

RESSALVA

Atendendo solicitação da
autora, o texto completo desta tese
será disponibilizado somente a partir
de 18/08/2027.

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, EVOLUÇÃO E
BIODIVERSIDADE**

**INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM SOBRE A
ABUNDÂNCIA DE DIFERENTES ESPÉCIES DE TATUS (MAMMALIA:
CINGULATA) EM PAISAGENS NO CERRADO E MATA ATLÂNTICA**

MONIQUE PONCE MARTINS

**Rio Claro – SP
2025**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, EVOLUÇÃO E
BIODIVERSIDADE**

**INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM SOBRE A
ABUNDÂNCIA DE DIFERENTES ESPÉCIES DE TATUS (MAMMALIA:
CINGULATA) EM PAISAGENS NO CERRADO E MATA ATLÂNTICA**

MONIQUE PONCE MARTINS

Tese apresentada ao Instituto de Biotecnologia do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ecologia, Evolução e Biodiversidade.

Orientador: Dr. Adriano Garcia Chiarello
Coorientador: Dra Roberta Montanheiro Paolino

**Rio Claro – SP
2025**

M386i

Martins, Monique Ponce

Influência da composição e configuração da paisagem sobre a abundância de diferentes espécies de tatus (Mammalia: Cingulata) em paisagens no Cerrado e Mata Atlântica / Monique Ponce Martins. -- Rio Claro, 2025

162 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientador: Adriano Garcia Chiarello

Coorientadora: Roberta Montanheiro Paolino

1. Tatus. 2. Heterogeneidade da paisagem. 3. Cerrado. 4. Mata Atlântica. 5. Fragmentação de habitat. I. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: Influência da composição e configuração da paisagem sobre a abundância de diferentes espécies de tatus (Mammalia: Cingulata) em paisagens no Cerrado e Mata Atlântica

AUTORA: MONIQUE PONCE MARTINS

ORIENTADOR: ADRIANO GARCIA CHIARELLO

COORIENTADORA: ROBERTA MONTANHEIRO PAOLINO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em Ecologia, Evolução e Biodiversidade, área: Biodiversidade pela Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **ADRIANO GARCIA CHIARELLO**
Data: 18/08/2025 17:40:38-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. ADRIANO GARCIA CHIARELLO (Participação Virtual)
Departamento de Biologia / Universidade de São Paulo

Documento assinado digitalmente
 **NINA ATTÍAS**
Data: 18/08/2025 18:20:35-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. NINA ATTÍAS (Participação Virtual)
Wildlife Ecology and Conservation / Universidade da Flórida

Documento assinado digitalmente
 **CAMILA RIGHETTO CASSANO**
Data: 19/08/2025 08:24:01-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. CAMILA RIGHETTO CASSANO (Participação Virtual)
Departamento de Ciências Biológicas / Universidade Estadual de Santa Cruz

Rio Claro, 18 de agosto de 2025

Dedico este trabalho a minha família. Em especial, ao meu marido, Matheus e a minha mãe, Lucia, meus maiores incentivadores.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello pela orientação, acompanhamento e apoio durante esses anos. A Profa. Dra. Roberta Montanheiro Paolino, pela coorientação e apoio incondicional que me incentivou a não desistir e sempre acreditou em mim.

À Universidade Estadual Paulista (UNESP) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Evolução e Biodiversidade, pela formação acadêmica. Aos colegas do Laboratório de Ecologia e Conservação (LAEC) da USP-FFCLRP, pelas conversas, apoio, colaboração e norteamto durante todos esses anos.

Aos parceiros que participaram da coleta e gentilmente cederam os dados utilizados neste trabalho.

Ao meu marido, Matheus, à minha mãe, Lucia, à minha irmã, Pâmela, e ao meu cunhado, Gabriel, por todo o apoio e suporte ao longo deste período. À minha afilhada, Maria Júlia, por alegrar meus dias. Aos amigos que estiveram ao meu lado.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Brasil. Processo nº 2016/19106-1. As opiniões, hipóteses e conclusões ou recomendações expressas neste material são de responsabilidade do(s) autor(es) e não necessariamente refletem a visão da FAPESP.

Àqueles que estiveram ao meu lado ao longo deste percurso e contribuíram, de diferentes formas, para que esta tese fosse possível, deixo aqui meu sincero agradecimento.

RESUMO

MARTINS, M. P. **Influência da composição e configuração da paisagem sobre a abundância de diferentes espécies de tatus (Mammalia: Cingulata) em paisagens no Cerrado e Mata Atlântica [tese]**. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP), Instituto de Biociências; 2025.

Os Tatus (Mammalia: Cingulata) são importantes engenheiros do ecossistema, atuando como os principais mamíferos escavadores e influenciando processos tanto em florestas quanto em ambientes savânicos. Além disso, servem como fonte de presas para hipercarnívoros, incluindo espécies sensíveis a impactos antrópicos, como a onça-pintada e a jaguatirica. Apesar de sua relevância ecológica, historicamente os tatus têm sido negligenciados em estudos e políticas de conservação, resultando em lacunas significativas sobre sua biologia, ecologia, distribuição e ameaças enfrentadas. A escassez de dados básicos dificulta a formulação de estratégias efetivas para proteger o grupo. O objetivo deste estudo foi avaliar como a composição e a configuração da paisagem influenciam a abundância de diferentes espécies de tatus em paisagens do Cerrado e da Mata Atlântica, com enfoque em espécies de hábitos mais generalistas, capazes de explorar diferentes tipos de habitats e mosaicos agrícolas. Primeiramente, foi feita uma introdução geral apresentando as lacunas ecológicas da conservação de Tatus (Mammalia: Cingulata); seguida de um capítulo que avalia a influência da composição e configuração da paisagem sobre a abundância local de diferentes espécies de tatus no estado de São Paulo, sudeste do Brasil; e, por fim, um capítulo que avalia a influência da composição e configuração da paisagem sobre a abundância de diferentes espécies de tatus no Extremo sul da Bahia, Brasil. Ao final da tese, apresento as conclusões gerais. Os resultados indicam que, em paisagens do Cerrado compostas majoritariamente por pequenos e degradados fragmentos de vegetação nativa, a abundância relativa de *Dasypus novemcinctus* foi positivamente associada a áreas com maior proporção de cana-de-açúcar. É importante ressaltar que este resultado se refere a condições específicas da nossa amostragem, não considerando o estágio de plantio da cana nem outros impactos relacionados à intensificação agrícola. Portanto, não se deve interpretar que a presença de cana-de-açúcar seja benéfica para a espécie em geral, ou em outros contextos ecológicos. Enquanto Cabassous spp. respondeu

positivamente à densidade de bordas de vegetação nativa. Estes resultados devem ser interpretados apenas dentro do contexto específico deste estudo, e não como recomendação de manejo ou avaliação do efeito da cana-de-açúcar sobre a espécie em outras regiões. *Euphractus sexcinctus* apresentou baixa ocupação e abundância, sem forte associação com as variáveis analisadas. Na Mata Atlântica, a proporção de pastagens foi o principal fator associado à redução da abundância de tatus, destacando os desafios impostos pela intensificação antrópica. Estes resultados reforçam que espécies generalistas, como *D. novemcinctus* e *Cabassous* spp., podem persistir em paisagens altamente modificadas, explorando recursos de fragmentos nativos e elementos da matriz agrícola. Estratégias de conservação, portanto, devem considerar não apenas a proteção de remanescentes, mas também a gestão da matriz, promovendo conectividade funcional e práticas de uso sustentável do solo que permitam a coexistência de espécies generalistas em paisagens fragmentadas.

Palavras-chave: Dasypodidae; Chlamyphoridae; camera-trap; fragmentação, Agroecossistema.

ABSTRACT

MARTINS, M. P. **Influence of landscape composition and configuration on the abundance of different armadillo species (Mammalia: Cingulata) in Cerrado and Atlantic Forest landscapes [thesis]**. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP), Instituto de Biociências; 2025.

Armadillos (Mammalia: Cingulata) are important ecosystem engineers, serving as the primary burrowing mammals and influencing ecological processes in both forests and savanna environments. Additionally, they provide a prey base for hypercarnivores, including species sensitive to anthropogenic impacts, such as jaguars and ocelots. Despite their ecological significance, armadillos have historically been neglected in research and conservation policies, resulting in significant gaps in knowledge regarding their biology, ecology, distribution, and the threats they face. The scarcity of basic data hinders the development of effective strategies to protect this group. The objective of this study was to evaluate how landscape composition and configuration influence the abundance of different armadillo species in Cerrado and Atlantic Forest landscapes, with a focus on more generalist species capable of exploiting a variety of habitats and agricultural mosaics. The thesis begins with a general introduction highlighting the ecological knowledge gaps in armadillo conservation (Mammalia: Cingulata), followed by a chapter assessing the influence of landscape composition and configuration on the local abundance of different armadillo species in the state of São Paulo, southeastern Brazil. The final chapter evaluates these same influences on armadillo abundance in the far south of Bahia, Brazil. The thesis concludes with general conclusions summarizing the findings. Results indicate that in Cerrado landscapes dominated by small and degraded fragments of native vegetation, the relative abundance of *Dasypus novemcinctus* was positively associated with areas containing a higher proportion of sugarcane. It is important to emphasize that this result refers to the specific conditions of our sampling and does not consider the stage of sugarcane planting or other impacts related to agricultural intensification. Therefore, this should not be interpreted as indicating that the presence of sugarcane is generally beneficial to the species or in other ecological contexts. *Cabassous* spp. responded positively to the density of native vegetation edges. These results should be interpreted strictly within the specific context of this study and not as management recommendations or evaluations of the effect of sugarcane on the species in other

regions. *Euphractus sexcinctus* showed low occupancy and abundance, with no strong associations with the variables analyzed. In the Atlantic Forest, the proportion of pastures was the main factor associated with reduced armadillo abundance, highlighting the challenges imposed by anthropogenic intensification. These findings reinforce that generalist species, such as *D. novemcinctus* and *Cabassous* spp., can persist in highly modified landscapes by exploiting resources from native fragments and elements of the agricultural matrix. Conservation strategies, therefore, should consider not only the protection of remnants but also the management of the matrix, promoting functional connectivity and sustainable land-use practices that allow the coexistence of generalist species in fragmented landscapes.

Keywords: Dasypodidae; Chlamyphoridae; camera trap; fragmentation, agroecosystem.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figure 01. (A) Study landscapes and land cover classes distributed in the Cerrado domain, northeastern São Paulo state, Brazil. (B) Representative landscapes of the sampled gradient of heterogeneity and native vegetation cover. (C) The landscapes are circular sampling units of 200 ha. Three camera traps were installed in areas of native vegetation and three transects were sampled in agricultural areas. 60

Figure 02. Significant effects of (a) Sampling techniques on the detectability (r) of *Dasypus novemcinctus* (tatu-galinha, nine-banded armadillo) and (b) the covariates Proportion of sugarcane on the relative abundance (λ) in north-eastern São Paulo state, south-western Brazil. The black lines indicate the mean predicted relative abundance, and the confidence intervals (95%) are in grey. 73

Figure 03. Significant effects of (a) average precipitation per occasion on the detectability (r) of *Cabassous* spp. (naked-tailed armadillo) and (b) the covariates Edge density and Native vegetation on the relative abundance (λ) of the species in north-eastern São Paulo state, south-western Brazil. The black lines indicate the mean predicted relative abundance, and the confidence intervals (95%) are in grey. 74

Figure S1. Pearson's correlation coefficients between the predictors of estimated detection probability (r) and relative abundance (λ) at the scales selected from the generalized linear models (GLMs) with Poisson distribution for *Dasypus novemcinctus* (nine-banded armadillo). Agr = % of agriculture at the scale of 200ha ($r=800m$); Sug = % of sugarcane at the scale of 200ha ($r=800m$); ManF = % of managed forests at the scale of 380ha ($r=1110m$); Past = % of pasture at the scale of 200ha ($r=800m$); Sav = % savannah at 200ha scale ($r=800m$); NatF = % native forest at 380ha scale ($r=1110m$); ENN.NaVt = mean of Euclidean nearest-neighbor distance of native vegetation at the scale of 2800ha ($r=3000m$); ED.Nat = edge density of natural covers at the scale of 380ha ($r=1110m$); SHDI = Shannon Diversity Index at the scale of 200ha ($r=800m$); WaterDensity = distance to water at 200 ha scale ($r=800m$). 94

Figure S2. Pearson correlation coefficients between the predictors of estimated detection probability (r) and relative abundance (λ) at the scales selected from the generalized linear models (GLMs) with Poisson distribution for *Cabassous* spp. (naked-tailed armadillo). Agr = % of agriculture at the scale of 200ha ($r=800m$); Sug = % of sugarcane at the scale of 2800ha ($r=3000m$); ManF = % of managed forests at the scale of 380ha ($r=1110m$); Past = % of pasture at the scale of 2800ha ($r=3000m$); Sav = % savannah at 2800ha scale ($r=3000m$); NatF = % native forest at 2120ha scale ($r=2600m$); ENN.NaVt = mean of Euclidean nearest-neighbor distance of native vegetation at 2120ha scale ($r=2600m$); ED.Nat = Edge density of native vegetation at 2800ha scale ($r=3000m$); SHDI = Shannon Diversity Index at 2800ha scale ($r=3000m$); WaterDensity = distance to water at 2800ha scale ($r=3000m$). 95

Figure S3. Pearson's correlation coefficients between the predictors of estimated detection probability (r) and relative abundance (λ) at the scales selected from the generalized linear models (GLMs) with Poisson distribution for *Euphractus sexcinctus* (armadillo, yellow armadillo). Agr = % of agriculture at the 2120ha scale ($r=2600m$); Sug = % of sugarcane at the 2120ha scale ($r=2600m$); ManF = % of managed forests at the 200ha scale ($r=800m$); Past = % of pasture at the 200ha scale ($r=800m$); Sav = % savannah at 2120ha scale ($r=2600m$); NatF = % native forest at 200ha scale ($r=800m$); WaterDensity = distance to water at 615ha scale ($r=1400m$); ENN.NaVt = mean of Euclidean nearest-neighbor distance of native vegetation at the scale of 910ha ($r=1700m$); ED.Nat = edge density of natural covers at the scale of 200ha ($r=800m$); SHDI = Shannon Diversity Index at the scale of 2120ha ($r=2600m$). 96

CAPÍTULO 2

Figura 01. (A) Área de estudo e classes de cobertura do solo nos remanescentes de Mata Atlântica no sul da Bahia, Brasil. (B) Pontos centrais das armadilhas fotográficas, distribuídos em quatro regiões, sendo duas dentro de áreas protegidas (Parque Nacional do Pau Brasil – PNPB e Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel – RPPNEV) e duas fora de áreas protegida (Belmonte e Cabralia). As unidades amostrais são representadas por círculos de até 40 hectares, não sobrepostos.....114

Figura 02. Efeitos globais das covariáveis analisadas sobre a abundância média local de tatus (λ). O gráfico apresenta os coeficientes de regressão ($\pm$ intervalo de credibilidade de 90%) para as covariáveis: porcentagem de Floresta Plantada (PlaF), porcentagem de Pastagem (Past), distância euclidiana média do vizinho mais próximo da Floresta Nativa (ENN.Nat) e distância das rodovias (DIST_ROAD). A linha vertical tracejada indica o efeito nulo (coeficiente zero). Os resultados destacam os efeitos das covariáveis no modelo, considerando o contexto global.....126

Figura 03. Efeitos das covariáveis sobre a abundância média (λ) por região. Os gráficos representam os coeficientes de regressão ($\pm$ intervalo de credibilidade de 90%) para as covariáveis: porcentagem de Floresta Plantada (PlaF), porcentagem de Pastagem (Past), distância euclidiana média do vizinho mais próximo da Floresta Nativa (ENN.Nat) e distância das rodovias (DIST_ROAD) nas quatro regiões de estudo: RPPNEV, PNPB, CABRALIA e BELMONTE. As linhas verticais tracejadas indicam o efeito nulo (coeficiente igual a zero), permitindo a visualização de diferenças e padrões regionais específicos.....127

Figura 04. Distribuição da abundância média esperada (λ) para duas espécies de tatus (*D. novemcinctus* e *C. tatouay*) nas quatro regiões de estudo.....129

Figura 05. Resultados específicos de espécies dos modelos de ocupação multiespécies, mostrando a magnitude e a direção dos efeitos (médias bayesianas $\pm$ 90% de intervalos confiáveis) para a distribuição posterior de variáveis preditoras (Porcentagem de Floresta Plantada - PlaF, Porcentagem de Pastagem Past, Distância euclidiana média do vizinho mais próximo da Floresta Nativa - ENN.Nat e distância das rodovias - DIST_ROAD) na abundância média das 4 espécies incluídas neste estudo (veja a Tabela S3 para mais detalhes).129

Figura S1. Correlação de Pearson entre as covariáveis selecionadas inicialmente.147

Figura S2. Estrutura final do **y_array**, utilizado para o modelo de múltiplas espécies.
Print do Ambiente RStudio do *objeto* **y_arra**, gerado no script do
“02_dados_para_criar_jags_data_BLOCK2.R”148

Figura S3. Correlação de Pearson entre as covariáveis selecionadas por região
.....155

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Table 01. Description of the covariates included in the models. Information on the covariates used in the modeling of local mean abundance (λ) or individual detection probability (r), including the name of the predictor, type of variable, description, data source, scales and effects evaluated64

Table 02. Cumulative weights of the AICc (w_+) in descending order for each covariate used to model the relative abundance (λ) of the three armadillo species in a region of northeastern São Paulo state, southeastern Brazil72

Tabela S1. Effect sizes (AIC values) using eight buffer sizes to identify optimal spatial scales for site-level covariates92

Table S2. Results of the first step of Royle-Nichols model selection using covariates in the estimated probability of detection (r) and considering the global model in relative abundance (λ) for *Dasypus novemcinctus* (tatu-galinha, nine-banded armadillo)97

Table S3. Results of the first step of Royle-Nichols model selection using covariates in the estimated probability of detection (r) and considering the global model in relative abundance (λ) for *Cabassous* spp. (tatu-do-rabo-mole, naked-tailed armadillo)98

Table S4. Results of the first step of Royle-Nichols model selection using covariates in the estimated probability of detection (r) and considering the global model in relative abundance (λ) for *Euphractus sexcinctus* (tatu-peba, yellow armadillo)99

Table S5. Results of the second stage Royle-Nichols model selection using the covariate selected in the first stage in the estimated detection probability (r) and varying the covariates in the relative abundance (λ) for *Dasypus novemcinctus* (tatu-galinha, nine-banded armadillo)101

Table S6. Results of the second stage Royle-Nichols model selection using the

covariate selected in the first stage in the estimated detection probability (r) and varying the covariates in the relative abundance (λ) for *Cabassous* spp. (tatu-do-rabo-mole, naked-tailed armadillo)103

Table S7. Results of the second stage Royle-Nichols model selection using the covariate selected in the first stage in the estimated detection probability (r) and varying the covariates in the relative abundance (λ) for *Euphractus sexcinctus* (tatu-peba, yellow armadillo)104

CAPÍTULO 2

Tabela 01. Quantidade e porcentagem do tipo de uso e cobertura do solo nas 4 regiões de estudo.....113

Tabela 02. Descrição das covariáveis e calculadas. Informações sobre as covariáveis utilizadas na modelagem da abundância média local (λ) ou da probabilidade de detecção individual (r), incluindo o nome do preditor, o tipo de variável, a descrição, a fonte de dados, as escalas e os efeitos avaliados.....117

Tabela 03. Registros independentes por região das espécies de Tatus.....125

Tabela 04. Efeitos globais das variáveis sobre a abundância esperada média (λ) e sobre a probabilidade de detecção (r) das espécies de Tatus126

Tabela S1. Valores da estatística de Gelman-Rubin (Rhat)150

Tabela S2. Efeitos das variáveis por região sobre a abundância esperada média das espécies de Tatu151

Tabela S3. Efeitos das variáveis por região sobre a abundância esperada média de cada uma das espécies de Tatus avaliadas152

Tabela S4. Pesos cumulativos do AICc (w_+) em ordem decrescente para cada covariável usada para modelar a abundância relativa (λ) do *Dasypus novemcinctus*

nas 4 regiões de estudo157

Tabela S5. Pesos cumulativos do AICc ($w+$) em ordem decrescente para cada covariável usada para modelar a abundância relativa (λ) do *Cabassous tatouay* nas 4 regiões de estudo158

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Agr - Proportion of other agricultural crops
AP – Área Protegida
SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação
APPs - Áreas de Preservação Permanente
ARLs - Áreas de Reserva Legal
CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CT - Camera traps
DNIT - Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes
ED.NaVt - Edge density of native vegetation
ENN_{MN}.NaVt - Average Euclidean distance of the nearest neighbor of native vegetation
GLMs - Generalized linear models
INMET - Instituto Nacional de Meteorologia
IUCN - União Internacional para a Conservação da Natureza
ICMBIO - *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade*
LAEC - Laboratório de Ecologia e Conservação
LPI - Largest Patch Index
ManF - Proportion of managed forest
NatF - Native forest
OE - Occasional encounters
Past - Proportion of pasture
PLAND - Percentage of Landscape
PNPB - Parque Nacional do Pau Brasil
RN - Royle-Nichols
RPPNEV - Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel
CENAP - Centro Nacional de Pesquisas e Conservação de Mamíferos Carnívoros
Sav - Savannah
SHDI - Shannon Diversity Index
Sug - Proportion of sugarcane
T - Linear transects
UCs - Unidades de Conservação

LISTA DE SÍMBOLOS

λ - Abundância média local

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	20
1.1. Estrutura da tese	20
1.2. A construção de uma tese em contexto de pandemia	20
1.3. Os xenartros e os táxons de estudo	21
1.4. Ameaças enfrentadas pelos Tatus	25
1.4.1. Agricultura, perda de habitat e fragmentação	26
1.5. Importância de Áreas Protegidas	30
1.6. Objetivos da tese	33
REFERENCIAS	39
2. CAPÍTULO 01: INFLUENCE OF LANDSCAPE COMPOSITION AND CONFIGURATION ON THE LOCAL ABUNDANCE OF DIFFERENT ARMADILLO SPECIES IN SOUTH-EASTERN BRAZIL	51
ABSTRACT	52
RESUMO	53
2.1. Introduction	54
2.2. Methods	59
2.2.1. Study area	59
2.2.2. Sampling design	61
2.2.3. Data collection	61
2.2.4. Selection of covariates	62
2.2.5. Data preparation and scale of effect	66
2.3. Data analysis	68
2.4. Results	70
2.5. Discussion	75
Reference	81
Supplementary material	91
3. CAPÍTULO 02: INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM SOBRE A ABUNDÂNCIA LOCAL DE DIFERENTES ESPÉCIES DE TATUS NO EXTREMO SUL DA BAHIA, BRASIL	107
RESUMO	107
3.1. Introdução	108
3.2. Método	111
3.2.1. Área de estudo	111
3.2.2. Coleta de dados	115
3.2.3. Seleção das covariáveis	115
3.2.4. Preparação dos dados	119
3.3. Análise dos dados	120
3.3.1. Abordagens analíticas consideradas	120

3.3.2. Modelo Hierárquico Bayesiano de N-mistura para abundância multiespécies	121
3.4. Resultados	125
3.5. Discussão	131
Referência	140
Material suplementar - Capítulo 02	147
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	162

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Estrutura da tese

Esta tese está organizada em 4 tópicos, sendo composta: 1) por uma introdução geral apresentando as lacunas ecológicas da conservação de Tatus (Mammalia: Cingulata); 2) por um capítulo que avalia a influência da composição e configuração da paisagem sobre a abundância local de diferentes espécies de tatus no estado de São Paulo, sudeste do Brasil; 3) por um capítulo que avalia a influência da composição e configuração da paisagem sobre a abundância de diferentes espécies de tatus no Extremo sul da Bahia, Brasil; 4) por uma consideração final. O primeiro capítulo será apresentado em inglês, uma vez que, já está sendo formatado para submissão em uma revista. Por outro lado, o capítulo dois ainda entrará em revisões e reavaliação pelos coautores e por isso será apresentado em português.

1.2. A construção de uma tese em contexto de pandemia

A pandemia COVID-19, que no Brasil teve início em 2020, trouxe diversos desafios para a ciência, fazendo com que muitos trabalhos científicos e acadêmicos buscassem soluções para continuar, ou no meu caso, para começar. Iniciei meu doutorado ainda sem uma temática definida, em uma nova instituição, uma nova cidade e um novo orientador um mês antes de ser declarado o primeiro Lockdown. Por essa razão, julgo essencial começar essa Tese falando um pouco sobre isso. O isolamento social “obrigatório” no meio acadêmico, gerou mudanças significativas nas rotinas de trabalho de laboratórios de pesquisa e uma sobrecarga emocional em muitos pesquisadores. Comigo não foi diferente, assim que ingressei no doutorado, eu e meu orientador tínhamos pensado apenas na possibilidade de utilizar bancos de dados de parceiros, mas ainda tínhamos opção de uma pesquisa de campo. Com o início da pandemia e sem previsão de quando acabaria, a utilização de dados já coletados se tornou a única alternativa. Portanto, começamos a busca pelos parceiros que teriam disponibilidade em contribuir para, então, pensarmos em uma ideia concreta para a tese. Após encontrarmos parceiros dispostos a contribuir com os dados, passamos a avaliar o que poderia ser trabalhado com esses dados e, assim, definimos nosso grupo de estudo, os Tatus (Mammalia: Cingulata). Todo esse

processo de busca de parceiros, definição de banco de dados, e grupo de estudo ocorreu durante o primeiro e segundo ano da tese e totalmente a distância, por meio de e-mails e conversas online pontuais. Ainda em Lockdown, todas as interações com orientação, colegas de laboratório e colegas de turma foram realizadas exclusivamente a distância. Infelizmente, por diversas questões, mesmo após o fim da pandemia continuei a trabalhar na tese de forma remota. Durante todo esse processo de doutoramento também tivemos que “recalcular rotas” algumas vezes e reestruturar o objetivo geral da tese. Portanto, a construção desta tese, vem de um contexto de um processo de doutoramento em meio a uma pandemia e pós pandemia.

1.3. Os xenartros e os táxons de estudo

Os Xenarthra formam um grupo de mamíferos placentários endêmicos das Américas, ameaçados e ainda pouco estudados (Abba; Superina, 2010; Simpson, 1980). Essa magna-ordem (McKenna; Bell, 1997) é composta por duas ordens, Cingulata, na qual estão incluídos os Tatus, e Pilosa, que é composta pelos Tamanduás (subordem Vermilingua) e Preguiças (subordem Folivora) (Gibb *et al.*, 2016). São espécies de extrema importância em ecossistemas tropicais (Redford, 1994; Rodrigues *et al.*, 2020) e, devido à ocupação de diferentes nichos, seu papel ecológico é variado. Algumas características incomuns compartilhadas entre os Xenarthra são uma baixa taxa metabólica, uma temperatura corporal baixa e variável (McNab, 1985) e articulações atípicas entre as vértebras (Gaudin; McDonald, 2008).

As preguiças, divididas em duas famílias, Bradypodidae e a Megalonychidae são espécies folívoras e arborícolas, conhecidas por seus movimentos deliberadamente lentos, corpo coberto por pelo longo e hábitos solitários (Gardner, 2008). Por outro lado, os Tamanduás (famílias Myrmecophagidae e Cyclopedidae) se alimentam de insetos sociais, com hábitos variando de completamente arbóreo (*Cyclopes* spp.), escansorial (*Tamandua* spp.) e terrestres (*Myrmecophaga tridactyla*) (Bertassoni, 2018; Miranda, 2018). Os tamanduás possuem alimentação extremamente especializada (Gallo *et al.*, 2017, McNab, 1985), exibindo características morfológicas peculiares, como uma mandíbula alongada, sem dentes e patas dianteiras com garras curvadas longas e fortes (Eisenberg; Redford, 1999).

Os tatus compreendem atualmente 23 espécies distribuídas em duas famílias:

62 Dasypodidae e Chlamyphoridae (Abreu *et al.*, 2021; Barthe *et al.*, 2024; Feijó *et al.*,
63 2019; Quintela; Da Rosa; Feijó, 2020), sendo que 14 ocorrem no Brasil. De acordo
64 com Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas mais recente (IUCN, 2025) – na qual
65 apenas 11 espécies foram avaliadas, devido às revisões taxonômicas – duas espécies
66 estão classificadas como “Vulnerável” (*Tolypeutes tricinctus* e *Priodontes maximus*),
67 duas como “Quase Ameaçado” (*Dasypus hybridus* e *Tolypeutes matacus*) e sete como
68 “Menos Preocupante” (*Cabassous tatouay*, *Cabassous unicinctus*, *Cabassous*
69 *squamicaudis*, *Euphractus sexcinctus*, *Dasypus septemcinctus*, *Dasypus kappleri*,
70 *Dasypus novemcinctus*). No entanto, a taxonomia dos tatus vem passando por várias
71 revisões e, portanto, algumas dessas classificações da IUCN não incorporaram as
72 atualizações taxonômicas mais recentes. No caso do gênero *Cabassous*,
73 recentemente ocorreu a revalidação da espécie *Cabassous squamicaudis*,
74 distinguindo-a de *Cabassous unicinctus* (Feijó; Smith, 2025). Também recentemente,
75 no gênero *Dasypus*, a espécie *Dasypus kappleri*, foi reavaliada e passou a ser
76 considerada como três espécies distintas (*Dasypus kappleri*, *Dasypus beniensis* e
77 *Dasypus pastasae*) (Feijó *et al.*, 2019). Mais recentemente tivemos uma revisão de
78 *Dasypus novemcinctus*, que identificou quatro espécies distintas dentro deste táxon:
79 *Dasypus mexicanus*, *Dasypus fenestratus*, *Dasypus guianensis* e *Dasypus*
80 *novemcinctus*. Dessas, apenas *D. novemcinctus* e *D. guianensis* ocorrem no Brasil
81 (Barthe *et al.*, 2024). Essas revisões taxonômicas ressaltam a importância da
82 atualização contínua das classificações para refletir com precisão a diversidade e a
83 diferenciação entre as espécies.

84 Os tatus têm hábitos semi-fossoriais e são conhecidos por serem os únicos
85 mamíferos a possuírem uma carapaça óssea dorsal. Devido a uma dieta variada e à
86 diversidade de nichos ocupados por essas espécies, elas desempenham um papel
87 fundamental nos ecossistemas tropicais, sendo importantes na ciclagem de
88 nutrientes, na dispersão de sementes, no controle de insetos e na manutenção da
89 integridade das teias alimentares (Rodrigues *et al.*, 2020). Apesar de sua importância,
90 ainda há poucos estudos em diversas áreas científicas, que vão desde informações
91 básicas sobre sua biologia e ecologia até a falta de conhecimento das populações
92 dessas espécies (Superina; Pagnutti; Abba, 2014; Superina; Abba, 2020). Identificar
93 as lacunas ecológicas específicas existentes para os tatus é essencial para se
94 desenvolver estratégias mais eficazes para sua conservação, garantindo que as

95 espécies continuem a desempenhar seus serviços ecossistêmicos e promovendo uma
96 coexistência equilibrada com as atividades humanas.

97 Os Tatus possuem uma grande variação em tamanho, distribuição geográfica e
98 hábitos alimentares; em geral, são semifossoriais, solitários, de hábitos noturnos e
99 uma dieta basicamente insetívora (Redford, 1985; Voss; Emmons, 1996). Todas as
100 espécies cavam tocas (Attias *et al.*, 2016; Eisenberg; Redford, 1999), sendo esse o
101 principal grupo de mamíferos escavadores na região Neotropical. As tocas servem
102 como refúgios contra predadores, local seguro para reprodução e proteção contra as
103 fortes variações na temperatura ambiental. Rodrigues *et al.* (2020), revisaram o papel
104 de Tatus como provedores de diversos serviços ecossistêmicos. Eles identificaram
105 alguns serviços tradicionalmente não associados a esse grupo como a dispersão de
106 sementes por algumas espécies (Dalponte; Tavares-Filho, 2004; Rodrigues *et al.*,
107 2020; Wallace; Painter, 2013), tópico ainda pouco avaliado. Todavia, um dos
108 principais serviços é sua atuação como engenheiros do ecossistema, pois as
109 escavações podem modificar as características do ambiente, alterando o habitat e
110 influenciando todas as espécies associadas (Desbiez; Kluyber, 2013; Rodrigues *et al.*,
111 2020). A escavação pode alterar a vegetação, promover o movimento de sedimentos,
112 afetando, assim, a disponibilização de nutrientes, com consequências na dinâmica e
113 regeneração da floresta. As tocas também beneficiam outras espécies, servindo como
114 habitat, abrigo e refúgio (Aya-Cuero; Rodríguez-Bolaños; Superina, 2017; Desbiez;
115 Kluyber, 2013; Rodrigues *et al.*, 2020). Dentre os serviços ecossistêmicos fornecidos
116 por Tatus, vale destacar seu papel como recurso alimentar de carnívoros sensíveis,
117 como onça-pintada, onça-parda e jaguatirica (Foster *et al.*, 2013; Magioli; Ferraz,
118 2021; Miranda *et al.*, 2018). Segundo Foster *et al.*, (2013), o tatupeba (*Euphractus*
119 *sexcinctus*) foi uma das espécies mais consumidas pelas onças pintadas no Parque
120 Nacional Serra da Capivara, Piauí.

121 Nesta tese, iremos trabalhar com espécies de tatus consideradas relativamente
122 comuns nas paisagens onde ocorrem: espécies do gênero *Dasypus*, espécies do
123 gênero *Cabassous* e do gênero *Euphractus*. O único representante do gênero
124 *Euphractus* é o *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758), uma espécie associada a
125 áreas abertas, como savanas, e que demonstra uma boa adaptação a modificações
126 do habitat (Ferreguetti; Tomas; Bergallo, 2016). Esse tatu tem hábito alimentar

127 generalista, apresentando uma dieta carnívora-onívora, que inclui carniça, pequenos
128 vertebrados (roedores, anfíbios e répteis), insetos, aranhas, ovos de aves e material
129 vegetal (Dalponte; Tavares-Filho, 2004).

130 O gênero *Cabassous* passou por revalidação taxonômica recentemente (Feijó;
131 Anacleto, 2021) e atualmente são reconhecidas três espécies com ocorrência no
132 Brasil: *Cabassous unicinctus*, *C. squamicaudis* e *C. tatouay*. Nas nossas regiões de
133 estudo (ver abaixo) ocorrem duas destas espécies: *C. squamicaudis* e *C. tatouay*, os
134 quais ocorrem em áreas abertas, como no Cerrado, mas também em ambientes
135 florestados como na Mata Atlântica, incluindo fragmentos de vegetação nativa e
136 florestas secundárias (Abba; Superina, 2010; Hayssen, 2014a, b). Essas espécies
137 também já foram registradas em pastagens cultivadas e terras agrícolas como
138 plantações de *Eucalipto* e *Pinus* (Abba; Superina, 2010; Hayssen, 2014a, b). São
139 espécies altamente fossoriais, podendo permanecer mais de 90% do tempo sob o solo
140 (Desbiez *et al.*, 2018). Sua dieta depende fortemente de formigas e cupins, interações
141 sociais limitadas e utilizam a escavação como uma estratégia de fuga contra
142 predadores (Desbiez *et al.*, 2018; McDonough; Loughry, 2008)

143 O gênero *Dasypus* também foi objeto de recente revisão taxonômica (Feijó;
144 Patterson; Cordeiro-Estrela, 2018) e atualmente, no Brasil, é reconhecida a ocorrência
145 de cinco espécies (*D. novemcinctus*, *D. septemcinctus*, *D. kapleri*, *D. beniensis* e *D.*
146 *pastasae*), sendo que duas delas podem ocorrer nas nossas áreas de estudo: *D.*
147 *novemcinctus* e *D. septemcinctus*. *Dasypus novemcinctus*, popularmente conhecido
148 como tatu galinha, é uma espécie de tatu insetívoro generalista que apresenta alta
149 plasticidade comportamental, adaptando-se a diferentes ambientes e situações
150 incluindo florestas, áreas agrícolas, pastagens e áreas urbanas. (Bovo *et al.*, 2018;
151 Dotta; Verdade, 2011; Redford, 1985). A maioria dos estudos sobre a espécie foi
152 conduzida nos Estados Unidos (Superina; Pagnutti; Abba, 2014), em um período em
153 que o *Dasypus novemcinctus* era considerado uma única espécie, abrangendo tanto
154 as populações norte-americanas quanto as brasileiras. No entanto, as condições
155 climáticas daquele país podem ter limitado sua expansão. Recentemente, essa
156 classificação foi revista, e a espécie passou por uma subdivisão taxonômica (Barthe
157 *et al.*, 2024). Estudos no Brasil indicam que a espécie é fortemente atraída por áreas
158 florestais próximas a cursos d'água e evita as bordas da mata, ocupando mais

159 intensamente o interior da mata (Ferregueti; Tomas; Bergallo, 2016; Rodrigues;
160 Chiarello, 2018).

161 **1.4. Ameaças enfrentadas pelos Tatus**

162 As populações selvagens de tatus enfrentam diversas ameaças e possuem um
163 futuro incerto devido aos vários impactos negativos das atividades humanas. A perda
164 e degradação do habitat, provenientes do desmatamento, da expansão agropecuária,
165 da urbanização e do desenvolvimento de infraestrutura, são apontadas como as
166 principais ameaças para as espécies presentes no Brasil (ICMBio, 2015; Superina;
167 Abba, 2020). Os distúrbios causados pelo aumento da matriz rodoviária ou energética,
168 como colisão com veículos, são um causa significativa de mortalidade entre os
169 Xenarthra (Alberici *et al.*, 2020, 2024; Hannibal *et al.*, 2018; Ribeiro; Silveira; Araújo,
170 2017). Entre as ameaças frequentemente negligenciadas estão os incêndios, que
171 ocorrem tanto de forma accidental quanto intencional, alterando drasticamente a
172 estrutura do ambiente e dificultando a disponibilidade de abrigo e alimento (Silva et
173 al., 2017). Além disso, a proximidade entre populações silvestres e áreas ocupadas
174 por humanos e animais domésticos favorece a transmissão de doenças, como a
175 leishmaniose e a hanseníase, cujos impactos sobre a saúde dos tatus ainda são
176 subestimados (Deps; Rosa, 2021; Oliveira *et al.*, 2025).

177 A caça também representa uma grande ameaça, especialmente para os
178 Cingulata, já que praticamente todas as espécies de Tatus são usadas como fonte de
179 proteínas em comunidades tradicionais (Kennerly *et al.*, 2018). Além disso, estão entre
180 as espécies mais caçadas no Brasil, tanto para subsistência, quanto por questões
181 culturais (Fernandes-Ferreira, 2014). Os impactos da caça de subsistência podem
182 estar aumentando em áreas sujeitas à fragmentação florestal (Peres, 2000) e devido
183 à redução de outras espécies cinegéticas (Peres, 2001). No entanto, os impactos da
184 caça sobre essas populações ainda foram pouco estudados (Alberici *et al.*, 2020;
185 ICMBio, 2015; Superina; Abba, 2020). Adicionalmente, tem havido nos últimos anos
186 um aumento da caça comercial de muitas espécies (Superina; Brieva; *et al.*, 2014;
187 Superina; Trujillo; *et al.*, 2014; Superina; Pagnutti; Abba, 2014), seja para o consumo
188 da carne ou para o comércio de animais de estimação, esta última afetando
189 principalmente os Tamanduás e preguiças (Gramieri, 2015; Superina; Abba, 2020).

Outra ameaça bastante citada, mas ainda pouco avaliada para os Xenarthra, são os impactos indiretos da presença humana, em especial a presença de cães (*Canis lupus familiaris*) (ICMBio, 2015; Superina; Abba, 2020), que pode ser considerada como um tipo de efeito de borda (Abba; Vizcaíno, 2011; Lacerda; Tomas; Marinho-Filho, 2009; Srbek-Araujo; Chiarello, 2008). Cães domésticos afetam as populações de animais silvestres não apenas através da predação e/ou competição, mas também afugentando ou acarretando mudanças (Hughes; Macdonald, 2013; Lessa *et al.*, 2016), além de representarem risco de transmissão de patógenos (Hughes; Macdonald, 2013; Lessa *et al.*, 2016; Superina; Abba, 2020).

A atividade agropastoril destaca-se por seu amplo alcance e pela transformação de grande parte da cobertura terrestre, comprometendo diretamente a disponibilidade de recursos essenciais (alimento, água e abrigo) para as populações selvagens. Essa redução na oferta de recursos provoca alterações nos padrões de comportamento e uso de espaço pelas espécies, além de potencialmente reconfigurar interações intraespecíficas e interespecíficas, com consequências negativas na dinâmica populacional e na estrutura das comunidades biológicas (Campbell *et al.*, 2017). Nas últimas décadas, a conversão de habitats naturais em áreas agrícolas e urbanas intensificou a degradação e fragmentação do ambiente, aprofundando esses impactos sobre fauna e flora.

1.4.1. Agricultura, perda de habitat e fragmentação

O primeiro e mais evidente efeito da modificação antrópica das paisagens naturais é a perda de habitat nativo, que reduz a disponibilidade de ambientes adequados à sobrevivência e reprodução das espécies. A fragmentação emerge em seguida, subdividindo os remanescentes de vegetação e intensificando o isolamento populacional (Fahrig, 2013; Haddad *et al.*, 2015). Essa redução direta dos habitats naturais é considerada o principal fator de declínio de biodiversidade em paisagens fragmentadas, sendo central na formulação da “hipótese da quantidade de habitat” [*Habitat Amount Hypothesis* (Fahrig, 2013)]. Esta hipótese, postula que o principal determinante da biodiversidade em escala de paisagem é a quantidade total de habitat disponível. Segundo essa visão, os efeitos atribuídos à fragmentação per se — ou seja, as variações na configuração espacial das manchas de habitat, como tamanho, isolamento e forma — exercem impacto marginal sobre a riqueza de espécies, desde

que a área total de habitat seja mantida (Fahrig, 2013). Contudo, por se tratar de uma métrica enviesada, a riqueza não reflete adequadamente mudanças em processos populacionais e nas interações ecológicas. No entanto, a fragmentação também gera o efeito de borda, onde as condições ambientais nas bordas dos fragmentos diferem das áreas interiores, alterando interações ecológicas essenciais e favorecendo espécies generalistas, enquanto exclui espécies especializadas a habitats interiores (Ewers; Didham, 2006; Murcia, 1995; Willmer; Püttker; Prevedello, 2022). Por sua vez, a configuração espacial das manchas de habitats nativos em paisagens fragmentadas pode influenciar processos ecológicos como a dispersão, afetando assim a conectividade funcional – que se refere à capacidade de uma paisagem de permitir ou restringir o movimento de organismos entre fragmentos de habitat, levando em conta não apenas a estrutura física da paisagem, mas também o comportamento e as necessidades ecológicas das espécies envolvidas (Tischendorf e Fahrig, 2000). Esses processos dependem não apenas da disposição espacial dos fragmentos, mas também da qualidade da matriz circundante, especialmente para espécies com baixa capacidade de movimentação e menos tolerantes a perturbações (Fahrig, 2017; Villard; Metzger, 2014).

Ambientes com um longo histórico de perda e fragmentação de habitats pela atividade humana são caracterizados por uma dinâmica ecológica complexa e altamente modificada. As diferentes estruturas espaciais e classes de uso e cobertura da terra que surgem nessas paisagens alteram a sua heterogeneidade, podendo influenciar tanto positiva como negativamente uma variedade de respostas ecológicas (Fahrig *et al.*, 2011; Tscharntke *et al.*, 2005), o que pode levar a adaptação ou extinção local de espécies (Gardner *et al.*, 2009; Paviolo *et al.*, 2016; Penteado *et al.*, 2016; Verdade *et al.*, 2014). A heterogeneidade da paisagem é formada tanto por elementos relativos à composição como por elementos relativos à configuração espacial, métricas fundamentais para entender a ocupação e abundância de espécies, especialmente em paisagens fragmentadas e agroecossistemas. A composição refere-se à quantidade e diversidade de tipos de cobertura do solo, enquanto a configuração aborda a disposição espacial, forma e tamanho dos fragmentos de habitat e, conseqüentemente, o efeito de borda, entre outras métricas (Villard; Metzger, 2014). Essas características da paisagem influenciam diretamente a disponibilidade de recursos e a conectividade entre habitats, impactando processos

ecológicos como dispersão, reprodução e sobrevivência das espécies (Regolin *et al.*, 2020). Por exemplo, a heterogeneidade composicional pode fornecer recursos complementares e suplementares, favorecendo a coexistência de espécies em paisagens agrícolas (Pônzio *et al.*, 2024). Além disso, a configuração, como densidade de bordas e distância entre manchas de habitat, pode facilitar ou dificultar o movimento das espécies, influenciando sua ocupação e abundância (Pasqualotto *et al.*, 2024). Compreender como espécies generalistas respondem a essas características da paisagem é essencial para planejar estratégias de conservação que conciliem biodiversidade e uso sustentável da terra, especialmente em regiões de alta pressão antropogênica (Fahrig, 2017). De modo geral, fragmentos maiores e mais conectados tendem a oferecer melhores condições de habitat, embora espécies generalistas também possam persistir em fragmentos menores ou parcialmente degradados, explorando a matriz circundante para se alimentar ou se refugiar (Villard & Metzger, 2014; Fahrig, 2003).

A qualidade da matriz (habitats não-nativos que circundam os fragmentos de habitat nativo) também é outro elemento extremamente importante neste processo, impactando diretamente a conectividade funcional entre os fragmentos remanescentes (Cornelius *et al.*, 2017). Quando a matriz é de baixa qualidade, a conectividade funcional entre os fragmentos de habitat nativo pode ser reduzida, diminuindo a movimentação e a dispersão de organismos e afetando a disponibilidade de recursos e as condições de borda dos fragmentos de habitat (Biz; Cornelius; Metzger, 2017; Driscoll *et al.*, 2013b; Prevedello; Gotelli; Metzger, 2016). No entanto, em fragmentos florestais cercados por uma matriz mais complexa e de maior qualidade, a heterogeneidade de habitat criada pode fornecer uma variedade de recursos, incluindo alimentos, refúgios e corredores de movimentação (Bertassoni *et al.*, 2019). Mesmo em matrizes dominadas por florestas manejadas (Pinus e Eucalipto) ou por culturas como a cana-de-açúcar, algumas espécies de vertebrados e invertebrados podem encontrar um habitat. Por exemplo, estudos sugerem que as formigas cortadeiras podem se beneficiar das bordas criadas por essas coberturas (Meyer; Leal; Wirth, 2009; Siqueira *et al.*, 2017; Wirth *et al.*, 2007), que podem fornecer condições microclimáticas mais favoráveis (Magnago *et al.*, 2015) e recursos adicionais, como folhas e outros detritos vegetais, que podem ser usados como alimento pelas formigas cortadeiras. Além disso, algumas espécies de pequenos

vertebrados, como roedores e aves, podem utilizar essas matrizes como habitat e abrigo (Gheler-Costa *et al.*, 2012; Martin *et al.*, 2012; Millan; Develey; Verdade, 2015; Pardini *et al.*, 2005; Verdade *et al.*, 2020).

A utilização de habitat pelas espécies em paisagens fragmentadas geralmente é influenciada por um trade-off entre custos, como a energia gasta para se deslocar, evitar predação e competição, e benefícios, como a disponibilidade de recursos alimentares, água e habitat de reprodução (Driscoll *et al.*, 2013b). Algumas espécies de mamíferos parecem ter adaptado diferentes estratégias para lidar com a fragmentação do habitat, exibindo plasticidade e sendo menos impactadas, por exemplo, espécies onívoras e insetívoras como o tatu-galinha (Rodrigues; Chiarello, 2018). Por outro lado, algumas espécies são mais vulneráveis do que outras e podem estar em risco de extinção em ambientes fragmentados, como em geral ocorre com espécies mais especializadas, frugívoros, carnívoros, entre outras (Bogoni *et al.*, 2016; Regolin *et al.*, 2017). Além disso, a abundância funciona como um termômetro do funcionamento ecossistêmico ao revelar variações na produtividade primária, na eficiência do fluxo de energia e na estabilidade das interações tróficas; flutuações na densidade populacional denunciam alterações na disponibilidade de recursos e na intensidade de predação, competição e mutualismos (Winfree *et al.*, 2015; Barnes *et al.*, 2014). Deste modo, compreender como a composição e a estrutura da paisagem favorece a abundância e ocorrência de uma espécie é fundamental para identificar áreas chave para conservação, identificar a necessidade de corredores ecológicos e planejar medidas de conservação adequadas para garantir a sobrevivência das espécies (Brancalion *et al.*, 2016; Egeskog *et al.*, 2014; Metzger; Rodrigues, 2008; Soares-Filho *et al.*, 2014; Sparovek *et al.*, 2010).

Outro desafio relacionado a estudos na escala da paisagem é determinar a extensão espacial adequada para análise (Boscolo; Metzger, 2011), o que é fundamental para uma avaliação correta da relação entre as espécies e a paisagem (Jackson; Fahrig, 2015). Embora a escala de efeito, ou seja, a extensão espacial em que a relação é mais forte, esteja teoricamente associada às características biológicas das espécies, ainda há pouca evidência empírica para isso (Jackson; Fahrig, 2012). Para abordar esse problema, a análise da paisagem deve ser realizada em várias extensões espaciais para definir a escala de efeito posteriormente (Fahrig, 2013;

320 Jackson; Fahrig, 2015, 2012).

321 Diversos estudos têm investigado, de forma crescente, os efeitos da fragmentação,
322 o efeito de borda e da conectividade sobre espécies de tatus, revelando mecanismos
323 fundamentais para sua conservação. Bonato (2008) demonstrou que *Cabassous*
324 *unicinctus* e *Euphractus sexcinctus* preferem vegetação estratificada — como campo
325 cerrado e mata de galeria — devido à maior disponibilidade de presas. No Cerrado,
326 Zimbres e colaboradores (2013) mostraram que, embora a fragmentação altere
327 significativamente a detectabilidade de *E. sexcinctus* e *D. novemcinctus*, não há
328 evidência de redução em sua ocupação ou abundância. Rodrigues e Chiarello (2018)
329 observaram que a ocupação de *D. novemcinctus* em paisagens agrícolas
330 correlaciona-se positivamente com remanescentes de floresta nativa e proximidade
331 de cursos d'água, enquanto florestas manejadas exercem efeito adverso. Em
332 ambientes fortemente antropizados, Magalhães e colaboradores (2023) registraram
333 alta probabilidade de ocupação de *Tolypeutes tricinctus* apesar de níveis moderados
334 de caça e perdas de habitat, sugerindo resiliência em condições de perturbação, no
335 entanto, ressaltam que a escala analisada talvez não tenha sido adequada para
336 avaliar o efeito das características da paisagem na ocupação da espécie. O estudo de
337 McTigue e DeGregorio (2024) indica que *Dasypus novemcinctus* ocupa tanto áreas
338 naturais quanto urbanas, sem preferência por florestas nativas ou evitamento de
339 paisagens urbanas, sendo influenciado positivamente pela elevação. Esses estudos
340 evidenciam que, embora algumas espécies apresentem flexibilidade ecológica, o
341 papel da fragmentação e da perda de habitats nativos e da conectividade ainda
342 permanecem relativamente pouco explorados nas espécies deste grupo. Em outras
343 palavras, identificar o papel, a quantidade relativa e espacialização de diferentes
344 categorias de uso do solo como agricultura, pastagem, silvicultura, entre outras, é
345 fundamental para a compreensão da conservação do táxon em paisagens
346 antropizadas. Igualmente importante é estabelecer a importância do grau de proteção
347 exercido por Unidades de Conservação ou áreas protegidas pelo Código Florestal.

348 **1.5. Importância de Áreas Protegidas**

349 Em todo o mundo, as Áreas Protegidas (APs) são fundamentais para a
350 manutenção da integridade de espécies, populações, ecossistemas e serviços
351 ambientais (Gray *et al.*, 2016; Nagy-Reis *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2018; Soares-Filho;

352 Rajão, 2018), bem como para conter o desmatamento (Amin *et al.*, 2019; Soares-
353 Filho, 2016). Quando comparadas aos seus arredores, as APs, mostram maior
354 número de espécies e maior abundância (Coetzee; Gaston; Chown, 2014; Gray *et al.*,
355 2016). No entanto, frequentemente as APs são planejadas de acordo com critérios
356 políticos/econômicos e não possuem o devido acompanhamento, manejo e
357 fiscalização durante os anos, fazendo com que uma grande maioria não seja efetiva
358 (Laurance, *et al.*, 2012). O governo brasileiro protege as áreas naturais por vários
359 instrumentos, dentre os quais se destaca o Sistema Nacional de Unidades de
360 Conservação (SNUC) e sua proteção às Unidades de Conservação (UCs), mas
361 também pelas Terras Indígenas (TIs) e os Territórios Quilombolas (SNUC, Lei n.
362 9.985). O SNUC é constituído pelo conjunto das UCs federais, estaduais e municipais
363 (BRASIL, 2000), sendo agrupadas em dois grupos, de acordo com seus objetivos de
364 manejo: Proteção Integral e Uso Sustentável, subdivididos em categorias.

365 Muitas dessas APs experimentam séria degradação, devido a pressões
366 econômicas (Rorato *et al.*, 2020) e/ou conflitos socioambientais oriundos de coletas e
367 caça predatórias, incêndios criminosos e outros fatores que podem comprometer a
368 efetividade das APs (Bruner *et al.*, 2001; Leverington *et al.*, 2010). Além disso a
369 efetividade vem sendo relacionada à categoria de manejo e ao contexto regional de
370 cada área (Amin *et al.*, 2019; Ferraro *et al.*, 2013; Laurance, *et al.*, 2012; Soares-Filho,
371 Britaldo *et al.*, 2010). É fundamental investigar as ameaças dentro e no entorno das
372 APs, bem como, se as APs não estão servindo apenas como “Unidades de
373 Conservação de papel”. Ou seja, se a UC em questão foi criada, no entanto não há
374 fiscalização e ferramentas de gestão adequadas (Pimentel, 2008; Schiavetti; Magro;
375 Santos, 2012).

376 Existem diversos registros de ocorrência de *Xenarthra* dentro de Unidades de
377 Conservação (UCs) brasileiras (Faria-Corrêa *et al.*, 2015; ICMBio, 2015; Santos,
378 Paloma Marques *et al.*, 2019). No entanto, a ocorrência dessas espécies em áreas
379 protegidas não significa, necessariamente, que as espécies estão de fato ali
380 protegidas. Os poucos estudos que avaliaram efetivamente isso apontam que o clado
381 responde positivamente à proteção exercida pelas UCs, mas as espécies podem
382 apresentar respostas diferentes (Ferregueti; Tomas; Bergallo, 2016; Paolino *et al.*,
383 2016; Zimbres *et al.*, 2013). Por exemplo, em um estudo na Reserva Natural do Vale

384 (Espírito Santo), Ferregueti, Tomas e Bergallo, (2016), destacaram as diferenças na
385 distribuição espacial e temporal de *D. novemcinctus* (Tatu-galinha) e *E. sexcinctus*
386 (Tatu-peba). Enquanto, a ocupação de *E. sexcinctus* aumenta na borda (próximo ao
387 perímetro) e apresenta uma atividade mais diurna, *D. novemcinctus* está mais
388 associado ao interior da reserva e apresenta atividade mais noturna.

389 Zimbres *et al.* (2012) modelaram a distribuição de três espécies (*M. tridactyla*,
390 *P. maximus* e *T. tricinctus*) para o ano 2000, relacionando às áreas protegidas
391 existentes no Brasil e às mudanças climáticas. Para o Tamanduá-bandeira e Tatu-
392 canastra (*P. maximus*), o estudo mostrou que 9% do habitat adequado estavam em
393 áreas estritamente protegidas e 20% em áreas de uso sustentável ou Terras
394 indígenas. Para o Tatu-bola (*T. tricinctus*), apenas 3% e 8% respectivamente. Mesmo
395 num cenário mais otimista, para o Tatu-bola a espécie não teria sua
396 representatividade mínima garantida pelo atual SNUC, sendo necessária a proteção
397 de novas áreas (Zimbres *et al.*, 2013).

398 Além disso, pela Lei 12.651/2012, a legislação brasileira protege áreas naturais
399 existente em propriedades privadas através das Áreas de Preservação Permanente
400 (APPs) e de Áreas de Reserva Legal (RLs). De acordo com a lei, todo imóvel rural
401 deve manter uma área de cobertura de vegetação nativa no interior de uma
402 propriedade rural, com a “função de assegurar o uso econômico de modo sustentável
403 dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos
404 processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o
405 abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa” (BRASIL, 2012). Estudos
406 apontam que a permanência de espécies em paisagens heterogêneas, como
407 paisagens com matriz agrícola, é dependente da aderência dos proprietários rurais à
408 proteção propiciada pelo código florestal brasileiro (Metzger *et al.*, 2019; Paolino *et al.*,
409 2018; Rodrigues; Chiarello, 2018; Taniwaki *et al.*, 2018).

410 As APPs e RLs, quando devidamente protegidas e restauradas, desempenham
411 um papel crucial na composição e configuração das paisagens antropizadas,
412 especialmente em regiões dominadas por atividades agropecuárias. Embora muitas
413 vezes tratadas como meros instrumentos legais, essas áreas protegidas
414 desempenham um papel essencial na conservação, contribuindo para a preservação
415 de áreas significativas de vegetação nativa em propriedades privadas (Sparovek *et*

416 *al.*, 2015; Zimbres *et al.*, 2018). Elas atuam como refúgios para a fauna, corredores
417 ecológicos e elementos-chave na conectividade funcional entre fragmentos florestais
418 maiores, contribuindo para a manutenção da biodiversidade em paisagens
419 fragmentadas (Zimbres *et al.*, 2018). As APPs, localizadas em áreas estratégicas
420 como margens de rios, encostas e nascentes, atuam como corredores ecológicos,
421 facilitando o fluxo gênico e o deslocamento de fauna, além de oferecerem serviços
422 ecossistêmicos como proteção do solo e qualidade da água (Rodrigues; Chiarello,
423 2018; Sparovek *et al.*, 2015; Zimbres *et al.*, 2018). Por sua vez, as RLs ampliam a
424 oferta de habitat e reduzem a distância funcional entre fragmentos, favorecendo a
425 movimentação e a persistência de espécies, especialmente em biomas altamente
426 degradados, como a Mata Atlântica e Cerrado (Brancalion *et al.*, 2016, 2019; Ribeiro,
427 Milton Cezar *et al.*, 2009). Juntas, APPs e RLs contribuem para mitigar os efeitos da
428 fragmentação, promovendo a conectividade da paisagem e auxiliando na
429 sobrevivência de espécies em ambientes antropizados, além de fortalecerem a
430 provisão de serviços ecossistêmicos indispensáveis para a sustentabilidade ambiental
431 (Soares-Filho, Britaldo *et al.*, 2014). Um bom exemplo para os tatus é o estudo
432 de Rodrigues e Chiarello (2018) que mostra que para o tatu-galinha (*Dasypus*
433 *novemcinctus*), a proximidade de cursos d'água, frequentemente protegidos por
434 APPs, mesmo quando apresentam degradação significativa, exerce um impacto
435 positivo significativo na ocupação dessa espécie na paisagem, que depende de
436 recursos como água fresca e maior disponibilidade de alimento.

REFERENCIAS

- ABBA, A. M.; SUPERINA, M. The 2009/2010 Armadillo Red List Assessment. **Edentata**, v. 11, n. 2, p. 135–184, 1 dez. 2010.
- ABBA, A. M.; VIZCAÍNO, S. F. Distribución de los armadillos (Xenarthra: Dasypodidae) en la provincia de Buenos Aires, Argentina. **Mastozoología neotropical**, v. 18, n. 2, p. 185–206, 2011.
- ABREU, E. F. *et al.* Lista de Mamíferos do Brasil. 23 dez. 2021.
- ALBERICI, V. *et al.* **Survival Blueprint for the conservation of the giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla*, in the Brazilian Cerrado. An output from the Anteaters & Highways Project, Brazil, and EDGE of Existence fellowship.** London, UK: Disponível em: <<http://www.faunaparaguay.com/mamm2Myrmecophagatridentyla.pdf>>.
- ALBERICI, V. *et al.* Unravelling unique responses of mammal abundance to road proximity in agricultural landscapes. **Animal Conservation**, 1 out. 2024.
- AMIN, A. *et al.* Neighborhood effects in the Brazilian Amazônia: Protected areas and deforestation. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 93, n. May 2015, p. 272–288, 1 jan. 2019.
- ATTIAS, N. *et al.* Yes, they can! Three-banded armadillos *Tolypeutes sp.* (Cingulata: Dasypodidae) dig their own burrows. **Zoologia (Curitiba)**, v. 33, n. 4, p. 20160035, 2016.
- AYA-CUERO, C.; RODRÍGUEZ-BOLAÑOS, A.; SUPERINA, M. Population density, activity patterns, and ecological importance of giant armadillos (*Priodontes maximus*) in Colombia. **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 3, p. 770–778, 2017.
- BARNES, A. D. *et al.* Consequences of tropical land use for multitrophic biodiversity and ecosystem functioning. **Nature Communications**, v. 5, n. 1, p. 1–7, 28 out. 2014.
- BARTHE, M. *et al.* Exon Capture Museomics Deciphers the Nine-Banded Armadillo Species Complex and Identifies a New Species Endemic to the Guiana Shield. **Systematic Biology**, 22 jun. 2024.
- BERTASSONI, A. Family Myrmecophagidae (anteaters). In: D. E. WILSON; R. A. MITTERMEIER (Orgs.). **Handbook of the mammals of the world - volume 8: insectivores, sloths and colugos**. Barcelona: Lynx Edicions, 2018.
- BERTASSONI, A. *et al.* Land-use changes and the expansion of biofuel crops threaten the giant anteater in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 100, n. 2, p. 435–444, 2019.
- BIZ, M.; CORNELIUS, C.; METZGER, J. P. W.. Matrix type affects movement behavior of a Neotropical understory forest bird. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 10–17, 1 jan. 2017.

- 637
638 BOGONI, J. A. *et al.* Landscape features lead to shifts in communities of medium- to
639 large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 97,
640 n. 3, p. 713–725, 9 jun. 2016.
- 641
642 BONATO, V. *et al.* Ecology of the Armadillos *Cabassous unicinctus* and *Euphractus*
643 *sexcinctus* (Cingulata: Dasypodidae) in a Brazilian Cerrado. **Journal of Mammalogy**,
644 v. 89, n. 1, p. 168–174, 19 fev. 2008.
- 645
646 BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species presence in
647 highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, n. 6, p. 1018–1029, dez. 2011.
- 648
649 BOVO, A. A. de A. *et al.* Human-modified landscape acts as refuge for mammals in
650 Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, p. e20170395, 9 abr. 2018.
- 651
652 BRANCALION, P. H. S. *et al.* A critical analysis of the Native Vegetation Protection
653 Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. **Natureza & Conservação**, v.
654 14, p. 1–15, abr. 2016.
- 655
656 BRANCALION, P. H. S. *et al.* Global restoration opportunities in tropical rainforest
657 landscapes. **Science Advances**, v. 5, n. 7, p. 3223–3226, 2019.
- 658
659 BRASIL. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I,
660 II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de
661 Conservação da Natureza e dá outras providências. p. 2100–2125, 2000.
- 662
663 BRASIL. LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012.
- 664
665 BRUNER, A. G. *et al.* Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity.
666 **Science**, v. 291, n. 5501, p. 125–128, 5 jan. 2001.
- 667
668 CAMPBELL, B. M. *et al.* Agriculture production as a major driver of the earth system
669 exceeding planetary boundaries. **Ecology and Society**, v. 22, n. 4, 2017.
- 670
671 COETZEE, B. W. T.; GASTON, K. J.; CHOWN, S. L. Local Scale Comparisons of
672 Biodiversity as a Test for Global Protected Area Ecological Performance: A Meta-
673 Analysis. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, p. e105824, 27 ago. 2014.
- 674
675 CORNELIUS, C. *et al.* Habitat fragmentation drives inter-population variation in
676 dispersal behavior in a Neotropical rainforest bird. **Perspectives in Ecology and**
677 **Conservation**, v. 15, n. 1, p. 3–9, 1 jan. 2017.
- 678
679 DALPONTE, J. C.; TAVARES-FILHO, J. A. Diet of the Yellow Armadillo, *Euphractus*
680 *sexcinctus*, in South-Central Brazil. **Edentata**, v. 6, n. 1, p. 37, 1 dez. 2004.
- 681
682 DE CARVALHO GUIMARÃES, C. D.; VIANA, J. P. R.; CORNELISSEN, T.. A Meta-
683 Analysis of the Effects of Fragmentation on Herbivorous Insects. **Environmental**
684 **Entomology**, v. 43, n. 3, p. 537–545, 1 jun. 2014.
- 685
686 DESBIEZ *et al.* Unraveling the cryptic life of the southern naked-tailed armadillo,

Cabassous unicinctus squamicaudis (Lund, 1845), in a Neotropical wetland: Home range, activity pattern, burrow use and reproductive behaviour. **Mammalian Biology**, v. 91, n. 1, p. 95–103, 1 jul. 2018.

DESBIEZ, A.L.J. *et al.* Life stage, sex, and behavior shape habitat selection and influence conservation strategies for a threatened fossorial mammal. **Hystrix** 31, 123–129. 2020a. DOI:10.4404/hystrix–00375

DESBIEZ, A. L. J. *et al.* Comparing density estimates from a short-term camera trap survey with a long-term telemetry study of giant armadillos (*Priodontes maximus*). **Mastozoología Neotropical**, v. 27, n. 2, p. 241–246, 2020b. <<https://www.redalyc.org/journal/457/45768681004/html/>>

DESBIEZ, A. L. J. *et al.* Methods for the characterization of activity patterns in elusive species: the giant armadillo in the Brazilian Pantanal. **Journal of Zoology**, v. 315, n. 4, p-301-312, 2021. DOI: 10.1111/jzo.12921

DESBIEZ, A. L. J.; KLUYBER, D. The Role of Giant Armadillos (*Priodontes maximus*) as Physical Ecosystem Engineers. **Biotropica**, v. 45, n. 5, p. 537–540, 19 set. 2013.

DEPS, P; ROSA, P. S. One Health and Hansen's disease in Brazil. **PLOS Neglected Tropical Diseases**, v. 15, n. 5, 2021. DOI: 10.1371/journal.pntd.0009398

DI BLANCO, Y. E.; SPØRRING, K. L.; DI BITETTI, M. S. Daily activity pattern of reintroduced giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*): Effects of seasonality and experience. **Mammalia**, v. 81, n. 1, p. 11–21, 1 jan. 2017.

DOTTA, G.; VERDADE, L. M. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. **Mammalia**, vol. 75, nº 4, p. 345–352, nov. 2011. <https://doi.org/10.1515/MAMM.2011.049>.

DRISCOLL, D. A. *et al.* Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 28, nº 10, p. 605–613, out. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.06.010>.

EGESKOG, A. *et al.* Greenhouse gas balances and land use changes associated with the planned expansion (to 2020) of the sugarcane ethanol industry in Sao Paulo, Brazil. **Biomass and Bioenergy**, vol. 63, p. 280–290, 1 abr. 2014. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2014.01.030>.

EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. **Mammals of the Neotropics, Volume 3, the Central Neotropics: Ecuador, Perú, Bolivia, Brazil**. University ed.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 1, p. 117–142, 1 fev. 2006.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, n. 1, p. 1–23, 2 nov. 2017.

- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003.
- FAHRIG, L. *et al.* Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 1 fev. 2011.
- FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 1 set. 2013.
- FARIA-CORRÊA, M. A. *et al.* Avaliação do Risco de Extinção de *Dasypus hybridus* (Desmarest, 1804) no Brasil. *In: Série Estado de Conservação da Fauna Brasileira*. p. 153–160.
- FEIJÓ, A. *et al.* Phylogeny and molecular species delimitation of long-nosed armadillos (*Dasypus*: Cingulata) supports morphology-based taxonomy. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 186, n. 3, p. 813–825, 25 jun. 2019.
- FEIJÓ, A.; SMITH, P. ***Cabassous squamicaudis*. The IUCN Red List of Threatened Species**, 2025.
- FERNANDES-FERREIRA, Hugo. **A caça no Brasil: panorama histórico e atual**. Universidade Federal da Paraíba, 5 dez. 2014.
- FERRARO, P. J. *et al.* More strictly protected areas are not necessarily more protective: Evidence from Bolivia, Costa Rica, Indonesia, and Thailand. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 2, p. 025011, 25 abr. 2013.
- FERREGUETTI, A. C.; TOMAS, W. M.; BERGALLO, H. G. Density and niche segregation of two armadillo species (Xenarthra: Dasypodidae) in the Vale Natural Reserve, Brazil. **Mammalian Biology**, v. 81, n. 2, p. 138–145, 1 mar. 2016.
- FICETOLA, G. F.; DENOËL, M.. Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species–habitat relationships. **Ecography**, v. 32, n. 6, p. 1075–1084, 1 dez. 2009.
- FOSTER, V. C. *et al.* Jaguar and Puma Activity Patterns and Predator-Prey Interactions in Four Brazilian Biomes. **Biotropica**, v. 45, n. 3, p. 373–379, 1 maio 2013.
- GALLO, J. A. *et al.* First study on food habits of anteaters, *Myrmecophaga tridactyla* and *Tamandua tetradactyla*, at the southern limit of their distribution. **Mammalia**, v. 81, n. 6, p. 601–604, 2017. DOI: 10.1515/mammalia-2016-0117
- GARDNER, A. L. **Mammals of South America, Volume 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats**. University of Chicago Press, 2008. v. 1
- GARDNER, T. A. *et al.* Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, v. 12, n. 6, p. 561–582, 2009.
- GAUDIN, T. J.; MCDONALD, H. G. The Biology of the Xenarthra. *In: VIZCAÍNO, S. F.; LOUGHRY, W. J. (Orgs.). The Biology of the Xenarthra*. Gainesville: University

- 787 Press of Florida, 2008.
788
- 789 GHELIER-COSTA, C. *et al.* The distribution and abundance of small mammals in
790 agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 185–191, 1 maio
791 2012.
792
- 793 GIBB, G. C. *et al.* Shotgun Mitogenomics Provides a Reference Phylogenetic
794 Framework and Timescale for Living Xenarthrans. **Molecular Biology and Evolution**,
795 v. 33, n. 3, p. 621, 1 mar. 2016.
796
- 797 GRAMIERI, J. The US Trade in *Tamandua tetradactyla*. WAZA News, November,
798 2015. **WAZA News**, v. 4, n. 15, p. 12–14, 2015.
799
- 800 GRAY, C. L. *et al.* Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected
801 areas worldwide. **Nature Communications**, v. 7, n. 1, p. 1–7, 28 jul. 2016.
802
- 803 HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's
804 ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, 1 mar. 2015.
805
- 806 HANNIBAL, W. *et al.* ROADKILL AND NEW RECORDS FOR GIANT ARMADILLO
807 (*Priodontes maximus*) IN CENTRALWESTERN BRAZIL. **Mastozoología**
808 **Neotropical**, v. 25, n. 1, 2018.
809
- 810 HAYSEN, V.. *Cabassous unicinctus* (Cingulata: Dasypodidae). **Mammalian**
811 **Species**, v. 46, n. 907, p. 16–23, 29 ago. 2014a.
812
- 813 HAYSEN, V.. *Cabassous tatouay* (Cingulata: Dasypodidae). **Mammalian Species**,
814 v. 46, n. 909, p. 28–32, 11 set. 2014b.
815
- 816 HUGHES, J.; MACDONALD, D. W. A review of the interactions between free-roaming
817 domestic dogs and wildlife. **Biological Conservation**, v. 157, p. 341–351, 1 jan. 2013.
818
- 819 ICMBIO. **Avaliação do Risco de Extinção dos Xenartros Brasileiros**. Disponível
820 em: <www.icmbio.gov.br>.
821
- 822 IUCN, International Union for Conservation of Nature. **The IUCN Red List of**
823 **Threatened Species**. 2025 Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/>>.
824
- 825 JACKSON, H. B.; FAHRIG, L.. What size is a biologically relevant landscape?
826 **Landscape Ecology**, v. 27, n. 7, p. 929–941, 6 ago. 2012.
827
- 828 JACKSON, H. B.; FAHRIG, L.. Are ecologists conducting research at the optimal
829 scale? **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 1, p. 52–63, 1 jan. 2015.
830
- 831 JANSEN, P. A. *et al.* TEAM: a standardised camera trap survey to monitor terrestrial
832 vertebrate communities in tropical forests. **Camera trapping: wildlife management**
833 **and research**, n. January, p. 263–270, 2014.
834
- 835 KENNERLY, R. *et al.* Conservation priorities and actions for the orders Cingulata,
836 Pilosa, Afrosoricida, Macroscelidea, Eulipotyphla, Dermoptera and Scandentia. *In*: D.

- 837 E. WILSON; R. A. MITTERMEIER (Orgs.). **Handbook of the Mammals of the World**
 838 **– Volume 8**. Lynx Edicions, 2018. p. 684–696.
- 839
- 840 LACERDA, A. C. R.; TOMAS, W. M.; MARINHO-FILHO, J. Domestic dogs as an edge
 841 effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. **Animal**
 842 **Conservation**, v. 12, n. 5, p. 477–487, 1 out. 2009.
- 843
- 844 LAURANCE, W. F. *et al.* Averting biodiversity collapse in tropical forest protected
 845 areas. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 290–293, 13 set. 2012.
- 846
- 847 LESSA, I. *et al.* Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals?
 848 **Natureza e Conservacao**, v. 14, n. 2, p. 46–56, 1 jul. 2016.
- 849
- 850 LEVERINGTON, F. *et al.* A global analysis of protected area management
 851 effectiveness. **Environmental Management**, v. 46, n. 5, p. 685–698, 22 nov. 2010.
- 852
- 853 MAGALHÃES, R. A. *et al.* The Brazilian three-banded armadillo is widely distributed in
 854 a human-modified landscape in northeastern Brazil. **Mammal Research**, v. 68, n. 1,
 855 p. 53–62, 1 jan. 2023.
- 856
- 857 MAGIOLI, M.; FERRAZ, K. M. P. M. de. Deforestation leads to prey shrinkage for an
 858 apex predator in a biodiversity hotspot. **Mammal Research**, v. 66, n. 2, p. 245–255, 1
 859 abr. 2021.
- 860
- 861 MAGNAGO, L. F. S. *et al.* Microclimatic conditions at forest edges have significant
 862 impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and**
 863 **Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2305–2318, 23 set. 2015.
- 864
- 865 MARTIN, P. S. *et al.* Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural
 866 landscapes of Southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 282, p.
 867 185–195, 15 out. 2012.
- 868
- 869 MCDONOUGH, C. M. *et al.* **Burrow characteristics and habitat associations of**
 870 **armadillos in Brazil and the United States of America** Rev. Biol. Trop. Disponível
 871 em: <www.ucr.ac.crwww.ots.ac.crwww.ots.duke.edu>.
- 872
- 873 MCDONOUGH, C. M.; LOUGHRY, W. J. Behavioral ecology of armadillos Authors.
 874 **The biology of the Xenarthra**, v. 26, p. 281–293, 2008.
- 875
- 876 MCKENNA, M. C.; BELL, S. K. **Classification of Mammals: Above the Species**
 877 **Level** .
- 878
- 879 MCNAB, B. K. Energetics, population biology, and distribution of Xenarthrans, living
 880 and extinct. In: G. G. MONTGOMERY (Org.). **y, and distribution of Xenarthrans,**
 881 **living and extinct. The evolution and ecology of armadillos, sloths, and**
 882 **vermilinguas**. Washington and London: Smithsonian Institution Press, 1985.
- 883
- 884 MCTIGUE, Leah E.; DEGREGORIO, Brett A. Nine-banded Armadillo (*Dasypus*
 885 *novemcinctus*) Occupancy and Density Across an Urban-to-Rural Gradient.
 886 <https://doi-org.ez51.periodicos.capes.gov.br/10.1656/058.023.0413>, v. 23, n. 4, p.

887 529–548, 30 dez. 2024.

888

889 METZGER, J. P.; RODRIGUES, R. R. Mapas-síntese. *In: Diretrizes para*
890 **conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. p. 132–
891 139.

892

893 METZGER, J. P. *et al.* Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology**
894 **and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91–103, 1 jul. 2019.

895

896 METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a brazilian
897 tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, v. 10, n. 4, pp. 1147–1161,
898 2000. < [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1147:TFGRAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1147:TFGRAL]2.0.CO;2)>

899

900 MEYER, S. T.; LEAL, I. R.; WIRTH, R.. Persisting Hyper-abundance of Leaf-cutting
901 Ants (*Atta* spp.) at the Edge of an Old Atlantic Forest Fragment. **Biotropica**, v. 41, n.
902 6, p. 711–716, 1 nov. 2009.

903

904 MILLAN, C. H.; DEVELEY, P. F.; VERDADE, L. M. Stand-level management practices
905 increase occupancy by birds in exotic Eucalyptus plantations. **Forest Ecology and**
906 **Management**, v. 336, p. 174–182, 15 jan. 2015.

907

908 MIRANDA, E. B. P. *et al.* What are jaguars eating in a half-empty forest? Insights from
909 diet in an overhunted Caatinga reserve. **Journal of Mammalogy**, v. 99, n. 3, p. 724–
910 731, 1 jun. 2018.

911

912 MIRANDA, F. Family Cyclopedidae (silky anteaters). *In: D. E. WILSON; R. A.*
913 *MITTERMEIER (Orgs.). Handbook of the mammals of the world - volume 8:*
914 **insectivores, sloths and colugos**. Barcelona: Lynx Edicions, 2018.

915

916 MURCIA, C.. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends**
917 **in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1 fev. 1995.

918

919 NAGY-REIS, M. B. *et al.* The key role of protection status in safeguarding the
920 ecological functions of some Neotropical mammals. **Biodiversity and Conservation**,
921 v. 28, n. 10, p. 2599–2613, 15 ago. 2019.

922

923 NEWBOLD, T. *et al.* Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**
924 **2015 520:7545**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 1 abr. 2015.

925

926 OLIVEIRA, I. V. P. De M. *et al.* Molecular analysis of zoonotic pathogens in free-
927 ranging six-banded armadillos (*Euphractus sexcinctus*) from the Brazilian semiarid
928 region. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 34, n. 1, 2017. DOI:
929 10.1590/s1984-29612025002

930

931 PALMEIRIM, A. F. *et al.* REVIEW: Biodiversity responses to insular fragmentation in
932 Amazonia: Two decades of research in the Balbina Hydroelectric Reservoir. **Zoological**
933 **Research: Diversity and Conservation**, v. 1, n. 2, p-106-116, 2024. DOI:
934 10.24272/j.issn.2097-3772.2023.007

935

936 PAOLINO, R. M. *et al.* Uso da zona de amortecimento de uma unidade de

- conservação de cerrado por mamíferos. **Biota Neotropica**, v. 16, n. 2, 1 abr. 2016.
- PAOLINO, R. M. *et al.* Importance of riparian forest corridors for the ocelot in agricultural landscapes. **Journal of Mammalogy**, v. 99, n. 4, p. 874–884, 2018.
- PARDINI, R. *et al.* The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. **Biological Conservation**, v. 124, n. 2, p. 253–266, 1 jul. 2005.
- PASQUALOTTO, N. *et al.* Determining abundance predictors of the European Hare (*Lepus europaeus*), a global invader in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 105, n. 2, p. 417–431. 2024. DOI: 10.1093/jmammal/gyad130
- PAVIOLO, A. *et al.* A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. **Scientific Reports** 2016 **6:1**, v. 6, n. 1, p. 1–16, 16 nov. 2016.
- PENTEADO, M. *et al.* Bird diversity in relation to land use in agricultural landscapes of southeastern Brazil. **Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil**, p. 243–268, 11 abr. 2016.
- PERES, C. A. Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 240–253, 1 fev. 2000.
- PERES, C. A. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1490–1505, 2001.
- PIMENTEL, D. de S. **Os “parques de papel” e o papel social dos parques Douglas**. USP - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2008.
- PÔNZIO, M. do C. *et al.* Landscape heterogeneity can partially offset negative effects of habitat loss on mammalian biodiversity in agroecosystems. **Journal of Applied Ecology**, v. 61, n. 1, p. 120–133, 1 jan. 2024.
- PREVEDELLO, J. A.; GOTELLI, N. J.; METZGER, J. P.. A stochastic model for landscape patterns of biodiversity. **Ecological Monographs**, v. 86, n. 4, p. 462–479, 1 nov. 2016.
- QUINTELA, F. M.; DA ROSA, C. A.; FEIJÓ, A. Updated and annotated checklist of recent mammals from Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciencias**, v. 92, p. 1–57, 2020.
- QUIROGA, V. A. *et al.* Local and continental determinants of giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) abundance: Biome, human and jaguar roles in population regulation. **Mammalian Biology**, v. 81, n. 3, p. 274–280, 1 maio 2016.
- QUIROGA, V. A. *et al.* The giant armadillo (*Priodontes maximus*) in the Argentine Chaco. **Mastozoología neotropical**, v. 24, n. 1, p. 163–175, 2017.
- REDFORD, K. H. Food habits of armadillos (Xenarthra: Dasypodidae). *In*:

- 987 MONTGOMERY, G. G. (Org.). **The evolution and ecology of armadillos, sloths,**
 988 **and vermilinguas.** Washington and London: Smithsonian Institution Press, 1985.
 989
- 990 REDFORD, K. H. The edentates of the Cerrado. **Edentata**, v. 1, n. 1, p. 4–10, 1994.
 991
- 992 REGOLIN, A. L. *et al.* Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores
 993 within Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 6, p. 1721–1731.
 994 2017.
 995
- 996 RIBEIRO, M. Cezar *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is
 997 the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological**
 998 **Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 1 jun. 2009.
 999
- 1000 RIBEIRO, P.; SILVEIRA, J. E. M.; ARAÚJO, D. R. de. The effect of roadkills on the
 1001 persistence of xenarthran populations: the case of the Brazilian Cerrado. **Edentata:**
 1002 **The Newsletter of the IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group**,
 1003 n. 18, 1 dez. 2017.
 1004
- 1005 RODRIGUES, T. F. *et al.* Ecosystem services provided by armadillos. **Biological**
 1006 **Reviews**, v. 95, n. 1, p. 1–21, 25 fev. 2020.
 1007
- 1008 RODRIGUES, T. F.; CHIARELLO, A. G. Native forests within and outside protected
 1009 areas are key for nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) occupancy in
 1010 agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 266, p. 133–
 1011 141, 1 nov. 2018.
 1012
- 1013 RORATO, A. C. *et al.* Brazilian amazon indigenous peoples threatened by mining bill.
 1014 **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 10, p. 1040–1043, 1 out. 2020.
 1015
- 1016 SAMPAIO, R. *et al.* Quantifying spatial patterns of game vertebrate abundance in
 1017 Amazonian forests through local ecological knowledge-based methods. **Conservation**
 1018 **Biology**, v. 39, n. 3, 1 jun. 2025a.
 1019
- 1020 SAMPAIO, R. *et al.* Using camera traps to enhance community-based management of
 1021 subsistence hunting in the Amazon. **Conservation Biology**, v. 39, n. 3, 1 jun. 2025b.
 1022
- 1023 SANTOS, P. M. *et al.* NEOTROPICAL XENARTHTRANS: a data set of occurrence of
 1024 xenarthran species in the Neotropics. **Ecology**, v. 100, n. 7, p. e02663, 23 jul. 2019.
 1025
- 1026 SCHIAVETTI, A.; MAGRO, T. C.; SANTOS, M. S. Implementação das unidades de
 1027 conservação do Corredor Central da mata Atlântica no estado da Bahia: Desafios E
 1028 Limites. **Revista Arvore**, v. 36, n. 4, p. 611–623, jul. 2012.
 1029
- 1030 SILVA, M. X. *et al.* Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation:
 1031 Mammal occupancy patterns in the Iguaçu National Park, Brazil. **Journal for Nature**
 1032 **Conservation**, v. 41, p. 51–62, fev. 2018.
 1033
- 1034 SILVA, S. M. *et al.* Wildfire against the survival of Xenarthra: anteaters, armadillos,
 1035 and sloths. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 15,
 1036 n. 3, p-523-532, 2017. <<https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v15i3.214>>

SIMPSON, G. G.. **Splendid Isolation: Curious History of South American Mammals.**

SIQUEIRA, F. F. S. *et al.* Leaf-cutting ant populations profit from human disturbances in tropical dry forest in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 33, n. 5, p. 337–344, 2017.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R. Traditional conservation strategies still the best option. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 608–610, 1 nov. 2018.

SOARES-FILHO, B. S. **Role of Amazon protected areas, especially the conservation units supported by ARPA, in reducing deforestation.** Rio de Janeiro.

SOARES-FILHO, B. *et al.* Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 24, p. 10821–10826, 2010.

SOARES-FILHO, B. *et al.* Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363–364, 25 abr. 2014a.

SPAROVEK, G. *et al.* Brazilian agriculture and environmental legislation: Status and future challenges. **Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 16, p. 6046–6053, 15 ago. 2010.

SPAROVEK, G. *et al.* Effects of Governance on Availability of Land for Agriculture and Conservation in Brazil. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 17, p. 10285–10293, 1 set. 2015.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Domestic dogs in Atlantic forest preserves of south-eastern Brazil: A camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 771–779, nov. 2008.

SUPERINA, M. *et al.* **Manual de mantenimiento y rehabilitación de los armadillos.** Bogotá, Colombia: Fundación Omacha, ODL, Cormacarena, Corporinoquia, Corpometa y Bioparque Los Ocarros, 2014a.

SUPERINA, M. *et al.* **Plan de acción para la conservación de los armadillos de los Llanos Orientales.** Bogotá, Colombia: Cormacarena, Corporinoquia, ODL y Fundación Omacha., 2014b.

SUPERINA, M.; ABBA, A. M. CONSERVATION PERSPECTIVES FOR A HIGHLY DISPARATE LINEAGE OF MAMMALS: THE XENARTHRA. **Mastozoología Neotropical**, v. 27(SI), n. 0, p. 47–66, jul. 2020.

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

- 1087 TANIWAKI, R. H. *et al.* The Native Vegetation Protection Law of Brazil and the
 1088 challenge for first-order stream conservation. **Perspectives in Ecology and**
 1089 **Conservation**, v. 16, n. 1, p. 49–53, 1 jan. 2018.
- 1090
 1091 TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L.. On the usage and measurement of landscape
 1092 connectivity. **Oikos** 90: 7–19. 2000. doi:10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x.
- 1093
 1094 TSCHARNTKE, T. *et al.* Landscape perspectives on agricultural intensification and
 1095 biodiversity - Ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, n. 8, p. 857–
 1096 874, ago. 2005.
- 1097
 1098 VERDADE, L. M. *et al.* The conservation value of agricultural landscapes. **Applied**
 1099 **Ecology and Human Dimensions in Biological Conservation**, p. 91–102, 2014.
- 1100
 1101 VERDADE, L. M. *et al.* Temporal dynamics of small mammals in Eucalyptus
 1102 plantations in Southeast Brazil. **Global Ecology and Conservation**, v. 24, p. e01217,
 1103 1 dez. 2020.
- 1104
 1105 VILLARD, M. A.; METZGER, J. P.. REVIEW: Beyond the fragmentation debate: a
 1106 conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of**
 1107 **Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309–318, 1 abr. 2014.
- 1108
 1109 VOSS, R. S.; EMMONS, L. **Mammalian diversity in Neotropical lowland**
 1110 **rainforests: a preliminary assessment.**
- 1111
 1112 WALLACE, R. B.; PAINTER, R. L. E. Observations on the Diet of the Giant Armadillo
 1113 (*Priodontes maximus* Kerr, 1792). **Edentata**, v. 14, n. 1, p. 85–86, 2013.
- 1114
 1115 WEARN, O. R. *et al.* Mammalian species abundance across a gradient of tropical land-
 1116 use intensity: A hierarchical multi-species modelling approach. **Biological**
 1117 **Conservation**, v. 212, p. 162–171, 1 ago. 2017.
- 1118
 1119 WEARN, O. R.; GLOVER-KAPFER, Paul. Camera-trapping for conservation: a guide
 1120 to best-practices. **WWF Conservation Technology Series**, v. 1, p. 181, 2017.
- 1121
 1122 WILLMER, J. N. G.; PÜTTKER, T.; PREVEDELLO, J. A.. Global impacts of edge
 1123 effects on species richness. **Biological Conservation**, v. 272, p. 109654, 1 ago. 2022.
- 1124
 1125 WINFREE, R. *et al.* Abundance of common species, not species richness, drives
 1126 delivery of a real-world ecosystem service. **Ecology Letters**, v. 18, n. 7, p. 626–635,
 1127 2015.
- 1128
 1129 WIRTH, R. *et al.* Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to
 1130 the edge in a Brazilian Atlantic forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, n. 4, p.
 1131 501–505, jul. 2007.
- 1132
 1133 ZIMBRES, B. *et al.* The impact of habitat fragmentation on the ecology of xenarthrans
 1134 (Mammalia) in the Brazilian Cerrado. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 2, p. 259–269, 13
 1135 fev. 2013.
- 1136

1137 ZIMBRES, B. *et al.* Thresholds of riparian forest use by terrestrial mammals in a
1138 fragmented Amazonian deforestation frontier. **Biodiversity and Conservation**, v. 27,
1139 n. 11, p. 2815–2836, 29 maio 2018.