fat-tailed mouse opossum

A catita *Thylamys macrurus* é um marsupial de porte pequeno, com massa corporal entre 30 e 55 g, comprimento total entre 101 e 126 mm e comprimento da cauda entre 136 e 153 mm, a qual é sempre maior do que o corpo (Carmignotto & Monfort, 2006). No Pantanal, indivíduos adultos apresentaram massa corporal entre 20 e 45 g (n = 10; P. C. Antunes, dados não publicados), na sub-região da Nhecolândia, e entre 22 e 68 g, no Leque do Taquari (n = 35; H. B. Mozerle, dados não publicados). No planalto, na bacia do rio Aquidauna-Negro, os machos foram maiores do que as fêmeas (n = 37 machos e 17 fêmeas; Cáceres et al., 2007c) e, na bacia do rio Miranda, três machos foram capturados com massa corporal entre 35 e 41 g, com comprimento da cabeça e do corpo entre 101,1 e 118,8 mm e comprimento da cauda entre 136 e 150 mm (Cáceres et al., 2007c).

Essa catita apresenta uma estreita faixa de pelos escurecidos ao redor dos olhos; coloração dorsal acinzentada, com padrão tricolor conspícuo (i.e., apresenta faixa cinza-escuro centro-dorsal conspícuo – ver Rossi et al., 2012); e coloração ventral homogêneamente branco-amarelada. A cauda é preênsil, intumescida devido ao acúmulo de gordura, fracamente bicolor (cinza dorsalmente e branca ventralmente), sendo recoberta por pelagem corporal no primeiro centímetro proximal e por diminutos pelos visíveis a olho nu no restante da cauda. A região palmar/plantar é coberta por grânulos e dermatoglifos grandes, e apresenta almofadas separadas (Carmignotto & Monfort, 2006). As fêmeas não possuem marsúpio



Figura 32. *Thylamys (Thylamys) macrurus*. Foto: Pâmela Castro Antunes.

Figure 32. *Thylamys (Thylamys) macrurus*. Photo: Pâmela Castro Antunes.

e dificilmente são capturadas com filhotes (Eisenberg & Redford, 1999; Rossi et al., 2012; Smith, 2009). Nos machos juvenis, o saco escrotal é pouco desenvolvido e de cor branca, modificando-se para uma cor azulada com pelagem pouco densa e branca, conforme o indivíduo vai se tornando adulto (V. Rademaker, comunicação pessoal, 2013).

Assemelha-se à sua forma congênere (*T. karimii*) também com ocorrência na BAP, entretanto, difere no que diz respeito ao maior tamanho da cauda em relação ao corpo (*versus* menor tamanho da cauda em relação ao corpo), à coloração dorsal tricolor (*versus* coloração dorsal tricolor inconspícua), à superfície palmar/plantar coberta por grânulos e dermatoglifos grandes e às almofadas separadas (*versus* grânulos pequenos, dermatoglifos ausentes e almofadas fundidas) (Carmignotto & Monfort, 2006). Também é semelhante externamente às espécies dos subgêneros *Marmosa* e *Micoureus* (veja comparações em *Marmosa murina* e *M. constantiae*), e também aos gêneros *Cryptonanus* (veja *C. agricolai*), *Gracilinanus* (veja *G. agilis*) e *Marmosops* (veja *M. noctivagus*).

Ocorre do Paraguai até o Centro-Oeste do Brasil, mais especificamente no oeste do estado do Mato Grosso do Sul (Carmignotto & Monfort, 2006). Na BAP, foi registrada no planalto nas bacias dos rios Aquidauna-Negro (Cáceres et al., 2007c*, 2011b*, 2010*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*;

Hannibal & Cáceres, 2010*; Nápoli, 2005*), Miranda (Carmignotto, 2005*; Cáceres et al., 2007a*, UFSM 05, 35; MZUSP 32097) (na Serra da Bodoquena – Carmignotto, 2005*), Bodoquena-APA (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*); na planície, foi registrada nas sub-regiões da Nhecolândia (Antunes, 2009*, MCPAP 225, 231; Mozerle, 2011*, MCPAP 326, 328, 335, 336, 337, 338, 339, 340; Herrera et al., 2007*), Miranda (Andreazzi et al., 2011*) e Porto Murtinho (Carmignotto, 2005*) (Figura 33).

Embora tradicionalmente considerada uma espécie associada à floresta estacional semidecidual (Cannevari & Vaccaro, 2007), na BAP foi registrada tanto neste tipo de vegetação como em outros ambientes, tais como áreas

de cerrado (Andreazzi et al., 2011; Cáceres et al., 2007c; Mozerle, 2011), cerrado *sensu stricto* e campo sujo (Herrera et al., 2007; P. C. Antunes & H. B. Mozerle, dados não publicados). Mozerle (2011) verificou que a probabilidade de ocupação da espécie é maior em áreas florestais de sub-bosque denso do que em outros ambientes em uma área de estudo no Pantanal do Leque do Taquari.

É classificada como insetívora-onívora (Cannevari & Vaccaro, 2007; Paglia et al., 2012). Em áreas de Cerrado do Centro-Oeste do Brasil, a dieta de *T. macrurus* foi composta por seis itens alimentares (Hymenoptera, Isoptera, Coleoptera, Arachnida, Blattodea e sementes – esta última em apenas 10% das amostras). A espécie parece consumir

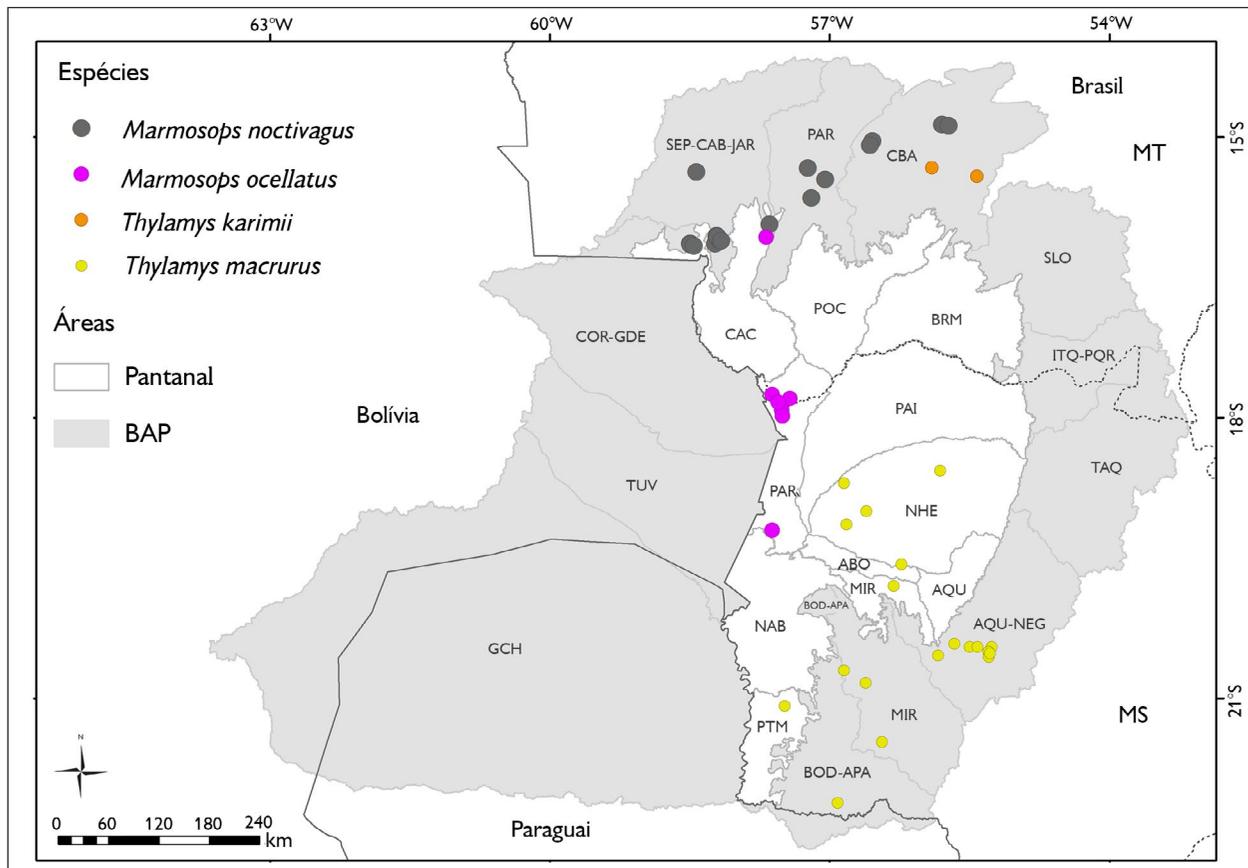


Figura 33. Pontos onde foram registradas as espécies *Marmosops noctivagus*, *Marmosops ocellatus*, *Thylamys karimii* e *Thylamys macrurus* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 33. Records of *Marmosops noctivagus*, *Marmosops ocellatus*, *Thylamys karimii*, and *Thylamys macrurus* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

artrópodes durante o ano todo e frutos em grandes quantidades apenas durante a estação chuvosa. Todos os itens, exceto frutos, foram frequentemente mais consumidos pelas fêmeas, enquanto que os machos foram os únicos a consumirem aracnídeos e frutos durante a estação seca (Melo et al., 2019). Possui hábito escansorial (Palma & Vieira, 2012). O início do período reprodutivo no Cerrado de Mato Grosso do Sul coincide aparentemente com o fim da estação seca (abril a setembro; Cáceres et al., 2007c). No Pantanal da Nhecolândia, uma fêmea foi capturada com as glândulas mamárias desenvolvidas em fevereiro e março de 2012 (P. C. Antunes, dados não publicados).

Assim como em outras espécies de marsupiais, foram encontrados indivíduos soropositivos para *T. cruzi* e *T. evansi*, sendo considerada um possível reservatório destes parasitos (Herrera et al., 2007).

Essa catita é considerada em perigo de extinção no Brasil (ICMBio, 2018) e classificada como 'quase ameaçada' em nível global (IUCN, 2021). As maiores ameaças à conservação da espécie são o desmatamento causado pela extração madeireira e a conservação de habitats para agricultura (de La Sancha & Teta, 2015). Não consta na lista da CITES (2021).

REFERÊNCIAS

- Abreu-Jr., E. F., Casali, D. M., Garbino, G. S. T., Loretto, D., Loss, A. C., Marmontel, M., ... & Tirelli F. P. (2020). *Lista de mamíferos do Brasil*. Comitê de Taxonomia da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (CT-SBMz). <https://www.sbmz.org/mamiferos-do-brasil/>
- Adler, G. H., & Saemon, J. O. (1996). Distribution of Four-eyed Opossum *Philander opossum* on Small Islands in Panama. *Mammalia*, 60(1), 91-99. <https://doi.org/10.1515/mamm.1996.60.1.91>
- Alho, C. J. R., Pereira, L. A., & Paula, A. C. (1986). Patterns of habitat utilization by small mammal populations in Cerrado biome of central Brazil. *Mammalia*, 50(4), 447-460. <https://doi.org/10.1515/mamm.1986.50.4.447>
- Anderson, S. (1997). Mammals of Bolivia. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 231, 1-152.
- Andreazzi, C. S., Rademaker, V., Gentile, R., Herrera, H. M., Jansen, A. M., & D'Andrea, P.S. (2011). Population ecology of small rodents and marsupials in a semi-deciduous tropical forest of the Southeast Pantanal, Brazil. *Zoologia*, 28(6), 762-770. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702011000600009>
- Antunes, P. C. (2009). *Uso de hábitat e partição do espaço entre três espécies de pequenos mamíferos simpátricos no pantanal sul mato-grossense, Brasil* (Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande). <https://repositorio.ufms.br/handle/123456789/598>
- Antunes, P. C., Miranda, C. L., Hannibal, W., Aragona, M., Godoi, M. N., Rademaker, V., ... & Semedo, T. B. F. Marsupiais da Bacia do Alto Paraguai: uma revisão do conhecimento do planalto à planície pantaneira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 16(3), 527-577. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i3.813>
- Aragona, M., & Marinho-Filho, J. (2009). História natural e biologia reprodutiva de marsupiais no Pantanal, Mato Grosso, Brasil. *Zoologia*, 26(2), 220-230. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702009000200004>
- Astúa, D., Moura, R. T., Grelle, C. E. V., & Fonseca, M. T. (2006). Influence of baits, trap type and position for small mammal capture in a Brazilian lowland Atlantic Forest. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (Nova Série)*, 19, 31-44. http://antigo.inma.gov.br/downloads/boletim/arquivos/19/Boletim_19_Artigo2.pdf
- Astúa, D. (2015). Family Didelphidae (Opossums). In D. E. Wilson & R. A. Mittermeier (Eds.), *Handbook of the Mammals of the World - Monotremes and Marsupials* (pp. 70-186). Lynx Edicions.
- Atramentowicz, M. (1982). Influence du milieu sur l'activité locomotrice et La reproduction de *Caluromys philander*. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 36, 373-395.
- Barkley, L. J. (2007). Genus *Glironia*. In A. L. Gardner (Ed.), *Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats* (Vol. 1, pp. 12-14). The University of Chicago Press.
- Bergallo, H. G., & Cerqueira, R. (1994). Reproduction and growth of the opossum, *Monodelphis domestica* (Mammalia: Didelphidae) in northeastern Brazil. *Journal of Zoology*, 232(4), 551-563. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1994.tb00003.x>
- Bernarde, P. S., & Rocha, V. J. (2003). New record of *Glironia venusta* (Bushy-Tailed Opossum) (Mammalia, Glironiidae) for the state of Rondônia – Brazil. *Biociências*, 11, 183-184.
- Bernarde, P.S., & Machado, R. A. (2008). Mammalia, Didelphimorphia, Didelphidae, *Glironia venusta* Thomas, 1912: distribution extension to the state of Acre, Brazil. *Check List*, 4(2), 151. <https://doi.org/10.15560/4.2.151>
- Bezerra, A. M. R., Bonvicino, C. R., Caramaschi, F. P., & Castiglia, R. (2019). Discovery of the rare Handley's short-tailed opossum, *Monodelphis handleyi*, in the threatened southern Amazonian savanna of Brazil. *Mammalian Biology*, 97, 28-35. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.04.003>

- Bonvicino, C. R., Lindbergh, S. M., & Maroja, L. S. (2002). Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4B), 765-774. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000500005>
- Bonvicino, C. R., Lemos, B., & Weksler, M. (2005). Small mammals of Chapada dos Veadeiros National Park (Cerrado of central Brazil): ecologic, karyologic, and taxonomic considerations. *Brazilian Journal of Biology*, 65(3), 395-406. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842005000300004>
- Brandão, L. G., Antas, P. T. Z., Oliveira, L. F. B., Pádua, M. T. J., Pereira, N. C., & Valutky, W. W. (2011). *Plano de Manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC Pantanal*. SESC-Departamento Nacional.
- Brandão, M. V., Garbino, G. S. T., Godoy, L. P., Silva, L. A., & Pascoal, W. (2015a). New records of *Chironectes minimus* (Zimmermann, 1870) (Didelphimorphia, Didelphidae) from central Brazil, with comments on its distribution pattern. *Mammalia*, 79, 363-368.
- Brandão, M. V., Rossi, R. V., Semedo, T. B. F., & Pavan, S. E. (2015b). Diagnóstico e distribuição geográfica dos marsupiais da Amazônia brasileira. In A. C. Mendes-Oliveira & C. L. Miranda (Eds.), *Pequenos mamíferos não-voadores da Amazônia brasileira* (pp. 95-148). Sociedade Brasileira de Mastozoologia.
- Brandão, M. V., Garbino, G. S. T., Semedo, T. B. F., Feijó, A., Nascimento, F. O., Fernandes-Ferreira, H., . . . & Carmignotto, A. P. (2019). Mammals of Mato Grosso, Brazil: annotated species list and historical review. *Mastozoologia Neotropical*, 26(2), 263-307. <https://doi.org/10.31687/saremMN.19.26.2.0.03>
- Brandão, M. V., Silva, H. S., Kuniy, A. A., Cavaliere, S., & Godoy, L. P. (2020). Notes on natural history and behavior of *Monodelphis glirina* (Didelphimorphia, Didelphidae) and sympatry with congeners. *Acta Amazonica*, 50(4), 309-312. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202002012>
- Bressiani, V. B., & Graipel, M. E. (2008). Comparação de métodos para captura da cuíca d'água, *Chironectes minimus* (Zimmerman, 1780) (Mammalia, Didelphidae) no sul do Brasil. *Mastozoologia Neotropical*, 15(1), 33-39.
- Brito, D., Astúa de Moraes, D., Lew, D., Soriano, P., & Emmons, L. (2021). *Caluromys philander*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T3649A197321055.en>
- Brown, B. E. (2004). *Atlas of new world marsupials* (Fieldiana Zoology New Series, 102). Field Museum of Natural History.
- Cáceres, N. C., & Monteiro-Filho, E. L. A. (1999). Tamanho corporal em populações naturais de *Didelphis* (Mammalia: Marsupialia) do Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(3), 461-469. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000300011>
- Cáceres, N. C. (2002). Food habits and seed dispersal by the White-Eared Opossum, *Didelphis albiventris*, in southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 37(2), 97-104. <https://doi.org/10.1076/snfe.37.2.97.8582>
- Cáceres, N. C., Ghizoni Junior, I. R., & Graipel, M. E. (2002). Diet of two marsupials, *Lutreolina crassicaudata* and *Micoureus demerarae*, in a coastal Atlantic Forest island of Brazil. *Mammalia*, 66(3), 331-340. <https://doi.org/10.1515/mamm.2002.66.3.331>
- Cáceres, N. C., & Carmignotto, A. P. (2006). *Caluromys lanatus*. *Mammalian Species*, 803, 1-6. <https://doi.org/10.1644/803.1>
- Cáceres, N. C., & Monteiro Filho, E. L. A. (2006). Uso do espaço por marsupiais: fatores influentes, comportamento e heterogeneidade espacial. In N. C. Cáceres & E. L. A. Monteiro Filho (Eds.), *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (pp. 203-215). Editora UFMS.
- Cáceres, N. C., Bornschein, M. R., Lopes, W. H., & Percequillo, A. R. (2007a). Mammals of the Bodoquena Mountains, southwestern Brazil: an ecological and conservation analysis. *Brazilian Journal of Biology*, 24(2), 426-435. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000200021>
- Cáceres, N. C., Ferreira, V. L., & Carmignotto, A. P. (2007b). The occurrence of the mouse opossum *Marmosops ocellatus* (Marsupialia, Didelphidae) in western Brazil. *Mammalian Biology*, 72(1), 45-48. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2006.04.009>
- Cáceres, N. C., Nápoli, R. P., Lopes, W. H., Casella, J., & Gazeta, G. S. (2007c). Natural history of the marsupial *Thylamys macrurus* (Mammalia: Didelphidae) in fragments of savannah in southwestern Brazil. *Journal of Natural History*, 41(29-42), 1979-1988. <http://dx.doi.org/10.1080/00222930701520835>
- Cáceres, N. C., Casella, J., Vargas, C. F., Prates, L. Z., Tombini, A. A. M., Goulart, C. S., & Lopes, W. H. (2008a). Distribuição geográfica de pequenos mamíferos não voadores nas bacias dos rios Araguaia e Paraná, região centro-sul do Brasil. *Iheringia (Série Zoologia)*, 98(2), 173-180. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212008000200001>
- Cáceres, N. C., Carmignotto, A. P., Fischer, E., & Santos, C. F. (2008b). Mammals from Mato Grosso do Sul, Brazil. *Check List*, 4(3), 321-335. <https://doi.org/10.15560/4.3.321>
- Cáceres, N. C., Nápoli, R. P., Casella, J., & Hannibal, W. (2010). Mammals in a fragmented savannah landscape in South-Western Brazil. *Journal of Natural History*, 44(7-8), 491-512. <https://doi.org/10.1080/00222930903477768>
- Cáceres, N. C., Godoi, M. N., Hannibal, W., & Ferreira, V. L. (2011a). Effects of altitude and vegetation on small-mammal distribution in the Urucum Mountains, western Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 27, 279-287. <https://doi.org/10.1017/S0266467410000854>

- Cáceres, N. C., Nápoli, R. P., & Hannibal, W. (2011b). Differential trapping success for small mammals using pitfall and standard cage traps in a woodland savannah region of southwestern Brazil. *Mammalia*, 75(1), 45-52. <http://dx.doi.org/10.1515/mamm.2010.069>
- Cáceres, N. C., Graipel, M. E., & Cherem, J. J. (2012). Amostragens de marsupiais. In N. C. Cáceres (Ed.), *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (pp. 111-125). Editora UFMS.
- Calzada, J., Delibes, M., Keller, C., Palomares, F., & Magnusson, W. (2008). First record of the bushy-tailed opossum, *Glironia venusta*, Thomas, 1912, (Didelphimorphia) from Manaus, Amazonas, Brazil. *Acta Amazonica*, 38(4), 807-810. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400027>
- Cannevari, M., & Vaccaro, O. (2007). *Guía de mamíferos del Sur de América del Sur*. LOLA.
- Cantor, M., Ferreira, L. A., Silva, W. R., & Setz, E. Z. F. (2010). Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment. *Biota Neotropica*, 10(2), 45-51. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200004>
- Caramaschi, F. P., Nascimento, F. F., Cerqueira, R., & Bonvicino, C. R. (2011). Genetic diversity of wild populations of the grey short-tailed opossum, *Monodelphis domestica* (Didelphimorphia: Didelphidae), in Brazilian landscapes. *Biological Journal of the Linnean Society*, 104(2), 251-263. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2011.01724.x>
- Carmignotto, A. P. (2005). *Pequenos mamíferos terrestres do Bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais* (Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo).
- Carmignotto, A. P., & Monfort, T. (2006). Taxonomy and distribution of the Brazilian species of *Thylamys* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Mammalia*, 70(1-2), 126-144. <http://dx.doi.org/10.1515/MAMM.2006.013>
- Carmignotto, A. P., Costa, L. P., & Astúa de Moraes D. (2021). *Thylamys karimii*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T136653A197308408.en>
- Carmignotto, A. P., & Astúa, D. (no prelo). Diversity, endemism, and biogeographical history of marsupials from South American "Dry Diagonal". In N. C. Cáceres (Ed.), *New World Marsupials*. Springer.
- Carvalho, F. M. V., Fernandez, F. A. S., & Nessimian, J. L. (2005). Food habits of sympatric opossums coexisting in small Atlantic Forest fragments in Brazil. *Mammalian Biology*, 70(6), 366-375. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2005.08.003>
- Casagrande, A. F., & Santos-Filho, M. (2019). Use of forest remnants and teak (*Tectona grandis*) plantations by small mammals in Mato Grosso, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 54(3), 181-190. <https://doi.org/10.1080/01650521.2019.1656520>
- Castilheiro, W. F. F., & Santos-Filho, M. (2013). Diet of *Monodelphis glirina* (Mammalia: Didelphidae) in forest fragments in southern Amazon. *Zoologia*, 30(3), 249-254. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702013000300001>
- Cerqueira, R., & Tribe, C. J. (2007). Genus *Didelphis*. In A. L. Gardner (Ed.), *Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats* (Vol. 1, pp. 17-25). The University of Chicago Press.
- Charles-Dominique, P., Atramontowicz, M., Charles-Dominique, M., Gérard, H., Hladik, A., Hladik, C. M., & Prévost, M. F. (1981). Les mammifères frugivores arboricoles nocturnes d'une forêt guyanaise: interrelations plantes-animaux. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 35, 341-435.
- Cheida, C. C., Motta, M. C., & Lima, I. P. (2005). Ordem Didelphimorphia. In N. R. Reis, A. L. Peracchi, H. Fandiño-Mariño & V. J. Rocha (Eds.), *Mamíferos da Fazenda Monte Alegre – Paraná* (pp. 15-36). Eduel.
- Chemisquy, M. A., & Flores, D. A. (2012). Taxonomy of the southernmost populations of *Philander* (Didelphimorphia, Didelphidae), with implications for the systematics of the genus. *Zootaxa*, 3481(1), 60-72. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3481.1.5>
- Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e da Flora Silvestres Ameaçadas de Extinção (CITES). (2020). *Appendices*. <https://cites.org/eng>
- Cope, E. D. (1889). On the Mammalia obtained by the naturalist exploring expedition to southern Brazil. *American Naturalist*, 23, 128-150.
- Creighton, G. K., & Gardner, A. L. (2007a). Genus *Marmosa*. In A. L. Gardner (Ed.), *Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats* (Vol. 1, pp. 51-61). The University of Chicago Press.
- Creighton, G. K., & Gardner, A. L. (2007b). Genus *Gracilinanus*. In A. L. Gardner (Ed.), *Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats* (Vol. 1, pp. 43-50). The University of Chicago Press.
- Dalmaschio, J., & Passamani, M. (2003). Aspectos da ecologia de *Marmosa murina* (Linnaeus, 1758) (Mammalia, Didelphimorphia), em uma região de Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo. *Biotemas*, 16(2), 145-158.
- De La Sancha, N., Solari, S., & Owen, R. D. (2007). First records of *Monodelphis kunsii* Pine (Didelphimorphia, Didelphidae) from Paraguay, with an evaluation of its distribution. *Mastozoología Neotropical*, 14(2), 241-247.
- De La Sancha, N., & Teta, P. (2015). *Thylamys macrurus*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T21867A22173324.en>

- De Lázari, P. R. (2011). Uso de habitats por mamíferos não-voadores no Pantanal de Cáceres, Mato Grosso, Brasil (Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres). http://portal.unemat.br/media/oldfiles/ppgca/docs/dissertacao_patrick_ricardo_de_lazari.pdf
- Díaz-N., J. F. (2012). New records of *Marmosops noctivagus* (Tschudi, 1845) (Didelphimorphia: Didelphidae) and first record of *Marmosops bishopi* (Pine, 1981) for Colombia. *Check List*, 8(4), 805–809. <https://doi.org/10.15560/8.4.805>
- Eisenberg, J. F., & Redford, K. H. (1999). *Mammals of the Neotropics, the Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil* (Vol. 3). The University of Chicago Press.
- Emmons, L. H., & Feer, F. (1997). *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. The University of Chicago Press.
- Fegies, A. C. (2014). *Sistemática do gênero Cryptonanus (Didelphimorphia: Didelphidae) baseada em análises moleculares* (Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos). <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/8596>
- Ferreira, C., Oliveira, A. C., Lima-Silva, L. G., & Rossi, R. V. (2020). Taxonomic review of the slender mouse opossums of the “Parvidens” group from Brazil (Didelphimorphia: Didelphidae: *Marmosops*), with description of a new species. *Zootaxa*, 4890(2), 201–233. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4890.2.3>
- Fleck, D. W., & Harder, J. D. (1995). Ecology of marsupials in two Amazonian rain forests in northeastern Peru. *Journal of Mammalogy*, 76(3), 809–818. <https://doi.org/10.2307/1382749>
- Flores, D. A., Díaz, M. M., & Barquez, R. M. (2000). Mouse opossums (Didelphimorphia, Didelphidae) of northwestern Argentina: systematics and distribution. *Mammalian Biology*, 65, 321–339.
- Flores, D., & Martin, G. M. (2016). *Lutreolina crassicaudata*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T40503A22175337.en>
- Fonseca, G. A. B., & Redford, K. H. (1984). The mammals of IBGE's Ecological Reserve, Brasília, and an analysis of the role of gallery forests in increasing diversity. *Revista Brasileira de Biologia*, 44(4), 517–523.
- Fonseca, G. A. B. (1989). Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Zoologia*, 6(3), 381–422. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751989000300001>
- Fonseca, G. A. B., & Robinson, J. G. (1990). Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation*, 53(4), 265–294. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90097-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90097-9)
- Fonseca, S. D., & Cerqueira, R. (1991). Water and salt balance in a South American marsupial, the grey four-eyed opossum (*Philander opossum*). *Mammalia*, 55(3), 421–432.
- Fonseca, R. A., & Astúa, D. (2015). Geographic variation in *Caluromys derbianus* and *Caluromys lanatus* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Zoologia*, 32(2), 109–122. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702015000200002>
- Freitas, M. A., & Silva, T. F. S. (2005). *Mamíferos na Bahia: espécies continentais*. USEB.
- Galliez, M. (2007). *Ecologia do gambá-d'água Chironectes minimus em rios de Mata Atlântica* (Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro).
- Galliez, M., Leite, M. S., Queiroz, T. L., & Fernandez, F. A. S. (2009). Ecology of the water opossum *Chironectes minimus* in Atlantic Forest streams of southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 90(1), 93–103. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-A-397.1>
- Garcia, J. P., Oliveira, J. A., Corrêa, M. M. O., & Pessôa, L. M. (2010). Morphometrics and cytogenetics of *Gracilinanus agilis* and *Cryptonanus* spp. (Didelphimorphia: Didelphidae) from central and northeastern Brazil. *Mastozoología Neotropical*, 17(1), 53–60.
- Gardner, A. L. (2005). Order Didelphimorphia. In D. E. Wilson & D. M. Reeder (Eds.), *Mammals species of the world: a taxonomic and geographic reference* (pp. 3–18). The Johns Hopkins University Press.
- Gardner, A. L. (2007). Genus *Caluromys*. In A. L. Gardner (Ed.), *Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats* (Vol. 1, pp. 3–11). The University of Chicago Press.
- Gardner, A. L., & Creighton, G. K. (2007). Genus *Micoureus*. In A. L. Gardner (Ed.), *Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats* (Vol. 1, pp. 51–61). The University of Chicago Press.
- Gardner, A. L., & Dagosto, M. (2007). Tribe Metachirini Reig, Kirsch, and Marshall. In A. L. Gardner (Ed.), *Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats* (Vol. 1, pp. 51–61). The University of Chicago Press.
- Gettinger, D., Modesto, T. C., Bergallo, H. G., & Martins-Hatano, F. (2011). Mammalia, Didelphimorphia, Didelphidae, *Monodelphis kunsii* Pine, 1975: distribution extension and first record for eastern Amazonia. *Check List*, 7(5), 585–588. <http://dx.doi.org/10.15560/7.5.585>
- Giarla, T. C., Voss, R. S., & Jansa, S. A. (2010). Species limits and phylogenetic relationships in the didelphid marsupial genus *Thylamys* based on mitochondrial DNA sequences and morphology. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, (346), 1–67. <http://dx.doi.org/10.1206/716.1>
- Godoi, M. N., Cunha, N. L., & Cáceres, N. C. (2010). Efeito do gradiente floresta-cerrado-campo sobre a comunidade de pequenos mamíferos do alto do Maciço do Urucum, oeste do Brasil. *Mastozoología Neotropical*, 17(2), 263–277.

- Graipel, M. E., Cherem, J. J., Miller, P. R. M., & Glock, L. (2003). Trapping small mammals in the forest understory: a comparison of three methods. *Mammalia*, 67(4), 551-558. <http://dx.doi.org/10.1515/mamm-2003-0409>
- Grand, T. I. (1983). Body weight: its relationship to tissue composition, segmental distribution of mass, and motor function. III. The didelphid of French Guyana. *Australian Journal of Zoology*, 31(3), 299-312. <https://doi.org/10.1071/ZO9830299>
- Guerra, E. B., & Costa, L. P. (2021). Range extension of *Cryptonanus agricolai* (Didelphimorphia, Didelphidae) and first record in the Atlantic Forest core. *Mastozoología Neotropical*, 28(1), e0524. <https://doi.org/10.31687/saremMN.21.28.1.0.17>
- Gutiérrez, E. E., Jansa, S. A., & Voss, R. S. (2010). Molecular systematics of mouse opossums (Didelphidae: *Marmosa*): assessing species limits using mitochondrial DNA sequences, with comments on phylogenetic relationships and biogeography. *American Museum Novitates*, (3692), 1-22. <http://dx.doi.org/10.1206/708.1>
- Hannibal, W., & Cáceres, N. C. (2010). Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in South-Western Brazil. *Mammalia*, 74, 247-155. <https://doi.org/10.1515/mamm.2010.007>
- Hannibal, W., Figueiredo, V.V., Landgraf-Filho, P., & Godoi, M. N. (2012). New Records of *Monodelphis kunsii* (Didelphimorphia, Didelphidae) from Brazil. *Mastozoología Neotropical*, 19(2), 317-320.
- Hannibal, W., & Neves-Godoi, M. (2015). Non-volant mammals of the Maracaju Mountains, southwestern Brazil: composition, richness and conservation. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(1), 217-225. <https://doi.org/10.7550/rmb.48618>
- Hannibal, W., Godoi, M. N., Tomas, W. M., Porfirio, G., Ferreira, V. L., & Cáceres, N. C. (2017). Biogeography and conservation of non-volant mammals from the Urucum Mountains: a Chiquitano dry forest ecoregion in western Brazil. *Mammalia*, 81(2), 160-180. <http://dx.doi.org/10.1515/mammalia-2015-0052>
- Herrera, H. M., Rademaker, V., Abreu, U. G. P., D'Andrea, P. S., & Jansen, A. M. (2007). Variables that modulate the spatial distribution of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma evansi* in the Brazilian Pantanal. *Acta Tropica*, 102(1), 55-62. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2007.03.001>
- Hice, C. L., & Schmidly, D. J. (2002). The effectiveness of pitfall traps for sampling small mammals in the Amazon basin. *Mastozoología Neotropical*, 9(1), 85-89. <https://mn.sarem.org.ar/article/the-effectiveness-of-pitfall-traps-for-sampling-small-mammals-in-the-amazon-basin/>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2019). *Biomasa e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000*. IBGE/Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). (2018). *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: Mamíferos* (Vol. 2). ICMBio/MMA.
- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). (2021). *IUCN red list of threatened species*. <http://www.iucnredlist.org>
- Jayat, P. J., & Miotti, M. D. (2005). Primer registro de *Monodelphis kunsii* (Didelphimorphia, Didelphidae) para a Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 12(2), 253-256.
- Julien-Laferrrière, D., & Atramentowicz, M. (1990). Feeding and reproduction of three didelphid marsupials in two Neotropical forests (French Guiana). *Biotropica*, 22(4), 404-415. <https://doi.org/10.2307/2388558>
- Lacher, T. E., & Alho, C. J. R. (2001). Terrestrial small mammal richness and habitat associations in an Amazon Forest-Cerrado contact zone. *Biotropica*, 33(1), 171-181. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00166.x>
- Lambert, T. D., Malcolm, J. R., & Zimmerman, B. L. (2005). Variation in small mammal species richness by trap height and trap type in southeastern Amazonia. *Journal of Mammalogy*, 86(5), 982-990. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2005\)86\[982:V1SMSRJ\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2005)86[982:V1SMSRJ]2.0.CO;2)
- Layme, V. M. G., Candelária, L. P., Santos, A. P. M. P., & Silva, P. B. A. (2012). Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos não voadores em campos nativos do Pantanal de Poconé. *Oecologia Australis*, 16(4), 949-957. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1604.16>
- Leite, Y. L. R., Costa, L. P., & Stallings, J. R. (1996). Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic forest reserve. *Journal of Tropical Ecology*, 12(3), 435-440. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467400009640>
- Lessa, L. G., & Costa, F. N. (2010). Diet and seed dispersal by five marsupials (Didelphimorphia: Didelphidae) in a Brazilian Cerrado reserve. *Mammalian Biology*, 75(1), 10-16. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2008.11.002>
- Lessa, L. G., & Geise, L. (2014). Food habits and carnivory by a small size opossum, *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Mastozoología Neotropical*, 21(1), 139-143.
- Lima-Silva, L. G., Ferreira, D. C., & Rossi, R. V. (2019). Species diversity of *Marmosa* subgenus *Micoureus* (Didelphimorphia, Didelphidae) and taxonomic evaluation of the white-bellied woolly mouse opossum *Marmosa constantiae*. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 187(1), 240-277. <https://doi.org/10.1093/zoolinlean/zlz023>
- Lira, P. K., Fernandez, F. A. S., Carlos, H. S. A., & Curzio, P. L. (2007). Use of a fragmented landscape by three species of opossum in South-Eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 23(4), 427-435. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004142>
- Lyra-Jorge, M. C., & Pivello, V. R. (2001). Combining live trap and pitfall to survey terrestrial small mammals in savanna and forest habitats, in Brazil. *Mammalia*, 65, 524-530.

- Machado, R. B., Silva, S. M., Camargo, G., & Ribeiro, A. P. (2009). *Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Rio Negro - Plano de Manejo*. Conservação Internacional.
- Macrini, T. E. (2004). *Monodelphis domestica*. *Mammalian Species*, (760), 1-8. <https://doi.org/10.1644/760>
- Malcolm, J. R. (1991). Comparative abundances of Neotropical small mammals by trap height. *Journal of Mammalogy*, 72(1), 188-192. <https://doi.org/10.2307/1381995>
- Mamede, S. B., & Alho, C. J. R. (2006). Response of wild mammals to seasonal shrinking-and-expansion of habitats due to flooding regime of the Pantanal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(4), 991-998. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842006000600006>
- Mares, M. A., Willig, M. R., Streilein, K. E., & Lacher Jr., T. E. (1981). The mammals of northeastern Brazil: a preliminary assessment. *Annals of the Carnegie Museum*, 50, 81-137.
- Mares, M. A., Ernest, K. A., & Gettinger, D. D. (1986). Small mammal community structure and composition in the Cerrado province of Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 2(4), 289-300. <https://doi.org/10.1017/S0266467400000948>
- Mares, M. A., Braun, J. K., & Gettinger, D. D. (1989). Observations on the distribution and ecology of the mammals of the Cerrado grasslands of Central Brazil. *Annals of Carnegie Museum*, 58(1), 1-60.
- Marinho-Filho, J., Rodrigues, F. H., & Juarez, K. M. (2002). The Cerrado mammals: diversity, ecology and natural history. In P. S. Oliveira & R. J. Marquis (Eds.), *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of Neotropical savanna* (pp. 266-284). Columbia University Press.
- Marshall, L. G. (1978a). *Glironia venusta*. *Mammalian Species*, 107, 1-3. <https://doi.org/10.2307/3504067>
- Marshall, L. G. (1978b). *Chironectes minimus*. *Mammalian Species*, 109, 1-6. <https://doi.org/10.2307/0.109.1>
- Marshall, L. G. (1978c). *Lutreolina crassicaudata*. *Mammalian Species*, 91, 1-4. <https://doi.org/10.2307/3503877>
- Martínez-Lanfranco, J. A., Flores, D., Jayat, J. P., & D'Elia, G. (2014). A new species of lutrine opossum, genus *Lutreolina* Thomas (Didelphidae), from the South American Yungas. *Journal of Mammalogy*, 95(2), 225-240. <https://doi.org/10.1644/13-MAMM-A-246>
- Melo, G. L., & Sponchiado, J. (2012). Distribuição geográfica dos marsupiais no Brasil. In N. C. Cáceres (Ed.), *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (pp. 93-110). Editora UFMS.
- Melo, G. L., Santos, S. A., Sponchiado, J., Cáceres, N. C., & Lessa, L. G. (2019). Feeding ecology of the marsupial *Thylamys macrurus* (Olfers, 1818) (Mammalia, Didelphidae) in woodland patches of Cerrado, central-western Brazil. *Mammalia*, 83(1), 41-48. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2017-0068>
- Mondolfi, E., & Padilla, G. M. (1958). Contribucion al conocimiento del "Perito de Água". *Memória de la Sociedad de Ciencias Naturales de Salle*, 17, 141-155.
- Monteiro-Filho, E. L. A., & Dias, V. S. (1990). Observações sobre a biologia de *Lutreolina crassicaudata* (Mammalia: Marsupialia). *Revista Brasileira de Biologia*, 50(2), 393-399.
- Monteiro-Filho, E. L. A., & Cáceres, N. C. (2006). Biologia reprodutiva de fêmeas de marsupiais didelídeos. In N. C. Cáceres & E. L. A. Monteiro Filho (Eds.), *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (pp. 99-110). Editora UFMS.
- Monteiro-Filho, E. L. A., & Graipel, M. E. (2006). Captura e marcação. In N. C. Cáceres & E. L. A. Monteiro Filho (Eds.), *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (pp. 17-27). Editora UFMS.
- Monteiro-Filho, E. L. A., Graipel, M. E., & Cáceres, N. C. (2006). História Natural da Cuíca-d'água *Chironectes minimus* e da cuíca-marrom *Lutreolina crassicaudata*. In N. C. Cáceres & E. L. A. Monteiro Filho (Eds.), *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (pp. 287-295). Editora UFMS.
- Moraes Junior, E. A. (2004). Radio tracking of one *Metachirus nudicaudatus* (Desmarest, 1817) individual in Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 17, 57-64.
- Mozerle, H. B. (2011). *Probabilidade de ocupação de pequenos mamíferos em uma região do pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil* [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande].
- Muschetto, E., Cueto, G. R., & Suárez, O. V. (2011). New data on the natural history and morphometrics of *Lutreolina crassicaudata* (Didelphimorphia) from central-eastern Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 18(1), 73-79.
- Nápoli, R. P. (2005). *Efeito de borda sobre a abundância, riqueza e diversidade de pequenos mamíferos em fragmentos de Cerrado no Mato Grosso do Sul* [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande].
- Noireau, F., Diosque, P., & Jansen, A. M. (2009). *Trypanosoma cruzi*: adaptation to its vectors and its hosts. *Veterinary Research*, 40(2), 40-26. <https://doi.org/10.1051/vetres/2009009>
- Nowak, R. M. (1999). *Walker's mammals of the world* (Vol. 1). The Johns Hopkins University Press.
- Oliveira, J. A., Pessôa, L. M., Oliveira, L. F. B., Escarlante-Tavares, F., Caramaschi, F. P., Souza, A., & Cordeiro, J. L. P. (2002). Mamíferos da RPPN SESC Pantanal. In anonymous editor. *Conhecendo o Pantanal 1* (pp. 33-38). SESC Pantanal.
- Oliveira, J. A., Gonçalves, P. R., & Bonvicino, C. R. (2003). Mamíferos da Caatinga. In I. R. Leal, M. Tabarelli & J. M. C. Silva (Eds.), *Ecologia e conservação da Caatinga* (pp. 275-302). Ed. Universitária da UFPE.

- Oliveira-Santos, L. G. R., Tortato, M. A., & Graipel, M. E. (2008). Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. *Journal of Tropical Ecology*, 24(5), 563-567. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005324>
- Paglia, A. P., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello, A. G., . . . & Patton, J. L. (2012). *Annotated checklist of Brazilian mammals* (2. ed.) (Occasional Papers in Conservation Biology, 6). Conservation International.
- Palma, A. R. T. (1996). *Separação de nichos entre pequenos mamíferos de Mata Atlântica* [Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas].
- Palma, A. R. T., & Vieira, E. M. (2012). O gênero *Thylamys*: avanços e lacunas no conhecimento. In N. C. Cáceres (Ed.), *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (pp. 257-271). Editora UFMS.
- Patton, J. L., Silva, M. N. F., & Malcolm, J. R. (2000). Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, (244), 1-306. [http://dx.doi.org/10.1206/0003-0090\(2000\)244%3C0001:MOTRJA%3E2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1206/0003-0090(2000)244%3C0001:MOTRJA%3E2.0.CO;2)
- Patton, J. L., & Costa, L. P. (2003). Molecular phylogeography and species limits in rainforest Didelphid marsupials of South America. In M. John, C. Dickman & M. Archer (Eds.), *Predators with pouches: the biology of carnivorous marsupials* (pp. 63-81). CSIRO Publishing.
- Pavan, S. E., Rossi, R. V., & Schneider, H. (2012). Species diversity in the *Monodelphis brevicaudata* complex (Didelphimorphia: Didelphidae) inferred from molecular and morphological data, with the description of a new species. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 165(1), 190-223. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.2011.00791.x>
- Pavan, S. E. (2015). A new species of *Monodelphis* (Didelphimorphia: Didelphidae) from the Brazilian Atlantic Forest. *American Museum Novitates*, (3832), 1-15. <https://doi.org/10.1206/3832.1>
- Pavan, S. E., Mendes-Oliveira, A. C., & Voss, R. S. (2017). A new species of *Monodelphis* (Didelphimorphia: Didelphidae) from the Brazilian Amazon. *American Museum Novitates*, (3872), 1-20. <https://doi.org/10.1206/3872.1>
- Pavan, S. E. (2019). A revision of the *Monodelphis glirina* group (Didelphidae: Marmosini), with a description of a new species from Roraima, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 100(1), 103-117. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy165>
- Peres, C. A. (1999). The structure of non-volant mammal communities in different Amazonian forest types. In J. F. Eisenberg & K. H. Redford (Eds.), *Mammals of the Neotropics, the Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil* (pp. 564-581). The University of Chicago Press.
- Pine, R. H., & Handley Jr., C. O. (2007). Genus *Monodelphis* Burnett, 1830. In A. L. Gardner (Ed.), *Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats* (Vol. 1, pp. 82-107). The University of Chicago Press.
- Pires, A. S., Lira, P. K., Fernandez, F. A. S., Schittini, G. M., & Oliveira, L. C. (2002). Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108(2), 229-237. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00109-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00109-X)
- Rademaker, V., & Cerqueira, R. (2006). Variation in the latitudinal reproductive patterns of the genus *Didelphis* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Austral Ecology*, 31(3), 337-342. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01562.x>
- Regidor, H. A., Gorostiaque, M., & Sühling, S. (1999). Reproduction and dental age classes of the little water opossum (*Lutreolina crassicaudata*) in Buenos Aires, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 47(1-2), 271-272.
- Rodrigues, F. H. G., Medri, I. M., Tomás, W. M., & Mourão, G. M. (2002a). *Revisão do conhecimento sobre ocorrência e distribuição de Mamíferos do Pantanal* (Série Documentos, 38). EMBRAPA Pantanal.
- Rodrigues, F. H. G., Bezerra, A. M. R., Carmignotto, A. P., Coelho, D., Jácomo, A. T. A., Garboggini, H., . . . & Silveira, L. (2002b). Composição e caracterização da fauna de mamíferos do Parque Nacional das Emas, Goiás. *Zoologia*, 19(2), 589-600. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752002000200015>
- Rossi, R. V., Carmignotto, A. P., & Rollo Jr., M. M. (2003). Mastofauna. Encarte 3 – Análise da Unidade de Conservação. In *Plano de Manejo, Parque Nacional do Pantanal Matogrossense* (pp. 174-203). MMA/IBAMA.
- Rossi, R. V. (2005). *Revisão taxonômica de Marmosa Gray, 1821 (Didelphimorphia, Didelphidae)* [Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo]. <https://bv.fapesp.br/pt/dissertacoes-teses/6762/revisao-taxonomica-de-marmosa-gray-1821-didelphimorphia-dide>
- Rossi, R. V., Miranda, C. L., Santos Jr., T., & Semedo, T. B. F. (2010a). New records and geographic distribution of the rare *Glironia venusta* (Didelphimorphia, Didelphidae). *Mammalia*, 74, 445-447. <https://doi.org/10.1515/mamm.2010.053>
- Rossi, R. V., Bianconi, G. V., Carmignotto, A. P., & Miranda, C. L. (2010b). Ordem Didelphimorphia. In N. R. Reis, A. L. Peracchi, M. N. Fregonezi & B. K. Rossaneis (Eds.), *Mamíferos do Brasil - guia de identificação* (pp. 19-74). Technical Books.
- Rossi, R. V., & Bianconi, G. V. (2011). Ordem Didelphimorphia. In N. R. Reis, A. L. Peracchi, W. A. Pedro & I. P. Lima (Eds.), *Mamíferos do Brasil* (pp. 31-69). Nélio R. dos Reis.
- Rossi, R. V., Brandão, M. V., Carmignotto, A. P., Miranda, C. L., & Gerem, J. (2012). Diversidade morfológica e taxonômica de marsupiais didelfídeos, com ênfase nas espécies brasileiras. In N. C. Cáceres (Ed.), *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (pp. 23-72). Editora UFMS.



- Santorì, R. T., Rocha-Barbosa, O., Vieira, M. V., Magnan-Neto, J. A., & Loguercio, M. F. C. (2005). Locomotion in aquatic, terrestrial, and arboreal hábitat of thick-tailed opossum, *Lutreolina crassicaudata* (Desmarest, 1804). *Journal of Mammalogy*, *86*(5), 902-908. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2005\)86\[902:LIATAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2005)86[902:LIATAA]2.0.CO;2)
- Santorì, R. T., Lessa, L. G., & Astúa, D. (2012). Alimentação, nutrição e adaptações alimentares de marsupiais brasileiros. In N. C. Cáceres (Ed.), *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (pp. 383–404). Editora UFMS.
- Santos-Filho, M., Silva, D. J., & Sanaiotti, T. M. (2006). Efficiency of four trap types in sampling small mammals in forest fragments, Mato Grosso, Brazil. *Mastozoología Neotropical*, *13*(2), 217-225.
- Santos-Filho, M., Silva, M. N. F., Costa, B. A., Bantel, C. G., Vieira, C. L. G., Silva, D. J., & Franco, A. M. R. (2007). New records of *Glironia venusta*, Thomas, 1912 (Mammalia, Didelphidae), from the Amazon and Paraguay basins, Brazil. *Mastozoología Neotropical*, *14*(1), 103-105.
- Santos-Filho, M., Silva, D. J., & Sanaiotti, T. M. (2008). Edge effects and landscape matrix use by a small mammal community in fragments of semideciduous submontane forest in Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, *68*(4), 631-637. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000400004>
- Santos-Filho, M., Peres, C. A., Silva, D. J., & Sanaiotti, T. M. (2012a). Hábitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, *21*, 1127-1147. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0248-8>
- Santos-Filho, M., Frieiro-Costa, F., Ignácio, A. R. A., & Silva, M. N. F. (2012b). Use of hábitats by non-volant small mammals in Cerrado in Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, *72*(4), 893-902. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000500016>
- Sealander, J. A., & James, D. (1958). Relative efficiencies of different small mammal traps. *Journal of Mammalogy*, *39*(2), 215–223. <https://doi.org/10.2307/1376194>
- Semedo, T. B. F., Rossi, R. V., & Santos Junior, T. S. (2012). New records of the spectacled slender opossum *Marmosops ocellatus* (Didelphimorphia, Didelphidae) with comments on its geographic distribution limits. *Mammalia*, *77*(2), 223–229. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2012-0072>
- Semedo, T. B. F., Brandão, M. V., Carmignotto, A. P., Nunes, M. S., Farias, I. P., Silva, M. N. P., & Rossi, R. V. (2015). Taxonomic status and phylogenetic relationships of *Marmosa agilis peruana* Tate, 1931 (Didelphimorphia: Didelphidae) with comments on morphological variation of *Gracilinanus* from central-western Brazil. *Zoological Journal of the Linnean Society*, *173*, 190-216. <https://doi.org/10.1111/zoj.12203>
- Silveira, T. B., Melo, F. R., & Lima, J. E. P. (2014). New Field data on reproduction, diet, and activity of *Glironia venusta* Thomas, 1912 (Didelphimorphia, Didelphidae) in northern Brazil. *Mammalia*, *78*(2), 217-222. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2013-0013>
- Smith, P. (2009). *Fauna Paraguay handbook of the mammals of Paraguay*. Chaco Mouse Opossum *Cryptonanus chacoensis*. <http://www.faanaparaguay.com/cryptonanuschacoensis.html>
- Stein, B. R., & Patton, J. L. (2007a). Genus *Chironectes* Illiger, 1811. In A. L. Gardner (Ed.), *Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats* (Vol. 1, pp. 14-17). The University of Chicago Press.
- Stein, B. R., & Patton, J. L. (2007b). Genus *Lutreolina*. In A. L. Gardner (Ed.), *Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats* (Vol. 1, pp. 25-27). The University of Chicago Press.
- Streilein, K. E. (1982a). Behavior, ecology and distribution of South American marsupials. In M. A. Mares & H. H. Genoways (Eds.), *Mammalian Biology in South America* (Special Publication Series, Vol. 6, pp. 231-250). University of Pittsburgh.
- Streilein, K. E. (1982b). Ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. III. Reproductive biology and population ecology. *Annals of Carnegie Museum*, *51*, 251-269.
- Tarifa, T., & Martin, G. M. (2016). *Marmosa constantiae*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T13297A22174957.en>
- Thatcher, V. E. (2006). Os endoparasitos dos marsupiais brasileiros. In N. C. Cáceres & E. L. A. Monteiro Filho (Eds.), *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (pp. 53-68). Editora UFMS.
- Trolle, M., & Kéry, M. (2005). Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*, *69*(3-4), 409-416. <https://doi.org/10.1515/mamm.2005.032>
- Umetsu, F., Naxara, L., & Pardini, R. (2006). Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the Neotropics. *Journal of Mammalogy*, *87*(4), 757-765. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-285R2.1>
- Vargas, J., Tarifa, T., & Cortez, C. (2003). Nuevos registros de *Monodelphis adusta* y *Monodelphis kunsii* (Didelphimorphia: Didelphidae) para Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, *10*(1), 123-131.
- Vieira, C. L. G. C. (2006). *Sistemática do jupati Metachirus Burmeister, 1854 (Mammalia: Didelphimorphia)* (Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória).
- Vieira, E. M., & Camargo, N. F. (2012). Uso do espaço vertical por marsupiais brasileiros. In N. C. Cáceres (Ed.), *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (pp. 345–362). Editora UFMS.

- Vieira, M. V., Delciellos, A. C. (2012). Locomoção, morfologia e uso do habitat em marsupiais neotropicais: uma abordagem ecomorfológica. In N. C. Cáceres (Ed.), *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (pp. 365-384). Editora UFMS.
- Voss, R. S., & Emmons, L. H. (1996). Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 230, 1-115. <http://hdl.handle.net/2246/1671>
- Voss, R. S., Tarifa, T., & Yensen, E. (2004). An introduction to *Marmosops* (Marsupialia, Didelphidae), with the description of new species from Bolivia and notes on the taxonomy and distribution of the Bolivian forms. *American Museum Novitates*, (3466), 1-40. [http://dx.doi.org/10.1206/0003-0082\(2004\)466%3C0001:AITMMD%3E2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1206/0003-0082(2004)466%3C0001:AITMMD%3E2.0.CO;2)
- Voss, R. S., Lunde, D. P., & Jansa, S. A. (2005). On the contents of *Gracilinanus* Gardner and Creighton, 1989, with the description of a previously unrecognized clade of small didelphid marsupials. *American Museum Novitates*, (3482), 1-36. [http://dx.doi.org/10.1206/0003-0082\(2005\)482\[0001:OTCOGG\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1206/0003-0082(2005)482[0001:OTCOGG]2.0.CO;2)
- Voss, R. S., & Jansa, S. A. (2009). Phylogenetic relationships and classification of didelphid marsupials, an extant radiation of New World metatherian mammals. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, (322), 1-177. <http://dx.doi.org/10.1206/322.1>
- Voss, R. S., Pine, R. H., & Solari, S. (2012). A new species of the didelphid marsupial genus *Monodelphis* from eastern Bolivia. *American Museum Novitates*, (3740), 1-14. <http://dx.doi.org/10.1206/3740.2>
- Voss, R. S., Díaz-Nieto, J. D., & Jansa, S. A. (2018). A revision of *Philander* (Marsupialia: Didelphidae), Part 1: *P. quica*, *P. canus*, and a new species from Amazonia. *American Museum Novitates*, (3891), 1-70. <https://doi.org/10.1206/3891.1>
- Voss, R. S., Fleck, D. W., & Jansa, S. A. (2019). Mammalian diversity and Matses ethnomammalogy in Amazonian Peru. Part 3: Marsupials (Didelphimorphia). *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 2019(432), 1-90. <https://doi.org/10.1206/0003-0090.432.1.1>
- Voss, R. S., Giarla, T. C., Díaz-Nieto, J. F., & Jansa, S. A. (2020). A revision of the Didelphid marsupial genus *Marmosa*. Part 2. Species of the *Rapposa* Group (Subgenus *Micoureus*). *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 439(1), 1-62. <https://doi.org/10.1206/0003-0090.439.1.1>
- Williams, D. F., & Braun, S. E. (1983). Comparison of pitfall and conventional traps for sampling small mammal populations. *Journal of Wildlife Management*, 47(3), 841-845. <https://doi.org/10.2307/3808622>

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

C. L. Miranda contribuiu com curadoria de dados e escrita (rascunho original, revisão e edição); H. B. Mozerle com visualização e escrita (rascunho original); M. Santos-Filho com visualização e escrita (rascunho original); M. V. Brandão com curadoria de dados e escrita (rascunho original, revisão e edição); M. N. Godoi com visualização e escrita (rascunho original); M. Aragona com visualização e escrita (rascunho original, revisão e edição); P. C. Antunes com curadoria de dados, supervisão e escrita (rascunho original, revisão e edição); R. V. Rossi com visualização e escrita (revisão e edição); T. B. F. Semedo com curadoria de dados e escrita (rascunho original, revisão e edição); V. Rademaker com visualização e escrita (rascunho original); V. M. G. Layme com visualização e escrita (rascunho original); e W. Hannibal com visualização e escrita (rascunho original, revisão e edição).

Roedores da Bacia do Alto Paraguai: uma revisão do conhecimento do planalto à planície pantaneira

Rodents of Upper Paraguay Basin: a review of the knowledge from the plateau to the Pantanal Wetland

Pâmela Castro Antunes^I  | Cleuton Lima Miranda^{II, III}  | Wellington Hannibal^{IV}  | Maurício Neves Godoi^V  |
 Mônica Aragona^{VI}  | Hugo Borghazan Mozerle^{VII, VIII}  | Vitor Rademaker^{IX}  | Manoel dos Santos-Filho^X  |
 Viviane M. G. Layme^{VI}  | Marcus Vinicius Brandão^{XI}  | Thiago B. F. Smedo^{XII} 

^IUniversidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil | ^{II}Museu Paraense Emílio Goeldi. Belém, Pará, Brasil |

^{III}Universidade Estadual do Maranhão. São Luís, Maranhão, Brasil | ^{IV}Universidade Estadual de Goiás. Quirinópolis, Goiás, Brasil | ^VeeCoo Sustentabilidade – Serviços Ambientais. Goiânia, Goiás, Brasil | ^{VI}Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, Mato Grosso, Brasil | ^{VII}TAPIR Consultoria Ambiental. Gravatal, Santa Catarina, Brasil | ^{VIII}CAIPORA - Cooperativa para a Conservação da Natureza. Florianópolis, Santa Catarina, Brasil | ^{IX}Saruê Consultoria, Pesquisa & Desenvolvimento. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil | ^XUniversidade do Estado de Mato Grosso. Cáceres, Mato Grosso, Brasil | ^{XI}Universidade de

São Paulo. São Paulo, São Paulo, Brasil | ^{XII}Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal. Museu Paraense Emílio Goeldi. Cuiabá, Mato Grosso, Brasil

Resumo: A ordem Rodentia representa aproximadamente 39% da diversidade mundial de mamíferos, sendo que para o Brasil são reconhecidos atualmente 76 gêneros e 263 espécies. Para a Bacia do Alto Paraguai (BAP), foi registrada a ocorrência de 42 espécies, distribuídas em oito famílias: Sciuridae (2 gêneros, 2 espécies), Cricetidae (15, 27), Caviidae (3, 3), Ctenomyidae (1, 1), Cuniculidae (1, 1), Dasyproctidae (1, 1), Erethizontidae (1, 1) e Echimyidae (5, 6). Dentre as espécies registradas na BAP, duas foram recentemente descritas, *Akodon kadiweu* e *Oecomys matogrossensis*, uma revalidada em nível de espécie, *Coendou boliviensis*, e três são alvo de caça, *Cuniculus paca*, *Dasyprocta azarae* e *Hydrochoerus hydrochaeris*. A proposta deste artigo foi fazer um levantamento de todas as espécies de roedores registradas na BAP até o presente momento, trazendo, na medida da disponibilidade de dados, a descrição morfológica de cada uma das 42 espécies, bem como a comparação com espécies congêneras ou assemelhadas, a revisão dos dados de ecologia e de história natural e informações específicas de suas populações e de seus graus de ameaça. Por fim, este estudo traz informações inéditas, que podem ser utilizadas para a tomada de decisões em políticas públicas e para o norteamento de pesquisas básicas para esse grupo zoológico nessa região tão pouco conhecida e fortemente ameaçada.

Palavras-chave: Ecologia. História natural. Morfologia. Pantanal. Rodentia.

Abstract: The order Rodentia represents about 39% of the world's mammal diversity. Seventy-six genera and 263 species are currently recognized in Brazil. The occurrence of 42 species was recorded in the Upper Paraguay Basin (BAP), distributed in eight families: Sciuridae (2 genera, 2 species), Cricetidae (15, 27), Caviidae (3, 3), Ctenomyidae (1, 1), Cuniculidae (1, 1), Dasyproctidae (1, 1), Erethizontidae (1, 1), and Echimyidae (5, 6). Among the species recorded in the BAP, two were recently described - *Akodon kadiweu* and *Oecomys matogrossensis* -, one revalidated at the species level, *Coendou boliviensis*, and three are hunting targets, *Cuniculus paca*, *Dasyprocta azarae*, and *Hydrochoerus hydrochaeris*. The purpose of this article was to survey all rodent species recorded in the BAP to date, bringing, according to data availability, a summarized morphological description of each of the 42 species, a comparison with congeneric or similar species, a review of ecology and natural history data, and specific information on their populations and their level of threat. Finally, this study provides new information, which can be used for decision-making in public policies and to guide basic research for this zoological group in this region that is so poorly known and highly threatened.

Keywords: Ecology. Morphology. Natural history. Pantanal Wetland. Rodentia.

Antunes, P. C., Miranda, C. L., Hannibal, W., Godoi, M. N., Aragona, M., Mozerle, H. B., . . . & Smedo, T. B. F. Roedores da Bacia do Alto Paraguai: uma revisão do conhecimento do planalto à planície pantaneira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 16(3), 579-649. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i3.811>

Autora para correspondência: Pâmela Castro Antunes. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Instituto de Biociências. Avenida Costa e Silva s/n, Bairro Universitário, Cidade Universitária. Campo Grande, MS, Brasil. CEP 79002-970 (pamelantunes@gmail.com).

Recebido em dez. 2020

Aprovado em out. 2021

Responsabilidade editorial: Carolina Carvalho Cheida



A ordem Rodentia representa 39,29% da diversidade mundial de mamíferos, com mais de 2.552 espécies distribuídas em 513 gêneros e 36 famílias (Burgin et al., 2018). Para o Brasil, são reconhecidas atualmente nove famílias (Sciuridae, Cricetidae, Caviidae, Ctenomyidae, Cuniculidae, Dasyproctidae, Dinomyidae, Erethizontidae e Echimyidae), 76 gêneros e 263 espécies (Abreu-Jr. et al., 2020).

A dentição peculiar é a característica distintiva da ordem Rodentia, com apenas um par de incisivos superiores e inferiores com extremidades em bisel e crescimento contínuo, bem como ausência de caninos, a qual resulta em uma grande lacuna (diástema) entre os incisivos e os pré-molares ou molares. Possuem no máximo dois pares de pré-molares e três de molares, na mandíbula e na maxila.

Pequenas modificações morfológicas permitem uma versatilidade de hábitos nesse grupo, implicando em formas arborícolas, escansoriais, semiaquáticas, semifossoriais, fossoriais e terrestres. A dieta pode ser insetívora-onívora, piscívora, granívora ou frugívora, e o período de atividade pode ser diurno, noturno ou crepuscular. Devido a essa diversidade de hábitos, os roedores podem desempenhar funções indispensáveis para a manutenção dos processos ecológicos em ambientes naturais, constituindo a base da alimentação de espécies de dieta carnívora (outros mamíferos, aves rapinantes e répteis), funcionando como predadores de invertebrados e mesmo de pequenos vertebrados, além de poderem atuar como dispersores de sementes. Em ambientes fragmentados, podem atuar como mesopredadores em ninhos de aves.

A variação de tamanho e massa corporal nas espécies da ordem Rodentia é expressiva, indo desde diminutos camundongos, como o rato-do-mato *Oligoryzomys mottogrossae*, de massa corporal de 9 g, até o maior roedor do mundo, a capivara *Hydrochoerus hydrochaeris*, que chega a pesar até 65 kg.

Os métodos de captura para os roedores de pequeno porte (famílias Cricetidae, Ctenomyidae, Echimyidae e Caviidae – subfamília Caviinae) são os mesmos descritos para os marsupiais. Esses métodos, assim como comentários

sobre a distribuição dos esforços de amostragens de pequenos mamíferos na Bacia do Alto Paraguai (BAP), estão detalhados no artigo “Marsupiais da Bacia do Alto Paraguai: uma revisão do conhecimento do planalto à planície pantaneira” (Antunes et al., 2021), também publicado na presente edição.

A presença de roedores de maior porte também pode ser registrada por meio de avistamentos diretos, registros de armadilhas fotográficas, além de registros indiretos ou vestígios. Os vestígios mais comumente encontrados são pegadas (famílias Cuniculidae, Dasyproctidae, Caviidae – subfamília Hydrochoerinae, Erethizontidae – subfamília Erethizontinae) e fezes (família Caviidae – subfamília Hydrochoerinae), ou seja, os roedores de maior porte. Registros de ouriços (família Erethizontidae – subfamília Erethizontinae) podem também ser obtidos pela presença de pelos (espinhos) no ambiente, que às vezes permitem a identificação da espécie. Cutias (família Dasyproctidae) podem ser capturadas, eventualmente, em gaiolas do tipo *Tomahawk* e de gancho, ou ainda em armadilhas de interceptação e queda de grande profundidade.

Neste artigo, listamos 42 espécies com ocorrência registrada para a BAP, pertencentes a oito famílias: Sciuridae (2 gêneros, 2 espécies), Cricetidae (15, 27), Caviidae (3, 3), Ctenomyidae (1, 1), Cuniculidae (1, 1), Dasyproctidae (1, 1), Erethizontidae (1, 1) e Echimyidae (5, 6). Dentre elas, duas espécies foram recentemente descritas, *Akodon kadiweu* e *Oecomys matogrossensis*, uma revalidada em nível de espécie, *Coendou boliviensis*.

FAMÍLIA SCIURIDAE

A família Sciuridae compreende os esquilos terrestres, arborícolas e voadores, as marmotas e os cães-da-pradaria. As espécies com distribuição no Brasil restringem-se aos esquilos das subfamílias Sciurillinae e Sciurinae, mas somente essa possui espécies com ocorrência registrada na BAP.

SUBFAMÍLIA SCIURINAE

A subfamília Sciurinae abrange três gêneros de esquilos no Brasil, *Guerlinguetus*, *Microsciurus* e *Hadroskiurus*.

No entanto, somente dois gêneros têm ocorrência registrada na BAP, através dos registros de *Guerlinguetus aestuans* e *Hadroskiurus spadiceus* (Abreu-Jr. et al., 2020; Vivo & Carmignotto, 2015).

Gênero *Guerlinguetus*

Guerlinguetus aestuans (Linnaeus, 1766) (Figura 1)

Caxinguelê, esquilo

Guianan Squirrel

O caxinguelê *Guerlinguetus aestuans* apresenta massa corporal variando entre 160 e 210 g (média de 174 g), comprimento do corpo entre 160 e 186 mm (média de 176 mm) e cauda um pouco maior do que o corpo (sem o pincel), com comprimento entre 164 e 200 mm (média de 177 mm) (Husson, 1978; Vivo & Carmignotto, 2015).



Figura 1. *Guerlinguetus aestuans*. Foto: Lilian Tomazelli.

Figure 1. *Guerlinguetus aestuans*. Photo: Lilian Tomazelli.

Esta espécie apresenta coloração dorsal uniformemente marrom a marrom-oliva, fortemente manchada de laranja por toda parte, incluindo as partes superiores das pernas. O ventre altamente variável, com garganta alaranjada a branca acinzentada e partes restantes alaranjadas, às vezes com pelos cinza-escuros intercalados; partes internas dos membros anteriores coloridas de forma semelhante ao peito e à barriga. Um sutil anel castanho-amarelado-claro e estreito está presente em torno dos olhos. A superfície dorsal das mãos e dos pés é frequentemente mais pálida do que o resto do dorso. A cauda é volumosa e provida de pelagem longa, de cor indistinta a do dorso (Husson, 1978; Vivo & Carmignotto, 2015). Possui quatro pares de mamas (Bonvicino et al., 2008).

Dada a considerável variação geográfica desta espécie, Vivo & Carmignotto (2015) subdividiram-na em duas subespécies. Segundo os referidos autores, estas subespécies podem ser distinguidas pela cor de suas superfícies ventrais: *G. aestuans aestuans* com garganta branca acinzentada, peito e barriga alaranjados ou amarelados e *G. aestuans gilvularis* com ventre inteiramente laranja ou amarelado. Espécimes coletados na BAP, mais especificamente na região da Serra das Araras, Mato Grosso, apresentam características similares a *G. aestuans gilvularis*. Segundo a análise molecular de Abreu-Jr. et al. (2020), *G. aestuans* pode representar um complexo de espécies; dessa forma, uma revisão taxonômica dessa espécie ainda se faz necessária.

Não existem espécies similares com ocorrência para a BAP. No entanto, destaca-se aqui a diferenciação em relação à outra espécie de esquilo presente na BAP, *Hadroskiurus spadiceus* (descrito a seguir), que pode ser feita pelo tamanho, uma vez que não há sobreposição de medidas entre as espécies, sendo *G. aestuans* muito menor.

Sua distribuição é associada à floresta amazônica, ocorrendo nas Guianas, nordeste do Peru, leste da Colômbia, ao sul do rio Orinoco, na Venezuela e no Brasil, ao norte do rio Amazonas e oeste do rio Xingu (Vivo & Carmignotto, 2015). Foi registrada na BAP somente no planalto na Serra das Araras (Vivo & Carmignotto, 2015*;

M. Santos-Filho, dados não publicados*)¹, bacia do Rio Paraguai (Figura 6).

Voss et al. (2001) registraram 22 indivíduos no nordeste da Guiana Francesa, sendo a maioria desses registros feitos durante o dia, com exemplares solitários e empoleirados em árvores a uma altura que variou entre três e 30 m do solo. Peres et al. (2003) estimaram a densidade populacional em 4,4 ind/km² em uma área de floresta amazônica no oeste do Pará. Sua dieta foi classificada como frugívora-onívora por Paglia et al. (2012).

O caxinguelê não é considerado ameaçado de extinção em nível global (IUCN, 2021, mencionado com *Sciurus aestuans*) e não corre risco de extinção no Brasil (ICMBio, 2018). Também não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Hadroskiurus* J. A. Allen, 1915

Hadroskiurus spadiceus (Olfers, 1818) (Figura 2)

Caxinguelê, esquilo, quatipuru

Ardilla rojiza del sur amazónica

Southern amazon red squirrel

O caxinguelê *Hadroskiurus spadiceus* apresenta massa corporal variando entre 600 e 650 g, comprimento do corpo entre 240 e 290 mm e cauda um pouco maior do que o corpo, com comprimento variando entre 242 e 288 mm (Emmons & Feer, 1997; Patton et al., 2000; exame de material das coleções de Mamíferos da Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT e do Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo – MZUSP).

Espécimes coletados na BAP, mais especificamente na localidade-tipo desta espécie (Cuiabá, Mato Grosso) e arredores, bem como na região da Serra do Amolar, Mato Grosso do Sul, apresentam coloração dorsal castanho-escuro fortemente tracejada de pelos alaranjados; o ventre varia do laranja-claro ao laranja-avermelhado – diferentemente do que foi descrito por Patton et al. (2000)



Figura 2. *Hadroskiurus spadiceus*. Foto: Jeanne Martins.

Figure 2. *Hadroskiurus spadiceus*. Photo: Jeanne Martins.

para os espécimes coletados às margens do rio Juruá, que apresentaram ventre esparsamente recoberto de pelos esbranquiçados – limite não definido entre o dorso e as laterais, sendo as laterais sutilmente mais alaranjadas. As orelhas são revestidas por uma fina camada de pelos avermelhados. A superfície dorsal das mãos é castanho-alaranjada e a dos pés é castanho-avermelhada. A cauda é bastante volumosa e provida de pelagem longa, sendo seu dorso mais enegrecido e levemente avermelhado na base, tornando-se mais claro e alaranjado em direção ao ápice, ao passo que a sua porção ventral tende a ser mais enegrecida e bem menos alaranjada. Possui quatro pares de mamas (Bonvicino et al., 2008; Patton et al., 2000; exame de material UFMT). Dada a considerável variação geográfica desta espécie, sendo subdividida em quatro subespécies (Vivo & Carmignotto, 2015), ainda se faz necessária uma revisão taxonômica. Não existem espécies similares com ocorrência para a BAP.

¹ As citações de obras adicionadas de asterisco são referentes aos dados de distribuição geográfica na BAP.

Ocorre na Bolívia, no Peru e no Brasil, ao longo dos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal (Abreu-Jr. et al., 2020; Patton et al., 2000; Thorington Jr. & Hoffmann, 2005; Vivo & Carmignotto, 2015). Na BAP, a espécie foi registrada no planalto, na bacia do rio Cuiabá (Vivo & Carmignotto, 2015*; Abreu-Jr. et al., 2020*); e na planície, nas sub-regiões Cáceres (De Lázari, 2011*), Poconé (Aragona, 2008*, identificado como *Sciurus urucumus*), Paraguai (na Serra do Amolar – Bertassoni et al., 2012* – e no Maciço do Urucum – P. C. Antunes, dados não publicados* – em áreas de floresta estacional aluvial) e Nabileque (no Maciço do Urucum – M. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*) (Figura 6).

O caxinguelê é diurno e vive normalmente em pares. Possui hábito escansorial e utiliza os estratos baixos de florestas primárias e alteradas (Bonvicino et al., 2008; J. Oliveira & Bonvicino, 2011; Paglia et al., 2012). No Maciço do Urucum, por exemplo, é uma espécie comum nas florestas mais baixas da morraria, especialmente em florestas estacionais aluviais, onde frequentemente é vista alimentando-se de frutos da palmeira acuri (*Attalea phalerata*; M. Godoi, comunicação pessoal, 2012). Sua dieta foi classificada como frugívora-granívora por Paglia et al. (2012).

Estudos de campo sobre o caxinguelê devem ser conduzidos com métodos de amostragem visuais e auditivos, como censos por observação direta, já que seu sucesso de captura com armadilhas parece ser muito baixo. Em uma área no Maciço do Urucum, por exemplo, a comunidade de pequenos mamíferos foi amostrada com cerca de 3.500 armadilhas-noite e apenas um indivíduo desta espécie foi capturado (M. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados). Na sub-região Cuiabá, um esforço de 39.240 armadilhas-noite foi realizado em áreas florestais e nenhum indivíduo desta espécie foi capturado (Aragona, 2008).

O caxinguelê não é considerado ameaçado de extinção em nível global (IUCN, 2021, mencionado como *Sciurus spadiceus*) e não corre risco de extinção no Brasil (ICMBio, 2018). Também não consta na lista da CITES (2021).

FAMÍLIA CRICETIDAE

A família Cricetidae é composta por cinco subfamílias, sendo que somente uma, Sigmodontinae, abriga todas as espécies ocorrentes no Brasil. Dentre os roedores cricetídeos, estão os lêmingues, os hamsters, os camundongos e os ratos do Novo Mundo. A grande maioria destes roedores apresenta fórmula dentária $i = 1/1$, $c = 0/0$, $pm = 0/0$, $m = 3/3$ (J. Oliveira & Bonvicino, 2011).

SUBFAMÍLIA SIGMODONTINAE

A subfamília Sigmodontinae compreende os ratos e camundongos nativos silvestres, tendo 148 espécies com ocorrência registrada no Brasil (Abreu-Jr. et al., 2020). Na BAP, foram registrados até o momento 15 gêneros e 27 espécies desta subfamília.

Gênero *Akodon* Meyen 1833

Akodon kadiweu Brandão, Percequillo, D'Elia, Paresque & Carmignotto 2021 (Figura 3)

Rato-do-mato-kadiwéu

Kadiwéu grass mouse

O rato-do-mato-kadiwéu *Akodon kadiweu* é uma espécie considerada de médio porte em relação às demais espécies do gênero, com massa corporal em torno de 24,5 g. A única fêmea e três machos conhecidos para a espécie apresentam o comprimento da cabeça e do corpo com média de 88,5 mm. A cauda é apenas um pouco menor do que o comprimento da cabeça e do corpo, correspondendo a cerca de 92% do seu comprimento, tendo em média 82 mm (M. Brandão et al., 2021).

A pelagem do dorso é homoganeamente castanho-escura, com as laterais do corpo apenas ligeiramente mais claras do que o dorso. O ventre é castanho-acinzentado-escuro, sem limite bem definido com o dorso. As orelhas são moderadas em tamanho, tendo entre 15 e 16 mm, e pouco pilosas, sendo esparsamente recobertas por pelos castanho-escuros. A superfície superior das mãos e dos pés é marrom-clara. A cauda é pouco pilosa e com escamas epidérmicas aparentes. Mamas não foram descritas para



Figura 3. *Akodon kadiweu*. Foto: Marcus Vinicius Brandão.

Figure 3. *Akodon kadiweu*. Photo: Marcus Vinicius Brandão.

a espécie, pois a única fêmea conhecida não estava em condições reprodutivas (M. Brandão et al., 2021).

Pode ser diferenciada das outras espécies do gênero ocorrentes na BAP, *A. montensis* e *A. toba*, pelo comprimento da cabeça e do corpo de indivíduos adultos (88,5 mm em média em *A. kadiweu* versus 111,5 mm em *A. montensis* e 193 mm em *A. toba*), proporção do comprimento da cabeça e do corpo em relação à cauda (92% em média em *A. kadiweu* versus 81% em *A. montensis* e 40% em *A. toba*), comprimento da série molar (inferior a 4,5 mm em *A. kadiweu* versus 4,0 a 4,6 mm em *A. montensis* e 4,7 a 5,2 mm em *A. toba*), coloração geral do corpo (castanho-escuro versus castanha em *A. montensis* e oliváceo-acizentada em *A. toba*), presença de anel periorcular claro (ausente em *A. kadiweu* e *A. montensis* versus presente em *A. toba*), juntamente com dados cariotípicos e moleculares (Barros et al., 2009; M.

Brandão et al., 2021; Geise et al., 2004, 2005; Pardiñas et al., 2015a).

Esta espécie é conhecida exclusivamente em uma única localidade, o Parque Nacional da Serra da Bodoquena, localizado na bacia do rio Miranda (M. Brandão et al., 2021*) (Figura 6), onde foi encontrada em formações florestais decíduas (M. Brandão et al., 2021).

É um animal de hábito terrestre, cujos poucos espécimes conhecidos foram capturados durante o final da estação chuvosa, em abril. Demais dados de história natural e reprodutivos são desconhecidos.

O rato-do-mato-kadiwéu foi descrito apenas recentemente, portanto não foi avaliado em relação ao grau de ameaça de extinção em nível global ou nacional.

Akodon montensis (Thomas, 1913) (Figura 4)

Rato-do-mato

Montane grass mouse



Figura 4. *Akodon montensis*. Foto: Hugo Borghезan Mozerle.

Figure 4. *Akodon montensis*. Photo: Hugo Borghезan Mozerle.

O rato-do-mato *Akodon montensis* é uma espécie considerada de médio porte em relação às demais espécies do gênero, com massa corporal em torno de 44 g. Os machos apresentam dimensões levemente maiores do que as fêmeas, com o comprimento da cabeça e do corpo em machos com a média de 115,1 mm e em fêmeas de 108,8 mm. A cauda é menor do que o comprimento da cabeça e do corpo, correspondendo a cerca de 80% do seu comprimento, tendo em média 90,5 mm (Bonvicino et al., 2008; Pardiñas et al., 2015a). O único indivíduo desta espécie capturado na BAP era uma fêmea com comprimento da cabeça e do corpo de 101,6 mm, comprimento da cauda de 88,6 mm e massa de 35 g (Cáceres et al., 2007).

A pelagem do dorso é homogeneamente castanha, com as laterais do corpo ligeiramente mais claras do que o dorso. O ventre pode ser castanho-acinzentado ou amarelo, sem limite bem definido com o dorso. As orelhas são grandes, tendo entre 15 e 18 mm, e pouco pilosas, sendo esparsamente recobertas por pelos castanhos. A superfície superior das mãos e dos pés é marrom-clara. A cauda é pouco pilosa e com escamas epidérmicas aparentes. Possuem quatro pares de mamas: peitoral, pós-axial, abdominal e inguinal (Bonvicino et al., 2008; Pardiñas et al., 2015a).

Assemelha-se às espécies congêneres *A. kadiweu* e *A. toba* (veja distinção em *A. kadiweu*), com ocorrência na BAP.

Esta espécie distribui-se por Paraguai, Argentina e Brasil, desde o estado do Rio de Janeiro até o Rio Grande do Sul, e no leste de Minas Gerais (J. Oliveira & Bonvicino, 2011; Pardiñas et al., 2015a). Na BAP, foi registrada somente na planície na sub-região Porto Murtinho (Cáceres et al., 2007*, UFSM09) (Figura 6).

Habita formações florestais, áreas abertas adjacentes e campos de altitude ao longo de toda a Mata Atlântica, Campos do Sul e formações vegetais abertas e fechadas do Cerrado (Bonvicino et al., 2008). Na BAP, foi capturada em uma área de cerradão (Cáceres et al., 2007).

É um animal de hábitos terrestres (Paglia et al., 2012), que vive em galerias construídas sob o folhoso em decomposição. Apresenta padrão de atividade bicrepuscular, ou seja, com picos no início e final da noite

(Graipel et al., 2003). O tamanho da ninhada pode variar de três a sete filhotes (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Sua dieta foi classificada como insetívora-onívora por Paglia et al. (2012). Não há informações detalhadas para a BAP.

O rato-do-mato não é considerado ameaçado de extinção em nível global (IUCN, 2021) e não corre risco de extinção no Brasil (ICMBio, 2018). Também não consta na lista da CITES (2021).

Akodon toba (Thomas, 1921) (Figura 5)

Rato-de-grama

Chaco grass mouse

O rato-de-grama *Akodon toba* apresenta comprimento da cabeça e do corpo variando de 183 a 203,7 mm, cauda menor do que a cabeça e do corpo com comprimento entre 85,1 e 87 mm (Pardiñas et al., 2015a). Duas fêmeas, provavelmente jovens, foram capturadas na BAP, mais especificamente na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru, apresentando massa corporal de 24 e 28 g, comprimento total de 174 e 175 mm e comprimento da cauda de 75 e 80 mm (Santos-Filho et al., 2012a).

A coloração do dorso é olivácea-acinzentada, com a base dos pelos acinzentada. O ventre pode apresentar-se acinzentado ou branco-acinzentado. A superfície dorsal das mãos e dos pés é marrom-clara. A cauda é bicolor,



Figura 5. *Akodon toba*. Foto: Pablo Jayat.

Figure 5. *Akodon toba*. Photo: Pablo Jayat.

pouco pilosa e com escamas epidérmicas evidentes (Myers, 1989). Os jovens capturados na BAP apresentam pelagem mais escura do que outros espécimes de *A. toba*.

Assemelha-se às espécies congêneres com ocorrência na BAP, *A. kadiweu* e *A. toba* (veja distinção em *A. kadiweu*) e também a espécie do gênero *Necromys* (rato-pixuna), das quais pode ser diferenciada apenas através de caracteres crânio-dentários, de citogenética e genética molecular.

Ocorre no Paraguai, na Bolívia, na Argentina e no extremo oeste do Brasil (M. Brandão et al., 2021; Pardiñas et al., 2015a). No Chaco paraguaio, ocorre principalmente em formações vegetais abertas (Yahnke, 2006). Na BAP, foi registrada somente no planalto na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*) (Figura 6) em fragmentos de floresta estacional semidecidual submontana (Santos-Filho et al., 2012a).

As espécies do gênero *Akodon* são solitárias, noturnas, terrestres e com dieta insetívora-onívora, sendo que o consumo de sementes também representa uma parte importante de sua dieta (Emmons & Feer, 1997; Paglia et al., 2012). Aspectos mais específicos de seu comportamento e da biologia reprodutiva são desconhecidos na literatura.

Indivíduos deste gênero podem ser capturados tanto em armadilhas de interceptação e queda, quanto em armadilhas de metal fechado (tipo *Sherman*) e gaiolas (tipo *Tomahawk* e *Young*) dispostas no solo (Carmignotto, 2005; Santos-Filho et al., 2006).

A presença de *A. toba* no Brasil é bastante limitada geograficamente. Um maior número de espécimes coletados no Brasil é necessário para melhor compreensão acerca da variação morfológica presente neste táxon.

O rato-de-grama não é considerado ameaçado de extinção no Brasil (ICMBio, 2018) e em âmbito global (IUCN, 2021) e também não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Calomys* Waterhouse, 1837

Calomys callidus (Thomas, 1916) (Figura 7)

Rato-do-mato

Crafty vesper mouse

O rato-do-mato *Calomys callidus* é uma das maiores espécies deste gênero no Brasil, com massa corporal entre 21 e 51 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 79 e 134 mm e comprimento da cauda entre 50 e 87 mm. Apresenta cariótipo $2n = 48$ e $NF = 66$ (Bonvicino et al., 2008, 2010; Mattevi et al., 2005; Pardiñas et al., 2017).

A coloração do dorso é acinzentada. As laterais são mais claras do que o dorso e apresentam limite pouco definido com o ventre cinza-pálido. Os tufo de pelos brancos na parte basal atrás das orelhas, característicos do gênero, são imperceptíveis. A cauda é fina, escura na parte dorsal e clara na parte ventral, sem pincel no ápice caudal, sendo mais curta do que o comprimento da cabeça e do corpo. As superfícies superiores das mãos e dos pés são esbranquiçadas e os pelos ungueais claros ultrapassam, mas não ocultam, as garras. Possuem geralmente cinco pares de mamas (Bonvicino et al., 2008, 2010; Mattevi et al., 2005; Salazar-Bravo, 2015).

É semelhante às outras espécies do gênero que ocorrem na BAP, especialmente *C. callosus*. Pode diferenciar-se dessa pela coloração do dorso (acinzentada em *C. callidus* versus castanho-escura ou ocrácea em *C. callosus*), coloração do ventre (cinza-pálido versus esbranquiçada ao cinza), tufo pós-auriculares (imperceptíveis versus presentes e de coloração clara), dentre outras características crânio-dentárias, cariotípicas e moleculares. Diferencia-se de *C. tener* pela coloração do dorso (acinzentada em *C. callidus* versus amarelado ao marrom-escuro em *C. tener*), coloração do ventre (cinza-pálido versus pálido ao cinza-escuro), tufo pós-auriculares (imperceptíveis versus presentes e claras), dentre outras características crânio-dentárias, cariotípicas e moleculares. No entanto, destaca-se que essa comparação é apenas provisória e uma revisão taxonômica do grupo é necessária para uma definição do *status* de suas populações, bem como o limite de distribuição de cada uma.

Ocorre no leste do Paraguai e porção central e leste da Argentina. No Brasil distribui-se na região amazônica, com enclaves de Cerrado nos estados de Rondônia e Mato Grosso



(Bonvicino et al., 2010; Mattevi et al., 2005; Pardiñas et al., 2017). Na BAP, foi registrada no planalto nas bacias dos rios Paraguai (na Serra das Araras – Santos-Filho et al., 2012b*, identificado como *Calomys* sp.), Itiquira-Piquiri (W. Hannibal, dados não publicados*; M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*) e Aquidauana-Negro (M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*; Cáceres et al., 2010*, 2011b*). Na planície, há registro apenas na sub-região Barão de Melgaço (J. Oliveira et al., 2002*; L. Brandão et al., 2011*) (Figura 10).

Habita formações vegetais florestais e abertas (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Na BAP, os registros ocorreram em matas de galeria, cerrado *sensu stricto*, campos rochosos (Santos-Filho et al., 2012b) e em fragmentos de cerradão (Cáceres et al., 2010).

É uma espécie de hábito terrestre com grande potencial para locomoção rápida (J. Oliveira & Bonvicino, 2011; Paglia et al., 2012). Sua dieta foi classificada como frugívora-onívora por Paglia et al. (2012).

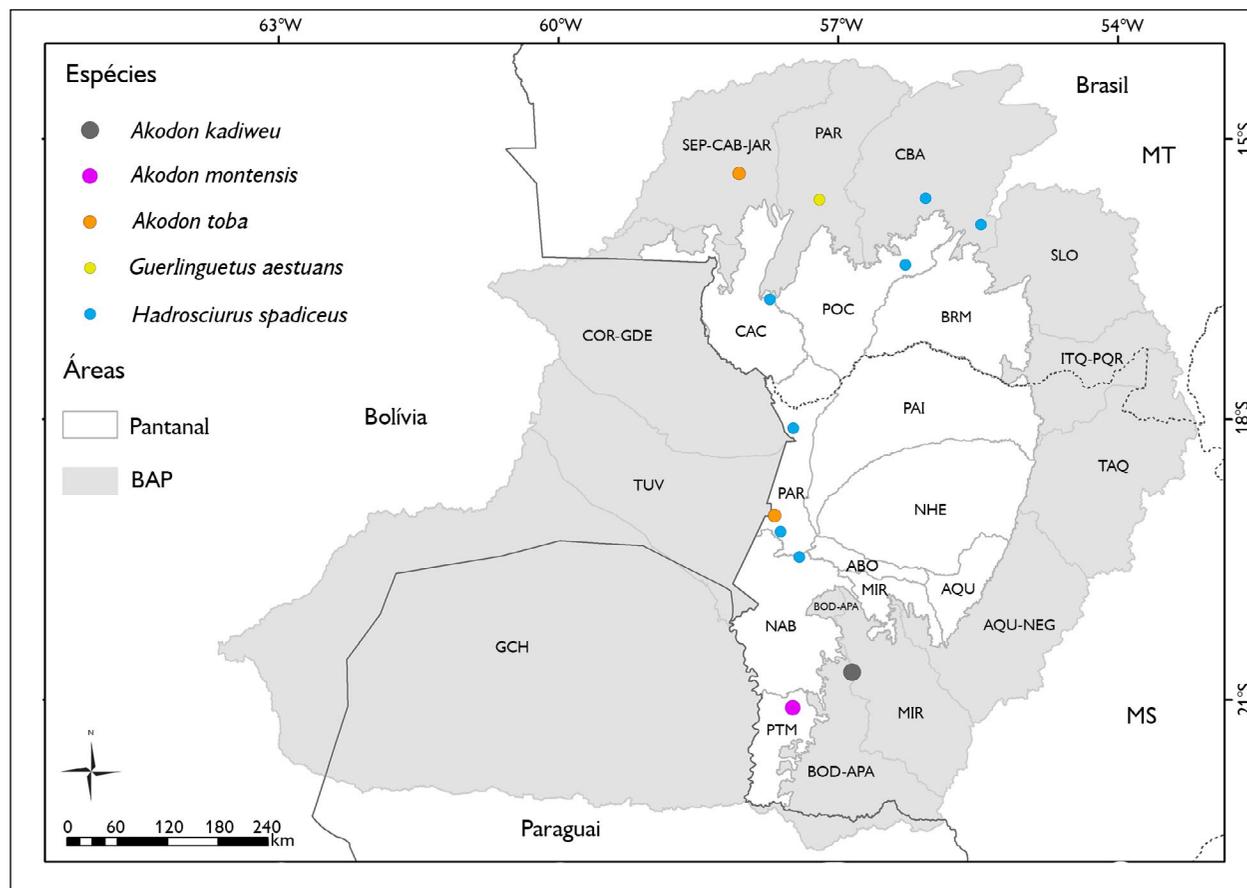


Figura 6. Pontos onde foram registradas as ocorrências de *Guerlinguetus aestuans*, *Hadroskiurus spadiceus*, *Akodon kadiweu*, *Akodon montensis* e *Akodon toba* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature².

Figure 6. Records of *Guerlinguetus aestuans*, *Hadroskiurus spadiceus*, *Akodon kadiweu*, *Akodon montensis*, and *Akodon toba* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature².

² Mapas: levantamento de dados de ocorrência realizada pelos autores do presente artigo; delimitação das sub-regiões do Pantanal brasileiro realizada por J. S. V. Silva et al., adaptado ao novo limite de biomas do IBGE (2019) pelo Instituto Socioambiental da Bacia do Alto Paraguai SOS Pantanal; produção e diagramação do mapa feita por SIGNature Planejamento e Conservação.



Figura 7. *Calomys callidus*. Foto: Maurício Neves de Godoi.

Figure 7. *Calomys callidus*. Photo: Maurício Neves de Godoi.



Figura 8. *Calomys callosus*. Foto: Hugo Borghezán Mozerle.

Figure 8. *Calomys callosus*. Photo: Hugo Borghezán Mozerle.

Este rato-do-mato não é considerado ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021), e também não consta na lista da CITES (2021).

Calomys callosus (Rengger, 1830) (Figura 8)

Rato-do-mato

Large vesper mouse

O rato-do-mato *Calomys callosus* é uma das espécies de maior porte deste gênero no Brasil, com massa corporal entre 30 e 52 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 99 e 122 mm e comprimento da cauda entre 78 e 110 mm. Apresenta cariótipo $2n = 50$ e $NF = 66$ (Bonvicino et al., 2008, 2010; Pardiñas et al., 2017; Salazar-Bravo, 2015). No Pantanal da Nhecolândia, a massa corporal dos indivíduos variou entre 25 e 40 g ($n = 6$; P. C. Antunes, dados não publicados) e no Pantanal da sub-região do Cuiabá variou de 24 a 58 g ($n = 23$; Aragona, 2008).

Esta espécie apresenta a coloração do dorso castanho-escuro ou ocrácea, com a região da garupa e as laterais mais claras. Limite pouco definido entre as laterais do corpo e o ventre, que varia do esbranquiçado ao cinza, com a base dos pelos ventrais acinzentada. As orelhas são curtas e atrás delas, na base, há pequenos tufo de pelos brancos. A cauda é fina, escura na parte dorsal e clara na parte ventral. A superfície superior das mãos e dos pés é clara, os pelos ungueais são claros e ultrapassam, mas não ocultam, as garras.

Possuem de quatro a cinco pares de mamas (Bonvicino et al., 2008, 2010; Salazar-Bravo, 2015).

É semelhante às outras duas espécies do gênero que ocorrem na BAP, especialmente *C. callidus* (veja distinção no texto sobre *C. callidus*). Diferencia-se de *C. tener* pela coloração do dorso (castanho-escuro ou ocrácea em *C. callosus* versus amarelada a marrom-escuro em *C. tener*), coloração do ventre (varia de esbranquiçado ao cinza versus pálida ao cinza-escuro), entre outras características crânio-dentárias, cariotípicas e moleculares. No entanto, destaca-se que essa comparação é apenas provisória e uma revisão taxonômica desse grupo é necessária para uma definição do *status* destas populações, bem como do limite de distribuição de cada uma.

Ocorre na Argentina, na Bolívia, no Paraguai e no Brasil, no oeste do estado de Mato Grosso do Sul e na porção sul de Mato Grosso (Aragona, 2008; Bonvicino et al., 2008; J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Na BAP, foi registrada no planalto nas bacias dos rios Corixo Grande (Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Cuiabá (Casagrande & Santos-Filho, 2019*) e Miranda (na Serra da Bodoquena – Carmignotto, 2005*). Na planície, há registros nas sub-regiões Cáceres (De Lázari, 2011*), Poconé (Carmignotto, 2005*; Aragona & Marinho-Filho, 2009*; Layme et al., 2012*), Paraguai (e no Maciço do Urucum – Godoi et al., 2010*, UFSM 162, 165; Cáceres et al., 2011a*) e Nhecolândia (Mozerle, 2011*,

Carmignotto, 2005). No Rio Grande do Sul, foi registrada em áreas campestres alteradas (Quintela et al., 2014). Na BAP, foi registrada em áreas de cerrado *sensu stricto* e de pastagem (M. V. Brandão, dados não publicados).

É uma espécie de hábito terrestre com grande potencial para locomoção rápida (J. Oliveira & Bonvicino, 2011; Paglia et al., 2012). Sua dieta foi classificada como frugívora-onívora por Paglia et al. (2012). E. Vieira & Baumgarten (1995), em uma área de cerrado *sensu stricto*, observaram um padrão de atividade noturno para esta espécie, com pico entre 22h00 e 01h00. Pardiñas et al. (2017) relatam dieta herbívora-onívora rica em material vegetal e frutas. Em relação à reprodução, tem uma média de 3,6 filhotes e intervalo de reprodução

de aproximadamente 22 dias; fêmeas lactantes foram registradas no mês de novembro e fêmeas prenhes (com quatro embriões), nos meses de novembro e fevereiro (Pardiñas et al., 2017).

Esse rato-do-chão não está ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021), e não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Cerradomys* Weksler, Percequillo & Voss, 2006

Cerradomys maracajuensis (Langguth & Bonvicino, 2002)

(Figura 11)

Rato-do-mato

Maracaju oryzomys

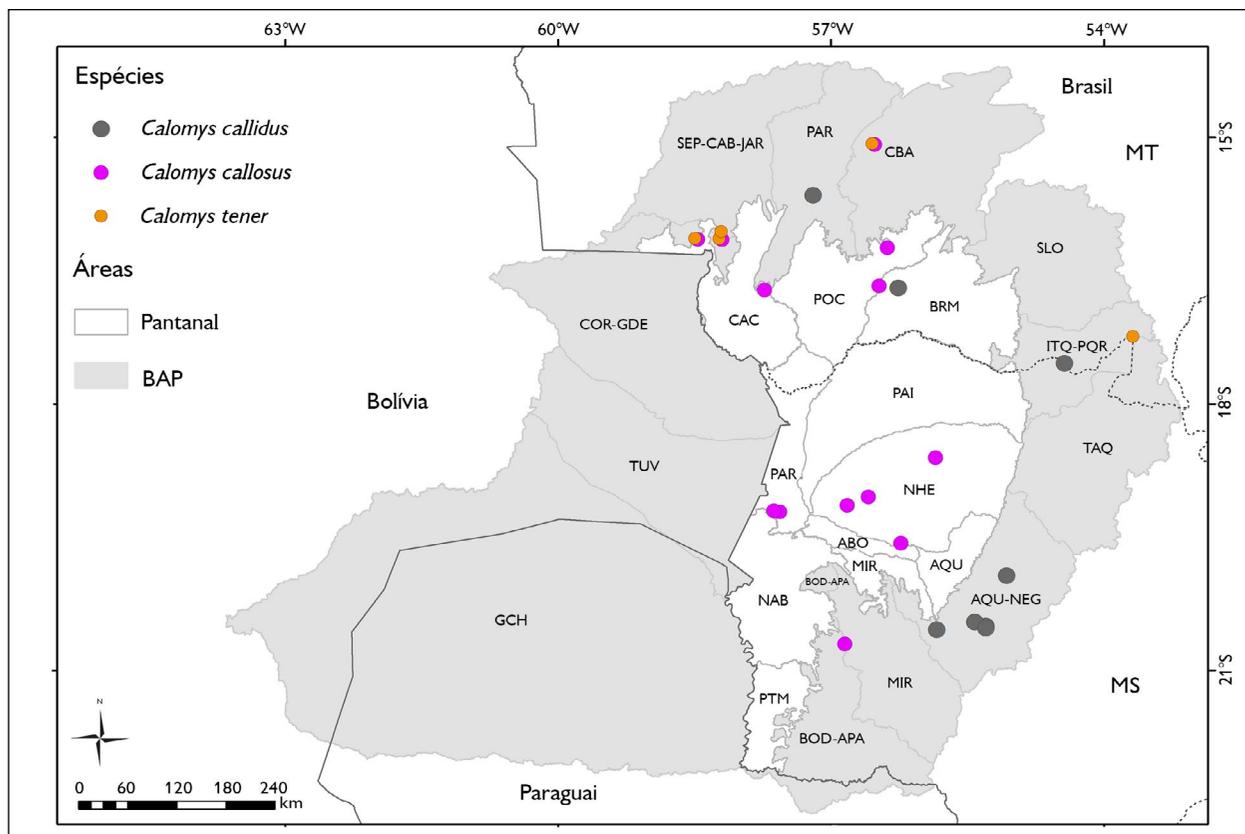


Figura 10. Pontos onde foram registradas as ocorrências de *Calomys callidus*, *Calomys callosus* e *Calomys tener* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 10. Records of *Calomys callidus*, *Calomys callosus*, and *Calomys tener* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.



Figura 11. *Cerradomys maracajuensis*. Foto: Marcus Vinicius Brandão.

Figure 11. *Cerradomys maracajuensis*. Photo: Marcus Vinicius Brandão.

O rato-do-mato *Cerradomys maracajuensis* apresenta massa corporal entre 54 e 125 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 140 e 185 mm e cauda maior do que o comprimento da cabeça e do corpo, medindo entre 171 e 227 mm. Apresenta cariótipo $2n = 56$ e $NF = 58$ (Langguth & Bonvicino, 2002; Percequillo et al., 2008).

A coloração do dorso varia de acinzentada a marrom-amarelada ou marrom-alaranjada e o ventre de acinzentado a cinza-amarelado. Sua cauda é levemente bicolor e moderadamente recoberta por pelos, sem pincel no ápice. Os pés são longos e robustos, medindo entre 34 e 43 mm (Langguth & Bonvicino, 2002; Percequillo et al., 2008).

Assemelha-se morfológicamente a duas espécies com ocorrência para a BAP, especialmente à sua forma congênere, *Cerradomys scotti*, da qual poderá ser seguramente diferenciada através da combinação de caracteres de morfologia externa, craniana e de cariótipo: coloração do ventre (acinzentado a cinza-amarelado em *C. maracajuensis* versus branco ou cinza-esbranquiçado com ou sem tons amarelos em *C. scotti*), quantidade de pelos na cauda (moderadamente recoberta de pelos versus intensamente recoberta de pelos), padrão de coloração da cauda (levemente bicolor versus fortemente bicolor), presença da barra do alisfenóide (ausente versus presente), padrão das aberturas eseno-palatinas (muito curtas e estreitas versus

longas e largas) e cariótipo ($2n = 56$ e $NF = 58$ versus $2n = 58$ e $NF = 70-72$; Percequillo et al., 2008).

Cerradomys maracajuensis pode assemelhar-se mais superficialmente a *O. mamorae*, sendo possível diferenciá-la ainda em campo a partir de caracteres de morfologia externa, tais como: coloração dorsal (amarelo-acinzentada com marrom em *C. maracajuensis* versus castanho-alaranjada salpicado de negro em *O. mamorae*), coloração ventral (acinzentada a cinza-amarelado versus creme, podendo ou não apresentar faixa basal de pelos acinzentados nas laterais) e cauda (levemente bicolor, sem pincel versus amarronzada, suavemente bicolor e com um pincel incipiente de pelos em seu ápice; exame de material UFMT; Carleton et al., 2009).

Distribui-se no Cerrado, no centro-sul do estado de Mato Grosso e na porção centro-sul do Mato Grosso do Sul, além de áreas abertas a leste dos Andes (distribuição cis-andina) no Paraguai, na Bolívia e em Puno, Peru (Bonvicino et al., 2008, 2014; Percequillo et al., 2008). Na BAP, foi registrada somente no planalto na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2006*, identificado como *Oryzomys maracajuensis*), Paraguai (Serra das Araras – Santos-Filho et al., 2012b*) e Miranda (na Serra de Maracajú – Carmignotto, 2005*; Percequillo et al., 2008*; localidade-tipo) (Figura 13).

As informações sobre história natural dessa espécie são escassas, sendo predominantemente capturada em matas de galeria, sejam elas primárias ou perturbadas (Langguth & Bonvicino, 2002; Percequillo et al., 2008) e campos sujos (Carmignotto, 2005). Na Estação Ecológica Serra das Araras, foi capturada em áreas de cerrado *sensu stricto* (Santos-Filho et al., 2012b) e na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru em áreas de pastagens (M. Santos-Filho, dados não publicados).

Dadas as características morfológicas das espécies que compõem o gênero *Cerradomys*, bem como as capturas realizadas em campo, supõe-se que *C. maracajuensis* seja uma espécie predominantemente terrestre e noturna. Sua dieta foi classificada como frugívora-granívora por Paglia et al. (2012).

Fêmeas prenhes foram observadas na Bolívia durante os meses de junho e setembro, possuindo em seus ventres dois ou quatro embriões (ver Percequillo et al., 2008).

Não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021), e também não consta na lista da CITES (2021).

Cerradomys scotti (Langguth & Bonvicino, 2002) (Figura 12)

Rato-do-mato

Lindbergh's oryzomys

O rato-do-mato *Cerradomys scotti* apresenta massa corporal entre 55 e 133 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 125 e 181 mm e cauda maior do que o comprimento da cabeça e do corpo, medindo entre 141 e 198 mm (Langguth & Bonvicino, 2002; Percequillo et al., 2008). No Pantanal da sub-região Nhecolândia, a massa corporal dos indivíduos variou entre 70 e 120 g (n = 11; P.C. Antunes, dados não publicados). Na bacia do rio Miranda, os indivíduos capturados, provavelmente juvenis e subadultos, apresentaram massa corporal entre 26 e 76 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 89 e 142 mm e comprimento da cauda entre 120 e 176 mm (n = 5; Cáceres et al., 2007).

A coloração do dorso varia de acinzentada a castanho-amarelada, sendo o ventre acinzentado. Sua cauda é bicolor



Figura 12. *Cerradomys scotti*. Foto: Bernardo Papi.

Figure 12. *Cerradomys scotti*. Photo: Bernardo Papi.

e densamente recoberta de pelos, sem pincel em seu ápice. Os pés são pequenos quando comparados às espécies congêneres e medem entre 24 e 37 mm (Langguth & Bonvicino, 2002; Percequillo et al., 2008).

Assemelha-se à outra espécie congênera de ocorrência na BAP (veja distinção em *Cerradomys maracajuensis*).

Distribui-se amplamente ao longo do domínio do Cerrado, ocorrendo nos estados de Maranhão, Piauí, Tocantins, Bahia, Minas Gerais e pelo Centro-Oeste do Brasil, além da Bolívia até a porção centro-sul do Paraguai (Bonvicino et al., 2014; Percequillo et al., 2008). Na BAP, foi registrada no planalto nas bacias dos rios Corixo Grande (Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Cuiabá (Carmignotto, 2005*; Prado & Percequillo, 2013*) (na Chapada dos Guimarrães – Carmignotto, 2005*; Prado & Percequillo, 2013*), Aquidauana-Negro (Cáceres et al., 2010*), Miranda (na Serra da Bodoquena – Carmignotto, 2005*; Cáceres et al., 2007*, UFSM 02, 03, 04, 08, 25 – e na Serra de Maracaju – Carmignotto, 2005*) e Bodoquena-Apa (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*); na planície, foi registrada nas sub-regiões da Nhecolândia (Herrera et al., 2007*; P.C. Antunes, dados não publicados*, MCPAP 226, 228) e Porto Murtinho (Cáceres et al., 2007*, UFSM 02, 03, 04, 08, 25) (Figura 13).

São escassas as informações sobre a história natural desta espécie, sendo predominantemente capturada em ambientes tipicamente abertos, como campo sujo, campo cerrado e cerrado *sensu stricto* e, menos frequentemente, em veredas e matas de galeria (Bonvicino et al., 2005; Carmignotto, 2005; Langguth & Bonvicino, 2002; Percequillo et al., 2008). Na BAP, foi capturada em áreas de cerrado *sensu stricto*, cerradão, floresta estacional decidual (Cáceres et al., 2007), floresta semidecidual e campo sujo estacional (P. C. Antunes, dados não publicados).

É uma espécie terrestre e noturna, com dieta classificada como frugívora-onívora (Paglia et al., 2012). No entanto, Alho & Villela (1984) relataram sua habilidade para o hábito escansorial. Pouco se sabe sobre sua biologia reprodutiva, somente que, no Parque Nacional da Chapada

dos Veadeiros, Goiás, duas fêmeas prenhes foram capturadas em agosto, contendo três e quatro embriões cada (Bonvicino et al., 2005), e, no Pantanal da sub-região Nhecolândia, duas fêmeas prenhes foram capturadas no mês de agosto (P. C. Antunes, dados não publicados).

Não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021), e também não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Euryoryzomys* Weksler, Percequillo & Voss, 2006

Euryoryzomys nitidus (Thomas, 1884) (Figura 14)

Rato-do-arrozal, rato-do-mato

Ratón arrozalero lustroso

Elegant rice rat

O rato-do-arroz *Euryoryzomys nitidus* apresenta massa corporal entre 55 e 70 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 108 e 163 mm e da cauda entre 113 e 160 mm (Percequillo, 2015). Na BAP, na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru, o peso médio dos indivíduos capturados foi de $53,2 \pm 10,7$ g ($n = 9$; Santos-Filho et al., 2012a).

A coloração do dorso varia de castanho-amarronzada a castanho-avermelhada, com limite incipiente entre o dorso e as laterais. O ventre é superficialmente esbranquiçado, composto por pelos de base cinza. As vibrissas superciliares não ultrapassam as orelhas em comprimento, que possuem pelos enegrecidos em suas porções interna e externa. A cauda é bicolor (escura no dorso e clara no ventre) e pouco pilosa, sendo menor ou igual ao comprimento da cabeça e do corpo (Bonvicino et al.,

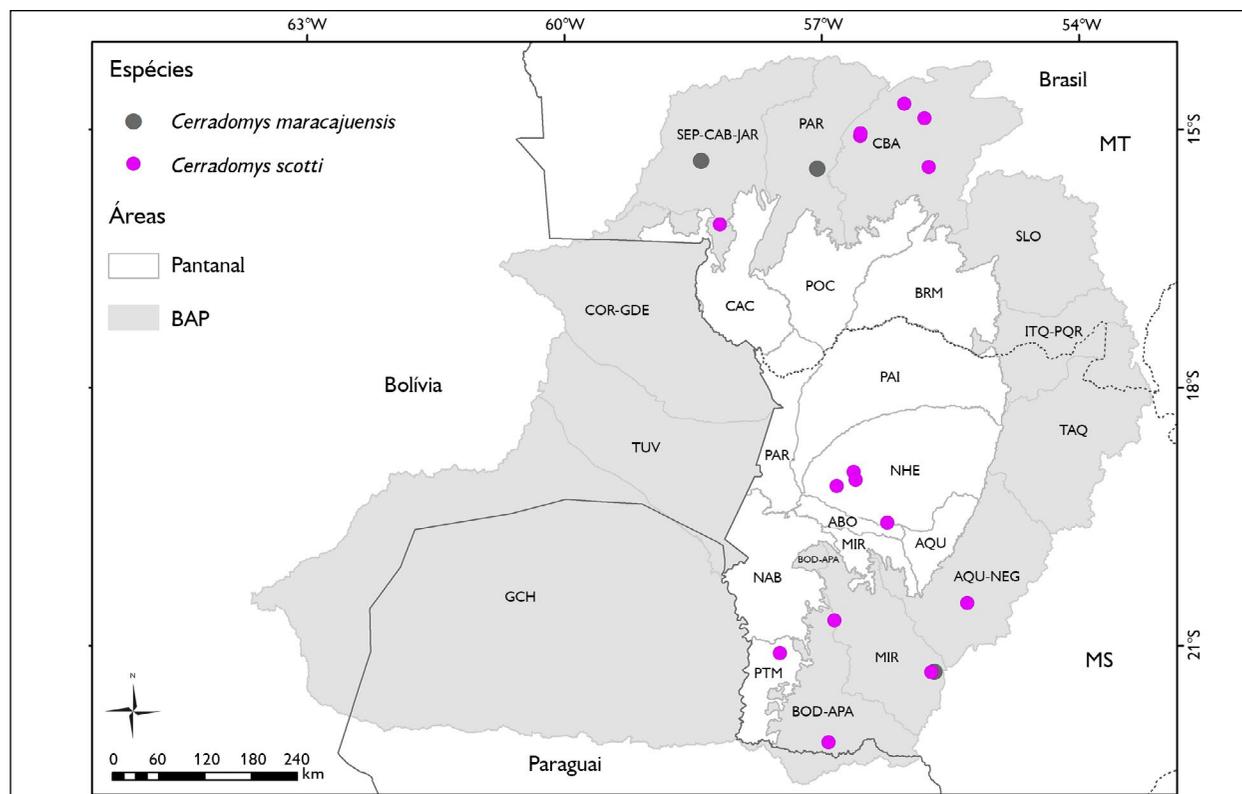


Figura 13. Pontos onde foram registradas as ocorrências de *Cerradomys maracajuensis* e *Cerradomys scotti* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 13. Records of *Cerradomys maracajuensis* and *Cerradomys scotti* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.



Figura 14. *Euryoryzomys nitidus*. Foto: Manoel dos Santos-Filho.

Figure 14. *Euryoryzomys nitidus*. Photo: Manoel dos Santos-Filho.

2008; Musser et al., 1998; Weksler et al., 2006; Weksler & Percequillo, 2011).

Dentre as espécies ocorrentes na BAP, é semelhante à *Hylaeamys megacephalus*. A diferenciação entre as espécies pode ser feita seguramente através da combinação de caracteres de morfologia externa, craniana e de cariótipo, além de marcadores moleculares: coloração dorsal mais amarronzada-avermelhada em *E. nitidus* versus marrom-acinzentada em *H. megacephalus*, cauda bicolor versus cauda geralmente unicolor, forame estapedial presente versus ausente, cariótipo ($2n = 80$ e $NF = 86$ versus $2n = 54$ e $NF = 62$) (Musser et al., 1998; Weksler et al., 2006).

Distribui-se por Peru (departamento de Junín), Bolívia e Brasil, onde foi registrada nos estados do Acre, Rondônia e no oeste do Mato Grosso (Musser et al., 1998; J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Na BAP, foi registrada no planalto nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*) e Cuiabá (Casagrande & Santos-Filho, 2019*) e, na planície, na sub-região Paraguai (no Maciço do Urucum – Carmignotto, 2005*; Cáceres et al., 2011a*; W. Hannibal, dados não publicados*; Prado & Percequillo, 2013*) (Figura 15).

É quase sempre associada a habitats florestais da Amazônia, Cerrado e Pantanal (Bonvicino et al., 2008; Cáceres et al., 2011b; Carmignotto, 2005). Na BAP, foi capturada em ambientes florestais no Maciço do Urucum,

principalmente entre 400 e 699 m de altitude (Cáceres et al., 2011a), e em fragmentos de floresta estacional semidecidual submontana na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a).

O rato-do-arroz é um animal de hábitos terrestres, cuja dieta foi classificada como frugívora-granívora por Paglia et al. (2012). Não há informações disponíveis sobre a biologia reprodutiva e a ecologia dessa espécie. No Maciço do Urucum, a espécie parece reproduzir-se ao longo de todo ano, porém foram observados picos marcantes de jovens na população na época chuvosa (dezembro a janeiro) (Mallmann et al., 2011).

Não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021), e também não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Holochilus* Brandt, 1835

Holochilus chacarius Thomas, 1906 (Figura 16)

Rato-do-pantanal, rato-de-cana, rato-d'água

Chaco marsh rat

O rato-do-pantanal *Holochilus chacarius* apresenta massa corporal entre 90 e 128 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 130 e 195 mm e comprimento da cauda entre 130 e 187 mm (Bonvicino et al., 2008; M. Brandão & Nascimento, 2015). No Pantanal da sub-região Nhecolândia, os indivíduos capturados apresentaram massa corporal entre 90 e 150 g (P. C. Antunes, dados não publicados).

A coloração do dorso é castanho-clara salpicada de negro (devido à presença de pelos-guarda enegrecidos), as laterais são progressivamente alaranjadas. O ventre é predominantemente e homogeneamente branco, raramente com base cinza e ápice branco na região entre os membros. As orelhas são pequenas e recobertas de pelos predominantemente castanho-escuros. As vibrissas são curtas e não ultrapassam o limite posterior da orelha. A cauda é bicolor (uniformemente escura no dorso e mais clara no ventre), pouco pilosa e com escamas epidérmicas aparentes. Os pés são grandes, com garras bem desenvolvidas (33-46 mm)

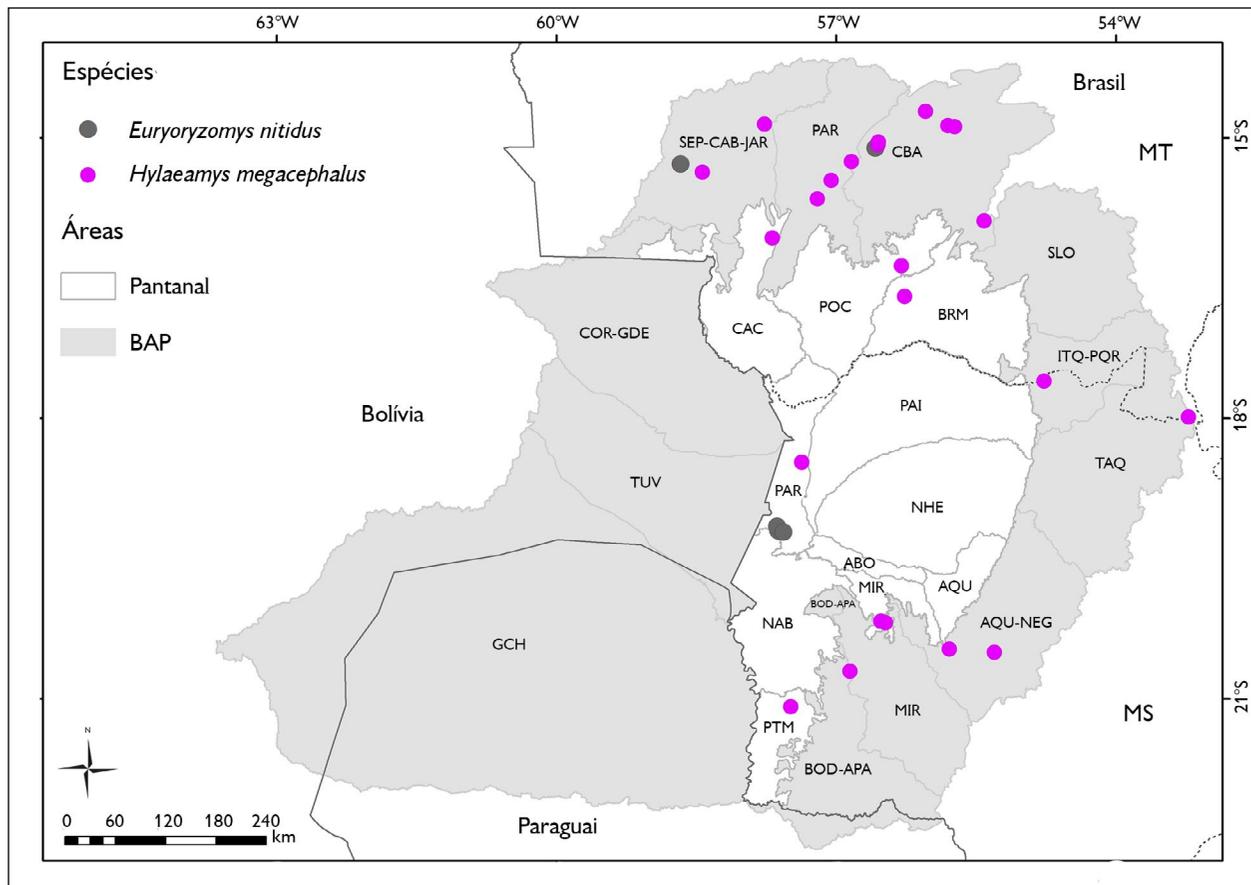


Figura 15. Pontos onde foram registradas as ocorrências de *Euryoryzomys nitidus* e *Hylaeamys megacephalus* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 15. Records of *Euryoryzomys nitidus* and *Hylaeamys megacephalus* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.



Figura 16. *Holochilus chacarius*. Foto: Pâmela Castro Antunes.

Figure 16. *Holochilus chacarius*. Photo: Pâmela Castro Antunes.

e tufo ungueais levemente alaranjados e curtos que não ultrapassam as garras. Apresenta membranas interdigitais desenvolvidas entre o segundo, o terceiro e o quarto dígitos (Bonvicino et al., 2008; M. Brandão & Nascimento, 2015; Voss & Carleton, 1993; exame de material UFMT e MZUSP 35142-35144). Não há cariótipos disponíveis para as populações presentes na BAP; entretanto, há cariótipos reportados para outras regiões (e.g. $2n = 48-56$ e $NF = 57-63$; Gonçalves et al., 2015).

Assemelha-se morfologicamente a seu congênera *H. sciureus*, sendo que a maioria dos registros na área da BAP era anteriormente atribuída a essa espécie. Entretanto,

M. Brandão & Nascimento (2015) reavaliaram os registros de *Holochilus* no Brasil e mencionam que somente *H. chacarius* possui registros na BAP. Segundo Pardiñas & Teta (2011), *H. chacarius* pode ser seguramente diferenciada de *H. sciureus* por meio das seguintes características nos molares: fossetídeo anteromediano subcircular (*versus* transversalmente alongado) e metaflexídeo pouco desenvolvido, não chegando à linha mediana do molar (*versus* desenvolvido, conectando com o protoflexídeo), lofídeos comprimidos e com margens distintas, mas não prismático (*versus* prismático). No entanto, existe certa variação morfológica em alguns destes caracteres (ver M. Brandão & Nascimento, 2015).

Assemelha-se mais superficialmente a outra espécie de rato semiaquático, *Nectomys rattus*, sendo diferenciada em campo pela coloração do ventre (branco com limite bem definido e faixa lateral alarajanda *versus* acinzentado, às vezes levemente alaranjado, sem limite definido e com a faixa lateral) e quantidade de pares de mamas (cinco pares *versus* quatro pares; exame de material UFMT).

Distribui-se por toda extensão do Chaco Úmido, desde o Paraguai até o centro-norte das províncias de Santa Fé e Entre Rios, na Argentina, com seu limite sul ao norte da província de Buenos Aires, na margem ocidental do rio Paraná (Voglino et al., 2004), Bolívia. No Brasil, distribui-se na porção oeste dos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (M. Brandão & Nascimento, 2015). Na BAP, foi registrada na planície nas sub-regiões Cáceres (De Lázari, 2011*; M. Brandão & Nascimento, 2015*), Poconé (Carmignotto, 2005*, identificado como *H. sciureus*; Chupel & Aragona, 2010*, identificado como *H. sciureus*; Aragona & Marinho-Filho, 2009, identificado como *H. sciureus*; Layme et al., 2012*, identificado como *H. sciureus*; Prado et al., 2019*), Barão de Melgaço (J. Oliveira et al., 2002*, identificado como *H. sciureus*; Prado et al., 2019*; L. Brandão et al., 2011*), Paraguai (Carmignotto, 2005*, identificado como *H. sciureus*; Rossi et al., 2003*, identificado como *H. sciureus*; M. Brandão, 2021*) (no Maciço do Urucum – Carmignotto,

2005*, identificado como *H. sciureus*; Cáceres et al., 2011a*), Nhecolândia (Antunes, 2009*, MCPAP 217, 218, 221, 223; Herrera et al., 2007*, identificado como *H. brasiliensis*; Prado et al., 2019*), Miranda e Abobral (ambos em Carmignotto, 2005*, identificado como *H. sciureus*) (Figura 17).

É quase sempre associada a habitats florestais; no entanto, as espécies desse gênero costumam frequentar cultivos de cana-de-açúcar, arrozais e, eventualmente, podem atacar plantações de milho, de algodão e até bananais e hortas (Ozanan, 1969 citado em Marques, 1988). No Pantanal da sub-região Nhecolândia, foi capturada em áreas de gramíneas em torno de baías (P. C. Antunes, dados não publicados) e, na sub-região Cuiabá, em pastagens nativas tomadas pelo arbusto pombeiro-branco *Combretum lanceolatum* (Layme & Silva Júnior, 2010), em cambarazais (Aragona, 2008) e em áreas abertas com extrato herbáceo denso e presença de água (Chupel, 2008). Na Estação Ecológica de Taiamã, no Pantanal da sub-região Paraguai, foi capturada exclusivamente em áreas de campos inundáveis (P. R. De Lázari, dados não publicados).

É um animal de hábito semiaquático e alimenta-se de capins ribeirinhos, dos quais aproveita as folhas e o colmo açucarado. As espécies desse gênero constroem ninhos em touceiras de capim, comumente em terrenos brejosos. Foram observados seis embriões para a espécie (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Sua dieta foi classificada como frugívora-herbívoras por Paglia et al. (2012).

Não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021), e também não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Hylaeamys* Weksler, Percequillo & Voss, 2006

Hylaeamys megacephalus (Fischer, 1814) (Figura 18)

Rato-do-arrozal, rato-do-mato

Rata montañera común

Large-headed rice rat



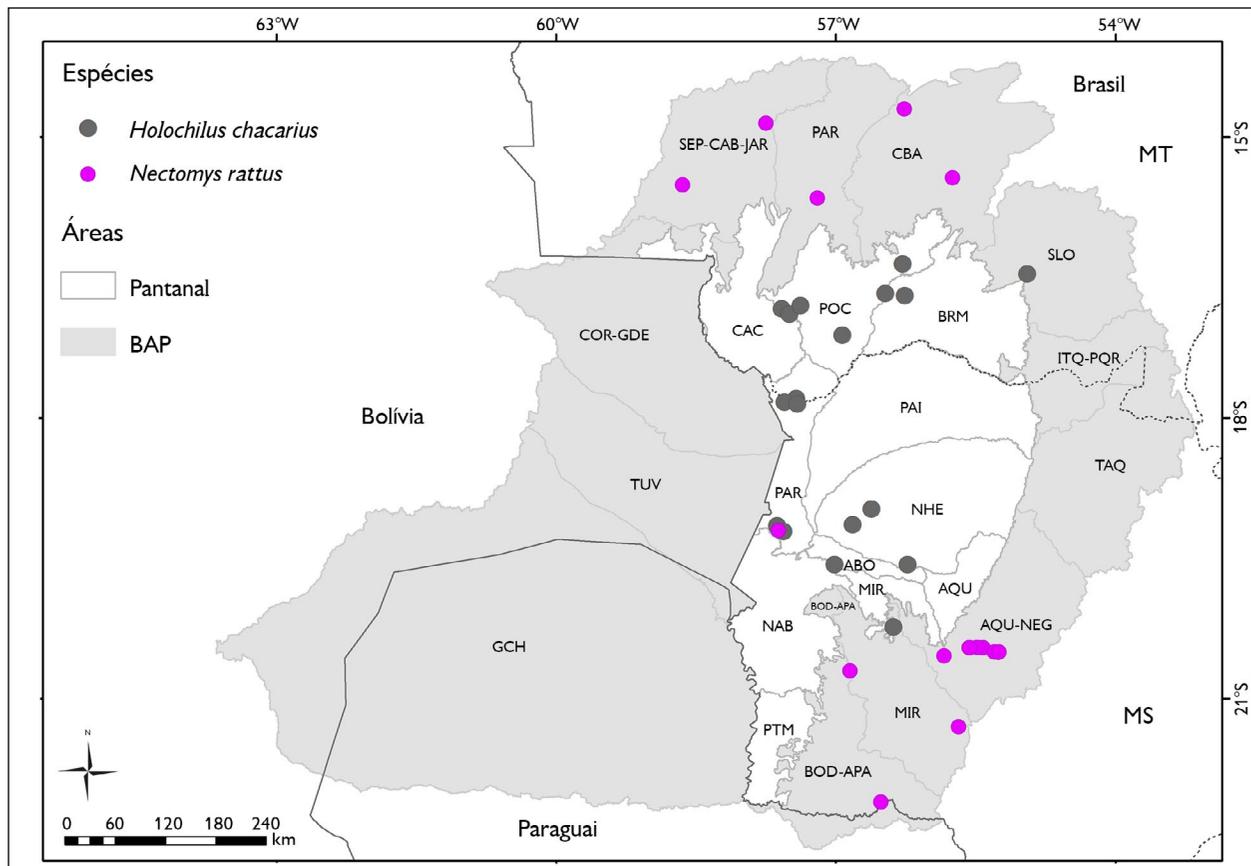


Figura 17. Pontos onde foram registradas as ocorrências de *Holochilus chacarius* e *Nectomys rattus* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 17. Records of *Holochilus chacarius* and *Nectomys rattus* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.



Figura 18. *Hylaeamys megacephalus*. Foto: Mônica Aragona.

Figure 18. *Hylaeamys megacephalus*. Photo: Mônica Aragona.

O rato-do-arroz *Hylaeamys megacephalus* apresenta massa corporal variando entre 30 e 60 g, comprimento total entre 218 e 257 mm e comprimento da cauda entre 95 e 126 mm (Bonvicino et al., 2008). No Pantanal da sub-região Cuiabá, as medidas de indivíduos adultos variaram entre 97 e 134 mm de comprimento da cabeça e do corpo, 90 e 124 mm de comprimento de cauda e massa corporal entre 24,5 e 60 g ($n = 21$; Aragona, 2008). Na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru, o peso médio dos indivíduos foi de $46,2 \pm 17,9$ g ($n = 113$; Santos-Filho et al., 2012a).

A coloração do dorso varia de castanho-escuro a castanho-amarelado, com os pelos mais claros nas laterais e limite geralmente bem definido entre o dorso e o ventre,

que é esbranquiçado ou amarelado com pelos de base cinza. A pelagem ventral estende-se até o queixo e parte das bochechas. As orelhas são praticamente nuas, com o pavilhão auditivo marrom-escuro, exceto na porção mais próxima ao canal auditivo, que apresenta coloração clara de tom rosado. A cauda é totalmente escura ou levemente bicolor (escura no dorso e clara no ventre) e pouco pilosa. Os pés são longos e estreitos, recobertos por pelos brancos (Bonvicino et al., 2008; Weksler et al., 2006). É semelhante à *Euryoryzomys nitidus*, que também ocorre na BAP (veja distinção em *E. nitidus*).

Distribui-se por Paraguai (departamento de Canendiyu), Trinidad, Venezuela, Guianas e Brasil, abrangendo leste do estado do Amazonas, Roraima, Pará, oeste do Amapá, Mato Grosso, sudoeste do Maranhão, Tocantins, Goiás, Mato Grosso do Sul, oeste de Minas Gerais e noroeste de São Paulo (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). A distribuição mais ao Sul no Brasil ocorre na porção oeste do estado do Paraná (Cáceres, 2007). Na BAP, foi registrada no planalto nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012a*; Prado & Percequillo, 2013*), Paraguai (Prado & Percequillo, 2013*) (na Serra das Araras – Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012b*; Prado & Percequillo, 2013*; UFMT 196*, 269*, 277*), Cuiabá (Carmignotto, 2005*; Prado & Percequillo, 2013*; Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Itiquira-Piquiri (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*), Taquari (Carmignotto, 2005*), Aquidauana-Negro (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*; Cáceres et al., 2010*) e Miranda (na Serra da Bodoquena – Carmignotto, 2005*; Prado & Percequillo, 2013*); na planície, nas sub-regiões Cáceres (Carmignotto, 2005*), Poconé (Aragona & Marinho-Filho, 2009*), Barão de Melgaço (J. Oliveira et al., 2002*; L. Brandão et al., 2011*), Paraguai (Carmignotto, 2005*; Prado & Percequillo, 2013*), Miranda (Carmignotto, 2005*; Prado & Percequillo, 2013*) e Porto Murtinho (Cáceres et al., 2007*, UFSM 11, 30) (Figura 15).

No Cerrado, está fortemente associada às matas de galeria (Alho, 2005; Bonvicino et al., 2002, 2005; Lacher

& Alho, 2001), mas também ocorre em cerradão (Bonvicino et al., 1996, 2005) e floresta de encosta (Bonvicino et al., 2002). Na Amazônia, é descrita para florestas primárias de terra firme e alagadiças e em vegetação secundária (Voss et al., 2001). No planalto da BAP, tem sido capturada em áreas de floresta estacional semidecídua (Cáceres et al., 2007; Santos-Filho et al., 2012a) e matas de galeria (Cáceres et al., 2010; Santos-Filho et al., 2012b). No Pantanal da sub-região Cuiabá, foi registrada especialmente em landis, mas também em cambarazais e brejos (Aragona, 2008).

É uma espécie terrestre, apesar de eventualmente ser capturada no sub-bosque (Aragona, 2008; Nikitiman & Mares, 1987; Voss et al., 2001). Sua dieta foi classificada como frugívora-granívora por Paglia et al. (2012). Duas fêmeas prenhes foram coletadas no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás, uma em agosto com três embriões e outra em novembro com quatro (Bonvicino et al., 2005). As informações reprodutivas coletadas a partir de machos e fêmeas adultos no Pantanal da sub-região Cuiabá e o registro das classes etárias ao longo de 19 meses de monitoramento sugerem que a reprodução de *H. megacephalus* ocorra ao longo de todo o ano (Aragona, 2008).

Não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021), e também não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Kunsia* Hershkovitz, 1966

Kunsia tomentosus (Lichtenstein, 1830) (Figura 19)

Rato-do-mato

Woolly giant rat

O rato-do-mato *Kunsia tomentosus* apresenta massa corporal entre 353 e 510 g, comprimento da cabeça e do corpo variando entre 185 e 287 mm e comprimento da cauda entre 147 e 196 mm (Bezerra & Pardiñas, 2016). Santos-Filho et al. (2000) registraram na BAP, na Serra das Araras, dois indivíduos com peso de 451 e 470 g, comprimento da cabeça e do corpo de 241 a 630 mm e comprimento da cauda com média de 166 mm.





Figura 19. *Kunsia tomentosus*. Foto: Manoel dos Santos-Filho.

Figure 19. *Kunsia tomentosus*. Photo: Manoel dos Santos-Filho.

É um sigmodontíneo de maior porte e robusto, com coloração cinza-escuro no dorso, clareando gradativamente até o ventre acinzentado, sem limite bem definido com a lateral. A base do pelo é cinza, dando uma aparência azulada quando vivo. As orelhas são redondas e bastante peludas. Os olhos são relativamente pequenos, com vibrissas curtas e escassas. Os pés têm coloração cinza-escuro, são providas de grandes garras e apresentam alguns dedos com pelos brancos. A cauda é mais curta do que a cabeça e o corpo, com numerosos pelos curtos, rígidos e enegrecidos (Bezerra & Pardiñas, 2016).

Não há espécies morfológicamente similares na BAP.

Ocorre na Bolívia, nos departamentos de Santa Cruz, La Paz e Beni, e no Brasil, nos estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Rondônia, Amazonas, Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Bezerra & Pardiñas, 2016). Na BAP, foi registrada somente no planalto, na bacia do rio Paraguai (na Serra das Araras – Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2000*; Santos-Filho et al., 2012b*; UFMT339*) (Figura 21).

Ocorre em áreas abertas, principalmente em formações campestres como campo sujo e campo cerrado (Bezerra et al., 2007; Bezerra & Pardiñas, 2016). Na BAP, foi registrada em áreas de cerrado *sensu stricto* (Santos-Filho et al., 2000).

É uma espécie de hábito semifossorial (Paglia et al., 2012), que constrói galerias no solo para extrair raízes

de gramíneas, sua principal fonte de alimento (Miranda Ribeiro, 1914 citado em Bezerra et al., 2007). Apesar de sua dieta ser considerada herbívora por Paglia et al. (2012), já foi observada consumindo insetos (Bezerra et al., 2007).

As informações sobre sua biologia reprodutiva são escassas. Sabe-se somente que uma fêmea prenhe de um embrião foi capturada em novembro de 1998 no Parque Nacional das Emas (Bezerra et al., 2007); na BAP, Santos-Filho et al. (2000) registraram, na Serra das Araras, no mês de julho, uma fêmea prenhe com três embriões.

Santos-Filho et al. (2000) capturaram indivíduos dessa espécie na Estação Ecológica Serra das Araras em armadilhas tipo *Tomahawk* posicionadas no solo, próximo a tocas de tatus. Estas tocas frequentemente são utilizadas como abrigo pela espécie (M. Santos-Filho, dados não publicados). Devido à sua força, é comum que destruam as armadilhas e escapem; nestes casos, sua presença ainda pode ser confirmada pela existência de pelos e pelo forte odor.

A espécie não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Neacomys* Thomas, 1900

Neacomys amoenus (Thomas, 1882) (Figura 20)

Rato-de-espinho-pequeno, camundongo-de-espinho

Bristly mouse



Figura 20. *Neacomys amoenus*. Foto: Manoel dos Santos-Filho.

Figure 20. *Neacomys amoenus*. Photo: Manoel dos Santos-Filho.

O rato-de-espinho-pequeno *Neacomys amoenus* apresenta massa corporal entre 20 e 30 g, comprimento total entre 160 e 197 mm e comprimento da cauda, que é maior do que o comprimento do corpo, entre 72 e 102 mm (Hurtado & Pacheco, 2017). No entanto, na BAP, na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru, os indivíduos capturados apresentaram peso médio de $24,3 \pm 13,3$ g ($n = 22$; Santos-Filho et al., 2012a), comprimento total entre 65 e 98 mm e comprimento da cauda entre 67 e 104 mm (M. Santos-Filho, dados não publicados).

O dorso possui pelos-guarda rígidos remetendo a espinhos, com base cinza-claro e o restante castanho-escuro, ao passo que os sobrepelos são acinzentados na base e possuem uma longa faixa alaranjada, o que lhes confere coloração geral castanho-alaranjada brilhante, finamente salpicada de negro. As laterais do corpo são mais claras (alaranjadas). O limite entre as laterais e o ventre é bem definido. O ventre é predominantemente esbranquiçado. As mãos e os pés são claros, compridos e estreitos, recobertos de pelos esbranquiçados. A cauda é escamosa, pouco pilosa e geralmente bicolor. Não há cariótipos disponíveis para as populações presentes na planície e na BAP.

Não há espécies similares na BAP, sendo esse o único roedor sigmodontíneo nessa área que apresenta pelos dorsais e laterais em forma de espinho.

O rato-de-espinho-pequeno distribui-se por Equador, Peru, Bolívia e Brasil, nos estados do Acre, Amazonas, Rondônia e Mato Grosso (T. Semedo, dados não publicados). Na BAP, foi registrado no planalto, na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*, referido como *N. spinosus*), no Paraguai (na Serra das Araras – Santos-Filho et al., 2012a*; Carmignotto, 2005*, referido como *N. spinosus* em ambos) e em Cuiabá (Casagrande & Santos-Filho, 2019*) (na Chapada dos Guimarães – UNB 3687*; BMNH 3.7.7.84*) e, na planície, na sub-região Poconé (Carmignotto, 2005*, referido como *N. spinosus*) (Figura 21).

Ocorre em ambientes florestais e de campo cerrado em áreas de transição entre o Cerrado e a Amazônia

(Carmignotto, 2005; J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Na BAP, foi registrada principalmente em fragmentos de floresta estacional semidecidual submontana, mas um indivíduo foi capturado em uma matriz de pastagem a cerca de 50 m de um fragmento (Santos-Filho et al., 2012a, referido como *N. spinosus*).

É uma espécie de hábito terrestre e sua dieta foi classificada como frugívora-granívora (Paglia et al., 2012). M. Santos-Filho (dados não publicados) observou na BAP, na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru, machos escrotados nos meses de junho, julho e agosto, e jovens nos meses de dezembro e janeiro.

O rato-de-espinho-pequeno não é considerado ameaçado de extinção no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Necomys* Ameghino, 1889

Necomys lasiurus (Lund, 1840) (Figura 22)

Rato-do-mato

Hairy-tailed bolo mouse

O rato-do-mato *Necomys lasiurus* apresenta massa corporal entre 40 e 80 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 118 e 128 mm, maior do que o comprimento da cauda, que varia entre 66 e 96 mm (Bonvicino et al., 2008).

A coloração do dorso varia entre castanho-acinzentada a castanho-amarelada e o limite entre o dorso e o ventre é pouco definido. O ventre é branco ou amarelado, com a base dos pelos cinza. A cauda é pouco pilosa, levemente bicolor (escura no dorso e clara no ventre). A característica mais marcante é a presença de um anel periocular mais claro, o qual pode não ser tão evidente em alguns espécimes (Bonvicino et al., 2008). Os pés geralmente são escuros, mas com pelagem levemente esbranquiçada. Pode ser confundido com indivíduos do gênero *Akodon* que ocorrem na BAP, especialmente *A. toba* (veja distinção em *A. toba*) e a espécie congênera com ocorrência na BAP (veja comentário em *N. lenguarum*).

A espécie distribui-se amplamente no Brasil, na Bolívia, no Paraguai e na Argentina (J. Oliveira & Bonvicino, 2011).



(Carmignotto, 2005*; De Lázari, 2011*), Poconé (Aragona & Marinho-Filho, 2009*; Layme et al., 2012*), Barão de Melgaço (J. Oliveira et al., 2002*; L. Brandão et al., 2011*), Paraguai (Carmignotto, 2005*; Rossi et al., 2003*) (no Maciço do Urucum – Cáceres et al., 2011a*; Godoi et al., 2010* – e na Serra do Amolar – Carmignotto, 2005*) e Aquidauana (Mamede & Alho, 2006*) (Figura 24).

Ocorre em áreas de vegetação aberta e com clima sazonalmente seco ou árido – por exemplo, Cerrado Central (M. Souza & Alho, 1980), Caatinga (Karimi et al., 1976; Streilein, 1982a), savanas amazônicas isoladas (Francisco et al., 1995; Magnusson et al., 1995) –, mas também há registro de sua presença em áreas de campo úmido (Bonvicino et al., 2002, 2005). Na BAP, foi observada em áreas de campos nativos manejados (Layme et al., 2012), pastagens e fragmentos de floresta estacional semidecidual submontana (Santos-Filho et al., 2012a), cerrado *sensu stricto* (Godoi et al., 2010; Santos-Filho et al., 2012b), cerradão (Cáceres et al., 2010), floresta semidecídua e campos de altitude (Godoi et al., 2010), bem como em cambarazais, brejos, campos e cordilheiras (Aragona, 2008).

O rato-do-mato possui maior atividade no crepúsculo, início da manhã e final da tarde (Francisco et al., 1995; E. Vieira & Baumgarten, 1995). M. Vieira (2003) considerou-a uma especialista de hábitat, mas os registros aqui reunidos sugerem tratar-se de uma espécie generalista de hábitat. Também é considerada como uma espécie generalista em termos alimentares, consumindo folhas, frutos, sementes e artrópodes (Francisco et al., 1995; Magnusson & Sanaïotti, 1987; M. Vieira, 2003), sendo sua dieta classificada como frugívora-onívora por Paglia et al. (2012).

Sua reprodução pode ocorrer ao longo de todo ano, porém tende a se concentrar no final da estação seca (Magnusson et al., 1995). A gestação dura em torno de 23 dias (Mello, 1980), quando nascem, em média, de três a quatro filhotes (Streilein, 1982b). Atinge a maturidade sexual com cerca de 35 dias, porém a maioria dos acasalamentos com sucesso ocorre quando as fêmeas estão com mais de dois meses de idade e/ou atingem o peso acima de 35 g (Francisco et al., 1995; Mello & Cavalcante, 1982).

Não é considerada ameaçada de extinção no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Porém, flutuações nos números populacionais desta espécie têm sido observadas (Aragona, 2008; Magnusson et al., 1995; Nikitiman & Mares, 1987) e em uma região de Cerrado amazônico as intensas flutuações apresentadas nas populações foram associadas ao fenômeno climático El Niño (Layme, 2008; Magnusson et al., 2010), sugerindo suscetibilidade de populações regionais a mudanças climáticas em larga escala. Não consta na lista da CITES (2021).

Necomys languarum (Thomas, 1898) (Figura 23)

Rato-do-mato

Ratón bayo

Paraguayan akodont

O rato-do-mato *Necomys languarum* é um roedor de tamanho médio, com comprimento da cabeça e do corpo em torno de 191 mm e comprimento da cauda, menor do que o corpo, com cerca de 76 mm (Pardiñas et al., 2015b). Bezerra et al. (2020) registram uma variação de 151-213 mm no comprimento total do corpo e 72-96 mm no comprimento total da cauda para espécimes de Mato Grosso, Rondônia e Amazonas.

A coloração do dorso é cinza-escuro sendo mais amarelada na região da garupa, cujo limite entre o dorso e o ventre é pouco delimitado. O ventre é esbranquiçado ou acinzentado, com as pontas dos pelos branco-amareladas.



Figura 23. *Necomys languarum*. Foto: Alexandra M. R. Bezerra.

Figure 23. *Necomys languarum*. Photo: Alexandra M. R. Bezerra.

O dorso das patas dianteiras e traseiras é uniformemente cinza-claro. A cauda é bicolor, pouco pilosa, enegrecida na porção dorsal e mais branca na porção ventral (Jayat et al., 2016; Pardiñas et al., 2015b).

Pode ser confundido com indivíduos das espécies *Akodon* e *Zygodontomys*, devido à semelhança na coloração e ao tamanho. Além disso, o *status* taxonômico de *N. lenguarum* permaneceu em debate até recentemente, sendo que esta espécie já foi considerada coespecífica de *N. lasiurus* quanto ao registro da localidade-tipo Tapirapoã, rio Sepotuba, tratada como *tapirapoanus*, subespécie de *N. lenguarum* (Pardiñas et al., 2015b). No entanto, além de *N. lasiurus*, dados moleculares demonstraram a existência de outra espécie deste gênero no Brasil, atribuída a *N. lenguarum* (Bezerra et al., 2020). Segundo o estudo, não é possível fazer diferenciação morfológica entre *N. lenguarum* e *N. lasiurus*, sendo necessário uso de marcadores moleculares.

A espécie ocorre em manchas campestres isoladas no sudeste do Peru, leste da Bolívia, oeste do Paraguai, extremo centro-oeste do Brasil e possivelmente no norte da Argentina, habitando as planícies Chaquenhas de altitude inferior a 1.300 m de elevação (Bezerra et al., 2020; Jayat et al., 2016; Pardiñas et al., 2015b). Na BAP, foi registrada somente no planalto, na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Pardiñas et al., 2015b*; Bezerra et al., 2020*) (Figura 24).

Ocorre em áreas de vegetação aberta, principalmente campestres, de clima sazonalmente seco (região do Chaco Seco; D'Elía et al., 2008). No Peru, pode ser encontrada em florestas baixas, savana, savana de palmeiras e áreas de transição, sendo um dos roedores mais abundantes na savana peruana (Medina et al., 2016; Pacheco et al., 2009). Sua ocorrência em áreas de Cerrado refere-se a registros para a porção oeste do Brasil central, na localidade-tipo de Tapiripoã (*sensu* J. A. Allen) e regiões próximas no oeste do Mato Grosso, bem como em enclaves de Cerrado em Rondônia e Amazonas (Bezerra et al., 2020).

Esta espécie não tem sido estudada em relação a outros aspectos de sua ecologia ou comportamento.

Não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Nectomys* Peters, 18861

Nectomys rattus (Pelzeln, 1883) (Figura 25)

Rato-d'água

Amazonian mouse, small-footed bristly mouse

O rato d'água *Nectomys rattus* apresenta massa corporal entre 130 e 350 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 110 e 215 mm e comprimento da cauda entre 125 e 228 mm (Chiquito & Percequillo, 2019). Na BAP, na bacia do rio Miranda, um macho foi capturado pesando 153 g, com comprimento da cabeça e do corpo de 185 mm e comprimento da cauda de 201 mm (Cáceres et al., 2007). Apresenta cariótipo $2n = 52-54$ (Bonvicino et al., 1996).

A coloração dorsal é castanho-escura e brilhante e a ventral apresenta pelos de base cinza-escuro e ápice mais claro, que varia do esbranquiçado ao alaranjado; não há limite definido entre o dorso e as laterais. As orelhas são revestidas por uma fina camada de pelos em torno da base e quase nuas em direção à borda. Os pés são grandes e robustos, com calcanhar estreito e palma larga; apresenta membranas interdigitais, uma franja de pelos prateados ao longo da margem externa da superfície plantar e tufo ungueais curtos e alaranjados. A cauda é robusta e apresenta poucos pelos pequenos, sendo mais pilosa na face ventral. Possui quatro pares de mamas: peitoral, pós-axial, abdominal e inguinal (Bonvicino et al., 2008; exame de material UFMT).

Assemelha-se a outra espécie de hábito semiaquático com ocorrência para a BAP, *Holochilus chacarius* (veja distinção em *Holochilus chacarius*).

O rato d'água distribui-se na Colômbia, Venezuela, Guiana, Suriname, Guiana Francesa, Peru e Brasil, ocorrendo na Amazônia, Cerrado, Caatinga e Pantanal (Chiquito & Percequillo, 2019). Na BAP, foi registrado no planalto nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Prado & Percequillo, 2013*; Santos-Filho, 2005*), Paraguai (na Serra das Araras

Nectomys rattus tem hábito semiaquático e está fortemente associado a habitats próximos a cursos d'água, habitando formações florestais da Amazônia e Mata Atlântica, bem como veredas, matas ciliares e de galeria no Cerrado e na Caatinga. Possui ampla distribuição geográfica e ocorre tanto em habitats preservados como em habitats alterados (Bonvicino et al., 2002), tendo a presença de curso d'água como um fator de restrição de sua distribuição. Na BAP, foi registrado em matas de galeria (Cáceres et al., 2010) e floresta semidecídua (Cáceres et al., 2007).

Sua dieta, classificada como frugívora-onívora por Paglia et al. (2012), é composta principalmente de peixes, fungos, frutos, sementes e artrópodes (J. Oliveira & Bonvicino, 2006).

Apresenta dimorfismo sexual secundário, com machos maiores do que as fêmeas. As ninhadas variam de cinco a sete filhotes, podendo ocorrer de duas a três ninhadas por ano (Davis, 1947 citado em J. Oliveira & Bonvicino, 2006).

O rato-d'água não é considerado ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Oecomys* Thomas, 1906

Oecomys cleberi Locks, 1981 (Figura 26)

Rato-da-árvore

Cleber's arboreal rice rat



Figura 26. *Oecomys cleberi*. Foto: Marcus Vinicius Brandão.

Figure 26. *Oecomys cleberi*. Photo: Marcus Vinicius Brandão.

O rato-da-árvore *Oecomys cleberi* possui tamanho diminuto quando comparado a outras espécies deste gênero, com massa corporal entre 29 e 47 g, comprimento da cabeça e corpo entre 92 e 119 mm e comprimento da cauda entre 104 e 125 mm (Rocha et al., 2012; Suárez-Villota et al., 2018; M. V. Brandão, comunicação pessoal, 2020). Na BAP, na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru, os indivíduos capturados apresentaram peso médio de $29,1 \pm 8,3$ g ($n = 47$; Santos-Filho et al., 2012a). Cabe destacar que consideramos aqui registros publicados de *O. bicolor* presente na BAP como *O. cleberi* (ver comentário a seguir).

A coloração do dorso é castanho-alaranjada, com cabeça e flancos mais claros. O ventre é esbranquiçado, apresentando faixa basal de pelos acinzentados nas laterais. As vibrissas são longas e abundantes. Os pés são curtos e largos (21-29 mm), recobertos de pelos esbranquiçados e uma mancha marrom-claro na superfície dorsal. Sua cauda é geralmente maior do que o comprimento da cabeça e do corpo (entre 93-119%), sendo amarronzada, levemente bicolor e com um pincel incipiente de pelos em seu ápice (Rocha et al., 2012; Suárez-Villota et al., 2018). Apresenta cariótipo $2n = 80$ e $NF = 134$ para populações presentes nos estados de Goiás e São Paulo (Suárez-Villota et al., 2018). Não há cariótipos disponíveis para as populações presentes na BAP.

Recentemente, Rocha et al. (2012) consideram *O. cleberi* como válida e espécie-irmã de *O. bicolor*, a qual, como definida atualmente, pode representar um complexo de espécies, dada a considerável variação morfológica e cariotípica até agora registrada. Na presente obra, seguimos o critério de Suárez-Villota et al. (2018), considerando *O. cleberi* como restrita ao Brasil central, incluindo áreas da BAP, enquanto *O. bicolor* é restrita à Amazônia.

Assemelha-se morfológicamente às outras três espécies do gênero *Oecomys* com ocorrência na BAP, especialmente a *O. roberti*, a qual geralmente apresenta maior tamanho e coloração dorsal castanho-alaranjada mais escura. No entanto, como existe grande sobreposição de tamanho e coloração entre estas espécies, é necessária

a avaliação de material craniano para distinção precisa. Pode ser diferenciada de *O. mamorae* em campo por meio de diferenças na coloração dorsal (castanho-alaranjada *versus* castanho-acinzentada salpicado de negro em *O. mamorae*); coloração lateral (alaranjada *versus* acinzentada) e pelo tamanho, sendo *O. mamorae* maior, com massa corporal entre 51 e 180 g (Bonvicino et al., 2008; Suárez-Villota et al., 2018; exame material UFMT). A diferenciação em campo de *O. matogrossensis* pode ser feita por meio de diferenças de tamanho no comprimento dos pelos e na coloração do dorso (castanho-alaranjada e com média de 6 mm *versus* marrom-acinzentada salpicada de laranja e com média de 9 mm em *O. matogrossensis*), coloração do ventre (esbranquiçado *versus* branco-acinzentado) (Bonvicino et al., 2008; Suárez-Villota et al., 2018; exame material UFMT).

O rato-do-mato *O. cleberi* distribui-se no Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Distrito Federal, no norte de São Paulo e no sudoeste de Minas Gerais (Rocha et al., 2012; Suárez-Villota et al., 2018). Na BAP, foi registrado no planalto nas bacias dos rios Corixo Grande (Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*), Paraguai (na Serra das Araras – Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012b*), Cuiabá (Schneider, 2000*; Casagrande & Santos-Filho, 2019*) (na Chapada dos Guimarães – Shiraiwa, 2009*; UFMT*), Taquari (Carmignotto, 2005*), Aquidauana-Negro (Cáceres et al., 2010*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*) e Miranda (Hannibal & Cáceres, 2010*) (na Serra de Maracajú – Carmignotto, 2005*). Na planície, há registros para as sub-regiões Cáceres, Poconé e Paraguai (citadas em Carmignotto, 2005*) (no Maciço do Urucum – Carmignotto, 2005*; Cáceres et al., 2011a*; Godoi et al., 2010*, UFSM273) (Figura 30).

Ocupa ambientes florestais ao longo do Cerrado e do Pantanal (J. Oliveira & Bonvicino, 2006). Na BAP, foi registrada em fragmentos de floresta estacional semidecidual submontana (Santos-Filho et al., 2012a), mata de galeria, áreas monodominantes da palmeira babaçu (*Attalea speciosa*, Arecaceae) (Santos-Filho et al., 2012b)

e floresta semidecídua até 1.000 m de altitude (Cáceres et al., 2011a).

Essa espécie possui hábito arborícola, dieta frugívora e é descrita como predador de sementes por Paglia et al. (2012).

Não é considerada ameaçada de extinção no Brasil (ICMBio, 2018) e consta na categoria 'deficiente em dados' em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

Oecomys mamorae (Thomas, 1906) (Figura 27)

Rato-da-árvore

Mamore arboreal rice rat.

O rato-da-árvore *Oecomys mamorae* apresenta massa corporal entre 51 e 190 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 113 e 157 mm e comprimento da cauda entre 148 e 192 mm (Bonvicino et al., 2008). No Pantanal da sub-região Nhecolândia, a massa corporal dos indivíduos variou entre 50 e 115 g (n = 127; P. C. Antunes, dados não publicados), e na sub-região Cuiabá a massa corporal de machos variou de 43,5 a 105 g (n = 13) e de fêmeas de 41,5 a 75 g (n = 6; Aragona, 2008).

O topo da cabeça é castanho-acinzentado salpicado de negro e a região frontal e as bochechas são predominantemente acinzentadas. A pelagem do dorso é similar à do topo da cabeça e longa (maior do que 5 mm).



Figura 27. *Oecomys mamorae*. Foto: Mônica Aragona.

Figure 27. *Oecomys mamorae*. Photo: Mônica Aragona.

Os flancos são mais claros e acinzentados. O ventre é creme, podendo ou não apresentar faixa basal de pelos acinzentados nas laterais. As vibrissas são longas e abundantes. Os pés são mais estreitos e compridos (entre 24,5 e 26,9 mm), quando comparados ao de outras espécies de *Oecomys*, e são recobertos de pelos de cor creme, de coloração semelhante à do ventre. Sua cauda é amarronzada, suavemente bicolor e com um pincel incipiente de pelos em seu ápice (Carleton et al., 2009; exame de material UFMT). Não há cariótipo disponível para essa espécie.

Vale mencionar que *Oecomys mamorae* pode representar um complexo de espécies. Recentemente, Pardiñas et al. (2016) descreveram *O. franciscorum*, tida como clado próximo a *Oecomys* cf. *franciscorum*, *O. mamorae* e *Oecomys* cf. *mamorae*, sugerindo que *O. franciscorum* pudesse estar restrita à Argentina, *O. mamorae* à Bolívia e *Oecomys* cf. *franciscorum* ao extremo oeste do Mato Grosso do Sul e ao Paraguai. Somente uma revisão taxonômica pode provar se os registros no Brasil, anteriormente atribuídos a *O. mamorae*, incluindo áreas da BAP, podem na verdade representar *O. franciscorum* e/ou uma espécie não descrita. No presente trabalho, consideramos apenas a ocorrência de *O. mamorae* na BAP.

Assemelha-se às outras três espécies do gênero com ocorrência na BAP (veja distinção entre *O. mamorae* e *O. cleberi* no texto sobre *O. cleberi*). *Oecomys mamorae* diferencia-se morfologicamente de *O. matogrossensis* pelos seguintes caracteres: coloração dorsal (castanho-acinzentada salpicada de negro em *O. mamorae* versus marrom-avermelhada em *O. matogrossensis*), coloração do ventre (creme versus branco-acinzentada), mancha esbranquiçada geralmente na região da garganta (ausente versus presente), coloração da cauda (amarronzada e suavemente bicolor versus castanho-escura); ademais, diferenciam-se através de dados cariotípicos e moleculares. Diferencia-se morfologicamente de *O. roberti* pelos seguintes caracteres: coloração do dorso (castanho-acinzentada tracejada de negro em *O. mamorae* versus castanho-alaranjada em *O. roberti*), comprimento da pelagem dorsal (geralmente maior

do que 5 mm versus geralmente menor do que 4 mm), coloração das laterais (mais claras e acinzentadas versus mais claras e alaranjadas) e pela coloração do ventre (creme versus esbranquiçada a creme, mas com uma faixa de pelos acinzentados na porção lateral do ventre); além de serem diferenciadas por meio de dados moleculares e cariótipo.

Distribui-se desde as áreas dominadas por savanas e pelo Chaco ao longo das porções central e leste da Bolívia, estendendo-se até o leste do Paraguai. No Brasil, ocorre no sudoeste de Mato Grosso e noroeste do Mato Grosso do Sul (Bonvicino et al., 2008; Carleton et al., 2009; Musser & Carleton, 2005). Na BAP, foi registrada no planalto somente na Serra da Bodoquena (Carmignotto, 2005*; Cáceres et al., 2007*), na bacia do rio Miranda. Na planície, há registros nas sub-regiões Cáceres (De Lázari, 2011*; UFMT*; M. Santos-Filho, dados não publicados*), Poconé (Carmignotto, 2005*; Aragona & Marinho-Filho, 2009*), Paraguai (Carmignotto, 2005*; Rossi et al., 2003*; UFMT*) (na Serra do Amolar – UFMT*; M. Brandão*, 2021, registro de *O. franciscorum*; e no Maciço do Urucum – Carmignotto, 2005*; Cáceres et al., 2011a*), Nhecolândia (Mozzerle, 2011*, MCPAP329, 331, 333; Antunes, 2009*, MCPAP229; Herrera et al., 2007*), Miranda (Carmignotto, 2005*; Andreazzi et al., 2011*) e Abobral (Carmignotto, 2005*) (Figura 30).

Habita formações florestais do Cerrado e do Pantanal (Carmignotto, 2005; J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Na BAP, foi registrada no planalto, em áreas de floresta semidecídua de até 400 m de altitude (Cáceres et al., 2011a), e na planície, em áreas de cambarazais, cordilheiras e landis (Aragona, 2008), em floresta estacional semidecidual (Andreazzi et al., 2011; H. B. Mozerle & P. C. Antunes, dados não publicados), cerrado *sensu stricto* e cerradão (H. B. Mozerle & P. C. Antunes, dados não publicados).

Este rato-do-mato possui hábito arborícola e dieta frugívora, atuando como predador de pequenas sementes (Paglia et al., 2012). Pouco se sabe sobre sua biologia reprodutiva. No Pantanal da sub-região Nhecolândia, Andreazzi et al. (2011) registraram fêmeas reprodutivas ao longo de todo o ano,

mas com frequência maior durante a estação chuvosa, época de maior disponibilidade de alimento. Esse padrão também foi registrado no Pantanal da sub-região Cuiabá (Aragona, 2008). Andreazzi et al. (2011) ainda verificaram que o tamanho populacional de *O. mamorae* flutua ao longo do ano, tendendo a sofrer quedas durante a estação seca e picos na estação chuvosa, devido ao aumento das taxas de recrutamento e sobrevivência.

Não é considerado ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

Oecomys matogrossensis (Saldanha e Rossi, 2021) (Figura 28)

Rato-da-árvore, rato-de-mato grosso

O rato-da-árvore *Oecomys matogrossensis* apresenta massa corporal entre 22 e 36 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 85 e 135 mm e da cauda entre 106 e 160 mm (Saldanha & Rossi, 2021). Na BAP, os indivíduos capturados apresentaram peso médio de 26 g (J. Saldanha, comunicação pessoal, 2021).

A coloração do dorso é marrom-alaranjada. Pelagem dorsal macia, fina e comprida (11 mm) quando comparada a outras espécies desse gênero. Ventre recoberto de pelos com base acinzentada e ápice esbranquiçado; coloração creme na região da garganta, pescoço, patas e genitália.



Figura 28. *Oecomys matogrossensis*. Foto: Manoel do Santos-Filho.

Figure 28. *Oecomys matogrossensis*. Photo: Manoel do Santos-Filho.

Região lateral mais clara do que a coloração do dorso. Mãos e pés com coloração branca e com presença de mancha amarronzada nos metatarsos. Cauda castanho-escura, levemente bicolor e com o comprimento maior do que o comprimento da cabeça e do corpo (apenas a região proximal da cauda é levemente mais clara). Ausência de tufo de pelos na ponta da cauda (Saldanha & Rossi, 2021). Segundo dados da literatura, a espécie possui $2n = 54$ e $NF = 54$ (Suárez-Villota et al., 2018).

Assemelha-se morfológicamente às outras três espécies do gênero *Oecomys* com ocorrência na BAP (veja distinção entre *O. matogrossensis* e *O. cleberi* no texto sobre *O. cleberi* e entre *O. matogrossensis* e *O. mamorae* no texto sobre *O. mamorae*). Distingui-se morfológicamente de *O. roberti* pela coloração dorsal marrom-escuro e alaranjada (*versus* avermelhada/alaranjada em *O. roberti*) e ventre acinzentado (*versus* branco), além de dados citogenéticos e moleculares.

Ocorre na região sudoeste da Amazônia, estendendo-se de Jacareacanga (margem direita do rio Teles Pires na região extremo sudoeste do Pará) ao extremo sudoeste do estado de Mato Grosso, em Cáceres (Saldanha & Rossi, 2021). Na BAP, a espécie foi registrada no planalto, nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*, identificado como *Oecomys* aff. *catherinae*) e Cuiabá (Casagrande & Santos-Filho, 2019*, identificado como *Oecomys* cf. *catherinae*; Saldanha & Rossi, 2021*); e na planície, na sub-região Cáceres (Saldanha & Rossi, 2021*) (Figura 30).

Assim como as demais espécies do gênero, por viver preferencialmente no sub-bosque de ambientes florestais, são amostradas com mais facilidade por armadilhas do tipo *Sherman* instaladas em árvores e arbustos, mas também podem ser capturadas por outros tipos de armadilhas, inclusive no solo (Santos-Filho et al., 2006, identificado como *Oecomys* sp.).

Esta espécie foi descrita recentemente, portanto não foi avaliada em relação ao grau de ameaça de extinção em nível global ou nacional.

Oecomys roberti (Thomas, 1904) (Figura 29)

Rato-da-árvore

Robert's oecomys

O rato-da-árvore *Oecomys roberti* apresenta massa corporal entre 40 e 66 g, comprimento total entre 263 e 312 mm e comprimento da cauda entre 139 e 177 mm (Patton et al., 2000; Suárez-Villota et al., 2018). Entretanto, as dimensões biométricas para essa espécie na BAP são expressivamente menores, tanto no Pantanal da sub-região Cuiabá, com massa corporal variando de 25 a 61,5 g ($n = 71$) e comprimento da cauda entre 128 e 169 mm ($n = 64$), maior do que o comprimento da cabeça e do corpo, que varia entre 89 e 138 mm ($n = 69$; Aragona, 2008), como no planalto, na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru, onde os indivíduos capturados apresentaram peso médio de $46,4 \pm 15,2$ g (Santos-Filho et al., 2012a).



Figura 29. *Oecomys roberti*. Foto: Mônica Aragona.

Figure 29. *Oecomys roberti*. Photo: Mônica Aragona.

O topo da cabeça e a região frontal são castanho-alaranjados e as bochechas alaranjadas. A pelagem do dorso é também castanho-alaranjada e mede, geralmente, menos do que 5 mm. As laterais são mais claras e alaranjadas. O ventre varia de branco a creme, geralmente com faixa basal de pelos acinzentados nas laterais. As vibrissas são longas e abundantes. Os pés são recobertos de pelos de cor creme, de coloração semelhante à do ventre. Sua cauda é maior do que o comprimento da cabeça e do corpo, sendo amarronzada, suavemente bicolor e com um pincel incipiente de pelos em seu ápice (entre 145 e 154 mm; exame de material UFMT; Patton et al., 2000). Apresenta cariótipo $2n = 80$ e $NF = 114$ para indivíduos coletados às margens do rio Juruá, Brasil (Patton et al., 2000) e $2n = 82$ e $NF = 106/110$ para indivíduos coletados no Mato Grosso e em Rondônia (Suárez-Villota et al., 2018). Não há cariótipos disponíveis para as populações da planície e da BAP.

Assemelha-se às outras três espécies do gênero com ocorrência na BAP (veja distinção entre *O. roberti* e *O. cleberi* no texto sobre *O. cleberi*, entre *O. roberti* e *O. matogrossensis* no texto sobre *O. matogrossensis* e entre *O. roberti* e *O. mamorae* no texto sobre *O. mamorae*).

Distribui-se desde o sul do estado do Amazonas, Rondônia e Mato Grosso (Bonvicino et al., 2008; Musser & Carleton, 2005). Na BAP, foi registrada no planalto, nas bacias dos rios Corixo Grande (Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012a*), Paraguai (Carmignotto, 2005*; M. Santos-Filho, dados não publicados*) (na Serra das Araras – Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012b*), Cuiabá (Carmignotto, 2005*; Casagrande & Santos-Filho, 2019*) (na Chapada dos Guimarães – Shiraiwa, 2009*, localidade-tipo). Na planície, há registros nas sub-regiões Cáceres (Carmignotto, 2005*) e Poconé (Carmignotto, 2005*; Aragona & Marinho-Filho, 2009*; UFMT*; M. Santos-Filho, dados não publicados*) (Figura 30).

Habita formações florestais na Amazônia (J. Oliveira & Bonvicino, 2011; Patton et al., 2000; Suárez-Villota et al., 2018); na BAP, foi registrada no planalto, em fragmentos

de floresta estacional semidecidual submontana (Santos-Filho et al., 2012a) e matas de galeria (Carmignotto, 2005; Santos-Filho et al., 2012b); na planície, em áreas de cambarazais e landis (Aragona, 2008).

Este rato-do-mato é de hábito arborícola e dieta frugívora, atuando como predador de pequenas sementes (Paglia et al., 2012). Pouco se sabe sobre sua biologia reprodutiva. Aragona (2008), no Pantanal da sub-região Cuiabá, verificou sinais reprodutivos da espécie ao longo de todo o ano. A mesma autora observou o uso de buracos no solo como refúgio durante a estação seca; durante a estação chuvosa, quando o solo está alagado, esta espécie utilizou ninhos da ave *Synallaxis albiflora* (Furnariidae). M. Santos-Filho (dados não publicados),

nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru, capturou uma fêmea grávida com quatro embriões e um macho escrotado no mês de novembro.

Não é considerado ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBIO, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Oligoryzomys* Bangs, 1900

Oligoryzomys chacoensis (Myers and Carleton, 1981)

(Figura 31)

Rato-do-mato

Colilargo chaqueño

Chacoan pygmy rice rat

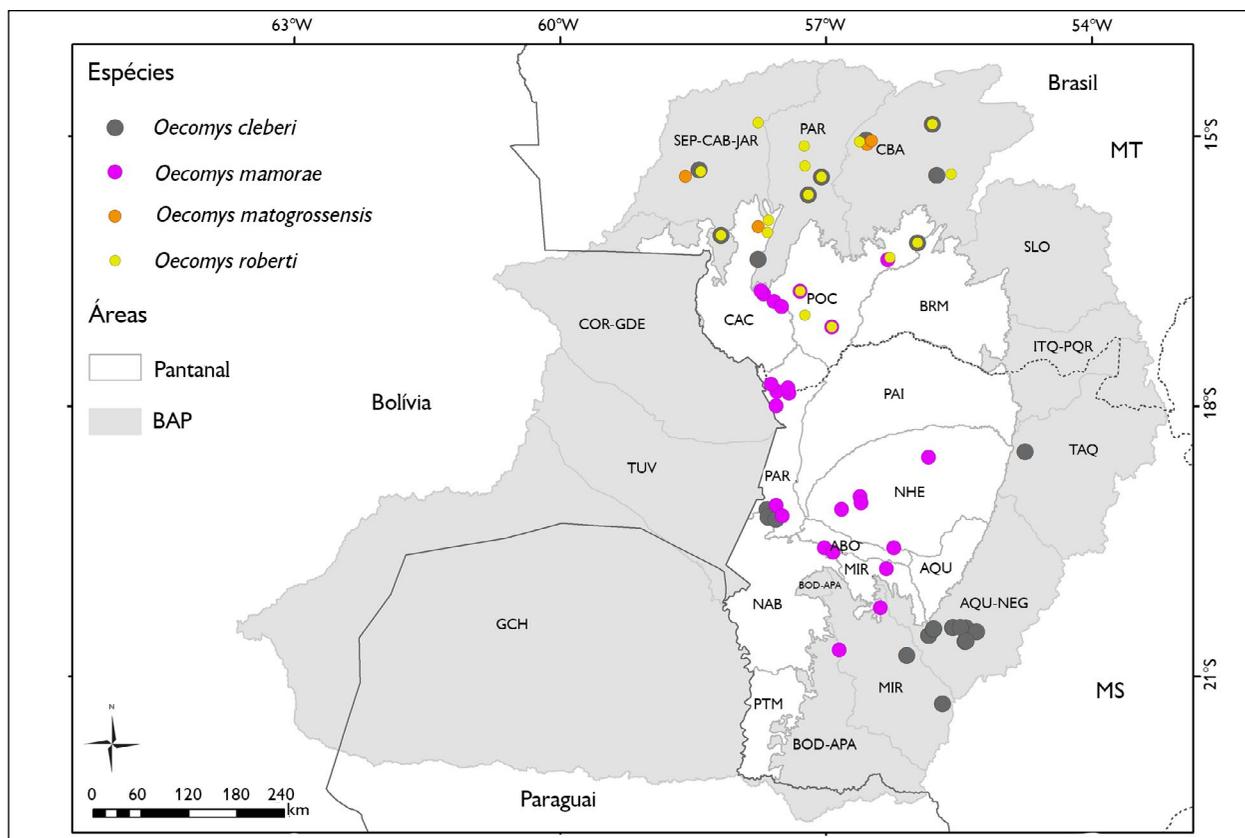


Figura 30. Pontos onde foram registradas as ocorrências de *Oecomys cleberi*, *Oecomys mamorae*, *Oecomys matogrossensis* e *Oecomys roberti* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 30. Records of *Oecomys cleberi*, *Oecomys mamorae*, *Oecomys matogrossensis*, and *Oecomys roberti* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.



Figura 31. *Oligoryzomys chacoensis*. Foto: Pablo Jayat.

Figure 31. *Oligoryzomys chacoensis*. Photo: Pablo Jayat.

O rato-do-mato *Oligoryzomys chacoensis* é um roedor de pequeno porte, sendo, porém, considerado de tamanho médio para o gênero, com massa corporal de 31 g (Paglia et al., 2012), comprimento total entre 185 e 280 mm e comprimento da cauda entre 105 e 150 mm (Bonvicino et al., 2008; Weksler & Bonvicino, 2005).

Apresenta dorso castanho-avermelhado, fortemente tracejado de pelos enegrecidos. As laterais do corpo são levemente mais claras do que o dorso. O ventre é esbranquiçado, com a base dos pelos acinzentada, podendo apresentar uma mancha sutil na região gular. A cauda é maior do que o comprimento da cabeça e do corpo. Apresenta cariótipo $2n = 58$ e $NF = 72-74$ (Weksler & Bonvicino, 2005; Paresque, 2010).

Assemelha-se morfológicamente às outras três espécies deste gênero com ocorrência para a BAP, *O. mattogrossae*, *O. microtis* e *O. nigripes*. Diferencia-se de *O. mattogrossae* pela coloração do dorso (castanho-avermelhado fortemente tracejado de negro em *O. chacoensis* versus castanho salpicado de negro em *O. mattogrossae*), coloração do ventre (esbranquiçado e com a base grisalha, podendo apresentar mancha tênue na região gular versus amarelado, podendo ou não apresentar manchas amarelas na região gular e próximo à base da cauda), cariótipo ($2n = 58$ e $NF = 72-74$ versus $2n = 62$ e $NF = 64$). Pode ser distinguido de *O. microtis*, que apresenta coloração do dorso castanho-amarelado, coloração do ventre branco-acinzentado, sem manchas; e cariótipo

$2n = 64$ e $NF = 66$. Diferencia-se de *O. nigripes*, que apresenta coloração do dorso castanho-escuro a amarelo-escuro, coloração do ventre esbranquiçado, às vezes com faixa laranja na região peitoral e cariótipo $2n = 62$ e $NF = 81-82$.

Esta espécie ocorre no sudeste da Bolívia, sudoeste do Brasil, oeste do Paraguai e norte da Argentina (Musser & Carleton, 2005). Na BAP, foi registrada no planalto na bacia dos rios Corixo Grande (M. Santos-Filho, dados não publicados*; Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Cuiabá (Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Aquidauana-Negro (Carmignotto, 2005*; Cáceres et al., 2010*) e Miranda (na Serra da Bodoquena – Carmignotto, 2005*). Na planície, há registros nas sub-regiões Cáceres (Carmignotto, 2005*; De Lázari, 2011*) e Paraguai (no Maciço do Urucum – Carmignotto, 2005*; Cáceres et al., 2011a*; Godoi et al., 2010*, UFSM174, 271) (Figura 35).

Oligoryzomys chacoensis é uma espécie geralmente encontrada em ambientes florestais, arbustos espinhosos e nas pastagens do Chaco (IUCN, 2021). Na BAP, foi registrada em áreas de floresta estacional aluvial e submontana entre 150 e 1.000 m de altitude, em campos de altitude (Cáceres et al., 2011a; Godoi et al., 2010), em áreas de cerrado *sensu stricto* (Godoi et al., 2010) e em áreas de plantio de teca (*Tectona grandis* L.f., Lamiaceae) (Casagrande & Santos-Filho, 2019).

É um roedor de hábito escansorial e dieta classificada como frugívora-granívora (Paglia et al., 2012). No Paraguai, Myers & Cartelon (1981 citado em Weksler & Bonvicino, 2005) verificaram dez fêmeas prenhes entre janeiro e julho, com variação no número de embriões de dois a cinco.

Não é considerado ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

Oligoryzomys mattogrossae (J.A. Allen, 1916) (Figura 32)

Rato-do-mato
Colilargo de fornes
Fornes' colilargo



Figura 32. *Oligoryzomys matogrossae*. Foto: Wellington Hannibal.

Figure 32. *Oligoryzomys matogrossae*. Photo: Wellington Hannibal.

O rato-do-mato *Oligoryzomys matogrossae* é um roedor de pequeno porte, uma das menores espécies do gênero, com massa corporal entre nove e 20 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 60 e 84 mm (nos adultos, em média, < 96 mm) e comprimento da cauda maior do que o da cabeça e do corpo, entre 90 e 111 mm (Bonvicino et al., 2008; Weksler & Bonvicino, 2015; Weksler et al., 2017).

O dorso é acinzentado-amarelado, com tons avermelhados, especialmente na garupa; a base dos pelos é ocre-claro, em vez de branco-acinzentado; a coloração lateral é mais clara do que o dorso e sem limite bem definido com a pelagem ventral amarelada (Weksler et al., 2017). Apresenta cariótipo $2n = 62$ e $NF = 64$ (Weksler & Bonvicino, 2005, 2015).

Assemelha-se morfológicamente às outras três espécies deste gênero com ocorrência para a BAP, *O. chacoensis*, *O. microtis* e *O. nigripes* (veja distinção de *O. chacoensis* no texto dessa espécie). Diferencia-se de *O. microtis* pela coloração do dorso (castanho salpicado de negro em *O. matogrossae* versus castanho-amarelado em *O. microtis*), coloração do ventre (amarelado, podendo ou não apresentar manchas amarelas na região gular e próximo à base da cauda versus branco-acinzentado, sem manchas), cariótipo ($2n = 62$ e $NF = 64$ versus $2n = 64$

e $NF = 66$), além de outras características crânio-dentárias e dados moleculares. Pode ser distinguido de *O. nigripes* pela coloração do dorso (castanho salpicado de negro em *O. matogrossae* versus castanho-escuro a amarelo-escuro em *O. nigripes*), coloração do ventre (amarelado, podendo ou não apresentar manchas amarelas na região gular e próximo à base da cauda versus esbranquiçada, às vezes com faixa laranja na região peitoral), cariótipo ($2n = 62$ e $NF = 64$ versus $2n = 62$ e $NF = 78-82$), além de outras características crânio-dentárias e dados moleculares. Pode assemelhar-se mais superficialmente com algumas espécies do gênero *Calomys* com ocorrência para a BAP (veja distinção em *C. callidus*).

Este roedor ocorre em vegetações abertas no leste do Paraguai, passando pelo Brasil central até a região Nordeste (Bonvicino & Weksler, 1998; Weksler & Bonvicino, 2015). Na BAP, foi registrado no planalto, nas bacias dos rios Corixo Grande (Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Cuiabá (Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Itiquira-Piquiri (M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*), Aquidauana-Negro (Carmignotto, 2005*; M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*; M. N. Godoi, dados não publicados*; W. Hannibal, dados não publicados*; Cáceres et al., 2011b*) e Miranda (na Serra da Bodoquena – Carmignotto, 2005*). Na planície, há registros nas sub-regiões Cáceres (Carmignotto, 2005*), Poconé (Aragona, 2008*, mencionado como *O. fornesi*), Paraguai (Carmignotto, 2005*) e Nhecolândia (Carmignotto, 2005*; Weksler et al., 2017*) (Figura 35).

Oligoryzomys matogrossae é encontrada principalmente em formações de vegetação aberta do Cerrado, mas também pode ocorrer em áreas florestais (Weksler & Bonvicino, 2005). Na BAP, os registros de espécie foram feitos em áreas de campo de murunduns (Aragona, 2008; mencionado como *O. fornesi*), cerrado *sensu stricto*, cerradão, mata ciliar, plantações de eucalipto (M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados) e em áreas de plantio de teca (*Tectona grandis* L.f., Lamiaceae) (Casagrande & Santos-Filho, 2019).

É um roedor de hábito escansorial e dieta frugívora-granívora (Paglia et al., 2012). Não há informações sobre a biologia reprodutiva dessa espécie.

Uma das principais ameaças às populações dessa espécie é o desmatamento para a realização de agricultura (Weksler & Bonvicino, 2005). Não é considerado ameaçado de extinção no Brasil (ICMBio, 2018) e não há informações disponíveis sobre seu grau de ameaça em âmbito global. Não consta na lista da CITES (2021).

Oligoryzomys microtis (Allen, 1916) (Figura 33)

Camundongo-do-mato

Ratón arrozalero de oreja pequeña

Small-eared colilargo

O camundongo-do-mato *Oligoryzomys microtis* é um roedor de pequeno porte, com massa corporal entre 14 e 23 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 80 e 96 mm e comprimento da cauda entre 74 e 100 mm (Bonvicino et al., 2008). No entanto, na BAP, na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru, os indivíduos capturados apresentaram peso médio de $15 \pm 3,1$ g ($n = 22$; Santos-Filho et al., 2012a).

Apresenta coloração dorsal castanho-avermelhada tracejada de negro, laterais mais claras do que o dorso e ventre branco-acinzentado. Os pés são longos, medindo



Figura 33. *Oligoryzomys microtis*, adulto com três juvenis. Foto: Manoel dos Santos-Filho.

Figure 33. *Oligoryzomys microtis*, adult with three juvenile individuals. Photo: Manoel dos Santos-Filho.

entre 20 e 23 mm e são recobertos de pequenos pelos claros. A cauda é fina e pouco pilosa. Possui quatro pares de mamas: peitoral, pós-axial, abdominal e inguinal (Bonvicino et al., 2008; Paresque, 2010; Patton et al., 2000). Apresenta cariótipo $2n = 64$ e $NF = 66$ (Weksler & Bonvicino, 2005).

Assemelha-se a outras espécies de *Oligoryzomys* com ocorrência para a BAP (veja distinção em *O. chacoensis* e *O. fornesi*). Diferencia-se de *O. nigripes* pela coloração do dorso (castanho-amarelado em *O. microtis* versus castanho-escuro a amarelo-escuro em *O. nigripes*), coloração do ventre (branco-acinzentado, sem manchas versus esbranquiçada, às vezes com faixa laranja na região peitoral), cariótipo ($2n = 64$ e $NF = 66$ versus $2n = 62$ e $NF = 78-82$), além de outras características crânio-dentárias e dados moleculares.

A localidade-tipo do camundongo-do-mato é Manacapuru, estado do Amazonas, Brasil, e tem sido registrada em outras localidades desse estado, bem como no Acre, Rondônia, Pará e Mato Grosso. A espécie ocorre também no Peru, na Bolívia e no Paraguai (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Habita formações florestais, bem como áreas abertas e perturbadas pertencentes aos biomas Amazônia e Cerrado (Bezerra et al., 2009; G. Miranda et al., 2009; Patton et al., 2000). Na BAP, foi registrada apenas no planalto, na bacia dos rios Corixo Grande (Casagrande & Santos-Filho, 2019*), Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*; Casagrande & Santos-Filho, 2019*) e Cuiabá (Casagrande & Santos-Filho, 2019*) (Figura 35), em fragmentos de floresta estacional semidecidual submontana (Santos-Filho et al., 2012a) e em áreas de plantio de teca (*Tectona grandis* L.f., Lamiaceae) (Casagrande & Santos-Filho, 2019).

É um animal de hábitos terrestres com capacidade de saltar (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Apresenta características de história de vida estrategista, com rápido crescimento, maturidade reprodutiva precoce e um tamanho de ninhada grande (Patton et al., 2000). Sua dieta é classificada como frugívora-granívora por Paglia et al. (2012). Um total de 458 ectoparasitas foi encontrado

em 36 indivíduos de *O. microtis* das regiões norte do departamento de La Paz, Bolívia. Dos ectoparasitas, *Laelaps* sp. foi o gênero com maior abundância e *Mysolaelaps* sp., o mais prevalente (Graça et al., 2020).

O camundongo-do-mato não é considerado ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

Oligoryzomys nigripes (Olfers, 1818) (Figura 34)

Rato-do-mato

Colilargo selvático

Black-footed pygmy rice rat

O rato-do-mato *Oligoryzomys nigripes* é a espécie de maior porte dentro de seu gênero, com massa corporal entre 18 e 40 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 70 e 120 mm e comprimento da cauda entre 96 e 144 mm (Bonvicino et al., 2008; Weksler & Bonvicino, 2005; 2015). Na BAP, na bacia do rio Miranda, um macho foi capturado pesando 25 g, com comprimento da cabeça e do corpo de 94,2 mm e comprimento da cauda de 141 mm (Cáceres et al., 2007).

Apresenta pelagem dorsal castanho-escura e amarelo-escura, com limite bem definido com o ventre, que é esbranquiçado; muitas vezes apresenta uma faixa peitoral laranja. Apresenta cariótipo $2n = 62$ e $NF = 78-82$ (Weksler & Bonvicino, 2005).



Figura 34. *Oligoryzomys nigripes*. Foto: Pâmela Castro Antunes.

Figure 34. *Oligoryzomys nigripes*. Photo: Pâmela Castro Antunes.

Assemelha-se às demais espécies de *Oligoryzomys* presentes na BAP (veja distinção em *O. chacoensis*, *O. fornesi* e *O. microtis*).

Este roedor ocorre no leste do Paraguai, no norte da Argentina, no Uruguai, bem como se estende do Nordeste ao Sul, passando pela região central do Brasil (Weksler & Bonvicino, 2005, 2015). Na BAP, foi registrado no planalto, nas bacias dos rios Itiquira-Piquiri (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*), Aquidauana-Negro (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*; M. N. Godoi, dados não publicados*), Miranda (na Serra de Maracajú – Carmignotto, 2005*); na planície, há registros nas sub-regiões Paraguai (na Serra do Amolar – Carmignotto, 2005* – e no Maciço do Urucum – Cáceres et al., 2011a*; Godoi et al., 2010*, UFSM 278, 353) e Porto Murtinho (Cáceres et al., 2007*) (Figura 35).

Oligoryzomys nigripes é a mais generalista das espécies brasileiras do gênero, sendo encontrada em vegetação florestal primária e secundária, como as florestas montanas e submontanas da Mata Atlântica de 100 a 2.000 m de altitude e matas de galeria do Cerrado (Weksler & Bonvicino, 2005). Na BAP, foi registrada no planalto, em áreas de floresta estacional aluvial e submontana entre 150 e 1.000 m de altitude (Cáceres et al., 2011a; Godoi et al., 2010), cerrado *sensu stricto* (Godoi et al., 2010), floresta estacional semidecidual (Hannibal & Neves-Godoi, 2015), floresta estacional decidual (Cáceres et al., 2007), matas de galeria e cerradão (Hannibal & Neves-Godoi, 2015).

É um roedor de hábito escansorial e dieta frugívora-granívora (Paglia et al., 2012). Myers & Carleton (1981 citado em Weksler & Bonvicino, 2005), no Paraguai, coletaram fêmeas prenhes em junho e agosto, com número de embriões variando entre dois e cinco. Weksler & Bonvicino (2005) coletaram, em diferentes localidades no Brasil, 32 fêmeas prenhes em setembro e novembro, com o número de embriões variando entre quatro e seis. Um indivíduo juvenil foi coletado no mês de julho no Pantanal da sub-região Cuiabá (M. Aragona, dado não publicado).

Em áreas de transição Cerrado-Mata Atlântica, na Serra do Ouro (Minas Gerais), Braga et al. (2015) observaram três fêmeas lactantes, uma com três e uma com quatro filhotes, capturadas no mês de abril, e outra com dois filhotes, capturada no mês de julho. Durante a captura, as fêmeas estavam agressivas e exibiam comportamentos de agrupar os filhotes sob o seu corpo, mantendo as patas traseiras esticadas sobre eles, provavelmente para oferecer maior proteção aos filhotes, atacando com mordidas diante de qualquer aproximação.

Não é considerado ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Oxymycterus* Waterhouse, 1837

Oxymycterus delator (Thomas, 1903) (Figura 36)

Rato-do-brejo

Ratón delator, anguja

Spy hocicudo

O rato-do-brejo *Oxymycterus delator* apresenta massa corporal entre 35,9 e 149 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 115 e 174 mm e comprimento da cauda entre 70 e 120 mm (J. Oliveira, 1998).

A coloração dorsal é castanho-escuro, frequentemente apresentando regiões mais claras em cima das bochechas; a pelagem ventral é geralmente bem definida em relação

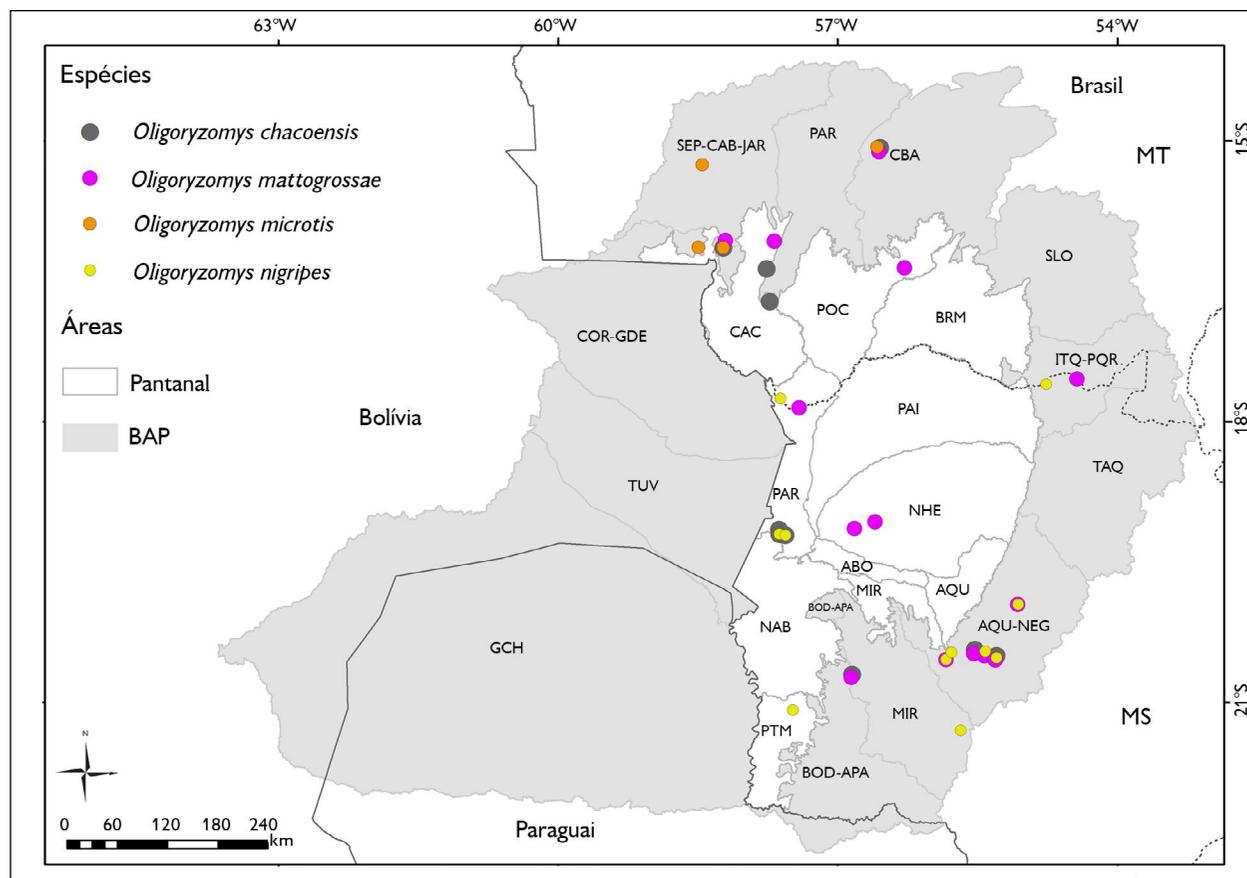


Figura 35. Pontos onde foram registradas as ocorrências de *Oligoryzomys chacoensis*, *Oligoryzomys mattogrossae*, *Oligoryzomys microtis* e *Oligoryzomys nigripes* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 35. Records of *Oligoryzomys chacoensis*, *Oligoryzomys mattogrossae*, *Oligoryzomys microtis*, and *Oligoryzomys nigripes* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.



Figura 36. *Oxymycterus delator*. Foto: Manoel dos Santos Filho.

Figure 36. *Oxymycterus delator*. Photo: Manoel dos Santos Filho.

ao dorso e às laterais, apresentando coloração marrom-amarelada com pelos de base cinza-escuro, dando um aspecto mais escuro em algumas regiões. As orelhas são revestidas por uma fina camada de pelos em torno da base e quase nuas em direção à borda. Os pés são grandes, variando entre 22 a 32 mm. A cauda apresenta pelos relativamente longos, é unicolor, com coloração enegrecida similar aos pés e orelhas (J. Oliveira, 1998; exame de material MZUSP).

Jovens dessa espécie podem assemelhar-se a outras espécies de roedores da tribo Akodontini, porém o longo rostro característico do gênero é facilmente notável nesse roedor. Indivíduos adultos não se assemelham a nenhuma outra espécie com ocorrência para a BAP.

O rato-do-brejo distribui-se do sul do Paraguai até a região central do Brasil, nos estados de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Paraná, São Paulo, Goiás, Tocantins, Minas Gerais, Bahia, Ceará e Piauí (Carmignotto, 2005; J. Oliveira, 1998). Na BAP, foi registrada no planalto, na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (M. Santos-Filho, dados não publicados*) e Cuiabá (Carmignotto, 2005*; J. Oliveira, 1998*) (Figura 39).

Oxymycterus delator está fortemente associado a veredas, campos úmidos e limpos, assim como a matas de galeria no Cerrado (Bonvicino et al., 2005; Carmignotto, 2005). É uma espécie de hábito descrito como semifossorial e dieta classificada como insetívora-onívora por Paglia et al. (2012). No Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros,

Goiás, fêmeas prenhes desta espécie foram capturadas no mês de novembro, com um a cinco embriões cada (Bonvicino et al., 2005).

Não é considerado ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Pseudoryzomys* Waterhouse, 1837

Pseudoryzomys simplex (Winge, 1887) (Figura 37)

Rato-do-mato

False oryzomys

O rato-do-mato *Pseudoryzomys simplex* apresenta comprimento da cabeça e do corpo variando de 94 a 140 mm, cauda similar ao tamanho da cabeça e do corpo, com comprimento entre 105 e 140 mm (Voss & Myers, 1991). Duas fêmeas e um macho, adultos, foram capturados na BAP na planície na sub-região Cuiabá, apresentando massa corporal entre 30 e 60 g, comprimento total entre 109 e 120 mm e comprimento da cauda entre 111 e 121 mm (Voss, 2015a; Wolf et al., 2016).

A coloração do dorso é castanho-acinzentada, com a base dos pelos acinzentada, tracejada por pelos de ponta negra. As laterais são mais claras e com limite pouco definido com o ventre, pode apresentar-se acinzentado ou branco-amarelado, com a base dos pelos acinzentada.



Figura 37. *Pseudoryzomys simplex*. Foto: Emanuelle Pasa.

Figure 37. *Pseudoryzomys simplex*. Photo: Emanuelle Pasa.

A superfície dorsal das mãos e dos pés é revestida por pelos curtos branco-acinzentados, apresentando pequenas membranas interdigitais na pata posterior. A cauda é longa (semelhante ao tamanho do corpo), distintamente bicolor, pouco pilosa e com escamas epidérmicas evidentes (Bonvicino et al., 2008; Voss & Myers, 1991; exame de material MZUSP). Apresenta quatro pares de mamas.

Assemelha-se às espécies *Cerradomys* sp. e *Necromys lasiurus* (rato-pixuna), das quais pode ser diferenciada em campo pela presença ou não de um anel de pelos mais claros ao redor dos olhos (presente em *N. lasiurus* e ausente em *P. simplex*), pela coloração e pelo tamanho (castanho-amarelado e corpo maior do que 123 mm em *Cerradomys* sp.) e principalmente pela presença de membranas interdigitais na pata posterior (presente em *P. simplex*, ausente em *N. lasiurus* e *Cerradomys* sp.), além de caracteres crânio-dentários, citogenética e genética molecular.

Ocorre no Paraguai, na Bolívia, na Argentina e em áreas de Cerrado do Brasil central (Bonvicino et al., 2008; Pardiñas et al., 2004; Prado & Percequillo, 2013), principalmente em formações vegetais abertas, associadas a áreas de planície com chuvas fortemente sazonais, como as pastagens e áreas úmidas (campo úmido e veredas) encontradas nos domínios do Chaco, Cerrado e Caatinga (Carmignotto, 2005; Voss & Myers, 1991). Na BAP, foi registrada somente no Pantanal na sub-região Poconé (Wolf et al., 2016*) (Figura 39), em uma paisagem ocasionalmente inundada durante a estação chuvosa, coberta por pastagens exóticas (*Brachiaria humidicola*) (Wolf et al., 2016).

O gênero *Pseudoryzomys* é monotípico e a espécie *P. simplex* é descrita como solitária, noturna, terrestre e com dieta insetívora-onívora, sendo classificada como frutívora/onívora por Paglia et al. (2012). No entanto, Voss (2015a) destaca que aspectos mais específicos de sua dieta, reprodução ou outros tópicos de história natural são desconhecidos na literatura.

Indivíduos de *P. simplex* já foram capturados tanto em armadilhas de interceptação e queda, quanto em armadilhas de metal fechado (tipo *Sherman*) e gaiolas

(tipo *Tomahawk* e *Young*) dispostas no solo (Carmignotto, 2005; Wolf et al., 2016). No entanto, espécimes não são frequentemente capturados.

O rato-do-mato não é considerado ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Também não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Rhipidomys* Tschudi, 1844

Rhipidomys macrurus (Gervais, 1855) (Figura 38)

Rato-arborícola

Climbing rat

O rato-arborícola *Rhipidomys macrurus* é um roedor de pequeno porte, com massa corporal entre 48 e 130 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 125 e 145 mm e comprimento da cauda entre 142 e 195 mm, que pode variar de um pouco maior até uma vez e meia o comprimento da cabeça e do corpo (Bonvicino et al., 2008; Tribe, 2015). Uma fêmea e um macho, provavelmente juvenis, foram capturados na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru, pesando 58 e 35 g, com comprimento total de 269 e 243 mm e comprimento da cauda de 142 e 137 mm, respectivamente (M. Santos-Filho, dados não publicados).

A pelagem do dorso é marrom-avermelhada. Os pelos das laterais do corpo são mais claros e com limite



Figura 38. *Rhipidomys macrurus*. Foto: Wellington Hannibal.

Figure 38. *Rhipidomys macrurus*. Photo: Wellington Hannibal.

bem definido com a coloração branca do ventre. As vibrissas são longas, ultrapassando o limite posterior das orelhas, que são nuas. As mãos e os pés são curtos, largos, de coloração branca, com uma mancha mais escura no centro da superfície superior, e possuem tufo ungueais claros. A cauda possui escamas epidérmicas aparentes, sendo revestida por pelos curtos, que na ponta se concentram num tufo, formando um pincel. Possui três pares de mamas, sendo um par pós-axial, um abdominal e um inguinal (Bonvicino et al., 2008; Tribe, 2005).

É semelhante a *R. mastacalis*, mas *R. macrurus* é a única espécie do gênero que apresenta distribuição para a BAP. Pode ser confundido com espécies do gênero *Oecomys*. Entretanto, *Rhipidomys* apresenta uma macha mais escura e bem nítida na parte central da superfície superior das mãos e dos pés *versus* manchas ligeiramente mais escuras na superfície superior em algumas espécies de *Oecomys*; pelos longos na ponta da cauda formando um pincel bem acentuado em *Rhipidomys* *versus* pelos formando um pincel incipiente em *Oecomys*; três pares de mamas (pós-axial, abdominal e inguinal) *versus* quatro pares de mamas (peitoral, pós-axial, abdominal e inguinal) (Bonvicino et al., 2008).

Distribui-se no Brasil, ocorrendo nos estados de Maranhão, Goiás, Piauí, Ceará, Bahia, Tocantins, Minas Gerais, Distrito Federal e Mato Grosso (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Na BAP, foi registrada somente no planalto, nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*, identificado como *R. mastacalis*), Paraguai (na Serra das Araras – Santos-Filho et al., 2012b*), Cuiabá (Carmignotto, 2005*; Lacher & Alho, 2001*) (na Chapada dos Guimarães – Carmignotto, 2005*), Aquidauana-Negro (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*; Hannibal & Cáceres, 2010*; Cáceres et al., 2010*; Nápoli, 2005*; Cáceres et al., 2011b*) e Miranda (W. Hannibal, dados não publicados*) (na Serra de Maracaju – Carmignotto, 2005*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*) (Figura 39).

Habita formações florestais na Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado e áreas úmidas da Caatinga (J. Oliveira

& Bonvicino, 2011). Na BAP, foi capturada associada a ambientes de floresta de galeria (Cáceres et al., 2010; Santos-Filho et al., 2012b), cerradão (Hannibal & Cáceres, 2010), floresta estacional semidecidual (Santos-Filho et al., 2012a) e campos rochosos (Santos-Filho et al., 2012b).

É uma espécie de hábito arborícola e dieta frugívora, sendo predadora de sementes (Paglia et al., 2012). No Cerrado brasileiro, as espécies desse gênero mostram ligeira flutuação em densidade populacional, com picos na estação chuvosa, mas com atividade reprodutiva ao longo de todo o ano (J. Oliveira & Bonvicino, 2011).

A perda de hábitat e a fragmentação são as principais ameaças à espécie (Cáceres et al., 2010). Não é considerada ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

FAMÍLIA CAVIIDAE

A família Caviidae abrange espécies de roedores com distribuição restrita somente à América do Sul, como capivaras, mocós, preás e maras, distribuídas em três subfamílias. Duas delas ocorrem no Brasil – Caviinae e Hydrochoerinae –, ambas com espécies registradas na BAP. Uma característica importante desta família é que seus representantes possuem apenas três dígitos nos pés.

SUBFAMÍLIA CAVIINAE

A subfamília Caviinae é composta pelos preás de três gêneros, *Microcavia*, *Cavia* e *Galea*. Na BAP, ocorrem somente os dois últimos, com uma espécie cada, *C. aperea* e *G. spixii*, respectivamente.

Gênero *Cavia* Pallas, 1766

Cavia aperea (Erleben, 1777) (Figura 40)

Preá, bengo, cobaia-brasileira

Brazilian guinea pig

O preá *Cavia aperea* é um roedor de médio porte, com massa corporal entre 430 a 860 g (Adrian et al.,



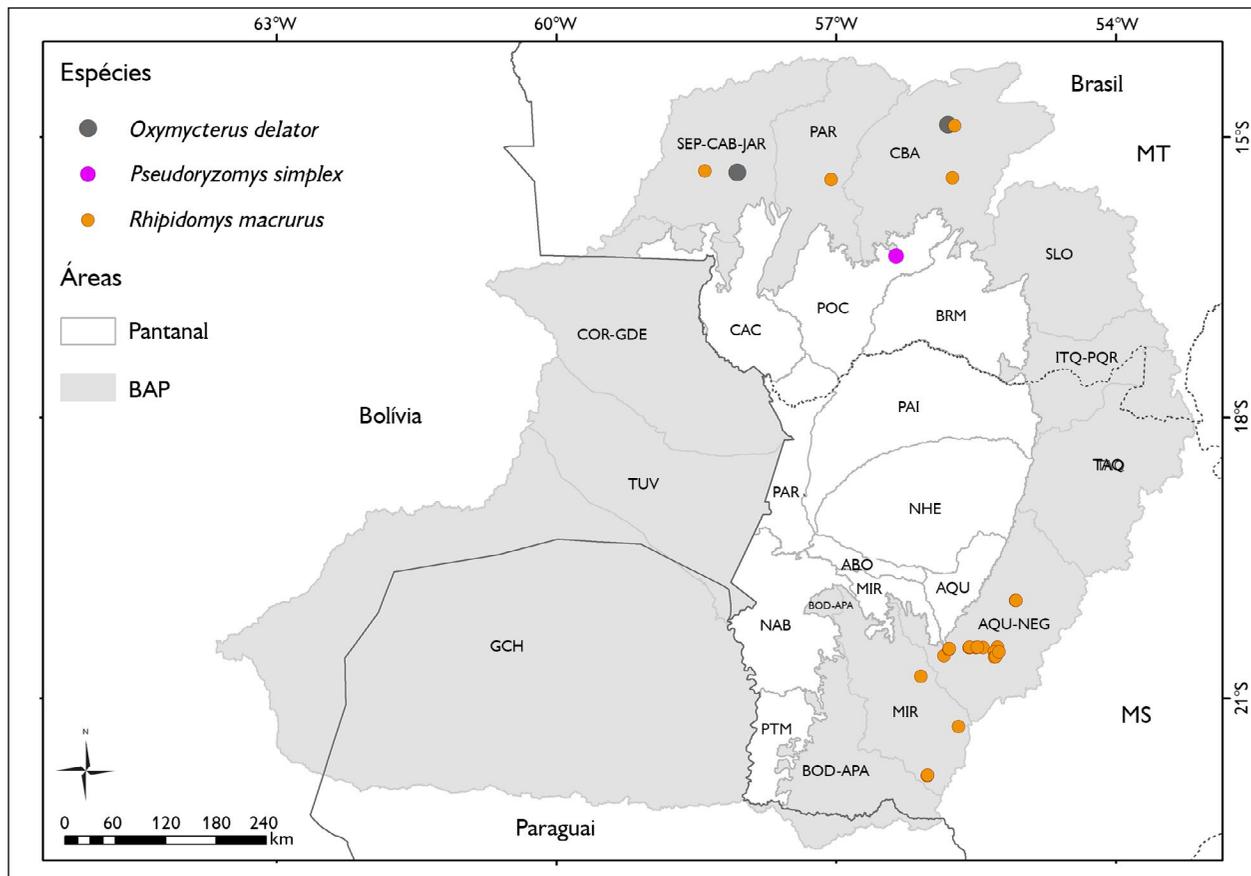


Figura 39. Pontos onde foram registradas as ocorrências de *Oxymycterus delator*, *Pseudoryzomys simplex* e *Rhipidomys macrurus* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 39. Records of *Oxymycterus delator*, *Pseudoryzomys simplex*, and *Rhipidomys macrurus* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.



Figura 40. *Cavia aperea*. Foto: Franciso Severo-Neto.

Figure 40. *Cavia aperea*. Photo: Franciso Severo-Neto.

2008; Asher et al., 2004), comprimento da cabeça e do corpo entre 230 e 290 mm (Bonvicino et al., 2008; V. M. G. Layme, dados não publicados) e cauda atrofiada. No Pantanal da sub-região Nhecolândia, um indivíduo macho escrotado foi capturado no mês de agosto, pesando 450 g (P. C. Antunes, dados não publicados). Na sub-região Cuiabá, uma fêmea prenhe foi capturada, pesando 610 g, e jovens e sub-adultos de ambos os sexos, pesando entre 138 e 330 g, foram capturados entre os meses de agosto e novembro (V. M. G. Layme, dados não publicados).

Apresenta pelagem densa, com coloração do dorso variando entre castanho-escuro e cinza com tons

amarelados. Região ventral mais clara, variando de branco a amarelo-alaranjado. As orelhas são curtas e a cauda é ausente (atrofiada). As mãos e os pés apresentam tubérculos plantares pouco desenvolvidos, sendo que as mãos apresentam quatro dígitos e os pés, apenas três dígitos. As garras são longas e bem desenvolvidas (Bonvicino et al., 2008).

Assemelha-se ao outro preá que também ocorre na BAP, *Galea spixii*, mas este apresenta um anel periocular branco, ausente em *C. aperea*. Assemelha-se mais superficialmente ao punaré, *Thrichomys fosteri*, o qual, no entanto, apresenta cauda comprida recoberta de pelos, enquanto em *C. aperea* e *G. spixii* a cauda é atrofiada.

Distribui-se amplamente na América do Sul, ocorrendo em Colômbia, Equador, Venezuela, Guiana, Brasil, Bolívia, norte da Argentina, Uruguai e Paraguai (Dunnum, 2003; Woods & Kilpatrick, 2005). No Brasil, ocorre na Mata Atlântica, Cerrado, Campos Sulinos, Caatinga e Pantanal. Na BAP, foi registrada no planalto, nas bacias dos rios Cuiabá (Carmignotto, 2005*), Aquidauana-Negro e Miranda (estes citados em Carmignotto, 2005*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*) (na Serra de Maracajú – Carmignotto, 2005*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015* – e na Serra da Bodoquena – Cáceres et al., 2007*). Na planície, há registros nas sub-regiões Cáceres (De Lázari, 2011*), Poconé (Layme et al., 2012*), Barão de Melgaço (J. Oliveira et al., 2002*; L. Brandão et al., 2011*) e Nhecolândia (MCPAP 325*) (Figura 43).

O preá é associado principalmente a habitats abertos (Voss et al., 2001), sendo que nesses locais utiliza formações próximas a cursos d'água, como matas de galeria, campos úmidos, brejos e campos limpos (Mares et al., 1989; Marinho-Filho et al., 1998). Na BAP, foi registrado em áreas de campos nativos manejados (Layme et al., 2012), campos sazonalmente inundáveis (P. C. Antunes, dados não publicados), matas de galeria (Cáceres et al., 2010), áreas de cerrado *sensu stricto* (M. N. Godoi, dados não publicados), cerradão e floresta estacional decidual (Cáceres et al., 2007).

É um roedor de hábito terrestre (Paglia et al., 2012), com atividade predominantemente diurna e crepuscular, com picos entre 7h00 e 11h00 e entre 17h30 e 20h00 (Asher et al., 2004). Sua dieta foi classificada como herbívora por Paglia et al. (2012) e é composta principalmente por gramíneas, embora também inclua folhas, sementes e tubérculos.

Essa espécie apresenta dimorfismo sexual, cujos machos são de 14 a 17 % mais pesados do que as fêmeas (Asher et al., 2004, 2008). Sua reprodução ocorre ao longo de todo o ano, concentrada, principalmente, entre setembro e abril. A gestação dura em torno de 60 dias, nascendo de um a cinco filhotes (em média dois) extremamente bem desenvolvidos e capazes de comer comida sólida desde o primeiro dia. A maturidade sexual ocorre com aproximadamente 30 dias (Gonzalez, 2001).

O preá é um roedor social, podendo viver em casais (Asher et al., 2004) ou os machos podem formar pequenos haréns de duas a quatro fêmeas com seus filhotes (Asher et al., 2004; 2008). Apesar do sistema de acasalamento ser poligínico, Asher et al. (2008) observaram, em uma população no Pampa Uruguaio, um grau moderado (entre 13 e 27%) de ninhadas com múltipla paternidade; existem indícios de que as fêmeas selecionam machos de maior tamanho, que possuiriam melhor acesso a recursos alimentares.

Em uma área antropizada na Mata Atlântica, Asher et al. (2004) estimaram densidade populacional de 12,5 ind/ha. Ainda neste estudo, os autores estimaram área de vida de $880 \pm 217 \text{ m}^2$ para os machos ($n = 5$) e $549 \pm 218 \text{ m}^2$ para as fêmeas ($n = 7$), com pouca sobreposição entre as áreas de vida dos machos; embora eles não defendam ativamente seus territórios, não toleram a presença de outros machos adultos próximo às suas fêmeas durante o período reprodutivo.

Não é considerado ameaçado de extinção no Brasil (ICMBio, 2018), mas em algumas regiões do Nordeste a espécie é caçada para consumo (Alves et al., 2009). Também não está ameaçada em âmbito global (IUCN, 2021) e nem consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Galea* Meyen, 1832

Galea spixii (Wagler, 1831) (Figura 41)

Preá

Spix's yellow-toothed cavy

O preá *Galea spixii* apresenta massa corporal entre 140 e 560 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 195 e 284 mm e a cauda é diminuta ou ausente (Bonvicino et al., 2008).

A pelagem é bastante densa e levemente rígida. A coloração do dorso é cinza-amarelada, podendo haver uma mancha branca na região pós-auricular. Apresenta um anel periocular branco. As mãos têm quatro dígitos e os pés, somente três, com coloração similar à do dorso e com pelos ungueais pouco desenvolvidos. O ventre é branco ou branco-amarelado (Bonvicino et al., 2008; J. Oliveira & Bonvicino, 2011).

Assemelha-se à outra espécie de preá com ocorrência para a BAP, *C. aperea*, e pode ser confundido com o punaré, *T. fosteri* (veja distinção entre estas espécies em *C. aperea*).

Distribui-se no Paraguai, na Bolívia, ao leste da Cordilheira dos Andes (Cabrera, 1961), e no Brasil, do sudeste do Pará e leste de Mato Grosso ao noroeste de Minas Gerais, oeste da Bahia, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte, sul do Ceará, centro-sul do Piauí e Maranhão e no Distrito Federal (Bonvicino et al., 2008; Cabrera, 1961).



Figura 41. *Galea spixii*. Foto: Marco Antonio de Freitas.

Figure 41. *Galea spixii*. Photo: Marco Antonio de Freitas.

Habita formações abertas da Caatinga e do Cerrado (Catzeflis et al., 2016; J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Na BAP, foi registrada no planalto, nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Carmignotto, 2005*), Cuiabá (Carmignotto, 2005*); e na planície, na sub-região Cáceres (Carmignotto, 2005*), ampliando a distribuição da espécie até o sudoeste de Mato Grosso (Figura 43).

Esse preá possui hábito terrestre e dieta classificada como herbívora (Paglia et al., 2012). Sua atividade é predominantemente diurna, mas pode apresentar pequenos intervalos de atividade noturna (Streilein, 1982a). Reproduzem-se mais de uma vez ao longo do ano; as fêmeas constroem ninhos em rochas ou na vegetação (M. Oliveira et al., 2008) e podem ter de dois a quatro filhotes, com um período de gestação de 48 dias (Lacher, 1981; Mares et al., 1982).

Não é considerado ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

SUBFAMÍLIA HYDROCHOERINAE

A subfamília Hydrochoerinae inclui as capivaras e os mocós, representados em dois gêneros, *Hydrochoerus* e *Kerodon*, respectivamente. O gênero *Hydrochoerus* possui somente uma espécie no Brasil, *H. hydrochaeris*, a capivara, de ampla ocorrência no país e na BAP.

Gênero *Hydrochoerus* Brisson, 1762

Hydrochoerus hydrochaeris (Linnaeus, 1766) (Figura 42)

Capivara

Capybara

A capivara *Hydrochoerus hydrochaeris* é o maior roedor vivo, com massa corporal entre 27 e 79 kg, comprimento da cabeça e do corpo entre 100 e 130 cm (Dunnum, 2015).

Seu pelo é longo, espesso e grosso. No dorso e nas partes superiores, a cor dos pelos varia de castanho-avermelhado a cinzento, enquanto, no ventre e nas partes



Figura 42. *Hydrochoerus hydrochaeris*. Foto: Fernando Brugmann.

Figure 42. *Hydrochoerus hydrochaeris*. Photo: Fernando Brugmann.

inferiores, de castanho a amarelado. Possui cabeça grande, com orelhas curtas e arredondadas e focinho pronunciado. A cauda é vestigial. Os membros são curtos; as mãos possuem quatro dígitos e os pés, três, com membranas interdigitais incipientes. As fêmeas têm seis pares de mamas ventrais e os machos possuem uma glândula sebácea aumentada no focinho (Dunnum, 2015).

Não há outra espécie similar para a BAP.

A capivara ocorre a leste da Cordilheira dos Andes, leste da Colômbia, passando por Venezuela, Guianas, Equador, Peru, Brasil, Bolívia, Paraguai, Uruguai e noroeste da Argentina (Dunnum, 2015). Na BAP, a capivara é amplamente distribuída, tanto nas bacias do planalto como em todas as sub-regiões da planície (Alho et al., 2011; Cáceres et al., 2008; F. Rodrigues et al., 2002). Alguns registros estão documentados: para o planalto, nas bacias dos rios Itiquira-Piquiri (Golovatch et al., 2005*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*), Taquari (Golovatch et al., 2005*) (na Serra de Maracajú – Golovatch et al., 2005*), Aquidauana-Negro (M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*), Miranda (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*) (na Serra da Bodoquena (Cáceres et al., 2007*) e na Serra de Maracaju – Hannibal & Neves-Godoi, 2015*) e Bodoquena-Apa (Vicente et al., 1997*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*);

e para a planície, nas sub-regiões Cáceres (De Lázari et al., 2013*), Poconé (M. Aragona, dados não publicados*), Barão de Melgaço (J. Oliveira et al., 2002*; Trolle & Kéry, 2005*; L. Brandão et al., 2011*), Paraguai (Golovatch et al., 2005*; Rossi et al., 2003*; De Lázari et al., 2013*) (na Serra do Amolar – Bertassoni et al., 2012*; Rossi et al., 2003* – e no Maciço do Urucum – M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*), Paiaguás (Desbiez et al., 2010*), Nhecolândia (H. B. Mozerle, dados não publicados*; Machado et al., 2009*; P. C. Antunes, dados não publicados*) e Aquidauana (Trolle, 2003*; Mamede & Alho, 2006*) (Figura 43).

É um animal de hábito semiaquático e dieta herbívora (Paglia et al., 2012), alimentando-se principalmente de gramíneas, sementes e vegetação aquática. É diurno e vive em grupos de dois a 30 indivíduos, controlados por um macho dominante (Dunnum, 2015). Habita os mais variados tipos de ambientes, desde matas ciliares a savanas sazonalmente inundáveis a até 500 metros de distância da água. Reproduz-se ao longo de todo o ano, com período de gestação de cinco meses e tamanho da ninhada variando de um a oito filhotes, podendo ter, em condições favoráveis, duas ninhadas por ano (Dunnum, 2015; J. Oliveira & Bonvicino, 2011).

A densidade populacional da capivara no Pantanal pode variar em função do regime de inundação, disponibilidade de alimento, condições do habitat e também da localidade (Alho et al., 2011; Jacomassa, 2010; Schaller & Crawshaw, 1981). Jacomassa (2010) estimou densidade de 220 ind/km² no Pantanal, na sub-região Miranda, e Schaller & Crawshaw (1981) estimaram 1.480 ind/km² na sub-região Paraguai.

Na década de 80, Alho et al. (1987a) realizaram censos demográficos mensais na sub-região Nhecolândia e contabilizaram 325 indivíduos, distribuídos em 38 grupos sociais, resultando em uma densidade de 7 ind/km². Os indivíduos ocupavam preferencialmente habitats que apresentavam três componentes adjacentes: florestas (cordilheiras ou capões de mata), utilizadas para o descanso

noturno e como refúgio do calor nas horas mais quentes do dia, campos e baías, ambos utilizados para forragear (Alho et al., 1987a, 1987b). A densidade média nesses habitats preferenciais foi de 14 ind/km² (Alho et al., 1987b). Os grupos sociais tinham tamanho médio de 5,68 indivíduos, variando de 2 a 35, e eram compostos, de modo geral, por um macho dominante, um ou dois machos submissos, quatro ou cinco fêmeas adultas, mais os subadultos e jovens (Alho et al., 1987b). Na seca, os grupos foram maiores e forrageavam preferencialmente nos campos, enquanto que, na cheia, os grupos se subdividiam e, devido ao alagamento, passaram a forragear tanto nas floretas como

nas baías, aumentando o consumo de plantas aquáticas na dieta (Alho et al., 1987b).

Mais recentemente, na mesma região, Desbiez et al. (2010) estimaram densidade média de 4,53 ± 1,51 ind/km² em paisagens com predominância de campos sazonalmente alagáveis e valores bem menores em paisagens dominadas por florestas (1,60 ± 0,86 ind/km²) e cerrados (0,05 ± 0,02 ind/km²).

As áreas de vida médias dos grupos de capivara variam entre 8,2 e 583 ha em ambientes selvagens e entre 7,2 e 104,9 ha em ambientes urbanos (revisado por Serra-Medeiros et al., 2021).

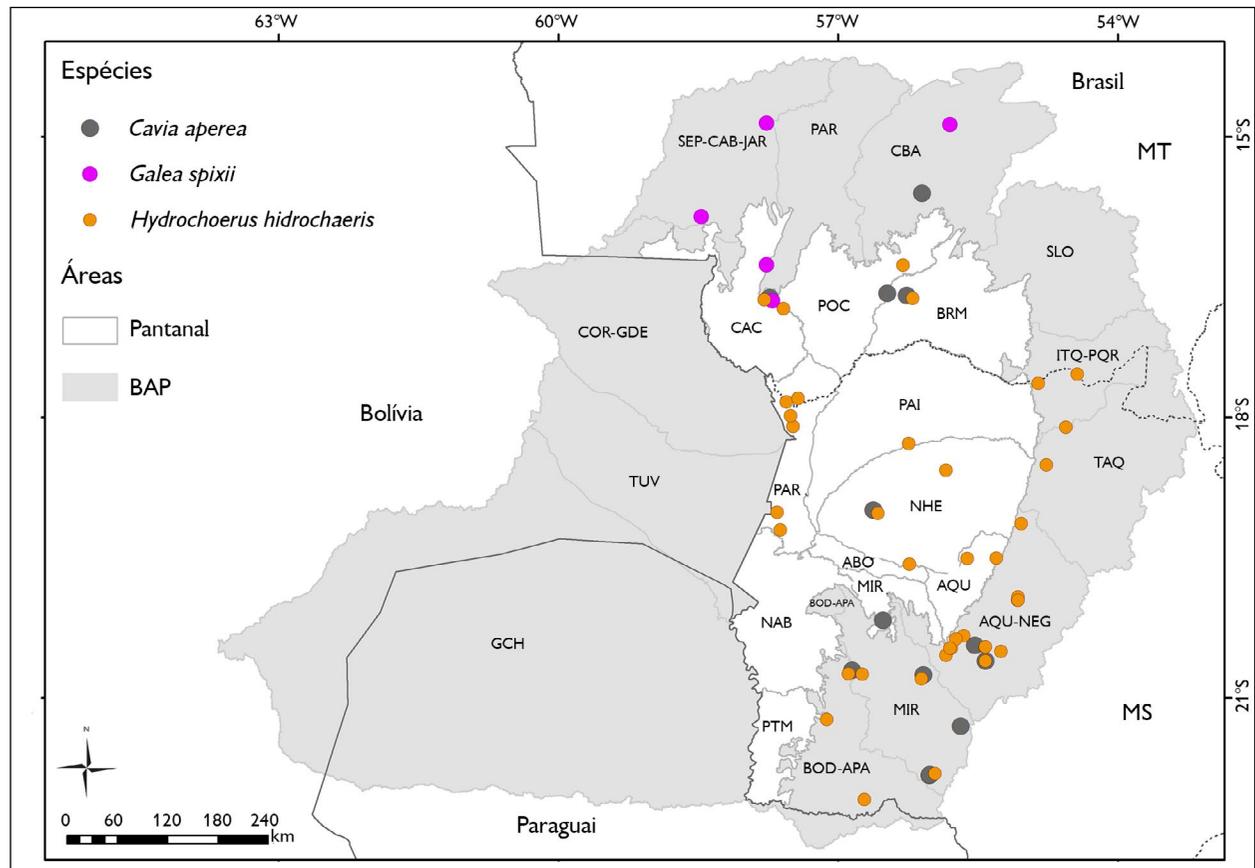


Figura 43. Pontos onde há registro da ocorrência de *Cavia aperea*, *Galea spixii* e *Hydrochoerus hydrochaeris* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Apesar do número reduzido de registros documentados de *H. hydrochaeris*, esta espécie é amplamente distribuída na BAP, tanto nas bacias do planalto como em todas as sub-regiões da planície. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 43. Records of *Cavia aperea*, *Galea spixii*, and *Hydrochoerus hydrochaeris* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Despite the small number of documented records of *H. hydrochaeris*, this species is widely distributed in the BAP, both in plateau basins and in all subregions of the lowlands. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

A espécie é alvo de caça, principalmente para o consumo da carne e uso da pele, podendo ser extinta localmente em áreas com alta pressão (Reid, 2016). Não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Não consta na lista da CITES (2021).

FAMÍLIA CTENOMYIDAE

A família Ctenomyidae é de ocorrência estritamente sul-americana e inclui os tuco-tucos, reunidos em apenas um gênero, *Ctenomys*. Os tuco-tucos são de hábito fossorial e possuem fórmula dentária $i = 1/1, c = 0/0, pm = 1/1, m = 3/3$ (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). No Brasil, ocorrem sete espécies do gênero (Paglia et al., 2012), mas somente uma foi registrada até o momento na BAP, *Ctenomys nattereri*.

Gênero *Ctenomys* Blainville, 1826

Ctenomys nattereri Wagner, 1848 (Figura 44)

Tuco-tuco

Natterer's tuco-tuco

Poucas informações sobre o tuco-tuco *Ctenomys nattereri* estão disponíveis na literatura. Há medidas disponíveis com base apenas em dois exemplares, os quais apresentaram comprimento da cabeça e do corpo de 230 e 245 mm



Figura 44. *Ctenomys nattereri*. Foto: Juliana Gualda-Barros.

Figure 44. *Ctenomys nattereri*. Photo: Juliana Gualda-Barros.

e comprimento da cauda de 80 e 71 mm, sendo esta bem menor do que o corpo (Bidau, 2015; Bonvicino et al., 2008).

A pelagem do dorso varia de castanho-claro, castanho-alaranjado a castanho-escuro, brilhante e salpicada de negro, chegando a formar uma faixa dorsal enegrecida, que se inicia na região da cabeça e vai desaparecendo gradualmente em direção à garupa. O ventre varia entre branco-alaranjado a amarelado (Bidau, 2015; Bonvicino et al., 2008; Gardner et al., 2014). A cauda é recoberta por pelos. Os pés possuem uma franja de pelos curtos e rígidos (Bonvicino et al., 2008). As espécies do gênero *Ctenomys* possuem adaptações ao seu hábito de vida fossorial e escavador; suas orelhas, olhos e cauda são de tamanho reduzido; e a musculatura das garras é bem desenvolvida, principalmente das mãos, cujas garras chegam a medir 16 mm (J. Oliveira & Bonvicino, 2011).

Não há espécies similares com ocorrência para a BAP.

Distribui-se nas regiões central da Bolívia e ocidental do Paraguai, na Argentina (Dunnum & Bernal, 2016) e no Brasil, no estado de Mato Grosso, ocupando formações abertas do Cerrado (Carmignotto, 2005). Na BAP, foi registrada somente na planície, na sub-região Cáceres (Carmignotto, 2005*; De Lázari, 2011*; M. Santos-Filho, dados não publicados*) (Figura 46). Sua ocorrência tem sido relacionada a áreas abertas, alteradas por criação de gado, agricultura e plantações de cana-de-açúcar (Dunnum & Bernal, 2016). A maioria dos registros na BAP foi decorrente de encontros ocasionais com indivíduos fora das tocas em seu período de atividade ou indivíduos encontrados mortos; recentemente, três indivíduos foram capturados com rifle de ar comprimido, próximo ao rio Sepotuba (M. Santos-Filho, dados não publicados).

Este tuco-tuco é de hábito fossorial e colonial; galerias subterrâneas são escavadas em solos frágeis (Dunnum & Bernal, 2016). A dieta desta espécie é classificada como herbívora (Paglia et al., 2012), alimentando-se de tubérculos, raízes (Dunnum & Bernal, 2016), sementes e folhas (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Não há informações sobre sua biologia reprodutiva.

Não é considerado ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021, listado como *Ctenomys boliviensis*). Não consta na lista da CITES (2021).

FAMÍLIA CUNICULIDAE

A família Cuniculidae inclui apenas um gênero, *Cuniculus*, que possui duas espécies de pacas, *C. taczanowskii* e *C. paca*. Somente a última distribui-se pelo Brasil, inclusive na BAP. A fórmula dentária destes roedores é $i = 1/1$, $c = 0/0$, $pm = 1/1$, $m = 3/3$.

Gênero *Cuniculus* Wagler 1830

Cuniculus paca (Linnaeus, 1758) (Figura 45)

Paca

Spotted paca

A paca é um roedor de grande porte, com massa corporal entre 9,2 e 9,5 kg, comprimento de cabeça e do corpo entre 650 e 739 mm e cauda nua, quase imperceptível, medindo no máximo 11 mm (Bonvicino et al., 2008).

A pelagem do dorso e da cabeça varia entre castanho-avermelhada, castanho-escura ou cinza-escuro, clareando em direção às laterais. Apresenta manchas brancas arredondadas distribuídas em linhas longitudinais



Figura 45. *Cuniculus paca*. Foto: Felipe Bortolotto Peters.

Figure 45. *Cuniculus paca*. Photo: Felipe Bortolotto Peters.

– lateralmente – algumas delas estendendo-se do pescoço até próximo à base da cauda. O ventre é mais claro do que as laterais e não possui manchas. Os membros são curtos, com dedos alongados e unhas fortes, sendo quatro dedos nas mãos e três nos pés. Possui dois pares de mamas, um inguinal e um axial (Bonvicino et al., 2008).

Não há espécies similares com ocorrência para a BAP.

Distribui-se amplamente nas Américas Central e do Sul, desde o México até o Paraguai, nordeste da Argentina e Brasil, ocorrendo em todos os estados brasileiros. Na BAP, a paca distribui-se amplamente na planície e no planalto (Cáceres et al., 2008; F. Rodrigues et al., 2002), ocorrendo preferencialmente associada a áreas com corpos d'água permanentes, como rios e córregos, e em densidades provavelmente baixas, onde existe pressão de caça (Trolle, 2003). Alguns registros estão documentados para o planalto nas bacias dos rios Aquidauana-Negro (M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*), Miranda (na Serra da Bodoquena – M. N. Godoi, dados não publicados*; Cáceres et al., 2007* – e na Serra de Maracajú – Hannibal & Neves-Godoi, 2015*) e Bodoquena-Apa (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*); e na planície, nas sub-regiões Cáceres (De Lázari et al. (2013*), Poconé (M. Aragona, dados não publicados*), Barão de Melgaço (J. Oliveira et al., 2002*; Trolle & Kéry, 2005*; L. Brandão et al., 2011*), Paraguai (na Serra do Amolar – Bertassoni et al., 2012*), Nhecolândia (Machado et al., 2009*) e Aquidauana (Trolle, 2003*) (Figura 46).

A paca é um animal terrestre, solitário e noturno (Michalski & Norris, 2011). Sua dieta foi classificada como frugívora-herbívora por Paglia et al. (2012). Habita principalmente ambientes florestais e áreas de cerrado, sempre próximos a cursos d'água, onde se abriga em buracos nas partes secas de barrancos, tocas de tatus e locas de pedra (Eisenberg & Redford, 1999; J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Os indivíduos tornam-se sexualmente maduros entre nove e 12 meses, se reproduzindo uma ou duas vezes ao ano, tipicamente com um filhote por gestação (J. Oliveira & Bonvicino, 2011; Pérez, 1992).

Esta espécie não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). As populações hondurenhas estão listadas no apêndice III da CITES (2021).

FAMÍLIA DASYPROCTIDAE

A família Dasyproctidae inclui somente dois gêneros *Dasyprocta*, com nove espécies no Brasil, e *Myoprocta*, com duas (Paglia et al., 2012). Estes roedores são popularmente conhecidos como cutias e cutiarias, respectivamente. Sua fórmula dentária é $i = 1/1$, $c = 0/0$, $pm = 1/1$, $m = 3/3$ (J. Oliveira & Bonvicino, 2011).

Apenas as cutias ocorrem na BAP; das nove espécies com distribuição no Brasil, somente uma foi registrada, *Dasyprocta azarae*. No entanto, lack-Ximenes (1999) apontou a ocorrência de uma espécie distinta para a região, *Dasyprocta* sp.1, que não foi considerada aqui por não ter sido oficialmente descrita ainda.

Gênero *Dasyprocta* Illiger, 1811

Dasyprocta azarae (Lichtenstein, 1823) (Figura 47)

Cutia

Azara's agouti

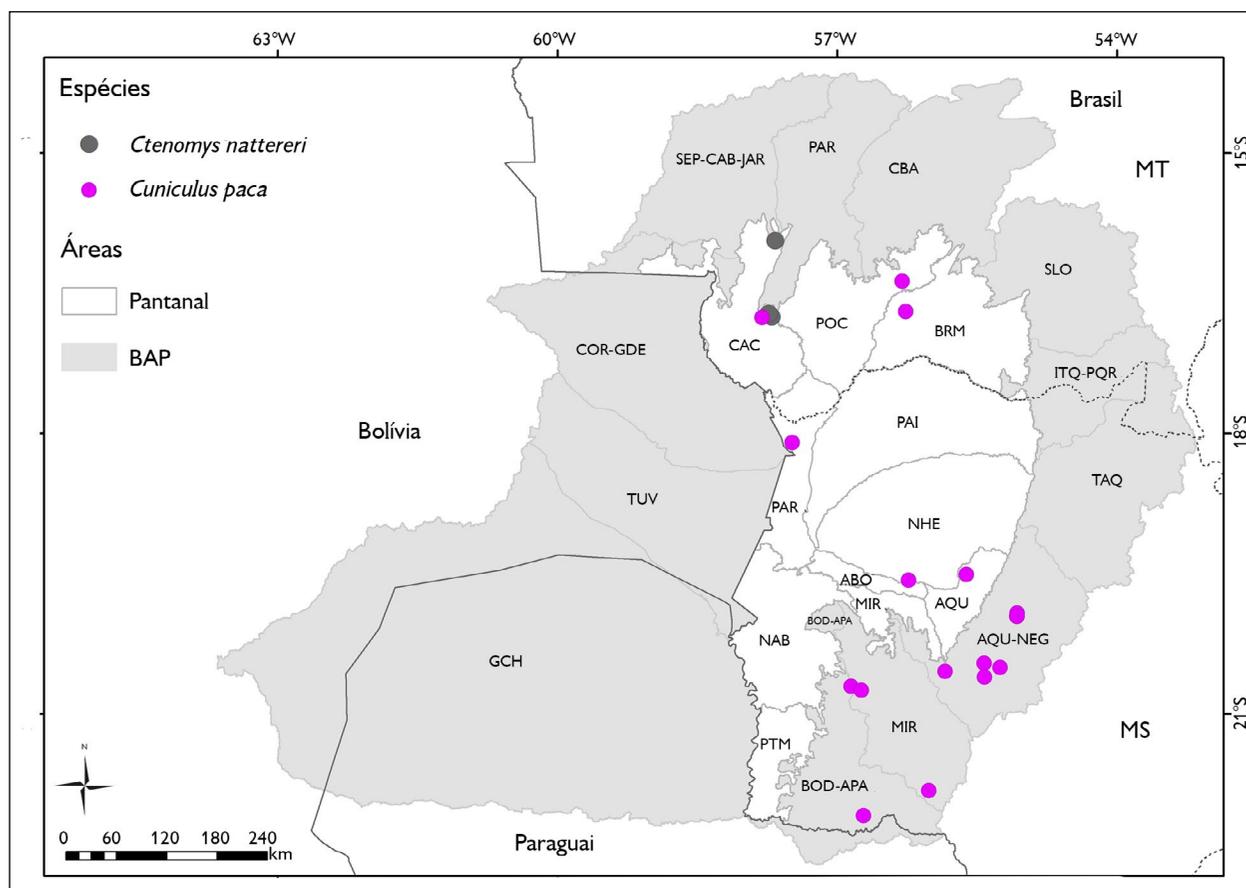


Figura 46. Pontos onde há registro da ocorrência de *Ctenomys nattereri* e *Cuniculus paca* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 46. Records of *Ctenomys nattereri* and *Cuniculus paca* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.



Figura 47. *Dasyprocta azarae*. Foto: Marco Antonio de Freitas.

Figure 47. *Dasyprocta azarae*. Photo: Marco Antonio de Freitas.

A cutia *Dasyprocta azarae* é um roedor de médio porte, com massa corporal entre 2,3 e 3,5 kg, comprimento da cabeça e do corpo entre 428 e 580 mm e comprimento da cauda entre 10 e 35 mm (Bonvicino et al., 2008).

O topo da cabeça, a região frontal e as bochechas possuem coloração castanha salpicada de laranja devido à presença de pelos com base castanha, faixa subterminal laranja e ápice fino e enegrecido. A região da garganta é recoberta de pelos longos e amarelos com base castanha, faixa subterminal amarelada e pequeno ápice castanho. A pelagem do dorso anterior e mediano é castanha salpicada de laranja, com padrão de faixas similar à da cabeça, medindo geralmente 20 mm na porção anterior e 40 mm na porção mediana. A região do dorso posterior (garupa) é cinza-oliváceo salpicada de creme, com pelos mais longos, que podem alcançar cerca de 80 mm. As laterais são mais claras e alaranjadas do que o dorso. O ventre apresenta faixas laterais de pelos castanho-alaranjados que variam em extensão, sendo, geralmente, mais alaranjados na porção anterior e mais claros e amarelados na porção posterior. As mãos possuem quatro dígitos e os pés, três, sendo em ambos longos e finos. A cauda é vestigial e nua (Bonvicino et al., 2008; exame de material UFMT). Cariótipo: $2n = 64$ e $NF = 122$ para populações da porção norte do Pantanal, em Barão de Melgaço, Mato Grosso (A. Souza et al., 2007).

Não há nenhuma outra espécie de cutia conhecida para a planície e para a BAP.

Distribui-se amplamente, ocorrendo a leste dos Andes, mais especificamente de Santa Cruz, Bolívia, até o sudoeste do estado da Bahia. Ademais, em áreas florestadas de Rondônia e Mato Grosso, estendendo-se até o Sudeste e Sul do Brasil, norte da Argentina e Paraguai (Bonvicino et al., 2008; Emmons & Feer, 1997). Na BAP, *D. azarae* é amplamente distribuída na planície e no planalto (Cáceres et al., 2008; F. Rodrigues et al., 2002, referida como *D. punctata*), sendo fortemente associada a ambientes florestados (Alho et al., 2011, referida como *D. Punctata*; Trolle, 2003). Alguns registros documentados estão disponíveis para o planalto, nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2006*), Paraguai (na Serra das Araras – Santos-Filho et al., 2012b*; UFMT*), Cuiabá (na Chapada dos Guimarrães – UFMT*; Shiraiwa, 2009*), Itiquira-Piquiri (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*), Aquidauna-Negro (Cáceres et al., 2010*; M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*) (na Serra de Maracajú – Hannibal & Neves-Godoi, 2015*), Miranda (na Serra da Bodoquena – Cáceres et al., 2007*) e Bodoquena-Apa (H. Rodrigues, 1996*); para a planície, nas sub-regiões Cáceres (De Lázari et al., 2013*), Poconé (Aragona, 2008*; T. Semedo, dados não publicados*), Barão de Melgaço (J. Oliveira et al., 2002*; Trolle & Kéry, 2005*; A. Souza et al., 2007*; L. Brandão et al., 2011*), Paraguai (Rossi et al., 2003*) (Serra do Amolar – Bertassoni et al., 2012* – e Maciço do Urucum – M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*), Paiguás (Desbiez et al., 2010*), Nhecolândia (Mozerle, 2011*; Machado et al., 2009*) e Aquidauana (Trolle, 2003*; Mamede & Alho, 2006*) (Figura 49).

A cutia possui hábito terrestre e dieta frugívora-granívora (Paglia et al., 2012), alimentando-se de frutos, sementes e raízes. São animais diurnos e crepusculares, que se reproduzem ao longo de todo o ano, com um período de gestação de 105 a 120 dias, produzindo geralmente duas ninhadas por ano, cada qual com um a três filhotes (J. Oliveira & Bonvicino, 2011).

No Pantanal da sub-região Nhecolândia, Desbiez et al. (2010) estimaram densidade populacional de cutias de $10 \pm 1,88$ ind/km² em paisagens com predomínio de florestas, $6,22 \pm 1,36$ ind/km² onde há predomínio de cerrados e $1,20 \pm 0,84$ ind/km² onde predominam campos. Nesta mesma região, Cid et al. (2013) verificaram que, durante a estação seca, na qual os recursos alimentares são escassos, a ocorrência das cutias é maior em áreas florestais com maior densidade da palmeira acuri (*Attalea phalerata*, Arecaceae).

A cutia não é ameaçada de extinção no Brasil (ICMBio, 2018) e consta na categoria 'deficiente de dados' na Lista Vermelha mundial da IUCN (2021). As populações hondurenhas estão listadas no apêndice III da CITES (2021).

FAMÍLIA ERETHIZONTIDAE

A família Erethizontidae abriga duas subfamílias de ouriços, Chaetomyinae e Erethizontinae, mas somente a última tem representantes que ocorrem na BAP. Sua fórmula dentária é $i = 1/1$, $c = 0/0$, $pm = 1/1$, $m = 3/3$ (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). A subfamília Chaetomyinae tem apenas um gênero e uma espécie descrita, *Chaetomys subspinosus*, mas essa não ocorre na BAP.

SUBFAMÍLIA ERETHIZONTINAE

A subfamília Erethizontinae abrange três gêneros, sendo que dois deles distribuem-se pelo Brasil, *Chaetomys* Gray, 1850 e *Coendou* Lacépède, 1799 (Voss, 2015b). Na BAP, ocorre somente uma espécie deste segundo gênero, *C. longicaudatus*. Para essa espécie, duas subespécies são atualmente reconhecidas: *C. longicaudatus boliviensis* e *C. longicaudatus longicaudatus*; apenas a primeira ocorre na BAP.

Gênero *Coendou* Lacépède 1799

Coendou longicaudatus boliviensis (Gray, 1850) (Figura 48)

Ouriço-do-Cerrado, coendu-do-cerrado, porco-
espinho-do-cerrado

Cerrado's long-tailed porcupine



Figura 48. *Coendou longicaudatus boliviensis*. Foto: Helder Brandão Oliveira.

Figure 48. *Coendou longicaudatus boliviensis*. Photo: Helder Brandão Oliveira.

O ouriço-do-cerrado *Coendou boliviensis* é um roedor de médio porte, com massa corporal entre 2,3 a 5,5 kg, comprimento de cabeça e corpo de adultos entre 470 e 570 mm e comprimento da cauda um pouco maior do que o comprimento do corpo. Trata-se da maior e mais pesada espécie/subespécie de ouriço da América do Sul (Menezes et al., 2021).

No adulto, a pelagem é constituída por espinhos longos (mais de 10 cm) e curvos, com um padrão geral de cor misto entre branco e marrom. Os espinhos são tricolores, sendo a banda apical esbranquiçada e longa, a banda mediana é um pouco mais curta que a banda basal

e tem cor marrom, enquanto a banda basal é geralmente esbranquiçada (exceto na garupa, onde é amarelada). O ventre é branco-amarelado a branco-amarrozando, com padrão de bandejamento similar ao dorsal, mas os espinhos são mais finos. Apresenta orelhas curtas e olhos grandes e bem desenvolvidos. Os membros anteriores e posteriores apresentam quatro dígitos, com garras bem desenvolvidas, sendo que o hálux foi substituído por uma calosidade provida de estrutura óssea. A cauda é preênsil, com espinhos tricolores até a metade proximal, pelos na parte basal, com a parte terminal nua (Bonvicino et al., 2008; Menezes et al., 2021; J. Oliveira & Bonvicino, 2011; Voss, 2015b).

Não há outra espécie similar com ocorrência para a BAP.

Ocorre especialmente em ambientes florestais do Cerrado brasileiro e também em áreas de transição deste com a Caatinga e região central da Bolívia (Menezes et al., 2021). Possui ampla distribuição na BAP (F. Rodrigues et al., 2002), com registros documentados para o planalto, nas bacias dos rios Aquidauana-Negro (M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*), em áreas de cerrado *sensu stricto*, e no Maciço do Urucum (M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*), em floresta estacional aluvial. Para a planície, existem registros de ocorrência nas sub-regiões Paraguai (Rossi et al., 2003*), Cuiabá (M. Aragona, dados não publicados*), Piquiri (J. Oliveira et al., 2002*), Nhecolândia (Desbiez et al., 2010*; MCPAP234*; Machado et al., 2009*) e Aquidauana (Trolle, 2003*; Mamede & Alho, 2006*) (Figura 49). Mencionada como *C. prehensilis* em todas as referências marcadas aqui com asterisco.

Outra espécie do gênero, *C. prehensilis*, é descrita como arborícola, de dieta frugívora, folívora e predadora de sementes (Paglia et al., 2012), de hábito noturno e solitário, geralmente ocupando oco de árvores ou folhagens em subdossel como abrigo (Eisenberg & Redford, 1999; Emmons & Feer, 1997). Há registros do ouriço-do-cerrado próximo a residências em centros urbanos (M. V. Brandão, comunicação pessoal, 2021). Não há dados mais detalhados de história natural e biologia reprodutiva publicados para esta espécie.

Esta espécie foi recentemente revalidada, portanto não está presente em nenhuma das listas de ameaça aqui consideradas.

FAMÍLIA ECHIMYIDAE

A família Echimyidae é composta por cinco subfamílias, quatro delas com distribuição no Brasil: Dactylomyiinae, Echimyinae, Eumysopinae e Carterodontinae. Somente as duas últimas subfamílias possuem espécies de ocorrência registrada na BAP. Estão nesta família os ratos-de-espinho, ratos-de-bambu e ratos-coró, entre outros; a fórmula dentária para todas as subfamílias é $i = 1/1$, $c = 00$, $pm = 1/1$, $m = 3/3$ (J. Oliveira & Bonvicino, 2011).

SUBFAMÍLIA CARTERODONTINAE

A subfamília Carterodontinae foi reconhecida apenas recentemente e abriga apenas um gênero/espécie: *Carterodon sulcidens* (Courcelle et al., 2019).

Gênero *Carterodon* Waterhouse, 1848

Carterodon sulcidens (Lund, 1841) (Figura 50)

Rato-de-espinho

Owl's spiny rat

O rato-de-espinho *Carterodon sulcidens* é um roedor semifossorial de médio porte, com massa corporal entre 92 e 195 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 135 e 250 mm (Bezerra et al., 2011) e a cauda, bem menor do que o corpo, tem comprimento entre 68 e 80 mm (Nowak & Paradiso, 1983). Duas fêmeas foram capturadas na Estação Ecológica Serra das Araras: uma pesando 88 g e a outra, prenhe de um embrião, pesando 182 g; o comprimento total desses indivíduos foi de 228 e 213 mm, respectivamente (M. Santos-Filho, dados não publicados).

Sua pelagem é densa e levemente rígida, sendo composta por densos pelos setiformes misturados a aristiformes flexíveis e em forma de espinho. O dorso é castanho-amarelado. Não há um limite nítido entre o dorso e as laterais. O limite entre as laterais e o ventre também



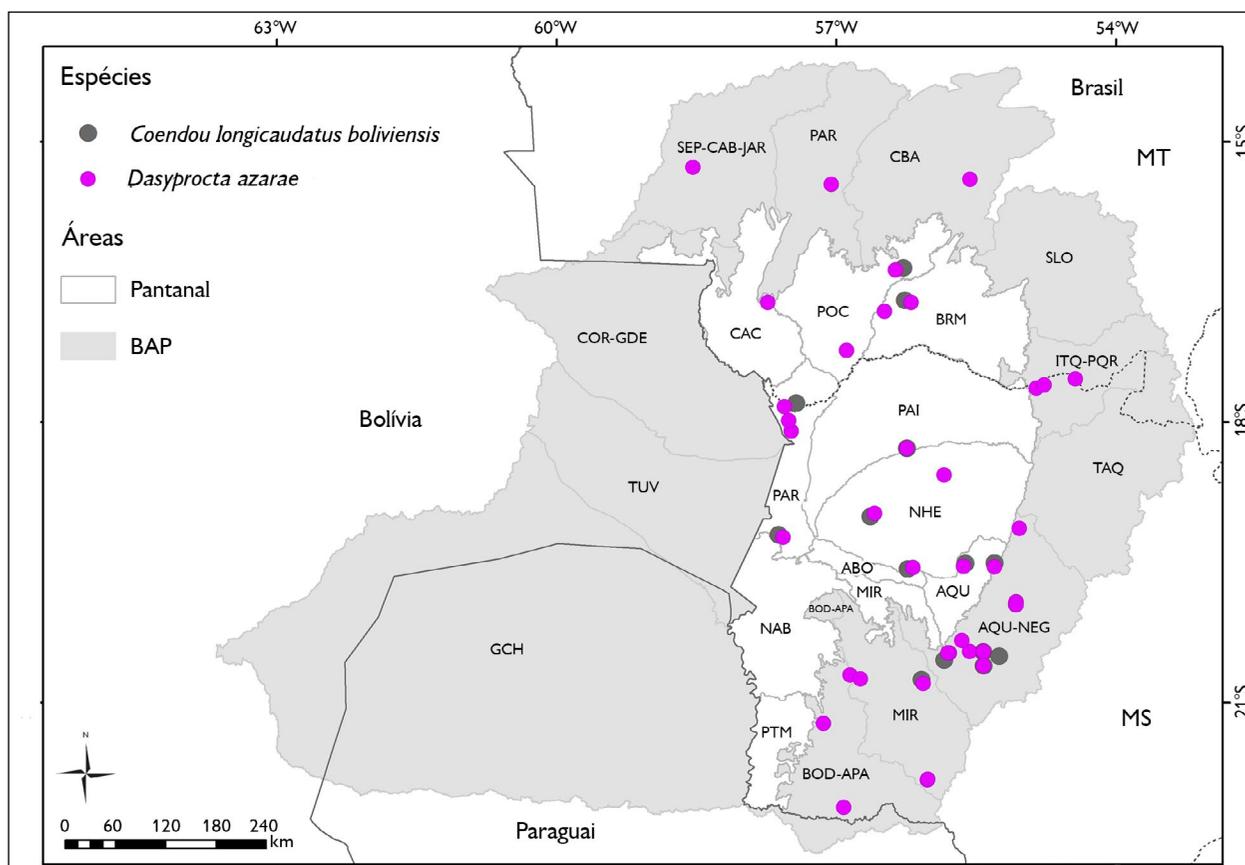


Figura 49. Pontos onde há registro da ocorrência de *Coendou longicaudatus boliviensis* e *Dasyprocta azarae* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Apesar do número reduzido de espécimes em coleções científicas, estas espécies são amplamente distribuídas na BAP, tanto nas bacias do planalto, como nas sub-regiões da planície. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 49. Records of *Coendou longicaudatus boliviensis* and *Dasyprocta azarae* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Despite the small number of specimens in scientific collections, these species are widely distributed in the BAP, both in plateau basins and in the lowland subregions. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

não é bem delimitado. As regiões da garganta e do abdome são mais claras do que o restante do ventre, sendo marrom-pálido. As orelhas são pequenas e as mãos e os pés têm a mesma coloração do dorso, com tufo ungueais castanho-claros ou amarelados. Membros curtos, com garras longas. A cauda é curta (menor do que 50% do comprimento da cabeça e do corpo), bicolor, sendo enegrecida na porção superior e amarelo-clara na inferior, recoberta por pelos curtos enegrecidos que recobrem parcialmente as escamas caudais (Bezerra et al., 2011; Bonvicino et al., 2008).

Assemelha-se morfologicamente a *Clyomys laticeps*, diferenciando-se desta pelos seguintes caracteres: coloração

dorsal (castanho-amarelado em *C. sulcidens* versus amarelo-acinzentado a amarelo-ocre salpicado de amarelo por conta das faixas subterminais nos pelos aristiformes em *C. laticeps*), coloração das laterais do corpo (semelhante ao dorso, levemente mais amareladas versus levemente mais claras do que o dorso e fortemente salpicadas de amarelo), coloração ventral (marrom-pálido, sendo a garganta e o abdome mais claros versus amarelo-claro ou amarelo-esbranquiçado), além de outros caracteres crânio-dentários, citogenéticos e genética molecular.

Distribui-se nos estados de Goiás, Mato Grosso e no Distrito Federal (Carmignotto, 2005), habitando áreas

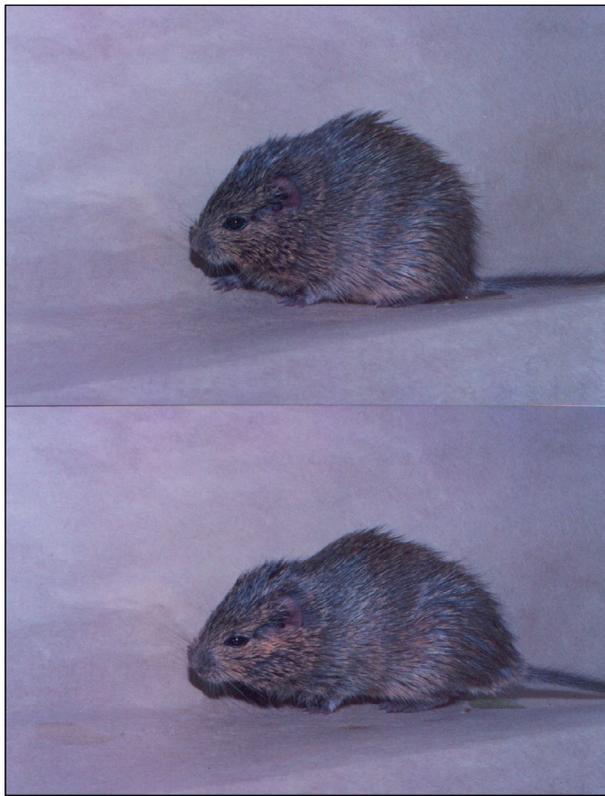


Figura 50. *Carterodon sulcidens*. Foto: Alexandra M. R. Bezerra.

Figure 50. *Carterodon sulcidens*. Photo: Alexandra M. R. Bezerra.

de campo limpo, campo sujo, campo úmido e cerrado *sensu stricto* no Cerrado (Carmignotto, 2005). Na BAP, foi registrada somente no planalto, nas bacias dos rios Paraguai (na Serra das Araras – Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012b*, identificado como *Euryzygomatomys spinosus*) e Cuiabá (Carmignotto, 2005*) (Figura 54), em uma área de cerrado *sensu stricto* (Santos-Filho et al., 2012b, identificado como *Euryzygomatomys spinosus*).

Este rato-de-espinho é de hábito fossorial e sua dieta é classificada como herbívora (Paglia et al., 2012). Possui atividade noturna e passa o dia em galerias no solo, que possuem de 5 a 7 cm de diâmetro e 30 cm de profundidade, e nelas são construídos ninhos de capim no período reprodutivo (Moojen, 1952). Na Estação Ecológica Serra das Araras, uma fêmea prenhe foi capturada no mês de agosto, com um embrião (M. Santos-Filho, dados não publicados).

Esta espécie não é considerada ameaçada de extinção no Brasil (ICMBio, 2018) e consta como 'deficiente de dados' na Lista Vermelha mundial da IUCN (2021). Não é citada na lista da CITES (2021).

SUBFAMÍLIA EUMYSOPINAE

A subfamília Eumysopinae inclui sete gêneros com distribuição no Brasil. Na BAP, foram registrados quatro gêneros. Três deles com uma espécie cada (*Clyomys laticeps*, *Mesomys* sp. e *Proechimys longicaudatus*) e o gênero *Trichomys* com duas espécies (*T. fosteri* e *T. pachyurus*).

Gênero *Clyomys* Thomas, 1916

Clyomys laticeps (Thomas, 1909) (Figura 51)

Rato-de-espinho

Broad-headed spiny rat

O rato-de-espinho *Clyomys laticeps* é um roedor de pequeno porte, com massa corporal entre 95 e 334 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 145 e 295 mm e o da cauda, bem menor do que o corpo, entre 48 e 93 mm (Bezerra & Bonvicino, 2015; Bezerra et al., 2016; Bonvicino et al., 2008). Os machos possuem massa corporal cerca de 10% maior do que a das fêmeas (Ferrando et al., 2019). É frequentemente capturado sem cauda, pois a mesma



Figura 51. *Clyomys laticeps*. Foto: Pâmela Castro Antunes.

Figure 51. *Clyomys laticeps*. Photo: Pâmela Castro Antunes.

se solta com facilidade do corpo, auxiliando na fuga de predadores. No Pantanal da sub-região Nhecolândia, a massa corporal dos indivíduos variou entre 95 e 265 g ($n = 108$; P. C. Antunes, dados não publicados).

Assim como em outros equimídeos, a pelagem é composta por pelos-guarda ou aristiformes rígidos e em forma de espinho (Bonvicino et al., 2008; J. Oliveira & Bonvicino, 2011); a pele é muito fina, rompendo-se facilmente (V. Rademaker & P. C. Antunes, comunicação pessoal, 2013). A coloração do dorso apresenta alguma variação geográfica, sendo que espécimes capturados no Mato Grosso do Sul apresentam coloração entre amarelo-ocre e amarelo-acinzentada (Bezerra & Oliveira, 2010). Nestes, os pelos-guarda aristiformes no dorso apresentam uma banda subapical amarela (ocre/acinzentada), sendo a porção distal final preta, resultando em um padrão grisalho (Bezerra & Oliveira, 2010). No entanto, foram capturados espécimes no Mato Grosso do Sul nos quais a banda subapical dos pelos aristiformes era marrom-avermelhada, produzindo coloração dorsal igualmente marrom-avermelhada (V. Rademaker, comunicação pessoal, 2013). A coloração do ventre é amarelo-clara ou amarelo-esbranquiçada, sem limite definido com o dorso nas laterais do corpo, podendo apresentar manchas acinzentadas isoladas ou cobrindo todo o ventre (Bezerra & Oliveira, 2010). A superfície superior das mãos e dos pés apresenta pelos cinza-claros, amarelados e castanho-escuros, dígitos com pelos ungueais longos, cinza-claros e garras muito desenvolvidas (Bonvicino et al., 2008). Possuem três pares de mamas laterais (V. Rademaker, comunicação pessoal, 2013). Estudos citogenéticos demonstram quatro diferentes cariótipos para esta espécie, sendo que os espécimes coletados em três localidades no Mato Grosso do Sul, nos municípios de Aquidauna (fazenda Rio Negro) e Corumbá (fazendas Alegria e Nhumirim), apresentaram número diploide $2n = 34$ e $NF = 58$ (Bezerra et al., 2016).

Assemelha-se a outra espécie semifossorial com ocorrência na BAP, *Carterodon sulcidens* (veja distinção no texto de *C. sulcidens*).

Distribui-se em áreas de vegetação aberta e cerrado *sensu stricto*, com solo macio no Chaco Paraguai e no Brasil, em oeste de São Paulo, Minas Gerais, oeste da Bahia, Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (Bezerra & Oliveira, 2010; Bezerra et al., 2016). Na BAP, foi registrada no planalto somente na bacia do rio Taquari (na Serra de Maracajú – Carmignotto, 2005*); e na planície, há registros nas sub-regiões Nhecolândia (Carmignotto, 2005*; Mozerle, 2011*; MCPAP 327, 342; Antunes, 2009*; MCPAP 188, 198, 200, 202, 206, 207, 212-214, 216; Herrera et al., 2007*) e Miranda (Andreazzi et al., 2011*) (Figura 54).

O rato-de-espinho habita áreas de campo limpo ou de vegetação arbóreo-arbustiva aberta, como campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto* e áreas de transição com matas de galeria do Cerrado e do Pantanal (Mares et al., 1989; Marinho-Filho et al., 1998). Na BAP, foi registrado em áreas de campo sujo, cerrado *sensu stricto*, cerradão, floresta estacional semidecidual, assim como em áreas florestais desmatadas (Antunes, 2009).

Possui hábito semifossorial (Bezerra et al., 2016), dieta classificada como herbívora (Paglia et al., 2012) e período de atividade, fora das tocas, noturno e restrito a temperaturas entre 10 a 25 °C (Ferrando & Leiner, 2017). Formam colônias em sistemas de galerias no solo (Alho et al., 1987c), com comprimento entre 5 e 22 m, contendo de três a sete entradas interconectadas por túneis ($n = 5$; Lamberto & Leiner, 2019). As galerias mantêm a temperatura e a umidade do ar mais estáveis quando comparadas a do ambiente externo, além de aumentarem a quantidade de nutrientes no solo (Lamberto & Leiner, 2019).

Clyomys laticeps se reproduz ao longo de todo o ano, com um ou dois filhotes por ninhada (Bezerra et al., 2016; Ferrando et al., 2019). Em uma área de Cerrado em Goiás, foram registradas fêmeas prenhes em abril, julho e outubro, com um ou dois embriões; e filhotes em março e junho (Ferrando et al., 2019). No Pantanal da sub-região Nhecolândia, foram observadas fêmeas reprodutivamente ativas ao longo de todo o ano, exceto nos meses de junho,

julho e agosto, e uma fêmea prenhe foi coletada em novembro, com um embrião (P. C. Antunes, dados não publicados).

Ainda na sub-região Nhecolândia, Antunes (2009) observou que a ocorrência do rato-de-espinho é maior em áreas com maior densidade da palmeira acuri (*Attalea phalerata*, Arecaceae). Nesta região, é comum encontrar dentro das tocas frutos de sementes oleaginosas, como os desta palmeira e do cumbaru (*Dipteryx alata*, Fabaceae), com as sementes consumidas ou intactas, o que pode indicar que o rato-de-espinho armazena os frutos para consumo posterior (P. C. Antunes, comunicação pessoal, 2013). No estado de São Paulo, a espécie é descrita como dependente de palmeiras (*Attalea geraensis* e *Syagrus petraea*), consumindo e dispersando suas sementes (L. Almeida & Galletti, 2007).

A área de vida diária média foi de 509 m², em uma população estudada no Cerrado em Goiás, tendo os machos áreas maiores do que as fêmeas. No entanto, as fêmeas usaram mais intensamente o hábitat e foram fiéis às tocas, enquanto os machos não, sugerindo um sistema de acasalamento poligínico (Ferrando et al., 2019).

Assim como outras espécies de roedores, foram encontrados indivíduos positivos para *Trypanosoma cruzi* e *T. evansi*, sendo esta espécie considerada um reservatório destes parasitos (Herrera et al., 2007; Rademaker et al., 2009).

Não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Também não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Mesomys* Wagner, 1845

Mesomys sp. (Figura 52)

Rato-de-espinho

Tufted-tailed spiny tree-rat

Dois indivíduos do rato-de-espinho *Mesomys* sp. foram capturados na BAP, na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru, uma fêmea pesando 90 g e medindo 167 mm de comprimento total e outro indivíduo com 95 g,



Figura 52. *Mesomys* sp. Foto: Manoel dos Santos-Filho.

Figure 52. *Mesomys* sp. Photo: Manoel dos Santos-Filho.

ambos provavelmente não adultos (M. Santos-Filho, dados não publicados).

As espécies deste gênero possuem pelos-guarda aristiformes abundantes na região dorsal, o que confere à pelagem uma textura dura e espinhosa. A coloração geral do dorso é castanho-avermelhada tracejada de preto devido aos pelos-guarda escuros; na porção posterior do dorso, a presença de uma banda clara na extremidade dos pelos aristiformes confere aspecto salpicado à pelagem. A coloração do ventre é alaranjada ou amarelada, podendo apresentar manchas brancas na garganta, axilas, região inguinal e central do peito. A cauda é igual ou levemente maior do que o corpo, de cor castanho-escuro, recoberta por pelos que não ocultam as escamas e formam um conspicuo pincel na ponta dela. As orelhas são curtas e arredondadas. Possuem vibrissas finas e longas atingindo a região do ombro. Os pés são curtos e largos, sendo claros na superfície superior; os dígitos apresentam tufo ungueais claros (Bonvicino et al., 2008; Patton & Emmons, 2015).

A identificação dos exemplares de *Mesomys* em nível específico ainda carece de maiores investigações. De acordo com a literatura vigente (Bonvicino et al., 2008; Miranda & Da Silva, 2015; Patton et al., 2000; Voss et al., 2001) e em observações pessoais baseadas em coletas de campo e exame de material em coleções brasileiras (C. L. Miranda,

dados não publicados), a espécie que estaria presente na margem direita do rio Tapajós, bem como ao longo de seus tributários no norte do estado de Mato Grosso, seria *M. stimulax* (Miranda & Da Silva, 2015).

Voss et al. (2001) comentaram a existência de duas entidades taxonômicas presentes na região da bacia do rio Tapajós, sendo uma de maior porte e com pincel caudal mais desenvolvido e a outra de menor porte e com pincel incipiente. A espécie de menor porte parece claramente tratar-se de *M. stimulax*, porém a identidade da forma de maior porte ainda precisa ser definida, podendo tratar-se de *M. occultus* – até então, registrada somente para a região do rio Juruá por Patton et al., (2000) –, uma forma por revalidar (há um nome disponível para o nordeste do Peru, *M. ferrugineus*, cuja descrição original remete à presença de um pincel bem desenvolvido no ápice caudal) ou mesmo uma nova espécie por descrever.

Por fim, os dois exemplares jovens foram coletados na bacia dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Santos-Filho et al., 2012a*) (Figura 54), norte de Mato Grosso, no limite oeste da BAP. Indivíduos jovens de *Mesomys* spp. tendem a apresentar pincéis caudais mais desenvolvidos, os quais diminuem de comprimento ao longo da ontogenia (C. L. Miranda, comunicação pessoal, 2020), o que dificulta a identificação da espécie.

Patton et al. (2000) registraram *Mesomys* spp. em floresta de terra firme na Amazônia, com armadilhas instaladas no sub-bosque, a uma altura de 1,5 m do solo, e em plataformas de dossel, entre 9,6 e 15,4 m. Na BAP, os indivíduos foram registrados em fragmentos de floresta estacional semidecidual, em armadilhas colocadas no sub-bosque a uma altura aproximada de 2 m do solo (Santos-Filho et al., 2012a).

As espécies deste gênero são frugívoras-onívoras, de hábito arborícola (Paglia et al., 2012). Patton et al. (2000) capturaram fêmeas grávidas (um a três embriões) de *M. hispidus*, machos com testículos aumentados e animais jovens durante todo o período de estudo, demonstrando que a reprodução ocorreria ao longo de todo o ano

naquela região. Duas fêmeas adultas de *M. occultus* foram coletadas no começo de junho, em floresta de terra firme na Amazônia: uma estava prenhe de um único embrião e a outra era perfurada, apresentando o útero aumentado; os dois machos coletados no mesmo período estavam em estágio não reprodutivo (Patton et al., 2000).

Nenhuma espécie do gênero com ocorrência no Brasil está incluída em nenhuma categoria de ameaça nacional (ICMBio, 2018) e global (IUCN, 2021). Também nenhuma consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Proechimys* Allen, 1899

Proechimys longicaudatus (Rengger, 1830) (Figura 53)

Rato-de-espinho

Rata espinosa cola larga

Long-tailed spiny rat

O rato-de-espinho *Proechimys longicaudatus* é um roedor de médio porte dentro da família Echimyidae, com massa corporal entre 130 e 350 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 220 e 250 mm e cauda com cerca de 60% do tamanho do corpo (Patton et al., 2000; Patton & Leite, 2015).

A pelagem é rígida e espinhosa devido à presença marcante de pelos aristiformes. O dorso é avermelhado ou castanho-amarelado, estriado com marrom-escuro,



Figura 53. *Proechimys longicaudatus*. Foto: Wellington Hannibal.

Figure 53. *Proechimys longicaudatus*. Photo: Wellington Hannibal.

e as laterais são bem delimitadas em relação à coloração ventral branca. As orelhas são largas e curtas. Os pés podem variar de coloração completamente branca a escura. A cauda é curta e bicolor, com pelos curtos, escura em cima e clara em baixo (Patton & Leite, 2015).

Não há espécies similares com ocorrência para a BAP.

Esta espécie de rato-de-espinho ocorre no leste da Bolívia, norte do Paraguai e centro do Brasil, nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (Cáceres et al., 2008; Patton & Leite, 2015), tanto em áreas sob domínio da floresta amazônica, quanto no Cerrado. Na BAP, a espécie já foi registrada no planalto, nas bacias dos rios Sepotuba-Cabaçal-Jauru (Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012a*), Paraguai (na Serra das Araras – Carmignotto, 2005*; Santos-Filho et al., 2012b*), Cuiabá (Carmignotto, 2005*; Lacher & Alho, 2001*), Itiquira-Piquiri (M. N. Godoi & W. Hannibal, dados não publicados*) e Aquidauana-Negro (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*; Cáceres et al., 2010*). Na planície, há registros nas sub-regiões Paraguai (Carmignotto, 2005*; Rossi et al., 2003*) (no Maciço do Urucum – Carmignotto, 2005*; Cáceres et al., 2011a*; Godoi et al., 2010*) e Barão de Melgaço (L. Brandão et al., 2011*; J. Oliveira et al., 2002*) (Figura 54).

As espécies de *Proechimys* apresentam forte associação com ambientes florestais (Marinho-Filho et al., 2002; E. Vieira & Palma, 2005) e com regiões de contato entre formações florestais e áreas abertas, sendo frequentemente encontradas em matas ciliares, florestas estacionais e cerradão (Bonvicino et al., 1996; Carmignotto, 2005; Lacher & Alho, 2001). No Maciço do Urucum, *P. longicaudatus* ocorre principalmente em florestas estacionais de baixa altitude (Cáceres et al., 2011a). Em áreas de Cerrado na borda leste do Pantanal, a espécie foi registrada em floresta estacional, mata de galeria, cerradão e cerrado *sensu stricto* na Estação Ecológica Serra das Araras (Carmignotto, 2005; Santos-Filho et al., 2012b) e em mata ciliar no rio Correntes, na bacia do rio Itiquira (M. Godoi, dados não publicados).

Este rato-de-espinho apresenta locomoção terrestre e se alimenta de frutos, sementes e insetos

(Marinho-Filho et al., 2002). Sua dieta foi classificada como frugívora-granívora por Paglia et al. (2012). Normalmente, os indivíduos desta espécie são abundantes nos locais em que ocorrem (E. Vieira & Palma, 2005), como na Estação Ecológica Serra das Araras, onde foi uma das mais comumente capturadas (Carmignotto, 2005). Não há informações detalhadas sobre sua biologia reprodutiva.

Para outras espécies do gênero (*P. semispinosus*, *P. trinitatus*, *P. brevicaudata*, *P. cuvieri* e *P. guairae*), os machos têm áreas de vida maiores do que as fêmeas e o sistema de acasalamento pode ser promíscuo ou poligínico (revisado em Adler, 2011).

As espécies de *Proechimys* aparentemente são mais fáceis de capturar em ratoeiras (*Snap traps*) e gaiolas (por exemplo, *Tomahawk*; Lambert et al., 2005; Santos Filho et al., 2006), mas também podem ser capturadas em armadilhas de interceptação e queda (*Pitfall traps*; Godoi et al., 2010).

O rato-de-espinho não é considerado ameaçado de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021). Também não consta na lista da CITES (2021).

Gênero *Thrichomys* Trouessart, 1880

Thrichomys fosteri (Thomas, 1903) (Figura 55)

Punaré, rabudo

Punare

Espécies do gênero *Thrichomys*, com ocorrência no Brasil, possuem massa corporal entre 115 e 450 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 125 e 251 mm e comprimento da cauda um pouco menor do que a cabeça e o corpo, entre 156 e 253 mm (Bonvicino et al., 2008; Pessoa et al., 2015). No Pantanal, na sub-região Nhecolândia, a massa corporal de *T. fosteri* variou entre 175 e 505 g (n = 339; P.C. Antunes, dados não publicados) e os machos foram 1,4 vezes maior do que as fêmeas (Antunes et al., 2020). Na bacia do rio Miranda, duas fêmeas de punaré foram capturadas, pesando 236 e 296 g, com comprimento da cabeça e do corpo de 200 e 245 mm e comprimento da cauda de 183 e 185 mm (Cáceres et al., 2007, referido como *T. pachyurus*).



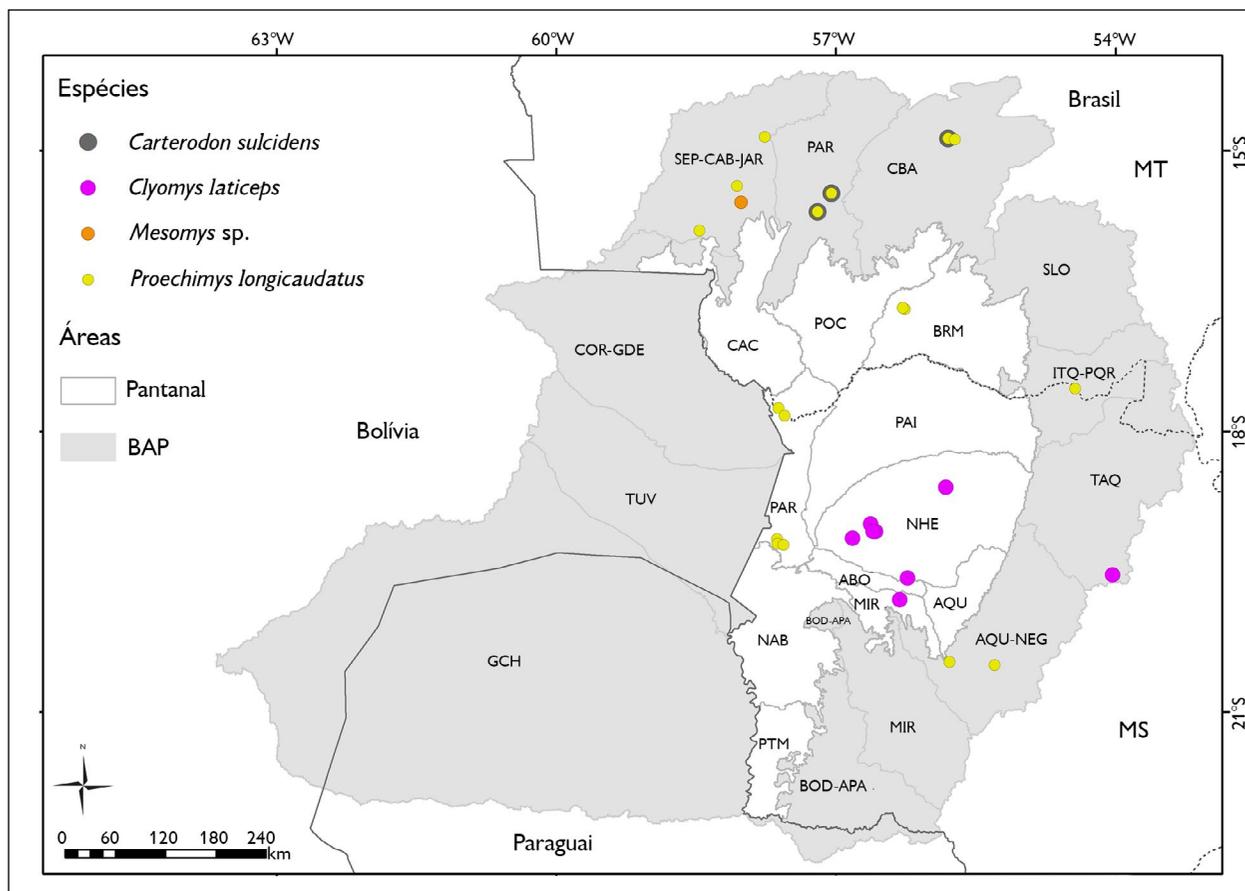


Figura 54. Pontos onde há registro da ocorrência de *Carterodon sulcidens*, *Clyomys laticeps*, *Mesomys sp.* e *Proechimys longicaudatus* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 54. Records of *Carterodon sulcidens*, *Clyomys laticeps*, *Mesomys sp.*, and *Proechimys longicaudatus* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.



Figura 55. *Thrichomys fosteri*. Foto: Alan Bolzan.

Figure 55. *Thrichomys fosteri*. Photo: Alan Bolzan.

Embora sejam equimídeos, as espécies do gênero apresentam pelagem macia, sem pelos aristiformes e pele muito fina, que se rompe facilmente. A coloração do dorso é cinza ou castanha, enquanto que o ventre é branco, com limite bem definido nas laterais do corpo, onde a coloração é um pouco mais clara do que a do dorso. Apresentam vibrissas longas e anel de pelos brancos ao redor dos olhos. A cauda é densamente pilosa. Não é raro encontrar indivíduos sem a cauda, pois esta se solta do corpo com facilidade, característica que auxilia na fuga de predadores. A superfície das mãos e dos pés é clara, com pelos ungueais também claros. Possuem três pares

de mamas laterais (Bonvicino et al., 2008; J. Oliveira & Bonvicino, 2011). *T. fosteri* apresenta cariótipo $2n = 34$ e $NF = 64$ (Vilela, 2005).

As espécies do gênero *Trichomys* são muito semelhantes morfológicamente entre si. Atualmente, a partir de estudos moleculares, citogenéticos e biogeográficos, são reconhecidas pelo menos cinco espécies com ocorrência no Brasil: *T. inermis*, *T. pachyurus*, *T. apereoides*, *T. laurentius* e *T. fosteri* (Nascimento et al., 2013; Reis & Pessoa, 2004; Vilela, 2005). Sendo *T. fosteri* a espécie distribuída nos estados de Mato Grosso do Sul, do sul de Mato Grosso até a região de Barão de Melgaço, e Paraguai (D'Elia & Myers, 2014; Nascimento et al., 2013; Vilela, 2005). Anteriormente a estes trabalhos, considerava-se *T. pachyurus* para esta região. Pode ser confundida com as espécies de preá com ocorrência para a BAP, *C. aperea* e *G. spixii* (veja distinção no texto sobre *C. aperea*).

Na BAP, *T. fosteri* foi registrado no planalto, nas bacias dos rios Aquidauana-Negro (Carmignotto, 2005*; W. Hannibal, dados não publicados*; Cáceres et al., 2010*; Hannibal et al., 2019*; Nápoli, 2005*; Hannibal & Neves-Godoi, 2015*; Hannibal & Cáceres, 2010*), Miranda (na Serra da Bodoquena – Carmignotto, 2005*; Cáceres et al., 2007*) e Bodoquena-Apa (Hannibal & Neves-Godoi, 2015*). Na planície, há registros nas sub-regiões Cáceres (Carmignotto, 2005*), Poconé (Carmignotto, 2005*; Aragona & Marinho-Filho, 2009*), Barão de Melgaço (J. Oliveira et al., 2002*; Trolle & Kéry, 2005*; L. Brandão et al., 2011*), Paraguai (Carmignotto, 2005*; Rossi et al., 2003*) (Serra do Amolar – Bertassoni et al., 2012* – e no Maciço do Urucum – Cáceres et al., 2011a*), Paiaguás (W. Hannibal, dados não publicados*), Nhecolândia (Mozerle, 2011*, MCPAP344, 345; Antunes et al., 2016*; MCPAP 184-187, 189, 190, 192-197, 201, 203, 204, 208-211, 233, 314-316; Herrera et al., 2007*), Aquidauana (Carmignotto, 2005*; Mamede & Alho, 2006*; Hannibal et al., 2019*), Miranda (Carmignotto, 2005*; Andreazzi et al., 2011*) e Porto Murtinho (Cáceres et al., 2007*) (Figura 57). Nas referências grifadas, a espécie foi referida como *T. pachyurus*.

No presente estudo, os registros em localidades na BAP próximos à região do município de Cuiabá foram considerados como *T. pachyurus*, uma vez que se trata da localidade-tipo deste táxon; estudos indicaram topotipos com cariótipo $2n = 30$, $NF = 56$ (Nascimento et al., 2013). No entanto, os limites de distribuição de *T. pachyurus* e *T. fosteri* na região sul do Mato Grosso devem ser mais bem delimitados através de análise molecular ou cariótipo.

As espécies deste gênero habitam áreas florestais e abertas no Pantanal, na Caatinga e no Cerrado (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Na BAP, a espécie foi registrada em áreas de campos de murunduns e cordilheiras (Aragona, 2008), campos inundáveis, campos sujos, cerrado *sensu stricto* (Antunes, 2009), cerrado (Antunes, 2009; Cáceres et al., 2007), floresta estacional semidecidual (Antunes, 2009), floresta estacional decidual (Cáceres et al., 2007) e pastagens de braquiária (H. B. Mozerle, dados não publicados).

O punaré possui hábito terrestre e dieta frugívora-herbívoros (Paglia et al., 2012), alimentando-se de folhas, brotos e frutos (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). No Pantanal, na sub-região Aquidauana, *T. fosteri* foi registrado utilizando eventualmente o sub-bosque para o consumo de frutos de *Randia armata* (Sw.) (Gentianales, Rubiaceae) (Hannibal et al., 2019). Também no Pantanal, na sub-região Nhecolândia, diversos tipos de estruturas foram utilizados como tocas pela espécie, como troncos caídos no chão, ocos em árvores de até 3,5 m de altura, tocas de tatu e tocas de *Clyomys laticeps* (Antunes, 2014); na sub-região Cuiabá, registrou-se também o uso de cupinzeiros como toca (Aragona, 2008, referido com *T. pachyurus*).

Ainda na sub-região Nhecolândia, em um estudo numa área de floresta estacional semidecidual, Antunes et al. (2016) observaram que *T. fosteri* seleciona, dentro de sua área de vida, locais com alta cobertura da bromélia caraguatá (*Bromelia balansae*, Bromeliaceae), que proporciona proteção e abrigo, e com alta biomassa de artrópodes, que são a principal fonte de alimento da espécie no local (Antunes, 2014). Os autores verificaram uma interação negativa entre a abundância de coespecíficos

e a biomassa de artrópodes. Deste modo, a seleção de habitat dos indivíduos foi resultado de um balanço entre proteção, alimento e competição intraespecífica. A área de vida média dos indivíduos na mesma localidade foi de $0,95 \pm 0,51$ ha, a densidade populacional flutuou entre 0,9 e 3 indivíduos/ha e o sistema de acasalamento foi caracterizado como promíscuo (Antunes et al., 2020).

Em cativeiro, as fêmeas de *T. fosteri* atingem a maturidade sexual em média por volta de 60 dias após o nascimento; o período de gestação, verificado a partir de uma fêmea, foi de 105 dias e o tamanho da ninhada variou de um a quatro filhotes (Texeira et al., 2005). No Pantanal da sub-região Nhecolândia, três fêmeas prenhes de *T. fosteri* foram coletadas em julho e agosto, duas delas com um embrião e a outra com três (P. C. Antunes, dados não publicados). Na mesma região, Andreazzi et al. (2011) observaram fêmeas reprodutivamente ativas ao longo do ano todo (referido como *T. pachyurus*), embora em maior proporção em maio e agosto, durante a estação seca; os jovens foram capturados durante a estação chuvosa, em novembro e fevereiro. Na sub-região Cuiabá, Aragona (2008) registrou indivíduos juvenis e subadultos ao longo do ano todo (referido como *T. pachyurus*), sugerindo que a espécie se reproduz continuamente, sem picos ou interrupções da atividade reprodutiva.

Ainda na sub-região Nhecolândia, foram encontrados indivíduos positivos para *Trypanosoma cruzi* e *T. evansi* (Herrera et al., 2007, referido como *T. pachyurus*), sendo a espécie considerada como um reservatório destes parasitos (Rademaker et al., 2009, referido como *T. pachyurus*). Cançado (2008) observou que *T. fosteri* (referido como *T. pachyurus*) é a espécie de pequeno roedor que apresenta maior quantidade e tipos de ectoparasitas, sendo comumente encontrada com ácaros, pulgas, piolhos e carrapatos, incluindo larvas e ninfas de *Amblyomma parvum* e *A. ovale*. Ainda na Nhecolândia, Simões et al. (2010) fizeram um inventário das espécies de helmintos de *T. fosteri* (referido como *T. pachyurus*), identificando 12 espécies e alta prevalência de infecção nos animais examinados, chegando

em alguns casos a mais de 50% de prevalência, dependendo da espécie de helminto.

Não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021, listado como *Thrichomys pachyurus*). Também não consta na lista da CITES (2021). No entanto, o status de ameaça de extinção de *T. foresti* deve ser reavaliado segundo o conceito aqui explicitado.

Thrichomys pachyurus Wagner, 1845 (Figura 56)

Punaré, rabudo

Punare

Espécies do gênero *Thrichomys*, com ocorrência no Brasil, possuem massa corporal entre 115 e 700 g, comprimento da cabeça e do corpo entre 125 e 310 mm e comprimento da cauda um pouco menor do que a cabeça e o corpo, entre 156 e 253 mm (Bonvicino et al., 2008; Pessoa et al., 2015). Na região do leste do Mato Grosso, a massa corporal de *T. pachyurus* variou entre 272 e 319 g, com comprimento da cabeça e do corpo entre 188 e 208 mm e comprimento da cauda entre 187 e 227 mm ($n = 4$; M. V. Brandão, dados não publicados). Indivíduos capturados na Serra das Araras tiveram massa corporal entre 49 e 372 g, comprimento total entre 190 e 482 mm e comprimento da cauda entre 19 e 236 mm ($n = 136$, incluindo indivíduos não adultos) (Santos-Filho, 2000, identificado como *T. apereoides*).

Embora sejam equimídeos, as espécies do gênero apresentam pelagem macia, sem pelos aristiformes e pele



Figura 56. *Thrichomys pachyurus*. Foto: Cibele Bonvicino.

Figure 56. *Thrichomys pachyurus*. Photo: Cibele Bonvicino.

muito fina, que se rompe facilmente. A coloração do dorso é cinza ou castanha, enquanto o ventre é branco, com limite bem definido nas laterais do corpo, onde a coloração é um pouco mais clara do que a do dorso. Apresentam vibrissas longas e anel de pelos brancos ao redor dos olhos. A cauda é densamente pilosa. Não é raro encontrar indivíduos sem a cauda, pois esta se solta do corpo com facilidade, característica que auxilia na fuga de predadores. A superfície das mãos e dos pés é clara, com pelos ungueais também claros. Possuem três pares de mamas laterais (Bonvicino et al., 2008; J. Oliveira & Bonvicino, 2011). *T. pachyurus* apresenta cariótipo $2n = 30$ e $NF = 56$ (Nascimento et al., 2013).

Como mencionado anteriormente, as espécies do gênero *Thrichomys* são muito semelhantes morfológicamente entre si; estudos morfológicos comparativos entre *T. pachyurus* e *T. fosteri* são inexistentes. Dessa forma, não são aqui

fornevidos dados morfológicos comparativos entre essas espécies. No entanto, destaca-se que até o presente momento não foi reportada sobreposição de distribuição geográfica entre elas, sendo *T. pachyurus* a espécie distribuída no estado de Mato Grosso, desde a região do município de Cuiabá e proximidades até o leste do estado, chegando a leste de Tocantins e norte de Goiás (Nascimento et al., 2013). Podem ser confundidas com as espécies de preá com ocorrência para a BAP, *C. aperea* e *G. spixii* (veja distinção no texto sobre *C. aperea*).

Na BAP, *T. pachyurus* foi registrado no planalto, nas bacias dos rios Paraguai (na Serra das Araras – Carmignotto, 2005*; Santos-Filho, 2000*, identificado como *T. apereoides*; Santos-Filho et al., 2012b*) e Cuiabá (Carmignotto, 2005*; Lacher & Alho, 2001*, identificado como *T. apereoides*) (na Chapada dos Guimarães – Carmignotto, 2005*) (Figura 57). No entanto, os limites de distribuição de *T. pachyurus*

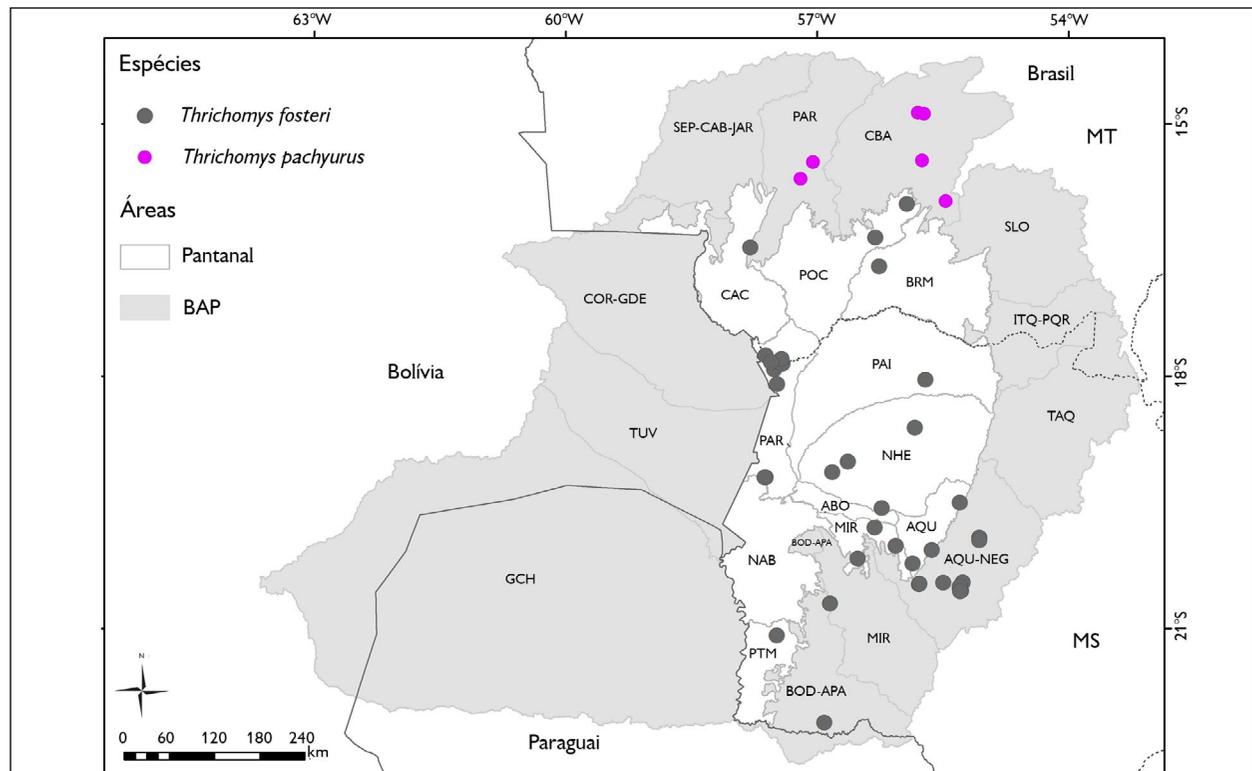


Figura 57. Pontos onde há registro da ocorrência de *Thrichomys fosteri* e *Thrichomys pachyurus* na porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Mapa: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

Figure 57. Records of *Thrichomys fosteri* and *Thrichomys pachyurus* in the Brazilian portion of the Upper Paraguay Basin. Map: Antunes et al. (2021), SOS Pantanal e SIGNature.

e *T. fosteri* na região sul do Mato Grosso devem ser mais bem delimitados através de análise molecular ou cariótipo.

As espécies deste gênero habitam áreas florestais e abertas no Pantanal, na Caatinga e no Cerrado (J. Oliveira & Bonvicino, 2011). Na BAP, foi capturada em áreas de cerrado *sensu stricto*, campo rupestre, mata de galeria e mata de babaçu na Estação Ecológica Serra das Araras (Carmignotto, 2005; Santos-Filho et al., 2012b) e cerrado *sensu stricto* na Chapada dos Guimarães (Lacher & Alho, 2001, identificado como *T. apereoides*). Em ambas as localidades, *T. pachyurus* foi associada a ambientes rochosos (Lacher & Alho, 2001; Santos-Filho, 2000).

Na Serra das Araras, uma fêmea prenhe foi capturada no mês de julho e fêmeas lactantes foram registradas em novembro (n = 2) e janeiro (n = 1). No início da estação chuvosa, no mês de novembro, cerca de 43% dos indivíduos capturados eram jovens (Santos-Filho, 2000).

Não é considerada ameaçada de extinção nem no Brasil (ICMBio, 2018), nem em âmbito global (IUCN, 2021, incluindo *T. fosteri*). Também não consta na lista da CITES (2021). No entanto, o *status* de ameaçada de extinção de *T. pachyurus* precisa ser reavaliado segundo o conceito aqui explicitado.

REFERÊNCIAS

- Abreu-Jr., E. F., Casali, D. M., Garbino, G. S. T., Loretto, D., Loss, A. C., Marmontel, M., Nascimento, M. C., Oliveira, M. L., Pavan, S. E., & Tirelli, F. P. (2020). *Lista de mamíferos do Brasil*. Comitê de Taxonomia da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (CT-SBMz). <https://www.sbmz.org/mamiferos-do-brasil/>
- Adler, G. H. (2011). Spacing patterns and social mating systems of echimimid rodents. *Journal of Mammalogy*, 92(1), 31-38. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-395.1>
- Adrian, O., Dekomien, G., Epplen, J. T., & Sachser, N. (2008). Body weight and rearing conditions of males, female choice and paternities in a small mammal, *Cavia aperea*. *Ethology*, 114(9), 897-906. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.2008.01548.x>
- Alho, C. J. R., & Villela, O. M. M. (1984). Scansorial ability in *Oryzomys eliurus* and *Oryzomys subflavus* (Rodentia: Cricetidae) from the Cerrado. *Brazilian Journal of Biology*, 44(4), 403-408.
- Alho, C. J. R., Campos, Z. M. S., & Gonçalves, H. C. (1987a). Ecologia de capivara (*Hydrochaeris Hydrochaeris*, Rodentia) do Pantanal: I - habitats, densidades e tamanho de grupo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 47(1/2), 87-97.
- Alho, C. J. R., Campos, Z. M. S., & Gonçalves, H. C. (1987b). Ecologia de capivara (*Hydrochaeris Hydrochaeris*, Rodentia) do Pantanal: II - atividades, sazonalidade, uso do espaço e manejo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 47(1/2): 99-110.
- Alho, C. J. R., Lacher Jr., T. E., Campos, Z. M. S., & Gonçalves, H. C. (1987c). Mamíferos da Fazenda Nhumirim, sub-região de Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul. I - Levantamento preliminar de espécies. *Revista Brasileira de Zoologia*, 4(2), 151-164. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751987000200007>
- Alho, C. J. R. (2005). Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy cerrado landscape. *Arquivos do Museu Nacional*, 63(1), 41-48.
- Alho, C. J. R., Camargo, G., & Fischer, E. (2011). Terrestrial and aquatic mammals of the Pantanal. *Brazilian Journal of Biology*, 71(Suppl. 1), 297-310. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000200009>
- Almeida, F., Bonvicino, C. R., & Cordeiro-Estrela, P. (2007). Phylogeny and temporal diversification of *Calomys* (Rodentia, Sigmodontinae): implications for the biogeography of an endemic genus of the open/dry biomes of South America. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 42(2), 449-466. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2006.07.005>
- Almeida, L. B., & Galletti, M. (2007). Seed dispersal and spatial distribution of *Attalea geraensis* (Arecaceae) in two remnants of Cerrado in Southeastern Brazil. *Acta Oecologica*, 32(2), 180-187. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.04.001>
- Alves, R. R. N., Mendonça, L. E. T., Confessor, M. V. A., Vieira, W. L. S., & Lopez, L. C. S. (2009). Hunting strategies used in the semi-arid region of Northeastern Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 5, 12. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-5-12>
- Andreazzi, C. S., Rademaker, V., Herrera, H. M., D'Andrea, P. S., Gentile, R., & Jansen, A. M. (2011). Population ecology of small rodents and marsupials in a semi-deciduous tropical forest of the southeast Pantanal, Brazil. *Zoologia*, 28(6), 762-770. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702011000600009>
- Antunes, P. C. (2009). *Uso de hábitat e partição do espaço entre três espécies de pequenos mamíferos simpátricos no pantanal sul mato-grossense, Brasil* [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande]. https://btdt.ibict.br/vufind/Record/UJFMS_25935413b0ae42206fa54cb405949d6a
- Antunes, P. C. (2014). *Ecologia de Thrichomys fosteri (Rodentia; Echimyidae) no Pantanal: dieta, área de vida e seleção de recursos* [Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro].
- Antunes, P. C., Oliveira-Santos, L. G. R., Tomas, W. M., Forester, J. D., & Fernandez, F. A. S. (2016). Disentangling the effects of habitat, food, and intraspecific competition on resource selection by the spiny rat, *Thrichomys fosteri*. *Journal of Mammalogy*, 97(6), 1738-1744. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw140>

- Antunes, P. C., Oliveira-Santos, L. G. R., Menezes, J. F. S., Tomas, W. M., Forester, J. D., & Fernandez, F. A. S. (2020). Mating system of *Thrichomys fosteri* in the Brazilian Pantanal: spatial patterns indicate promiscuity. *Mammalian Biology*, *100*, 365-375. <https://doi.org/10.1007/s42991-020-00040-y>
- Antunes, P. C., Miranda, C. L., Hannibal, W., Godoi, M. N., Aragona, M., Mozerle, H. B., . . . & Semedo, T. B. F. Roedores da Bacia do Alto Paraguai: uma revisão do conhecimento do planalto à planície pantaneira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, *16*(3), 579-649. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i3.811>
- Aragona, M. (2008). *História natural, biologia reprodutiva, parâmetros populacionais e comunidades de pequenos mamíferos não-voadores em três habitats florestados do Pantanal do Poconé, MT* [Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília]. <https://repositorio.unb.br/handle/10482/4312>
- Aragona, M., & Marinho-Filho, J. (2009). História Natural e Biologia Reprodutiva de Marsupiais no Pantanal, Mato Grosso, Brasil. *Zoologia*, *26*(2), 220-230. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702009000200004>
- Asher, M., Oliveira, E. S., & Sachser, N. (2004). Social system and spatial organization of wild guinea pigs (*Cavia aperea*) in a natural population. *Journal of Mammalogy*, *85*(4), 788-796. <https://doi.org/10.1644/BNS-012>
- Asher, M., Lippmann, T., Epplen, J. T., Kraus, C., Trillmich, F., & Sachser, N. (2008). Large males dominate ecology, social organization, and mating system of wild cavies, the ancestors of the guinea pig. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, *62*, 1509-1521. <https://doi.org/10.1007/s00265-008-0580-x>
- Barros, M. C., Sampaio, I., Schneider, H., & Langguth, A. (2009). Molecular phylogenies, chromosomes and dispersion in Brazilian akodontines (Rodentia, Sigmodontinae). *Iheringia Série Zoologia*, *99*(4), 373-380. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212009000400006>
- Bertassoni, A., Xavier-Filho, N. L., Rabelo, F. A., & Porfirio, G. (2012). Mamíferos da Reserva Particular do Patrimônio Natural Engenheiro Eliezer Batista. In A. C. P. Rabelo, V. F. Moreira, A. Bertassoni & C. Aoki (Eds.), *Descobrimos o paraíso: aspectos biológicos da Reserva Particular do Patrimônio Natural Engenheiro Eliezer Batista, Pantanal Sul* (pp. 248-270). Instituto Homem Pantaneiro.
- Bezerra, A. M. R., Carmignotto, A. P., Nunes, A. P., & Rodrigues, F. H. G. (2007). New data on the distribution, natural history and morphology of *Kunsia tomentosus* (Lichtenstein, 1830) (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae). *Zootaxa*, *1505*(1), 1-18. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.1505.1.1>
- Bezerra, A. M. R., Carmignotto, A. P., & Rodrigues, F. H. G. (2009). Small non-volant mammals of the ecotone region between the Cerrado hotspot and the Amazonian rainforest, with comments on their taxonomy and distribution. *Zoological Studies*, *48*(6), 861-874.
- Bezerra, A. M. R., & Oliveira, J. A. (2010). Taxonomic implications of cranial morphometric variation in the genus *Clyomys* Thomas, 1916 (Rodentia: Echimyidae). *Journal of Mammalogy*, *91*(1), 260-272. <http://dx.doi.org/10.1644/08-MAMM-A-320R1.1>
- Bezerra, A. M. R., Marinho-Filho, J., & Carmignotto, A. P. (2011). A review of the distribution, morphometrics, and habit of Owl's Spiny Rat *Carterodon sulcidens* (Lund, 1841) (Rodentia: Echimyidae). *Zoological Studies*, *50*(5), 566-576.
- Bezerra, A. M. R., & Bonvicino, C. R. (2015). Genus *Clyomys*. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elia (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (Vol. 2, pp. 935-937). University of Chicago Press.
- Bezerra, A. M. R., Oliveira, J. A., & Bonvicino, C. R. (2016). *Clyomys laticeps* (Rodentia: Echimyidae). *Mammalian Species*, *48*(938), 83-90. <https://doi.org/10.1093/mspecies/sew009>
- Bezerra, A. M. R., & Pardiñas, U. F. J. (2016). *Kunsia tomentosus* (Rodentia: Cricetidae). *Mammalian Species*, *48*(930), 1-9. <https://doi.org/10.1093/mspecies/sev013>
- Bezerra, A. M. R., Castiglia, R., Pereira, L. G., Moreira, J. C., & Bonvicino, C. R. (2020). Molecular systematics of the genus *Necomys* (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) reveals two cryptic and syntopic species in western Cerrado of Brazil. *Zoologischer Anzeiger*, *285*, 147-158. <https://doi.org/10.1016/j.jcz.2020.02.007>
- Bidau, C. J. (2015). Family Ctenomyidae Lesson, 1842. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elia (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 818-877). The University of Chicago Press.
- Bonvicino, C. R., Cerqueira, R., & Soares, V. A. (1996). Habitat use by small mammals of upper Araguaia River. *Brazilian Journal of Biology*, *56*(4), 761-767.
- Bonvicino, C. R., & Weksler, M. (1998). A new species of *Oligoryzomys* (Rodentia, Sigmodontinae) from northeastern and central Brazil. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, *63*, 90-103.
- Bonvicino, C. R., Lindbergh, S. M., & Maroja, L. S. (2002). Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology*, *62*(4B), 765-774. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842002000500005>
- Bonvicino, C. R., Lima, J. F. S., & Almeida, F. C. (2003). A new species of *Calomys* Waterhouse (Rodentia, Sigmodontinae) from the Cerrado of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, *20*(2), 301-307. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752003000200021>
- Bonvicino, C. R., Lemos, B., & Weksler, M. (2005). Small mammals of Chapada dos Veadeiros National Park (Cerrado of central Brazil): Ecologic, kariologic, and taxonomic considerations. *Brazilian Journal of Biology*, *65*(3), 395-406. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842005000300004>



- Bonvicino, C. R., Oliveira, J. A., & D'Andrea, P. S. (2008). *Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseada em caracteres externos*. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS.
- Bonvicino, C. R., Oliveira, J. A., & Gentile, R. (2010). A new species of *Calomys* (Rodentia: Sigmodontinae) from Eastern Brazil. *Zootaxa*, 2236, 19-25. <http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.193184>
- Bonvicino, C. R., Casado, F., & Weskler, M. (2014). A new species of *Cerradomys* (Mammalia: Rodentia: Cricetidae) from Central Brazil, with remarks on the taxonomy of the genus. *Zoologia*, 31(6), 525–540. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702014000600002>
- Braga, C. A. C., Drummond, L. O., & Pires, M. R. S. (2015). Cuidado materno e evidências de forrageio pré-desmame em *Oligoryzomys nigripes* (Olfers, 1918) (Rodentia, Cricetidae, Sigmodontinae). *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 72, 4-6.
- Brandão, L. G., Antas, P. T. Z., Oliveira, L. F. B., Pádua, M. T. J., Pereira, N. C., & Valutky, W. W. (2011). *Plano de Manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC Pantanal*. SESC.
- Brandão, M. V., & Nascimento, F. O. (2015). On the occurrence of *Holochilus chacarius* (Cricetidae: Sigmodontinae) in Brazil, with taxonomic notes on *Holochilus* species. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 55(3), 47-67. <https://doi.org/10.1590/0031-1049.2015.55.03>
- Brandão, M. V. (2021). Mammal remains in *Tyto furcata* (Tytonidae Strigiformes) pellets from Serra do Amolar, Mato Grosso do Sul. *Caldasia*, 43, 211-213. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v43n1.85928>
- Brandão, M. V., Percequillo, A. R., D'Elía, G., Peresque, R., & Carmignotto, A. P. (2021). A new species of *Akodon* Meyen, 1833 (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) endemic from the Brazilian Cerrado. *Journal of Mammalogy*, 102, 101–122. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa126>
- Burgin, C. J., Colella, J. P., Kahn, P. L., & Upham, N. S. (2018). How many species of mammals are there? *Journal of Mammalogy*, 99(1), 1–11. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx147>
- Cabrera, A. (1961). Catalogo de los mamíferos de America del Sur. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"*, 4(2), 309-732.
- Cáceres, N. C. (2007). Semideciduous Atlantic Forest mammals and the role of the Parana River as a riverine barrier. *Neotropical Biology and Conservation*, 2(2), 84-89.
- Cáceres, N. C., Bornschein, M. R., Lopes, W. H., & Percequillo, A. R. (2007). Mammals of the Bodoquena Mountains, southwestern Brazil: an ecological and conservation analysis. *Brazilian Journal of Biology*, 24(2), 426-435. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000200021>
- Cáceres, N. C., Carmignotto, A. P., Fischer, E., & Santos, C. F. (2008). Mammals from Mato Grosso do Sul, Brazil. *Check List*, 4(3), 321-335. <https://doi.org/10.15560/4.3.321>
- Cáceres, N. C., Nápoli, R. P., Casella, J., & Hannibal, W. (2010). Mammals in a fragmented savannah landscape in south-western Brazil. *Journal of Natural History*, 44(7-8), 491-512. <https://doi.org/10.1080/00222930903477768>
- Cáceres, N. C., Godoi, M. N., Hannibal, W., & Ferreira, V. L. (2011a). Effects of altitude and vegetation on small-mammal distribution in the Urucum Mountains, western Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 27(3), 279-287. <https://doi.org/10.1017/S0266467410000854>
- Cáceres, N. C., Nápoli, R. P., & Hannibal, W. (2011b). Differential trapping success for small mammals using pitfall and standard cage traps in a woodland savannah region of southwestern Brazil. *Mammalia*, 75(1), 45-52. <http://dx.doi.org/10.1515/mamm.2010.069>
- Cançado, P.H. D. (2008). *Carrapatos de animais silvestres e domésticos de Matogrosso do Sul (Sub-região da Nhecolândia): espécies, hospedeiros e infestações de áreas com manejos diferentes* [Tese de Doutorado, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro]. <https://tede.ufrj.br/jspui/handle/tede/826>
- Carleton, M. D., Emmons, L. H., & Musser, G. G. (2009). A new species of the rodent genus *Oecomys* (Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini) from eastern Bolivia, with emended definitions of *O. concolor* (Wagner) e *O. mamorae* (Thomas). *American Museum Novitates*, (3661), 1-32.
- Carmignotto, A. P. (2005). *Pequenos mamíferos terrestres do Bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais* (Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo). <https://bv.fapesp.br/pt/dissertacoes-teses/6761/pequenos-mamiferos-terrestres-do-bioma-cerrado-padroes-fauni>
- Casagrande, A. E., & Santos-Filho, M. (2019). Use of forest remnants and teak (*Tectona grandis*) plantations by small mammals in Mato Grosso, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 54(3), 181-190. <https://doi.org/10.1080/01650521.2019.1656520>
- Catzefflis, F., Patton J., Percequillo, A., & Weksler, M. (2016). *Galea spixii*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T8825A22189453.en>
- Chiquito, E. A., & Percequillo, A. R. (2019). The taxonomic status of *Nectomys saturatus* Thomas, 1897 (Cricetidae: Sigmodontinae). *Zootaxa*, 4550(3), 321-339. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4550.3.2>
- Chupel, T. F. (2008). *Efeito da cobertura vegetal e da topografia sobre a distribuição de marsupiais e roedores no Pantanal Norte, Mato Grosso* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá].

- Chupel, T. F., & Aragona, M. (2010). Pequenos mamíferos não voadores. In I. M. Fernandes, C. A. Signor & J. Penha (Eds.), *Biodiversidade no pantanal de Poconé* (pp. 155-168). Centro de Pesquisas do Pantanal.
- Cid, B., Oliveira-Santos, L. G. R., & Mourão, G. M. (2013). Seasonal habitat use of agoutis (*Dasyprocta azarae*) is driven by the palm *Attalea phalerata* in Brazilian Pantanal. *Biotropica*, 45(3), 380-385. <https://doi.org/10.1111/btp.12012>
- Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e da Flora Silvestres Ameaçadas de Extinção (CITES). (2021). *Appendices*. <https://cites.org/eng>
- Courcelle, M., Tilak, M. K., Leite, Y. L. R., Douzery, E. J. P., & Fabre, P. H. (2019). Digging for the spiny rat and hutia phylogeny using a gene capture approach, with the description of a new mammal subfamily. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 136, 241–253. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2019.03.007>
- D'Elía, G., Pardiñas, U. F. J., Jayat, J. P., & Salazar-Bravo, J. (2008). Systematics of *Necromys* (Rodentia, Cricetidae, Sigmodontinae): species limits and groups, with comments on historical biogeography. *Journal of Mammalogy*, 89(3), 778-790. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-A-246R1.1>
- D'Elía, G., & Myers, P. (2014). On Paraguayan *Thrichomys* (Hystricognathi: Echimyidae): the distinctiveness of *Thrichomys fosteri* Thomas, 1903. *Therya*, 5(1), 153-166. <http://dx.doi.org/10.12933/therya-14-182>
- De Lázari, P. R. (2011). *Uso de habitats por mamíferos não-voadores no Pantanal de Cáceres, Mato Grosso, Brasil* [Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres]. http://portal.unemat.br/media/oldfiles/ppgca/docs/dissertacao_patrick_ricardo_de_lazari.pdf
- De Lázari, P. R., Santos-Filho, M., Canale, G. R., & Graipel, M. E. (2013). Flood-mediated use of habitat by large and midsized mammals in the Brazilian Pantanal. *Biotropica*, 13(2), 70-75. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000200007>
- Desbiez, A. L. J., Bodmer, R. E., & Tomas, W. M. (2010). Mammalian densities in a neotropical wetland subject to extreme climatic events. *Biotropica*, 42(3), 372-378. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00601.x>
- Dunnum, J. L. (2003). *Systematics of the Bolivian Cavia, with biogeographic notes on the genus* [Master's Thesis, University of New Mexico, Albuquerque].
- Dunnum, J. L. (2015). Family Caviidae. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (Vol. 2, pp. 690-724). University of Chicago Press.
- Dunnum, J., & Bernal, N. (2016). *Ctenomys boliviensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T5798A22192171.en>
- Eisenberg, J. F., & Redford, K. H. (1999). *Mammals of the Neotropics, the Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil* (Vol. 3). The University of Chicago Press.
- Emmons, L. H., & Feer, F. (1997). *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. The University of Chicago Press.
- Ferrando, C. P. R., & Leiner, N. O. (2017). Above-ground activity patterns of the semi-fossorial spiny rat *Clyomys laticeps*. *Ethology Ecology & Evolution*, 30(4), 373-383. <https://doi.org/10.1080/03949370.2017.1371247>
- Ferrando, C. P. R., Lamberto, J. M., & Leiner, N. O. (2019). Space use patterns of the burrowing echimyid rodent, *Clyomys laticeps*. *Ethology*, 125(3), 133-141. <https://doi.org/10.1111/eth.12836>
- Francisco, A. L., Magnusson, W. E., & Sanaïotti, T. M. (1995). Variation in growth and reproduction of *B. lasiurus lasiurus* (Rodentia, Muridae) in an Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 11(3), 419-428. <https://doi.org/10.1017/S0266467400008889>
- Gardner, S. L., Bravo, J. S., & Cook, J. A. (2014). *New species of Ctenomys Blairville 1826 (Rodentia: Ctenomyidae) from the Lowlands and Central Valleys of Bolivia* (Special Publications, 62). Museum of Texas Tech University. <http://dx.doi.org/10.5962/bhl.title.142814>
- Geise, L., Weksler, M., & Bonvicino, C. R. (2004). Presence or absence of ball bladder in some Akodontini rodents (Muridae, Sigmodontinae). *Mammalian Biology*, 69, 210-214. <https://doi.org/10.1078/1616-5047-00136>
- Geise, L., Astúa, D., & Silva, H. S. (2005). Morphometric differentiation and distributional notes of three species of Akodon (Muridae, Sigmodontinae, Akodontini) in the Atlantic Coastal area of Brazil. *Arquivos do Museu Nacional*, 63(1), 63-74.
- Godoi, M. N., Cunha, N. L., & Cáceres, N. C. (2010). Efeito do gradiente floresta-cerrado-campo sobre a comunidade de pequenos mamíferos do alto do Maciço do Urucum, oeste do Brasil. *Mastozoología Neotropical*, 17(2), 163-177.
- Golovatch, S. I., Hoffman, R. L., Adis, J., Marques, M. I., Raizer, J., Silva, F. H. O., . . . & Pinheiro, T. G. (2005). Millipeds (Diplopoda) of the Brazilian Pantanal. *Amazoniana*, 18(3/4), 273-288.
- Gonçalves, P. R., Teta, P., & Bonvicino, C. R. (2015). Genus *Holochilus* Brandt, 1835. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 325-335). The University of Chicago Press.
- Gonzalez, E. M. (2001). *Guia de campo de los mamíferos de Uruguay. Introducción al estudio de los mamíferos*. Vida Silvestre.
- Graça, M. S. C., Basto, P. A. S., Rico, A., Martinez, J., Sanchez-Roman, I. V., Alandia, E. I., . . . & Salazar-Bravo, J. (2020). Ocorrência de ectoparasitas no roedor *Oligoryzomys microtis* em regiões ao norte do Departamento de La Paz, Bolívia. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, 72(1), 191-198. <https://doi.org/10.1590/1678-4162-10865>



- Graipel, M. E., Miller, P. R. M., & Glock, L. (2003). Padrão de atividade de *Akodon montensis* e *Oryzomys russatus* na Reserva Volta Velha, Santa Catarina, Sul do Brasil. *Mastozoología Neotropical*, 10(2), 255-260.
- Hannibal, W., & Cáceres, N. C. (2010). Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in southwestern Brazil. *Mammalia*, 74(3), 247-155. <https://doi.org/10.1515/MAMM.2010.007>
- Hannibal, W., & Neves-Godoi, M. (2015). Non-volant mammals of the Maracaju Mountains, southwestern Brazil: composition, richness and conservation. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 217-225. <https://doi.org/10.7550/rmb.48618>
- Hannibal, W., Arguello, W. C., Moreira, J. C., & Aoki, C. (2019). Use of understory for frugivory by *Thrichomys fosteri* (Rodentia, Echimyidae). *Oecologia Australis*, 23(4), 1100-1103. <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2304.30>
- Herrera, H. M., Rademaker, V., Abreu, U., D'Andrea, P. S., & Jansen, A. M. (2007). Variables that modulate the spatial distribution of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma evansi* in the Brazilian Pantanal. *Acta Tropica*, 102(1), 55-62. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2007.03.001>
- Hurtado, N., & Pacheco, V. (2017). Revision of *Neacomys spinosus* (Thomas, 1882) (Rodentia: Cricetidae) with emphasis on Peruvian populations and the description of a new species. *Zootaxa*, 4242(3), 401-440. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4242.3.1>
- Husson, A. M. (1978). *The mammals of Surinam*. Brill Archive.
- lack-Ximenes, G. E. (1999). *Sistemática da família Dasyproctidae Bonaparte, 1838 (Rodentia, Hystricognathi) no Brasil* [Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo].
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2019). *Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000*. IBGE/Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). (2018). *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: Mamíferos* (Vol. 2). ICMBio/MMA. https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol2.pdf
- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). (2021). *IUCN red list of threatened species*. <http://www.iucnredlist.org>
- Jacomassa, F. A. F. (2010). Atividade, uso de ambientes, comportamento e densidade de capivara *Hydrochoerus hydrochaeris* (Linnaeus, 1766) (Mammalia: Rodentia: Caviidae) no Pantanal do Miranda, MS. *Biodiversidade Pampeana*, 8(1), 46-49.
- Jayat, J. P., D'Elia, G., Ortiz, P. E., & Teta, P. (2016). A new species of the rodent genus *Necromys* Ameghino (Cricetidae: Sigmodontinae: Akodontini) from the Chaco Serrano grasslands of northwestern Argentina. *Journal of Mammalogy*, 97(5), 1321-1335. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw103>
- Karimi, Y., Rodrigues de Almeida, C., & Petter, F. (1976). Note sur les Rougeirs du nodest du Brésil. *Mammalia*, 40(2), 258-266.
- Lacher, T. E. (1981). The comparative social behaviour of *Kerodon rupestris* and *Galea spixii* and the evolution of behaviour in the Caviidae. *Bulletin of the Carnegie Museum of Natural History*, 17, 1-71.
- Lacher, T. E., & Alho, C. J. R. (2001). Terrestrial small mammal richness and habitat associations in an Amazon Forest-Cerrado contact zone. *Biotropica*, 33(1), 171-181. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00166.x>
- Lambert, T. D., Malcolm, J. R., & Zimmerman, B. L. (2005). Variation in small mammal species richness by trap height and trap type in southeastern Amazonia. *Journal of Mammalogy*, 86(5), 982-990. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2005\)86\[982:V1SMR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2005)86[982:V1SMR]2.0.CO;2)
- Lamberto, J., & Leiner, N. O. (2019). Broad-headed spiny rats (*Clyomys laticeps*) as ecosystem engineers in the Brazilian savannah. *Journal of Zoology*, 309(1), 60-68. <https://doi.org/10.1111/jzo.12684>
- Langguth, A., & Bonvicino, C. R. (2002). The *Oryzomys subflavus* group, with description of two new species (Rodentia, Muridae, Sigmodontinae). *Arquivos do Museu Nacional*, (60), 285-294.
- Layne, V. M. G. (2008). *Efeito do clima, fogo e disponibilidade de alimento sobre a dinâmica populacional de Necromys lasiurus (Rodentia: Muridae) em uma área de savana Amazônica* [Tese de doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus]. <https://bdtd.inpa.gov.br/handle/tede/927>
- Layne, V. M. G., & Silva Júnior, G. (2010). Efeito da intensidade de manejo sobre a comunidade de pequenos mamíferos em áreas de campo nativo no Pantanal de Poconé. In *Livro de Resumos do 32º Seminário de Estudos Biológicos*, Universidade Federal de Mato Grosso.
- Layne, V. M. G., Candelária, L. P., Santos, A. P. M. P., & Silva, P. B. A. (2012). Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos não voadores em campos nativos do Pantanal de Poconé. *Oecologia Australis*, 16(4), 949-957. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1604.16>
- Leite, Y., & Patterson, B. (2016). *Calomys tener*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T3617A22335203.en>
- Machado, R. B., Silva, S. M., Camargo, G., & Ribeiro, A. P. (2009). *Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Rio Negro - Plano de Manejo*. Conservação Internacional.

- Magnusson, W. E., & Sanaiotti, T. M. (1987). Dispersal of *Miconia* seeds by the rat *B. lasiurus lasiurus*. *Journal of Tropical Ecology*, 3(3), 277-278. <https://doi.org/10.1017/S0266467400002169>
- Magnusson, W. E., Francisco, A. L., & Sanaiotti, T. M. (1995). Home-range size and territoriality in *Bolomys lasiurus* (Rodentia: Muridae) in an Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 11(2), 179-188. <https://doi.org/10.1017/S0266467400008622>
- Magnusson, W. E., Layme, V. M. G., & Lima, A. P. (2010). Complex effects of climate change: population fluctuations in a tropical rodent are associated with the southern oscillation index and regional fire extent, but not directly with local rainfall. *Global Change Biology*, 16(9), 2401-2406. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02140.x>
- Mallmann, A. S., Finokiet, M., Dalmaso, A. C., Melo, G. L., Ferreira, V. L., & Cáceres, N. C. (2011). Dinâmica populacional e reprodução de pequenos mamíferos de uma Floresta Estacional do Maciço do Uruçum, oeste do Pantanal, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 6(2), 94-102. <https://doi.org/10.4013/nbc.2011.62.04>
- Mamede, S. B., & Alho, C. J. R. (2006). Response of wild mammals to seasonal shrinking-and-expansion of habitats due to flooding regime of the Pantanal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(4), 991-998. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000600006>
- Mares, M. A., Streilein, K. E., & De La Rosa, M. P. (1982). Nonsynchronous molting in three genera of tropical rodents from Brazilian Caatinga (*Thrichomys*, *Galea*, *Kerodon*). *Journal of Mammalogy*, 63(3), 484-488. <https://doi.org/10.2307/1380447>
- Mares, M. A., Braun, J. K., & Gettinger, D. D. (1989). Observations on the distribution and ecology of the mammals of the Cerrado grasslands of Central Brazil. *Annals of Carnegie Museum*, 58, 1-60.
- Marinho-Filho, J., Rodrigues, F., & Guimarães, M. (1998). *A fauna de vertebrados da Estação Ecológica de Águas emendadas: história natural e ecologia em um fragmento de cerrado do Brasil Central*. SEMAM/IBAMA.
- Marinho-Filho, J., Rodrigues, F. H., & Juarez, K. M. (2002). The Cerrado mammals: diversity, ecology and natural history. In P. S. Oliveira & R. J. Marquis (Eds.), *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of Neotropical savanna* (pp. 266-284). Columbia University Press.
- Marques, R. V. (1988). O gênero *Holochilus* (Mammalia: Cricetidae) no Rio Grande do Sul: taxonomia e distribuição. *Revista Brasileira de Zoologia*, 4(4), 347-360. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751987000400007>
- Mattevi, M. S., Haag, T., Oliveira, L. F. B., & Langguth, A. R. (2005). Chromosome characterization of Brazilian species of *Calomys* Waterhouse, 1837 from Amazon, Cerrado and Pampas domains (Rodentia, Sigmodontinae). *Arquivos do Museu Nacional*, 63(1), 175-181.
- Medina, C. E., Pino, K., Pari, A., Llerena, G., Zeballos, H., & López, E. (2016). Mammalian diversity in the savanna from Peru, with three new additions from country. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 56(2), 9-26. <https://doi.org/10.1590/0031-1049.2016.56.02>
- Mello, D. A. (1980). Estudo populacional de algumas espécies de roedores do cerrado (norte do município de Formosa, Goiás). *Revista Brasileira de Biologia*, 40, 843-860.
- Mello, D. A., & Cavalcante, J. P. (1982). Estudo do ciclo biológico do *Zygodontomys lasiurus* (Cricetidae), em condições de laboratório. *Brasil Florestal*, 12, 57-63.
- Menezes, F. H., Feijó, A., Fernandes-Ferreira, H., Ribeiro da Costa, I., & Cordeiro-Estrela, P. (2021). Integrative systematics of Neotropical porcupines of *Coendou prehensilis* complex (Rodentia: Erethizontidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 59(8), 2410-2439. <https://doi.org/10.1111/jzs.12529>
- Michalski, F., & Norris, D. (2011). Activity pattern of *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) in relation to lunar illumination and other abiotic variables in the southern Brazilian Amazon. *Zoologia*, 28(6), 701-708. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702011000600002>
- Miranda, C. L., & Da Silva, L. M. N. F. (2015). Roedores equimídeos da Amazônia brasileira: composição, distribuição geográfica e diagnoses. In A. C. Mendes-Oliveira & C. L. Miranda (Eds.), *Pequenos mamíferos não-voadores da Amazônia brasileira* (pp. 187-212). Sociedade Brasileira de Mastozoologia.
- Miranda, G. B., Oliveira, L. F. B., Andrades-Miranda, J., Langguth, A., Callegari-Jacques, S. M., & Mattevi, M. S. (2009). Phylogenetic and phylogeographic patterns in sigmodontine rodents of the genus *Oligoryzomys*. *Journal of Heredity*, 100(3), 309-321. <https://doi.org/10.1093/jhered/esn099>
- Moojen, J. (1952). *Os roedores do Brasil*. Instituto Nacional do Livro.
- Mozerle, H. B. (2011). *Probabilidade de ocupação de pequenos mamíferos em uma região do pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil* [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande].
- Musser, G. G., Carleton, M. D., Brothers, E. M., & Gardner, A. L. (1998). Systematic studies of oryzomyine rodents (Muridae, Sigmodontinae): diagnoses and distributions of species formerly assigned to *Oryzomys* "capito". *Bulletin of the American Museum of Natural History*, (236), 1-376. <http://hdl.handle.net/2246/1630>
- Musser, G. G., & Carleton, M. D. (2005). Superfamily Muroidea. In D. E. Wilson & D. M. Reeder (Eds.), *Mammals species of the World, a taxonomic and geographic reference* (pp. 894-1531). The Johns Hopkins University Press.
- Myers, P. (1989). A preliminary revision of the varius group of *Akodon* (*A. dayi*, *dolores*, *molinae*, *neocenus*, *simulator*, *toba* and *varius*). In K. H. Redford & J. F. Eisenberg (Eds.), *Advances in Neotropical Mammalogy* (pp. 5-54). Sandhill Crane Press.

- Nápoli, R. P. (2005). *Efeito de borda sobre a abundância, riqueza e diversidade de pequenos mamíferos em fragmentos de Cerrado no Mato Grosso do Sul* [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande].
- Nascimento, F. F., Lazar, A., Menezes, A. N., Durans, A. M., Moreira, J. C., Salazar-Bravo, J., D'Andrea, P. S., & Bonvicino, C. R. (2013). The role of historical barriers in the diversification processes in open vegetation formations during the Miocene/Pliocene using an Ancient rodent lineage as a model. *PlosOne*, 8(4), 1-13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061924>
- Nikitiman, L. Z., & Mares, M. A. (1987). Ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *Annals of the Carnegie Museum*, 56, 75-95.
- Nowak, R. M., & Paradiso, J. L. (1983). *Walker's mammals of the world* (Vol. 1). The John Hopkins University Press.
- Oliveira, J. A. (1998). *Morphometric assessment of species groups in the South American rodent genus Oxymycterus (Sigmodontinae), with taxonomic notes base on the analysis of type material* [Tese de Doutorado, Texas Tech University, Lubbock].
- Oliveira, J. A., Pessôa, L. M., Oliveira, L. F. B., Escarlante-Tavares, F., Caramaschi, F. P., Souza, A., & Cordeiro, J. L. P. (2002). Mamíferos da RPPN SESC Pantanal. In Anonymous editor. *Conhecendo o Pantanal* (Vol. 1, pp. 33-38). SESC Pantanal.
- Oliveira, J. A., & Bonvicino, C. R. (2006). Ordem Rodentia. In N. R. Reis, A. L. Peracchi, W. A. Pedro & I. P. Lima (Eds.), *Mamíferos do Brasil* (pp. 347-406). Imprensa da UEL.
- Oliveira, J. A., & Bonvicino, C. R. (2011). Ordem Rodentia. In N. R. Reis, A. L. Peracchi, W. A. Pedro & I. P. Lima (Eds.), *Mamíferos do Brasil* (pp. 358-414). Nélio R. dos Reis.
- Oliveira, M. F., Mess, A., Ambrósio, C. E., Dantas, C. A. G., Favaron, P. O., & Miglino, M. A. (2008). Chorioallantoic placentation in *Galea spixii* (Rodentia, Caviomorpha, Caviidae). *Reproductive Biology and Endocrinology*, 6, 39. <https://doi.org/10.1186/1477-7827-6-39>
- Pacheco, V., Cadenillas, R., Salas, E., Tello, C., & Zeballos, H. (2009). Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú. *Revista Peruana de Biología*, 16(1), 5-32.
- Paglia, A. P., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello, . . . & Patton, J. L. (2012). *Annotated checklist of Brazilian mammals* (2. ed., Occasional Papers in Conservation Biology, 6). Conservation International.
- Pardiñas, U. F. J., Cirignoli, S., & Galliari, C. A. (2004). Distribution of *Pseudoryzomys simplex* (Rodentia: Cricetidae) in Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 11(1), 105-108.
- Pardiñas, U. F. J., & Teta, P. (2011). Fossil history of the marsh rats of the genus *Holochilus* and *Lundomys* (Cricetidae, Sigmodontinae) in southern South America. *Estudios Geológicos*, 67(1), 111-129. <http://dx.doi.org/10.3989/egool.40347.136>
- Pardiñas, U. F. J., Teta, P., Alvarado-Serrano, D. F., Geise, L., Jayat, J. P., Ortiz, P. E., . . . & D'Elía, G. (2015a). Genus *Akodon* Meyen, 1833. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 144-204). The University of Chicago Press.
- Pardiñas, U. F. J., Teta, P., Ortiz, P. E., Jayat, J. P., & Salazar-Bravo, J. (2015b). Genus *Necromys* Ameghino, 1889. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 232-247). The University of Chicago Press.
- Pardiñas, U. F. J., Teta, P., Salazar-Bravo, J., Myers, P., & Galliari, C. A. (2016). A new species of arboreal rat, genus *Oecomys* (Rodentia, Cricetidae) from Chaco. *Journal of Mammalogy*, 97(4), 1177-1196. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw070>
- Pardiñas, U. F. J., Myers, P., León-Paniagua, N. O., Garza, J. A., Cook, B., Krystufek, R., Haslauer, R. D., & Bradley, G. I. (2017). Family Cricetidae (true hamster, voles, lemmings, and new worlds rats and mice. In E. Wilson, T. E. Lacher & R. A. Mittermeier (Eds.), *Handbook of the Mammals of the World - Rodents* (Vol 2, pp. 204-535). Lynx Edicions with Conservation International and IUCN.
- Paresque, R. (2010). *Diversificação das espécies do gênero Oligoryzomys Bangs, 1900 (Rodentia, Cricetidae) na região neotropical* [Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo]. <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41131/tde-31082010-164021/pt-br.php>
- Patton, J. L., Silva, M. N. F., & Malcolm, J. R. (2000). Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, (244), 1-306. [http://dx.doi.org/10.1206/0003-0090\(2000\)244%3C0001:MOTRJA%3E2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1206/0003-0090(2000)244%3C0001:MOTRJA%3E2.0.CO;2)
- Patton, J. L., & Emmons, L. H. (2015). Genus *Mesomys*. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 942-950). University of Chicago Press.
- Patton, J. L., Leite, R. N. (2015). Genus *Proechimys*. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 950-989). University of Chicago Press.
- Pessôa, L. M., Tavares, W. C., Neves, A. C. A., & da Silva, A. L. G. (2015). Genus *Thrichomys* E.-L. Trouessart, 1880. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 989-999). University of Chicago Press.
- Percequillo, A. R., Hingst-Zaher, E., & Bonvicino, C. R. (2008). Systematic review of genus *Cerradomys* Weksler, Percequillo and Voss, 2006 (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini), with description of two new species from eastern Brazil. *American Museum Novitates*, (3622), 1-46. <https://doi.org/10.1206/495.1>
- Percequillo, A. R. (2015). Genus *Euryoryzomys*. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 312-321). University of Chicago Press.



- Peres, C. A., Barlow, J., & Haugaasen, T. (2003). Vertebrate responses to surface wildfires in a central Amazonian forest. *Oryx*, 37(1), 97-109. <https://doi.org/10.1017/S0030605303000188>
- Pérez, E. M. (1992). *Agouti paca*. *Mammalian Species*, (404), 1-7. <https://doi.org/10.2307/3504102>
- Prado, J. R., & Percequillo, A. R. (2013). Geographic distribution of the genera of the Tribe Oryzomyini (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) in South America: patterns of distribution and diversity. *Arquivos de Zoologia*, 44(1), 1-120. <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2176-7793.v44i1p1-120>
- Prado, J. R., Percequillo, A. R., Thomaz, A. T., & Kowles, L. L. (2019). Similar but different: Revealing the relative roles of species-traits versus biome properties structuring genetic variation in South American marsh rats. *Journal of Biogeography*, 46(4), 770-783. <https://doi.org/10.1111/jbi.13529>
- Quintela, F. M., Silveira, E. C., Dellagnese, D. G., & Cademartori, C. V. (2014). *Calomys tener* (Winge, 1887) (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae): filling gaps. *Check List*, 10(3), 650-654. <https://doi.org/10.15560/10.3.650>
- Rademaker, V., Herrera, H. M., Raffel, T. R., D'Andrea, P. S., Freitas, T. P. T., Abreu, U. G. P., . . . & Jansen, A. M. (2009). What is the role of small rodents in the transmission cycle of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma evansi* (Kinetoplastida Trypanosomatidae)? A study case in the Brazilian Pantanal. *Acta Tropica*, 111(2), 102-107. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2009.02.006>
- Reid, F. (2016). *Hydrochoerus hydrochaeris*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T10300A22190005.en>
- Reis, S. F., & Pessôa, L. M. (2004). *Thrichomys apereoides*. *Mammalian Species*, (741), 1-5. <https://doi.org/10.1644/741>
- Rocha, R. G., Fonseca, C., Zhou, Z., Leite, Y. L. R., & Costa, L. P. (2012). Taxonomic and conservation status of the elusive *Oecomys cleberi* (Rodentia, Sigmodontinae) from central Brazil. *Mammalian Biology*, 77(6), 414-419. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.02.004>
- Rodrigues, H. O. (1996). Espécies de Thelaziinae (Skrjabin) Baylis & Daubney (Nematoda, Thelaziidae) referidas para o Brasil. *Brazilian Journal of Zoology*, 13(2), 343-350. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751996000200006>
- Rodrigues, F. H. G., Medri, I. M., Tomás, W. M., & Mourão, G. M. (2002). *Revisão do conhecimento sobre ocorrência e distribuição de Mamíferos do Pantanal* (Série Documentos, 38). EMBRAPA Pantanal.
- Rossi, R. V., Carmignotto, A. P., & Rollo Jr., M. M. (2003). Mastofauna. Encarte 3 – Análise da Unidade de Conservação. In MMA/IBAMA (Orgs.), *Plano de Manejo, Parque Nacional do Pantanal Matogrossense* (pp.174-203). MMA/IBAMA.
- Salazar-Bravo, J. (2015). Genus *Calomys* Waterhouse, 1837. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elia (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 481-507). University of Chicago Press.
- Saldanha, J., & Rossi, R. V. (2021). Integrative analysis supports a new species of the *Oecomys catherinae* complex (Rodentia, Cricetidae) from Amazonia. *Journal of Mammalogy*, 102(1), 69-89. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa145>
- Santos-Filho, M. (2000). *Uso de habitats por mamíferos não voadores na Estação Ecológica Serra das Araras, Mato Grosso, Brasil* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Amazonas, Manaus]. <https://bdtd.inpa.gov.br/handle/tede/3074>
- Santos-Filho, M., Silva, M. N. F., & Silva, D. J. (2000). Ocorrência da espécie *Kunsia tomentosus* (Lichtenstein, 1830), (Mammalia, Rodentia) em Unidade de Conservação. In *III Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal, Os Desafios do Novo Milênio*, Mato Grosso do Sul.
- Santos-Filho, M. (2005). *Efeitos da fragmentação sobre a comunidade de pequenos mamíferos em Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Mato Grosso, Brasil* [Tese de doutorado, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus]. <https://bdtd.inpa.gov.br/handle/tede/932>
- Santos-Filho, M., Silva, D. J., & Sanaiotti, T. M. (2006). Efficiency of four trap types in sampling small mammals in forest fragments, Mato Grosso, Brazil. *Mastozoologia Neotropical*, 13(2), 217-225.
- Santos-Filhos, M., Peres, C. A., Silva, D. J., & Sanaiotti, T. M. (2012a). Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 21, 1127-1147. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0248-8>
- Santos-Filho, M., Frieiro-Costa, F., Ignácio, A. R. A., & Silva, M. N. F. (2012b). Use of habitats by non-volant small mammals in Cerrado in Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 72(4), 893-902. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000500016>
- Schaller, G. B., & Crawshaw, P. G. (1981). Social organization of capybara population. *Sonderdruck aus Säugetierkundliche*, 29(1), 3-16.
- Schneider, M. (2000). Mastofauna. In C. J. Alho (Coord.), *Fauna silvestre da região do Rio Manso – MT*. Edições IBAMA.
- Serra-Medeiros, S., Ortega, Z., Antunes, P. C., Herrera, H. M., & Oliveira-Santos, L. G. R. (2021). Space use and activity of capybaras in an urban area. *Journal of Mammalogy*, 102(3), 814-825. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyab005>
- Shiraiwa, M. C. S. (2009). Mastofauna. In D. M. Figueiredo & F. X. T. Salomão (Eds.), *Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental* (pp. 184-190). Entrelinhas/EDUFMT.

- Simões, R., Gentile, R., Rademaker, V., D'Andrea, P. S., Herrera, H. M., Freitas, T. P. T., . . . & Maldonado, A. (2010). Variation in the helminth community structure of *Thrichomys pachyurus* (Rodentia: Echimyidae) in two sub-regions of the Brazilian Pantanal: the effects of land use and seasonality. *Journal of Helminthology*, 84(3), 266-275. <https://doi.org/10.1017/S0022149X09990629>
- Souza, M. J., & Alho, C. J. R. (1980). Distribuição espacial do roedor silvestre *Zygodontomys lasiurus* em hábitat natural de cerrado. *Brasil Florestal*, 44, 31-74.
- Souza, A. L. G., Corrêa, M. M. O., & Pessôa, L. M. (2007). The first description of the karyotype of *Dasyprocta azarae* Lichtenstein, 1823 (Rodentia, Dasyproctidae). *Mastozoología Neotropical*, 14(2), 227-233.
- Streilein, K. E. (1982a). The ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. I. Climate and faunal composition. *Annals of Carnegie Museum*, 51, 79-107.
- Streilein, K. E. (1982b). Ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. III. Reproductive biology and population ecology. *Annals of Carnegie Museum*, 51, 251-269.
- Suárez-Villota, E. Y., Carmignotto, A. P., Brandão, M. V., Percequillo, A. R., & Silva, M. J. J. (2018). Systematics of the genus *Oecomys* (Sigmodontinae: Oryzomyini): molecular phylogenetic, cytogenetic and morphological approaches reveal cryptic species. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 184(1), 182-210. <https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlx095>
- Teixeira, B. R., Roque, A. L. R., Barreiros-Gómez, S. C., Borodin, P. M., Jansen, A. M., & D'Andrea, P. S. (2005). Maintenance and breeding of *Thrichomys* (Trouessart, 1880) (Rodentia: Echimyidae) in captivity. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 100(6), 527-530. <https://doi.org/10.1590/S0074-02762005000600005>
- Thorington Jr., R. W., & Hoffmann, R. S. (2005). Family Sciuridae. In D. E. Wilson & D. M. Reeder (Eds.), *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference* (pp. 754-818). Johns Hopkins University Press.
- Tribe, C. J. (2005). A new species of *Rhipidomys* (Rodentia, Muroidea) from northeastern Brazil. *Arquivos do Museu Nacional*, 63(1), 131-146.
- Tribe, C. J. (2015). Genus *Rhipidomys*. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 583-617). University of Chicago Press.
- Trolle, M. (2003). Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 12, 823-836. <https://doi.org/10.1023/A:1022489426920>
- Trolle, M., & Kéry, M. (2005). Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*, 69(3-4), 409-416. <https://doi.org/10.1515/mamm.2005.032>
- Vicente, J. J., Rodrigues, H. O., Gomes, D. C., & Pinto, R. M. (1997). Nematóides do Brasil. Parte V: nematóides de mamíferos. *Brazilian Journal of Zoology*, 14(Supl. 1), 1-452. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751997000500001>
- Vieira, E. M., & Baumgarten, L. C. (1995). Daily activity patterns of small mammals in a cerrado area from central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 11(2), 255-262. <https://doi.org/10.1017/S0266467400008725>
- Vieira, E. M., & Palma, A. R. T. (2005). Pequenos mamíferos do Cerrado: distribuição dos gêneros e estrutura das comunidades nos diferentes hábitats. In A. Scariot, J. M. Felfili & J. C. Souza-Silva (Eds.), *Biodiversidade, ecologia e conservação do Cerrado* (pp. 267-282). EMBRAPA.
- Vieira, M. V. (2003). Seasonal niche dynamics in coexisting rodents of the Brazilian cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38(1), 7-15. <http://dx.doi.org/10.1076/snf.38.1.7.14034>
- Vilela, R. V. (2005). *Estudos em roedores da família Echimyidae, com abordagens em sistemática molecular, citogenética e biogeografia* [Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo].
- Vivo, M., & Carmignotto, A. P. 2015. Family Sciuridae G. Fischer, 1817. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 1-48). University of Chicago Press.
- Vogliino, D., Pardiñas, U. F. J., & Teta, P. (2004). *Holochilus charius chacarius* (Rodentia, Cricetidae) en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 11(2), 243-247.
- Voss, R. S., & Myers, P. (1991). *Pseudoryzomys simplex* (Rodentia, Muridae) and the significance of Lund's collections from the caves of Lagoa Santa, Brazil. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 206, 414-432.
- Voss, R. S., & Carleton, M. D. (1993). A new genus for *Hesperomys molitor* Winge and *Holochilus magnus* Hershkovitz (Mammalia, Muridae) with an analysis of its phylogenetic relationships. *American Museum Novitates*, (3085), 1-39. <http://hdl.handle.net/2246/4982>
- Voss, R. S., Lunde, D. P., & Simmons, N. B. (2001). The mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna Part 2 - Nonvolant species. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, (263), 3-236. [http://dx.doi.org/10.1206/0003-0090\(2001\)263%3C0003:TMOPFG%3E2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1206/0003-0090(2001)263%3C0003:TMOPFG%3E2.0.CO;2)
- Voss, R. S. (2015a). Genus *Pseudoryzomys* Hershkovitz, 1962. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 443-445). University of Chicago Press.
- Voss, R. S. (2015b). Superfamily Erethizontoidea Bonaparte, 1845. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 786-805). University of Chicago Press.



- Weksler, M., & Bonvicino, C. R. (2005). Taxonomy of pigmy rice rats genus *Oligoryzomys* Bangs, 1900 (Rodentia, Sigmodontinae) of Brazilian Cerrado, with the description of two new species. *Arquivos do Museu Nacional*, 63(1), 113-130.
- Weksler M., Percequillo, A. R., & Voss, R. S. (2006). Ten new genera of Oryzomyine rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). *American Museum Novitates*, 3537(1), 1-29. [http://dx.doi.org/10.1206/0003-0082\(2006\)3537\[1:TNGOOR\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1206/0003-0082(2006)3537[1:TNGOOR]2.0.CO;2)
- Weksler, M., & Bonvicino, C. R. (2015). Genus *Oligoryzomys* Bangs, 1900. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (pp. 417-437). University of Chicago Press.
- Weksler, M., Lemes, E. M. S., D'Andrea, P. S., & Bonvicino, C. R. (2017). The taxonomic status of *Oligoryzomys mottogrossae* (Allen 1916) (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae), reservoir of Anajatuba Hantavirus. *American Museum Novitates*, 3880, 1-32. <https://doi.org/10.1206/3880.1>
- Weksler M., & Percequillo, A. R., (2011). Key to the genera of the tribe Oryzomyini (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae). *Mastozoología Neotropical*, 18, 281-292.
- Wolf, R. W., Rossi, R. V., Aragona, M., & Aguiar, D. M. (2016). First record of *Pseudoryzomys simplex* (Cricetidae, Sigmodontinae) in a flooded area of the Pantanal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 76(4), 1054-1057. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.09015>
- Woods, C. A., & Kilpatrick, C. W. (2005). Infraorder Hystricognathi. In D. E. Wilson & D. M. Reeder (Eds.), *Mammal Species of the World* (pp. 1538-1599). The Johns Hopkins University Press.
- Yahnke, C. J. (2006). Hábitat use and natural history of small mammals in the Central Paraguayan Chaco. *Mastozoología Neotropical*, 13(1), 103-116.

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

P. C. Antunes contribuiu com curadoria de dados, supervisão e escrita (rascunho original, revisão e edição); C. L. Miranda com curadoria de dados e escrita (rascunho original, revisão e edição); W. Hannibal com visualização e escrita (rascunho original, revisão e edição); M. N. Godoi com visualização e escrita (rascunho original); M. Aragona com visualização e escrita (rascunho original, revisão e edição); H. B. Mozerle com visualização e escrita (rascunho original); V. Rademaker com visualização e escrita (rascunho original); M. Santos-Filho com visualização e escrita (rascunho original); V. M. G. Layme com visualização e escrita (rascunho original); M. V. Brandão com curadoria de dados e escrita (rascunho original, revisão e edição); e T. B. F. Semedo com curadoria de dados e escrita (rascunho original, revisão e edição).

BOLETIM DO MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI. CIÊNCIAS NATURAIS

INSTRUÇÕES AOS AUTORES

Objetivos e política editorial

O **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais** tem como missão publicar trabalhos originais em biologia (zoologia, botânica, biogeografia, ecologia, taxonomia, anatomia, biodiversidade, vegetação, conservação da natureza) e geologia. A revista aceita colaborações em português, espanhol e inglês (Inglaterra) para as seguintes seções:

Artigos Científicos – textos analíticos originais, resultantes de estudos e pesquisas com contribuição efetiva para o avanço do conhecimento.

Notas de Pesquisa – relato preliminar sobre observações de campo, dificuldades e progressos de pesquisa em andamento, ou em fase inicial, enfatizando hipóteses, comentando fontes, resultados parciais, métodos e técnicas utilizados.

Memória – seção que se destina à divulgação de acervos ou seus componentes que tenham relevância para a pesquisa científica; de documentos transcritos parcial ou integralmente, acompanhados de texto introdutório; e de ensaios biográficos, incluindo obitúário ou memórias pessoais.

Resenhas Bibliográficas – texto descritivo e/ou crítico de obras publicadas na forma impressa ou eletrônica..

Ética na publicação

As submissões devem atender as diretrizes do Committee on Publication Ethics (COPE), cujo texto original em inglês pode ser consultado em https://publicationethics.org/files/Code_of_conduct_for_journal_editors_1.pdf e a versão traduzida para o português em <http://www.periodicos.letras.ufmg.br/CCBP-COPE.pdf>. Essas diretrizes devem nortear editores, avaliadores e autores quanto a questões éticas concernentes ao processo editorial e de avaliação por pares, a fim de prevenir com relação à má conduta na publicação. Aos Editores, ao Conselho Científico e aos consultores científicos ad hoc cabe a responsabilidade ética do sigilo e da colaboração voluntária para garantir a qualidade científica das publicações e da revista. Aos autores cabe a responsabilidade da veracidade das informações prestadas, do depósito dos materiais estudados em instituições legais, quando couber, e o cumprimento das leis locais que regem a coleta, o estudo e a publicação dos dados. Recomendamos a leitura do “Código de boas práticas científicas”, elaborado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), disponível em https://fapesp.br/boaspraticas/FAPESP-Codigo_de_Boas_Praticas_Cientificas_2014.pdf. A revista passou a adotar nas submissões o sistema de detecção de plágio Similarity Check, da Crossref. Títulos que forem verificados como similares a publicações anteriores serão rejeitados. Caso necessário, serão publicadas retratações e correções, baseadas nos procedimentos recomendados no “Retraction Guidelines”, do COPE, disponível em <https://publicationethics.org/files/cope-retraction-guidelines-v2.pdf>.

Apresentação de originais

O Boletim recebe contribuições somente em formato digital. Os arquivos digitais dos artigos devem ser submetidos online na plataforma via o site da revista (<https://boletimcn.museu-goeldi.br/ojs/?journal=bcnaturais&page=login>), fornecendo obrigatoriamente as informações solicitadas pela plataforma.

Cadastramento

O(s) autor(es) deve(m) realizar o cadastro, criando uma conta pessoal na plataforma online, na seção “Cadastro” (<https://boletimcn>).

museu-goeldi.br/ojs/?journal=bcnaturais&page=user&op=register), e preencher corretamente o perfil. O cadastramento/criação de uma conta precisa ser feito somente uma vez. Após isso, a conta deve ser usada para todas as submissões de trabalhos, revisões e pareceres.

Encaminhamento

1. Faça seu cadastro como Autor ou, caso já possua cadastro, clique em Acesso (<https://boletimcn.museu-goeldi.br/ojs/?journal=bcnaturais&page=login>), para iniciar a Submissão de seu trabalho;
2. Para acessar seu perfil, clique em login, na parte superior da tela;
3. Para fazer a Submissão do seu trabalho, clique no botão “Nova Submissão”, no canto esquerdo da tela; Abrirá uma tela com as normas da revista e condições para submissão. Lembre-se de marcar os itens obrigatórios, destacados com asterisco;
4. Escolha a seção e confirme todos os requisitos para a submissão. Caso haja algum comentário para o Editor (possíveis conflitos de interesses ou outras questões que o autor julgar relevantes), é possível informar nesta etapa. Após isso, é necessário clicar em “Salvar e continuar”;
5. Na opção “Carregar arquivo de submissão”, selecione os itens “Folha de Rosto”, “Texto do artigo” e “Lista de avaliadores” e faça o upload dos respectivos arquivos. Caso haja imagens, elas devem ser carregadas também neste momento. Em seguida, em “Metadados”, o autor deve editar o nome do arquivo, a fim de garantir o sigilo necessário à etapa de avaliação por pares. Após isso, clique em “Concluir”;
6. Cada um dos arquivos aparecerá em “Arquivos da Submissão”. Salve e continue;
7. Em “Dados de submissão”, todas as informações sobre os autores do trabalho deverão ser inseridas. Para informar os dados dos coautores, é necessário clicar em “Incluir contribuidor”. Não esqueça de atribuir o papel de cada autor. Salve ao final;
8. Insira o título nos idiomas solicitados – o símbolo do planeta Terra ficará verde após a inserção do título nos idiomas selecionados. O resumo também deverá constar nos idiomas solicitados;
9. No próximo passo, o sistema irá confirmar se seu arquivo está pronto para ser enviado. Se estiver tudo correto, clique em OK.

A revista possui um Conselho Científico. Os trabalhos submetidos são primeiramente avaliados pelo Editor ou por um dos Editores Associados. O Editor reserva-se o direito de sugerir alterações nos trabalhos recebidos ou devolvê-los, caso não estejam de acordo com os critérios exigidos para publicação.

Uma vez aceitos, os artigos seguem para avaliação por pares (peer-review). Os artigos são analisados por dois especialistas, no mínimo, que não integram a Comissão Editorial. Caso haja discordância entre os pareceres, o trabalho é submetido a outro(s) especialista(s). Caso mudanças ou correções sejam recomendadas, o trabalho é devolvido ao(s) autor(es), que terá(ão) um prazo de trinta dias para elaborar nova versão.

A publicação implica cessão integral dos direitos autorais do trabalho à revista. A declaração para a cessão de direitos autorais é enviada juntamente com a notificação de aceite do artigo. Deve ser devolvida assinada via e-mail. Todos os autores devem assinar uma declaração.

Preparação de originais

Todas as submissões devem ser enviadas por meio da plataforma de submissão online. Os originais devem ser enviados em Word, com fonte Times New Roman, tamanho 12, entrelinha 1,5, em laudas sequencialmente numeradas.

No momento da submissão, os arquivos mencionados abaixo devem ser carregados na plataforma de submissão:

O primeiro arquivo (Folha de rosto) deve conter: título (no idioma do texto e em inglês); resumo; abstract; palavras-chave e keywords. Além disso, este arquivo deve conter um parágrafo com informações sobre a contribuição de cada um dos autores, que deve ser descrito usando as seguintes categorias: 1) Administração de projeto; 2) Análise formal; 3) Aquisição de financiamento; 4) Conceituação; 5) Curadoria de dados; 6) Escrita - rascunho original; 7) Escrita - revisão e edição; 8) Investigação; 9) Metodologia; 10) Recursos; 11) Software; 12) Supervisão; 13) Validação; 14) Visualização. Cada um dos autores deve ter contribuído em pelo menos duas

destas categorias. Para mais informações sobre as contribuições dos autores, consulte: <https://www.elsevier.com/authors/policies-and-guidelines/credit-author-statement>. Este arquivo deve ser carregado como arquivo do Word.

O segundo arquivo (Texto do artigo) deve conter: título (no idioma do texto e em inglês), resumo, abstract, palavras-chave e keywords, introdução, material e métodos, resultados, discussão (a qual pode ser apresentada junto com os resultados), conclusão, agradecimentos, referências, legendas das figuras e tabelas (se for o caso). Tabelas devem ser digitadas em Word, sequencialmente numeradas, com claro enunciado. Este arquivo deve ser enviado como arquivo do Word.

Um terceiro arquivo (Lista de avaliadores), contendo o nome, titulação e e-mail de seis possíveis revisores deve ser enviado como arquivo do Word. Nesse arquivo, também podem ser especificados os revisores que devem ser evitados.

Todas as figuras (ilustrações, gráficos, imagens, diagramas etc.) (PDF com imagens) devem ser apresentadas em páginas separadas e numeradas, com as respectivas legendas, e submetidas na plataforma online como PDF. As imagens também devem ser submetidas separadamente (em arquivos individuais) e ter resolução mínima de 300 dpi e tamanho mínimo de 1.500 pixels, em formato JPEG ou TIFF, obedecendo, se possível, as proporções do formato de página do Boletim, nos limites de 16,5 cm de largura e 20 cm de altura (para uso em duas colunas) ou 8 cm de largura e 20 cm de altura (para uso em uma coluna). As informações de texto presentes nas figuras, caso possuam, devem estar em fonte Arial, com tamanho entre 7 e 10 pts. O texto deve, obrigatoriamente, fazer referência a todas as tabelas, gráficos e ilustrações.

Chaves devem ser apresentadas no seguinte formato:

1. Lagarto com 4 patas minúsculas.....	2
Lagarto com 4 patas bem desenvolvidas.....	3
2. Dígito geralmente sem unhas, dorsais lisas.....	<i>Bachia flavescens</i>
Dígito com unhas, dorsais quilhadas.....	<i>Bachia panoplia</i>
3. Mãos com apenas 4 dedos.....	4
Mãos com 5 dedos.....	5
4. Escamas dorsais lisas.....	<i>Gymnophthalmus underwoodii</i>
Escamas dorsais quilhadas.....	<i>Amapasaurus tetradactylus</i>
5. Cabeça com grandes placas.....	6
Cabeça com escamas pequenas.....	7
6. Placas posteriores da cabeça formam uma linha redonda.....	<i>Alopoglossus angulatus</i>
Placas posteriores da cabeça formam uma linha reta.....	<i>Arthrosaura kockii</i>
7. Etc.	
Etc.	

Pede-se destacar termos ou expressões por meio de aspas simples. Apenas termos científicos latinizados ou em língua estrangeira devem constar em itálico. Observar cuidadosamente as regras de nomenclatura científica, assim como abreviaturas e convenções adotadas em disciplinas especializadas. Os artigos deverão seguir as recomendações da APA 7th Edition - Citation Guide (<https://apastyle.apa.org/style-grammar-guidelines/references/examples>) para uso e apresentação de citações e de referências. Todas as obras citadas ao longo do texto devem estar corretamente referenciadas ao final do artigo.

Estrutura básica dos trabalhos

Título – No idioma do texto e em inglês (quando este não for o idioma do texto). Deve ser escrito em caixa baixa, em negrito, centralizado na página.

Resumo e Abstract – Texto em um único parágrafo, ressaltando os objetivos, métodos e conclusões do trabalho, com, no máximo, duzentas palavras, no idioma do texto (Resumo) e em inglês (Abstract). A versão para o inglês é de responsabilidade do(s) autor(es).

Palavras-chave e Keywords – Três a seis palavras que identifiquem os temas do trabalho, para fins de indexação em bases de dados.

Introdução – Deve conter uma visão clara e concisa de conhecimentos atualizados sobre o tema do artigo, oferecendo citações pertinentes e declarando o objetivo do estudo.

Material e métodos – Exposição clara dos métodos e procedimentos de pesquisa e de análise de dados. Técnicas já publicadas devem ser apenas citadas e não descritas. Termos científicos, incluindo espécies animais e vegetais, devem ser indicados de maneira correta e completa (nome, autor e ano de descrição).

Resultados e discussão – Podem ser comparativos ou analíticos, ou enfatizar novos e importantes aspectos do estudo. Podem ser apresentados em um mesmo item ou em separado, em sequência lógica no texto, usando tabelas, gráficos e figuras, dependendo da estrutura do trabalho.

Conclusão – Deve ser clara, concisa e responder aos objetivos do estudo.

Agradecimentos – Devem ser sucintos: créditos de financiamento; vinculação do artigo a programas de pós-graduação e/ou projetos de pesquisa; agradecimentos pessoais e institucionais. Nomes de instituições devem ser por extenso, de pessoas pelas iniciais e sobrenome, explicando o motivo do agradecimento.

Referências – Devem ser listadas ao final do trabalho, em ordem alfabética, de acordo com o sobrenome do primeiro autor. No caso de mais de uma referência de um mesmo autor, usar ordem cronológica, do trabalho mais antigo ao mais recente. No caso de mais de uma publicação do mesmo autor com o mesmo ano, utilizar letras após o ano para diferenciá-las. Nomes de periódicos devem ser por extenso. Teses e dissertações acadêmicas devem preferencialmente estar publicadas. Todas as referências devem seguir as recomendações da APA 7th Edition - Citation Guide:

Livro: Weaver, C. E. (1989). *Clays, muds and shales*. Elsevier.

Capítulo de livro: Aranha, L. G., Lima, H. P., Makino, R. K., & Souza, J. M. (1990). Origem e evolução das bacias de Bragança - Viseu, S. Luís e Ilha Nova. In E. J. Milani & G. P. Raja-Gabaglia (Eds.), *Origem e evolução das bacias sedimentares* (pp. 221-234). Petrobras.

Artigo de periódico: Gans, C. (1974). New records of small amphisbaenians from northern South America. *Journal of Herpetology*, 8(3), 273-276. <http://dx.doi.org/10.2307/1563187>.

Série/Coleção: Camargo, C. E. D. (1987). *Mandioca, o "pão caboclo": de alimento a combustível* (Coleção Brasil Agrícola). Ícone.

Documento eletrônico: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2011). *Censo Demográfico 2010*. <https://censo2010.ibge.gov.br/>

Provas

Os trabalhos, depois de formatados, são encaminhados em PDF para a revisão final dos autores, que devem devolvê-los com a maior brevidade possível. Os pedidos de alterações ou ajustes no texto devem ser feitos por escrito. Nessa etapa, não serão aceitas modificações no conteúdo do trabalho ou que impliquem alteração na paginação. Caso o autor não responda ao prazo, a versão formatada será considerada aprovada. Os artigos são divulgados integralmente no formato PDF na página eletrônica do Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais (<https://boletimcn.museu-goeldi.br/>), com acesso aberto.

Endereço para correspondência

Museu Paraense Emílio Goeldi

Editor do Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais

Av. Perimetral, 1901 - Terra Firme. CEP 66077-530. Belém - PA - Brasil

Telefone: 55-91-3075-6186

E-mail: boletim.naturais@museu-goeldi.br

Lembre-se:

- 1 - Antes de enviar seu trabalho, verifique se foram cumpridas as normas acima. Disso depende o início do processo editorial.
- 2 - Após a aprovação, os trabalhos são publicados por ordem de chegada. O Editor Científico também pode determinar o momento mais oportuno.
- 3 - É de responsabilidade do(s) autor(es) o conteúdo científico do artigo, o cuidado com o idioma em que ele foi concebido, bem como a coerência da versão para o inglês do título, do resumo (abstract) e das palavras-chave (keywords). Quando o idioma não estiver corretamente utilizado, o trabalho pode ser recusado.

BOLETIM DO MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI. CIÊNCIAS NATURAIS

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

Goals and editorial policy

The mission of the **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais** is to publish original works on Biology (zoology, botany, biogeography, ecology, taxonomy, anatomy, biodiversity, vegetation, nature conservation) and Geology. The journal accepts contributions in Portuguese, Spanish, and English (UK) for the following sections:

Articles – Scientific and original analytical papers stemming from studies and research, which effectively contribute to building knowledge in the field. Maximum length: 50 pages.

Short Communications – Preliminary reports on field observations, problems and progress of current research, emphasizing hypotheses, mentioning sources, partial results, methods and techniques used. Maximum length: 15 pages.

Memory – Section intended to report on museum collections, that are relevant for scientific issues; and biographical essays, including obituaries or personal memories. Maximum length: 15 pages.

Book Reviews – Text discussing recently published books in the field of natural sciences, in print or electronically. Maximum length: 5 pages.

Publication ethics

Submissions must comply with the guidelines of the Committee on Publication Ethics (COPE), the English text of which can be consulted at https://publicationethics.org/files/Code_of_conduct_for_journal_editors_1.pdf and the Portuguese version at <http://www.periodicos.letras.ufmg.br/CCBP-COPE.pdf>. These guidelines should orientate editors, reviewers, and authors with regard to ethical issues that concern the editorial and peer-review processes, in order to prevent improper publishing practices. The ethical responsibility for confidentiality during the publication process and for voluntary collaboration to ensure the scientific quality of the journal rests with the editors, the scientific board, and the ad hoc scientific consultants. The authors are responsible for the veracity of the information provided, for the deposit of the studied materials in legal institutions, when applicable, and for compliance with local laws that govern the collection, study and publication of the results. We recommend reading the "Code of Good Scientific Practice", prepared by the São Paulo Research Foundation (FAPESP) (https://fapesp.br/boaspraticas/FAPESP-Codigo_de_Boas_Praticas_Cientificas_2014.pdf). Submissions to the journal are checked with software plagiarism detection Similarity Check, by Crossref. Submissions found to be similar to previous publications will be rejected. If necessary, retractions and corrections will be published, based on the procedures recommended in the "Retraction Guidelines" of the COPE, available at: <https://publicationethics.org/files/cope-retraction-guidelines-v2.pdf>.

Article proposals

The Boletim only accepts original contributions in digital format. Digital manuscripts should be submitted via the online platform (<https://boletimcn.museu-goeldi.br/ojs/?journal=bcnaturais&page=login>), providing additional information requested during the various steps of the submission process.

Registration

Authors must register in order to create a password-protected personal account on the online platform in the section "Register"

(<https://boletimcn.museu-goeldi.br/ojs/?journal=bcnaturais&page=user&op=register>), and correctly fill in the profile. Registration and the creation of an account need be done only once. Thereafter, the account should be used for current and future submissions to the Boletim.

Submission

1. Register as an Author or, if you already are registered, click "Access" to begin manuscript submission.
2. To access your profile, click "Login" at the top of the screen.
3. To submit your manuscript, click "New Submission" in the left corner of the screen. This will open a screen with norms and conditions for submission to the journal. Remember to include the required items that are marked with an asterisk.
4. Choose the section and confirm all the requirements for submission. If you have comments for the Editor (possible conflicts of interest or other relevant issues), you can communicate them at this stage. After that, click "Save and continue".
5. In the "Upload Submission File" option, select "Title Page", "Article Text" and "Referee List" and upload the respective files. Images should be uploaded at this time. In "Review Details", the author should edit the file name in order to guarantee privacy for peer review of the manuscript. Then click "Complete".
6. Each file will appear in "Submission Files". Click "Save and continue".
7. In "Enter Metadata", all author information should be included. To enter data on co-authors, click "Add Contributor". Do not forget to assign the role of each author. Click "Save and continue" to continue the submission process.
8. Enter the manuscript title in the requested languages. The Planet Earth symbol will turn green after the title is inserted in the selected language. The manuscript's abstract should also appear in the requested languages.
9. In the final step, the system will confirm that your file is ready to be sent. If everything is correct, click "OK".

The journal has a Scientific Board. The manuscripts are first examined by the Editor or by one of the Associate Editors. The Editor has the right to recommend alterations be made to the papers submitted or to return them when they fail to comply with the journal's editorial policy. The magazine adopts plagiarism detection systems for submissions available on free platforms. Titles found to be similar to previous publications will be rejected.

Upon acceptance, the manuscripts are submitted to peer-review and are reviewed by two specialists who are not members of the Editorial Commission. In the event of disagreement, the manuscript is submitted to other(s) referee(s). If changes or corrections need to be made, the manuscript is returned to the authors who will have thirty days to send a new version.

Publication means fully assigning and transferring all copyrights of the manuscript to the journal. The Liability Statement and Assignment of Copyrights will be enclosed with the notice of acceptance. All the authors must sign the document and return it to the journal.

Preparing manuscripts

The manuscripts should be sent in Word for Windows formats, in Times New Roman, font 12, 1.5 spacing between lines, and pages must be sequentially numbered.

At the time of manuscript submission, the three files specified below must be uploaded to the submission platform:

The first file (Title page) should contain: title (in the language of the text and in English), abstract, resumo, keywords, and palavras-chave. This file should be uploaded as Word file. In addition, add a paragraph with information about the authors contributions, which should be described using the following categories: 1) Conceptualization; 2) Data curation; 3) Formal analysis; 4) Funding acquisition; 5) Investigation; 6) Methodology; 7) Project administration; 8) Resources; 9) Software; 10) Supervision; 11) Validation; 12) Visualization; 13) Writing-original draft;

14) Writing-review & editing. Each author should have contributed in at least two of them. For more information on the author's contributions, please check: <https://www.elsevier.com/authors/policies-and-guidelines/credit-author-statement>. This file should be uploaded as Word file.

The second file (Article Text) should contain: title (in the language of the text and in English), abstract, *resumo* (abstract in Portuguese), keywords, and *palavras-chave* (keywords in Portuguese), introduction, material and methods, results, discussion (discussion and results can be presented together), conclusions, acknowledgments, references, figure legends, and tables. Tables should be in Word format, sequentially numbered, and with clear captions. This file should be uploaded as Word file.

A third file (Referee list) containing the name, title and e-mail of six possible reviewers should be submitted as Word file. In this file you can also specify reviewers who should be avoided.

All figures (illustrations, graphs, pictures, diagrams, etc.) (PDF with images) should be presented on separate, numbered pages with their respective captions, and submitted separately on the online platform. Images require minimum resolution of 300 dpi and minimum size of 1,500 pixels, in JPEG or TIFF format. If possible, respect the page sizes of the Bulletin, namely 16.5 cm wide and 20 cm tall (for images occupying two columns) or 8 cm wide and 20 cm tall (for images occupying one column). When text is contained in images, the font used should be Arial, 7 to 10 pt. All tables, graphs and images must be necessarily mentioned in the text body.

Keys have to be presented in the following format:

1. Lizard with 4 small limbs.....	2
Lizard with 4 well developed limbs.....	3
2. Fingers and toes generally without nails, dorsals smooth	<i>Bachia flavescens</i>
Fingers and toes with nails, dorsals keeled.....	<i>Bachia panoplia</i>
3. Hands with only 4 fingers.....	4
Hands with 5 fingers.....	5
4. Dorsalscales smooth.....	<i>Gymnophthalmusunderwoodii</i>
Dorsal scales keeled.....	<i>Amapasaurus tetradactylus</i>
5. Head with large scales.....	6
Head with small scales.....	7
6. Posterior scales of head forming a rounded line	<i>Alopoglossus angulatus</i>
Posterior scales of head forming a straight line.....	<i>Arthrosaura kockii</i>
7. Etc. Etc.	

To highlight terms or phrases, please use single quotation marks. Only foreign language words and phrases, and Latinized scientific names should be in italics. Articles must follow the recommendations of the APA 7th Edition - Citation Guide (<https://apastyle.apa.org/stylegrammar-guidelines/references/examples>) for the use and presentation of citations and references. All quotations in the text body must be accurate and listed at the end of the paper.

Basic text structure

Title – The title must appear both in the original language of the text and in English (when English is not the original language). Title must be centralized and in bold. Do not use capitals.

Abstract – This section should be one paragraph long and highlight the goals, methods, and results of the study. Maximum length: 200 words. The abstract should be presented both in Portuguese/Spanish and in English. The authors are responsible for the English translation.

Keywords – Three to six words that identify the topics addressed, for the purpose of indexing the paper in databases.

Introduction – The introduction should contain a clear and concise description based on state-of-the-art knowledge on the topic addressed. It should provide relevant quotations, and express the goals of the study clearly.

Materials and Methods – This section contains clear information on methods, procedures and data analysis. Previously published studies should not be described, only mentioned. Scientific terms, including the names of plants and animals, should be provided correctly and accurately (name, author, year of description).

Results and Discussion – The results and discussion can be comparative or analytical, or emphasize new and important aspects of the study. They can be addressed together under the same topic, or separately according to the logical order of the paper by using tables, graphics and pictures depending on the structure of the text.

Conclusion – The conclusion should be clear and concise, and should mirror the goals of the study.

Acknowledgements – Acknowledgements are brief and can mention: support and funding; connections to graduate programs and/or research projects; acknowledgement to individuals and institutions. The names of institutions should be written in full, those of individuals with initials and family name, indicating what motivated the acknowledgement.

References – References should appear at the end of the text in alphabetical order according to the last name of the first author. In the event of two or more references to the same author, please use chronological order starting with the earliest work. In case there are several publications by the same author in the same year, use lower case letters behind the year to differentiate them. Theses and academic dissertations preferably must have been published. All references must follow the recommendations of the APA 7th Edition - Citation Guide:

Book: Weaver, C. E. (1989). *Clays, muds and shales*. Elsevier.

Chapter in book: Aranha, L. G., Lima, H. P., Makino, R. K., & Souza, J. M. (1990). Origem e evolução das bacias de Bragança - Viseu, S. Luís e Ilha Nova. In E. J. Milani & G. P. Raja-Gabaglia (Eds.), *Origem e evolução das bacias sedimentares* (pp. 221-234). Petrobras.

Article in journal: Gans, C. (1974). New records of small amphisbaenians from northern South America. *Journal of Herpetology*, 8(3), 273-276. <http://dx.doi.org/10.2307/1563187>

Series/Collection: Camargo, C. E. D. (1987). *Mandioca, o "pão caboclo": de alimento a combustível* (Coleção Brasil Agrícola). Ícone.

Electronic document: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2011). *Censo Demográfico 2010*. <https://censo2010.ibge.gov.br/>

Proofs

Authors will receive their paper in PDF format for final approval, and must return the file as soon as possible. Authors must inform the Editors in writing of any changes in the text and/or approval issues. At this stage, changes concerning content or changes resulting in an increase or decrease in the number of pages will not be accepted. In the event the author does not meet the deadline, the formatted paper will be considered approved by the author. The papers will be disclosed in full, in PDF format in the journal website (<https://boletimcn.museu-goeldi.br>).

Mailing address

Museu Paraense Emílio Goeldi

Editor do Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais

Av. Perimetral, 1901 - Terra Firme. CEP 66077-530. Belém - PA - Brazil

Phone: 55-91-3075-6186

E-mail: boletim.naturais@museu-goeldi.br

Please note:

1 - Before submitting your manuscript to the journal, please check whether you have complied with the norms above. For the editorial process to begin, submitters must comply with the policy.

2 - After acceptance, the papers will be published according to order of arrival. The Scientific Editor may also decide on the most convenient time for publication.

3 - The authors are fully responsible for the scientific content of their manuscripts, language quality, in addition to accuracy between the original and the English version of the title, abstract and keywords. When language is not correct a manuscript can be refused.

Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi
Formato: 50P0 x 59P6
Tipografia: MPEG



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA,
E INOVAÇÕES

