

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**

**Instituto de Ciências Biológicas**

**Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre**

Julia Simões Damo

**FATORES DA PAISAGEM QUE INFLUENCIAM A ABUNDÂNCIA E A  
DETECTABILIDADE DO TAMANDUÁ-BANDEIRA (*MYRMECOPHAGA  
TRIDACTYLA*) EM SEIS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO BRASIL**

Belo Horizonte

2021

JULIA SIMÕES DAMO

**FATORES DA PAISAGEM QUE INFLUENCIAM A ABUNDÂNCIA E A  
DETECTABILIDADE DO TAMANDUÁ-BANDEIRA (*MYRMECOPHAGA  
TRIDACTYLA*) EM SEIS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO BRASIL**

**Versão final**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

Orientador: Prof. Dr Flávio Henrique  
Guimarães Rodrigues.

Coorientador: Dr Rodrigo Lima Massara.

Belo Horizonte

2021

043

Damo, Julia Simões.

Fatores da paisagem que influenciam a abundância e a detectabilidade do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em seis unidades de conservação do Brasil [manuscrito] / Julia Simões Damo. - 2021.

59 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Prof. Dr Flávio Henrique Guimarães Rodrigues. Coorientador: Dr Rodrigo Lima Massara.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. Xenartros. 3. Dinâmica Populacional. 4. Áreas Protegidas. I. Rodrigues, Flávio Henrique Guimarães. II. Massara, Rodrigo Lima. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE



### Ata da Defesa de Dissertação

Nº 417

Entrada: 2019/1

**Julia Simões Damo**

No dia 30 de julho de 2021, às 14:00 horas, por videoconferência, teve lugar a defesa de dissertação de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, de autoria do(a) mestrando(a) Julia Simões Damo, intitulada: “**Fatores da paisagem que influenciam a abundância e a detectabilidade do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em seis unidades de conservação do Brasil**”. Abrindo a sessão, o(a) orientador(a) e Presidente da Comissão, Doutor(a) Flavio Henrique Guimarães Rodrigues, após dar a conhecer aos presentes o teor das normas regulamentares do trabalho final, passou a palavra para o(a) candidato(a) para apresentação de seu trabalho. Estiveram presentes a Banca Examinadora composta pelos Doutores: Alessandra Bertassoni da Silva (UFG), Adriano Garcia Chiarello (USP) e demais convidados. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa do(a) candidato(a). Após a arguição, apenas os senhores examinadores permaneceram no recinto para avaliação e deliberação acerca do resultado final, sendo a decisão da banca pela:

- (X) Aprovação da dissertação, com eventuais correções mínimas e entrega de versão final pelo orientador diretamente à Secretaria do Programa, no prazo máximo de 30 dias;
- ( ) Reavaliação da dissertação com avaliação pelos membros da banca do documento revisado, sem nova defesa, no prazo máximo de 30 dias, sob possibilidade de reprovação;
- ( ) Reformulação da dissertação com indicação de nova defesa em data estabelecida a critério do Colegiado em observância às Normas Gerais da Pós-graduação na UFMG e ao Regimento do PPG-ECMVS;
- ( ) Reprovação

Nada mais havendo a tratar, o Presidente da Comissão encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 30 de julho de 2021.

Assinaturas dos Membros da Banca Examinadora



Documento assinado eletronicamente por **Adriano Garcia Chiarello, Usuário Externo**, em 16/08/2021, às 14:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Flavio Henrique Guimaraes Rodrigues, Membro**, em 16/08/2021, às 15:48, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Alessandra Bertassoni da Silva, Usuário Externo**, em 24/08/2021, às 16:52, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufmg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **0902141** e o código CRC **CF78DA8F**.

---

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha irmã, Maria Luisa, e a minha mãe, Tereza, por todo o apoio, amor, força e ensinamentos que vocês constantemente me proporcionam, sem vocês eu não teria conseguido.

Agradeço ao CNPq por fornecer minha bolsa acadêmica a qual possibilitou a realização deste mestrado.

Agradeço imensamente ao meu orientador, Flávio Henrique Guimarães Rodrigues, e ao meu coorientador, Rodrigo Lima Massara, por todo o apoio, ensinamento, entendimento e incentivo que recebi de vocês durante todo esse processo. Agradeço especialmente a Marcela, Natasha e Vanessa, as mulheres e parceiras incríveis que conheci durante minha graduação e mestrado e que sem elas eu não estaria aqui. Obrigada por todo o ensinamento, por todo o apoio, por me ajudarem a ficar bem e otimista sob tanta pressão.

Agradeço ao laboratório de Ecologia e Conservação da UFMG, especialmente a Ludmila Hufnagel, e ao Instituto Biotrópicos, especialmente ao Guilherme Braga Ferreira e Fernando Ferreira de Pinho, por terem cedido os registros de tamanduá-bandeira que possibilitaram a realização deste trabalho.

Agradeço as minhas amigas de vida e companheiras de curso Ágata, Ana Caroline, Cristiane, Daniela e Hortência por sempre estarem comigo ao longo desses anos. Agradeço as minhas irmãs do coração Aline, Amanda, Giulia e Menacho por sempre estarem comigo, em todos os momentos de minha vida por mais de uma década. Sem vocês eu não seria a pessoa que sou hoje. Agradeço a toda a minha família por sempre estarem comigo, me desejando bem, principalmente as minhas crianças que me enchem de orgulho e amor.

Agradeço a todas as pessoas incríveis que conheci durante o meu mestrado. Obrigada professores por todo o conhecimento acadêmico e de vida que vocês me proporcionaram. Agradeço aos meus colegas de programa e aos meus companheiros do Curso de Campo por tudo, vocês são demais!

## RESUMO

Estimativas de abundância e densidade são necessárias para um melhor entendimento de determinada população e para gerar estratégias conservacionistas. O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) é o maior mirmecófago existente, possui ampla distribuição no Neotrópico e está vulnerável a extinção devido a uma perda estimada de pelo menos 30% de sua população nas últimas três décadas. A espécie é naturalmente rara e existem poucos estudos que estimam sua abundância e densidade populacional, sendo este tema considerado uma das lacunas de conhecimento sobre a espécie. Os objetivos desse estudo foram (1) estimar a abundância de tamanduás-bandeira em uma escala mais refinada (i.e., ponto amostral) e avaliar os fatores da paisagem que influenciam esta abundância e a probabilidade de detecção individual nos pontos amostrais utilizando modelos N-mixture; (2) estimar a abundância e a densidade populacional de tamanduás-bandeira para cada unidade de conservação usando modelos de captura-recaptura espacialmente explícitos (SECR). Realizamos o estudo com dados de armadilhas fotográficas para seis unidades de conservação (UCs) do Brasil. Analisamos a influência de variáveis da escala da unidade de conservação e da escala do ponto amostral, totalizando 16 variáveis, sobre a abundância média e detecção de tamanduás-bandeira. A abundância média ( $\lambda$ ) de tamanduás-bandeira nos pontos amostrais foi influenciada negativamente pelo índice de proximidade para formação savânica (proxsa), provavelmente devido uma baixa heterogeneidade de habitats que circundam as UCs estudadas. A abundância média nos pontos amostrais variou de 0,63 ind./ponto amostral (IC-95% = 0,35 – 1,16) para a APA Cochá-Gibão a 1,85 ind./ponto amostral (IC-95% = 1,22-2,82) para o Parque Estadual do Rio Preto. A probabilidade de detectar indivíduos em armadilhas instaladas em trilhas foi maior do que fora delas e quanto maior a distância do ponto amostral para uma estrada não pavimentada, maior foi a probabilidade de detectar um indivíduo de tamanduá-bandeira. O efeito positivo da distância até estradas não pavimentadas provavelmente está relacionado a uma maior ocupação de pessoas e animais domésticos perto dessas, já que estas estradas se localizam principalmente na área do entorno das UCs amostradas. Já em relação as estimativas geradas pelos modelos SECR, a área de estudo com maior densidade foi o Parque Nacional das Sempre Vivas, com estimativa de 0,031 ind./km<sup>2</sup> e a com menor foi o Parque Estadual da Serra do Cabral, com apenas 0,0115 ind./km<sup>2</sup>. Mas, no geral, os valores das estimativas de densidade estão próximos e os intervalos de confiança se sobrepõem. Essas são as primeiras estimativas de abundância e densidade populacional para quase todas as UCs analisadas, contribuindo para preencher uma das lacunas de conhecimento sobre a espécie, que são a falta de estimativas

populacionais. Este foi o primeiro trabalho a utilizar modelos N-mixture para estimar a abundância populacional de tamanduás-bandeira e este pode ser um bom método para ser utilizado em um futuro protocolo unificado que permita a comparação de estimativas populacionais entre diferentes áreas e que permita o monitoramento das populações de tamanduá-bandeira ao longo do tempo, o que será essencial para sua futura conservação.

Palavras-chave: Biologia Populacional. *Xenarthra*. Área Protegida. N-mixture. SECR.

## ABSTRACT

Abundance and density estimates are needed to better understand a given population and to generate conservation strategies. The giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) is the largest existing myrmecophagus, has a wide distribution in the Neotropics and is vulnerable to extinction due to an estimated loss of at least 30% of its population in the last three decades. The species is naturally rare and there are few studies that estimate its abundance and population density, and this topic is considered one of the knowledge gaps about the species. The goals of this study were (1) to estimate the abundance of giant anteaters on a finer scale (ie, sampling point) and to assess the landscape factors that influence this abundance and the probability of individual detection at the sampling points using N-mixture models; (2) estimate the abundance and population density of giant anteaters for each conservation unit using spatially explicit capture-recapture (SECR) models. We carried out the study with camera trap data for six protected areas (PAs) in Brazil. We analyzed the influence of variables from the protected area scale and from the sampling point scale, totaling 16 variables, on the average abundance and detection of giant anteaters. The average abundance ( $\lambda$ ) of giant anteaters in the sampling points was negatively influenced by the index of proximity to savanna formation (proxsa), probably due to the low heterogeneity of habitats that surround the studied PAs. The average abundance in the sampling points ranged from 0.63 ind./sampling point (CI-95% = 0.35 – 1.16) for the APA Cochá-Gibão to 1.85 ind./sampling point (CI-95%) = 1.22-2.82) for the Rio Preto State Park. The probability of detecting individuals in traps installed on trails was greater than outside them, and the greater the distance from the sampling point to an unpaved road, the greater the probability of detecting an individual of giant anteater. The positive effect of the distance to unpaved roads is probably related to a greater occupation of people and domestic animals near them, as these roads are located mainly in the area surrounding the sampled PAs. Regarding the estimates generated by the SECR models, the study area with the highest density was the Sempre Vivas National Park, with an estimate of 0.031 ind./km<sup>2</sup> and the lowest was the Serra do Cabral State Park, with only 0.0115 ind./km<sup>2</sup>. But, in general, the values of the density estimates are close and the confidence intervals overlap. These are the first estimates of abundance and population density for almost all of the PAs analyzed, contributing to fill one of the knowledge gaps about the species, which is the lack of population estimates. This was the first work to use N-mixture models to estimate the population abundance of giant anteaters and this could be a good method to be used in a future unified protocol that allows the comparison

of population estimates between different areas and allows monitoring giant anteater populations over time, which will be essential for their future conservation.

Keywords: Population Biology. Xenarthra. Protected Area. N-mixture. SECR.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das unidades de conservação (UCs) amostradas para estimar a abundância e densidade populacional de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*). (A) Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu (MSVP); (B) Mosaico do Espinhaço: Alto Jequitinhonha – Serra do Cabral. APA = Área de Proteção Ambiental; RPPN = Reserva Particular do Patrimônio Natural; RBSE = Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço.....24

Figura 2 - Localização dos pontos de instalação de armadilhas fotográficas para estimar a abundância e a densidade populacional de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) nas unidades de conservação (UCs) do Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu e mapas de uso e cobertura do solo no período da amostragem em cada unidade de conservação obtidos do projeto MapBiomas coleção 5.0. PNGSV = Parque Nacional Grande Sertão Veredas; APA = Área de Proteção Ambiental; RPPN = Reserva Particular do Patrimônio Natural.....26

Figura 3 - Localização dos pontos de instalação de armadilhas fotográficas para estimar a abundância e a densidade populacional de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) nas unidades de conservação (UCs) do Mosaico do Espinhaço: Alto Jequitinhonha – Serra do Cabral e mapas do uso e cobertura do solo no período da amostragem em cada unidade de conservação obtidos do projeto MapBiomas coleção 5.0. PESC = Parque Estadual da Serra do Cabral; PERP = Parque Estadual do Rio Preto; PNSV = Parque Nacional das Sempre Vivas. Apesar da coleta de dados ter ocorrido em 2020 no PESC, o mapa mais recente do projeto é do ano de 2019, e por isso foi o utilizado nas análises.....27

Figura 4 - Individualização de tamanduás-bandeiras (*Myrmecophaga tridactyla*) a partir de caracteres diagnósticos definidos por Möcklinghoff e colaboradores (2018), em seis unidades de conservação do Brasil. A – PESC: indivíduo 7; B – PNGSV: indivíduo 12; C- PERP: indivíduo 1. (1) porção final da pata dianteira, acima das garras, a qual, geralmente possui uma mancha negra, lembrando uma pulseira, de tamanho variado; (2) área da pata dianteira na altura do cotovelo, que pode ou não possuir uma mancha negra ou outro caractere identificável; (3) linha branca superior a mancha negra dorsal em formato de bandeira, avaliando sua espessura, alguma característica única, como por exemplo região mais espessa ou esfumada, e altura de termino na cabeça do animal (antes ou perto da orelha); (4) final da mancha em formato de bandeira; (5) presença de cicatrizes; (6) como formato da orelha, alguma pinta ou mancha negra em outra parte do corpo, presença de filhote.....36

Figura 5 - Probabilidade de detectar um indivíduo de tamanduá-bandeira ( $r$ ) em função da (A) distância de um ponto amostral até uma estrada não pavimentada (área cinza representa o intervalo de confiança de 95%) e (B) do local de instalação da armadilha fotográfica, em ou fora de trilha aberta por humanos (barras representam o intervalo de confiança 95%) em seis unidades de conservação do Brasil.....39

Figura 6 - Abundância média ( $\pm$  IC-95%) de tamanduás-bandeira por ponto amostral em cada unidade de conservação analisada em função do índice de proximidade para formação savânica. APA Cochá-Gibão = Área de Proteção Ambiental do Cochá e Gibão; PERP = Parque Estadual do Rio Preto; PESC = Parque Estadual da Serra do Cabral; PNGSV = Parque Nacional Grande Sertão Veredas; PNSV = Parque Nacional das Sempre Vivas; RPPN\_Porto\_Cajueiro = Reserva Particular do Patrimônio Natural de Porto Cajueiro.....40

Figura 7 – Relação entre a probabilidade de se detectar um indivíduo de tamanduá-bandeira em um ponto amostral localizado no centro de sua área de vida ( $g_0$ ) em função do: (A) esforço amostral no Parque Estadual do Rio Preto; e do local de instalação da armadilha fotográfica (AF) (em uma trilha aberta por humanos ou fora dela) no (B) Parque Nacional das Sempre-Vivas e (C) no Parque Nacional Grande Sertão Veredas. O intervalo de confiança 95% é representado pela área cinza (A) e pelas barras (B e C).....42

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Nome da variável preditora (abreviação utilizada na construção dos modelos), seu significado, valor médio (valor mínimo – valor máximo), e relação esperada ao modelar a abundância ( $\lambda$ ) e a detecção individual ( $r$ ) de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em seis unidades de conservação do Brasil. A escolha das variáveis e sua relação com os parâmetros foi baseada em estudos prévios (Referência). NA = não se aplica. ....28
- Tabela 2 – Informações dos dados de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) coletados utilizando armadilhas fotográficas (AFs). Unidade de conservação, número de registros obtidos, número de registros independentes, número de armadilhas fotográficas instaladas, número de armadilhas fotográficas que registraram tamanduás-bandeira e o número de ocasiões de amostragem para cada unidade de conservação. ....34
- Tabela 3 - Seleção de modelos utilizando o critério de QAICc para avaliar as variáveis que influenciaram a probabilidade de detecção individual ( $r$ ) e a abundância ( $\lambda$ ) de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em seis unidades de conservação do Brasil. Para o parâmetro  $\lambda$  são apresentados apenas os 15 modelos melhores ranqueados (total de 35 modelos). As variáveis usadas para modelar os parâmetros foram: local de instalação da armadilha (trilha); esforço amostral (esforco); precipitação média no período de amostragem (precip); distância até estrada não pavimentada (distestnpa), estrada pavimentada (distestpav), curso d'água (distagua) e formação florestal (distflor); porcentagem das classes formação florestal (porflor), formação campestre (porcamp) e pastagem (porpast) em um buffer de 500m ao redor do ponto amostral; índice de proximidade para as classes formação savânica (proxsa), formação florestal (proxfl) e formação campestre (proxca). ....38
- Tabela 4 – Estimativas de abundância média por ponto amostral de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) para cada unidade de conservação analisada. Estimativas de  $\lambda$  são baseadas no modelo melhor ranqueado pela seleção de modelos (Tabela 2). Valores entre parênteses representam o intervalo de confiança (IC-95%) das estimativas. PERP = Parque Estadual do Rio Preto; PNSV = Parque Nacional das Sempre Vivas; PESC = Parque Estadual da Serra do Cabral; PNGSV = Parque Nacional Grande Sertão Veredas; RPPN Porto Cajueiro = Reserva Particular do Patrimônio Natural de Porto Cajueiro; APA Cochá-Gibão = Área de proteção Ambiental do Cochá e Gibão. ....40

Tabela 5 - Resultados do processo de individualização dos registros de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) das seis unidades de conservação amostradas. UC = unidade de conservação; FD = flanco direito; FE = flanco esquerdo; APA Cochá-Gibão = Área de proteção Ambiental do Cochá e Gibão; RPPN Porto Cajueiro = Reserva Particular do Patrimônio Natural de Porto Cajueiro; PNSV = Parque Nacional das Sempre Vivas; PERP = Parque Estadual do Rio Preto; PNGSV = Parque Nacional Grande Sertão Veredas; PESC = Parque Estadual da Serra do Cabral. ....41

Tabela 6 – Seleção da função de detecção mais adequada para modelar o parâmetro  $g_0$  (probabilidade de se detectar um indivíduo de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em um ponto amostral no centro de sua área de vida) para as análises espacialmente explícitas de cada unidade de conservação, utilizando o critério AICc para pequenas amostras. Detecfn = função de detecção; N° par. = número de parâmetros do modelo; PERP = Parque Estadual do Rio Preto; PNSV = Parque Nacional das Sempre Vivas; PESC = Parque Estadual da Serra do Cabral; PNGSV = Parque Nacional Grande Sertão Veredas. ....41

Tabela 7 – Resultado da seleção de modelos espacialmente explícitos usados para estimar a densidade (D), a probabilidade de detectar um indivíduo em um ponto amostral localizada no centro de sua área de vida ( $g_0$ ) e a escala sigma de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em cada unidade de conservação. Detecfn = função de detecção utilizada (HN = ‘halfnormal’; EX = exponencial); N° par. = número de parâmetros do modelo. PERP = Parque Estadual do Rio Preto; PNSV = Parque Nacional das Sempre Vivas; PESC = Parque Estadual da Serra do Cabral; PNGSV = Parque Nacional Grande Sertão Veredas. ....42

Tabela 8 - Estimativa de densidade de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) por km<sup>2</sup> para cada área de estudo. Valores entre parênteses representam o intervalo de confiança (95%) das estimativas. N = abundância média de indivíduos que possuem centro de área de vida dentro do “state-space” especificado, obtido do modelo melhor classificado (Tabela 6) para cada unidade de conservação. ....43

## LISTA DE ABREVIATURAS

AICc – Critério de informação de Akaike para mostras pequenas

APA – Área de Proteção Ambiental

CR – Criticamente ameaçado de extinção

EN – Ameaçado de extinção

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

IUCN – União Internacional para a Conservação da Natureza

MapBiomass – Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MSVP – Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu

PERP – Parque Estadual do Rio Preto

PESC – Parque Estadual da Serra do Cabral

PNE – Parque Nacional das Emas

PNGSV – Parque Nacional Grande Sertão Veredas

PNSV – Parque Nacional das Sempre Vivas

QAICc – Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas e dados de contagem sobredispersos

RBSE – Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço

RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural

SECR – Análise de captura-recaptura espacialmente explícita

UC – Unidade de Conservação

UCs – Unidades de Conservação

VU – Vulnerável a extinção

## SUMÁRIO

<b>1 – INTRODUÇÃO</b> .....	16
<b>2 – MÉTODOS</b> .....	21
2.1 – ÁREAS DE ESTUDO.....	21
2.2 – COLETA DE DADOS A PARTIR DE ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS .....	25
2.3 – MODELANDO A ABUNDÂNCIA E A PROBABILIDADE DE DETECÇÃO DE TAMANDUÁS-BANDEIRA .....	28
2.3.1 - MODELOS N-MIXTURE.....	28
2.3.2 - MODELOS ESPACIALMENTE EXPLÍCITOS.....	32
2.4 – ANÁLISE DE DADOS.....	34
2.4.1 - MODELOS N-MIXTURE.....	34
2.4.2 – MODELOS ESPACIALMENTE EXPLÍCITOS .....	35
<b>3 – RESULTADOS</b> .....	38
MODELOS N-MIXTURE .....	38
MODELOS ESPACIALMENTE EXPLICITOS .....	40
<b>4 - DISCUSSÃO</b> .....	44
<b>5 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:</b> .....	50

## 1 – INTRODUÇÃO

Estimativas de abundância e densidade são, em muitos casos, a base ou o primeiro passo para um melhor entendimento de determinada população, sendo que a partir delas podemos responder questões ecológicas e gerar estratégias conservacionistas (WILLIAMS; NICHOLS; CONROY, 2002), como, por exemplo, o manejo de animais silvestres (TOMAS; MIRANDA, 2006; WILLIAMS; NICHOLS; CONROY, 2002). O manejo pode ter como objetivo o aumento, a redução, o monitoramento ou o uso econômico sustentável de determinada população (CAUGHLEY; SINCLAIR, 1994; VAZ-DOS-SANTOS; LÚCIA ROSSI-WONGTSCHOWSKI; LIMA DE FIGUEIREDO, 2007). Portanto, estimativas confiáveis de abundância e densidade são necessárias para a escolha de medidas efetivas e para mensurar a eficácia de um programa de manejo ao longo do tempo (WILLIAMS; NICHOLS; CONROY, 2002).

Estimativas populacionais são a base de três critérios chaves para classificar as espécies nos diferentes graus de ameaça de extinção pela IUCN (IUCN, 2012), critérios que são também adotados na formulação das listas de espécies ameaçadas no Brasil (ICMBIO/MMA, 2018). O tamanho populacional e sua variação, ao longo do tempo e de acordo com as ameaças, irão definir se a espécie se enquadra em uma das três categorias de ameaça, criticamente ameaçada (CR), ameaçada (EN) ou vulnerável (VU), ou em outras 5 categorias, incluindo dados insuficientes (DD) e extinto (EX) (IUCN, 2012). Segundo a IUCN (2021), 1323 espécies de mamíferos estão ameaçadas de extinção no mundo e 93 espécies no Brasil. Dentre estas espécies se encontra o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), classificado como vulnerável devido a uma perda estimada de pelo menos 30% de sua população nas últimas três décadas (MIRANDA, F.; BERTASSONI; ABBA, 2014; MIRANDA, F. R. *et al.*, 2018).

O tamanduá-bandeira é a única espécie representante do gênero *Myrmecophaga* (família Myrmecophagidae, ordem Pilosa), pesando até 39 kg e medindo cerca de 2 metros (GARDNER, 2007; NOWAK, RONALD M., 2018; NOWAK, RONALD M.; PARADISO, 1983). É um animal terrestre, que possui ampla distribuição no Neotrópico, ocorrendo desde Honduras até a região do Chaco Argentino (MIRANDA, F.; BERTASSONI; ABBA, 2014). No Brasil, a espécie era encontrada em todo o território, mas atualmente é possível que esteja extinta nos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (FATMA, 2011; MIRANDA, F.; BERTASSONI; ABBA, 2014).

A pelagem do tamanduá-bandeira é bem característica, possuindo uma mancha diagonal negra acompanhada de bordas brancas, podendo possuir manchas negras nas patas anteriores e no punho, além de ter uma cauda grande, composta de pelos espessos e longos (MÖCKLINGHOFF; SCHUCHMANN; MARQUES, 2018; NOWAK, RONALD M., 2018; NOWAK, RONALD M.; PARADISO, 1983). A dieta especializada em artrópodes sociais é a possível causa desta espécie possuir uma baixa taxa metabólica e baixa temperatura corporal, apesar do grande tamanho corporal (MCNAB, 1984; REDFORD, 1985).

Em geral, a espécie tem preferência por forragear em habitats abertos, como campos e savanas arbustivas (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MEDRI; MOURÃO, 2005; MOURÃO; MEDRI, 2007; ROJANO-BOLAÑO *et al.*, 2015). O padrão de forrageamento da espécie consiste em curtos períodos em cada ninho de inseto, visitando vários por dia (REDFORD, 1985). A espécie pode estar ativa tanto de dia, quanto a noite, e seu período de atividade é influenciado pela temperatura ambiental (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007; RODRIGUES *et al.*, 2008). Em dias mais frios a espécie apresenta um comportamento mais diurno, provavelmente para maximizar o calor obtido da radiação solar, evitando os horários mais frios. Já em dias mais quentes sua atividade ocorre no período noturno e utiliza habitats mais fechados para descanso (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006). Estudos prévios demonstraram que áreas florestais entremeadas com as áreas abertas possuem um papel muito importante para a espécie (DI BLANCO *et al.*, 2017; DI BLANCO; PÉREZ; DI BITETTI, 2015; MEDRI; MOURÃO, 2005; MOURÃO; MEDRI, 2007; TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020). Essas áreas florestais atuam como refúgio de temperaturas extremas, funcionando como um “tampão” da temperatura, não sofrendo variações drásticas ao longo do dia como ocorre, por exemplo, nos campos abertos (MOURÃO; MEDRI, 2007; ROSA, 2007). Portanto, habitats florestais podem ser também uma estrutura chave da paisagem para a permanência do tamanduá-bandeira em locais abertos (e.g., pastos) alterados pela ação humana (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; VYNNE *et al.*, 2011).

Os tamanduás-bandeira são solitários em vida livre, com exceção de fêmeas com filhotes e casais em período de acasalamento (NOWAK, R.M.; PARADISO, 1983; RODRIGUES *et al.*, 2008; SHAW, JAMES H.; MACHADO-NETO; CARTER, 1987). O período gestacional é de até 190 dias e a fêmea dá à luz a um filhote que carrega no dorso, por cerca de seis a nove meses. Este filhote fica com a mãe até ela engravidar novamente (BENIRSCHKE, 2008; GARDNER, 2007; MIRANDA, F. R. *et al.*, 2018; NOWAK, R.M.; PARADISO, 1983; SUPERINA; MIRANDA; ABBA, 2010). A combinação das características biológicas,

ecológicas e fisiológicas da espécie resulta em uma baixa taxa de crescimento populacional (MCNAB, 1984), sendo que as atuais ameaças antrópicas contribuem ainda mais para a vulnerabilidade das populações.

Estudos que avaliaram o uso de habitats por indivíduos da espécie mostraram que estes evitam áreas de pastagem com presença de gado (DI BLANCO; PÉREZ; DI BITETTI, 2015), assim como pastagens abandonadas (TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020). Outro elemento antrópico da paisagem que parece influenciar o uso do espaço pelo tamanduá-bandeira é a presença de estradas, mesmo não pavimentadas. Versiani e colaboradores (2021) encontraram uma associação positiva entre o uso do habitat por tamanduás e estradas não pavimentadas, sendo esta associação mais forte fora de áreas protegidas. Já Vynne e colaboradores (2011) encontraram uma relação positiva entre o uso do habitat por tamanduás e estradas não pavimentadas e pavimentadas, mas apenas em áreas com maior influência antrópica (áreas de agricultura). Essas ameaças intensificam a raridade da espécie, a qual já é considerada naturalmente rara (ARITA; ROBINSON; H. REDFORD, 1990; BRAGA, 2003), com exceção de algumas localidades na região central do Brasil, onde aparentemente ocorre em maior densidade, como no Parque Nacional das Emas e no Parque Nacional da Serra da Canastra (BRAGA, 2003; MIRANDA, G. H. B. DE, 2004). Entretanto, existem poucos trabalhos que estimaram a abundância e a densidade populacional de tamanduás-bandeira, sendo este tema uma das lacunas de conhecimento sobre a espécie (MIRANDA, F.; BERTASSONI; ABBA, 2014; MIRANDA, F. R. *et al.*, 2014, 2018).

Para espécies naturalmente raras, como é o caso do tamanduá-bandeira, amostragens a partir de métodos de observação direta podem requerer muito tempo e recursos para gerar estimativas confiáveis, se tornando inviáveis (TOMAS; MIRANDA, 2006). Uma alternativa que está sendo amplamente utilizada é o método de armadilhas fotográficas, muitas vezes tendo um melhor custo/benefício tanto monetária quanto logisticamente quando comparado com métodos de observação direta (O'CONNELL; NICHOLS; KARANTH, 2011a; TOMAS; MIRANDA, 2006). As armadilhas fotográficas estão sendo utilizadas pelos pesquisadores para alcançar uma ampla gama de objetivos, como a realização de inventário faunístico, estudos sobre predação de ninhos e estimativas de abundância populacional (O'CONNELL; NICHOLS; KARANTH, 2011b).

Para muitas das análises que utilizam os registros provenientes de armadilhas fotográficas para estimar a abundância ou densidade populacional, é necessária a individualização dos registros obtidos, sendo essencial que o animal tenha marcas naturais ou artificiais que permitam a

individualização (O'CONNELL; NICHOLS; KARANTH, 2011a; SILVER *et al.*, 2004; TOMAS; MIRANDA, 2006). O tamanduá-bandeira é uma das espécies que é possível individualizar a partir de suas marcas naturais, as quais tem características e combinações únicas para cada indivíduo (BERTASSONI; BIANCHI; DESBIEZ, 2021; MÖCKLINGHOFF; SCHUCHMANN; MARQUES, 2018). Um desses métodos é a análise de captura-recaptura espacialmente explícita (SECR, sigla em inglês). Esse método utiliza os históricos de captura de cada indivíduo identificado, levando em consideração a localização espacial dos pontos amostrais e dos indivíduos para estimar a densidade populacional (ROYLE *et al.*, 2013). Mas, apesar de ser possível realizar a individualização dos registros fotográficos da espécie, grande parte desses são descartados por não apresentarem um número suficiente de caracteres que permitam a classificação em nível de indivíduos (MÖCKLINGHOFF; SCHUCHMANN; MARQUES, 2018; REYES *et al.*, 2017). Uma alternativa a isso são os modelos N-mixture, os quais estimam a abundância a partir de dados de contagem replicados espacial e temporalmente, sem necessitar a individualização dos registros (ROYLE, 2004). Ambas as análises levam em consideração a detecção imperfeita, permitindo a modelagem da probabilidade de detecção a partir de variáveis de interesse (ROYLE, 2004; ROYLE *et al.*, 2013).

Este estudo foi realizado a partir de dados de armadilhas fotográficas instaladas em seis unidades de conservação (UCs) do Brasil, possuindo dois objetivos principais. O primeiro foi estimar a abundância de tamanduás-bandeira em uma escala mais refinada (i.e., ponto amostral) e avaliar os fatores que influenciaram esta abundância e a probabilidade de detecção individual nos pontos amostrais utilizando modelos N-mixture (ROYLE, 2004). Esperávamos que a abundância de tamanduás-bandeira nos pontos amostrais fosse influenciada por variáveis mensuradas tanto na escala das UCs, quanto na escala dos pontos amostrais. Especificamente, esperávamos que UCs com uma maior relação perímetro/área tivessem uma menor abundância média de tamanduás-bandeira nos pontos amostrais, devido a fatores decorrentes do efeito de borda (LACERDA; TOMAS; MARINHO-FILHO, 2009). Também esperávamos que UCs com um maior índice de proximidade para formações florestais, savânicas e campestres tivessem uma maior abundância média de tamanduás nos pontos amostrais devido ao menor isolamento. Essas classes foram escolhidas devido a trabalhos prévios que demonstram que a espécie utiliza todos esses habitats, sendo que a preferência pode variar de acordo com a região e com a temperatura (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; DI BLANCO; PÉREZ; DI BITETTI, 2015; RODRIGUES *et al.*, 2008; ROJANO-BOLAÑO *et al.*, 2015).

Já para as variáveis mensuradas no nível dos pontos amostrais, esperávamos uma influência tanto na abundância quanto na probabilidade de detecção individual de tamanduás-bandeira. Esperávamos uma relação negativa entre estes dois parâmetros e a distância para cursos d'água, fragmentos florestais e estradas não pavimentadas, já que estudos prévios demonstraram que a espécie tem preferência por habitats com cursos d'água (BERTASSONI *et al.*, 2017; EMMONS *et al.*, 2004), usa áreas florestais como refúgio térmico (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007; VYNNE *et al.*, 2011) e também estradas não pavimentadas para o deslocamento e forrageio (VERSIANI *et al.*, 2021). Por outro lado, esperávamos que a abundância e a detecção de tamanduás fossem menores em localidades próximas de estradas pavimentadas, devido ao maior volume de carros e menor qualidade do habitat no entorno dessas (FREITAS; JUSTINO; SETZ, 2014). Também esperávamos uma maior abundância e detecção de tamanduás-bandeira em localidades rodeadas predominantemente por habitats naturais quando comparado com habitats antrópicos (DI BLANCO; PÉREZ; DI BITETTI, 2015; TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020; VYNNE *et al.*, 2011).

Avaliamos também o efeito de algumas variáveis somente na probabilidade de detecção individual. Esperávamos que a detecção fosse influenciada pelo local de instalação das armadilhas fotográficas, sendo maior em pontos localizados em trilhas do que fora dela, devido à estudos que demonstraram uma maior detecção de indivíduos em trilhas (TROLLE; KÉRY, 2005). Além disso, esperávamos que a detecção fosse influenciada positivamente pelo esforço amostral, sendo maior em pontos com mais dias de amostragem (KAYS *et al.*, 2020). Esperávamos também que UCs com maior precipitação tivessem uma maior detecção de tamanduás-bandeira, pois uma maior precipitação estaria relacionada com temperaturas mais amenas e, portanto, uma maior atividade de indivíduos, aumentando a chance de detecção.

O segundo objetivo do estudo foi estimar a abundância e densidade de tamanduás-bandeira para cada UC usando modelos espacialmente explícitos (BORCHERS; EFFORD, 2008; ROYLE *et al.*, 2013), levando em consideração os fatores que poderiam influenciar a probabilidade de detecção dos indivíduos. Especificamente, esperávamos que a detecção de um indivíduo em uma armadilha fosse influenciada positivamente pelo local de instalação em trilha (TROLLE; KÉRY, 2005) e por um maior esforço amostral (KAYS *et al.*, 2020). Além disso, esperávamos que não haveria diferença entre a estimativa dos parâmetros do modelo entre dados de diferentes flancos (direito e esquerdo) dos animais, assim como previsto por Petersen e colaboradores (2019) e Greenspan e colaboradores (2020).

## 2 – MÉTODOS

### 2.1 – ÁREAS DE ESTUDO

O estudo foi realizado com dados de seis UCs: Parque Estadual do Rio Preto (PERP), Parque Estadual da Serra do Cabral (PESC), Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV), Parque Nacional Grande Sertão Veredas (PNGSV), Reserva Particular do Patrimônio Natural de Porto Cajueiro (RPPN Porto Cajueiro) e Área de Proteção Ambiental Estadual do Cochá e Gibão (APA Cochá-Gibão). Os registros da espécie *Myrmecophaga tridactyla* do PESC foram cedidos pelo laboratório de Ecologia e Conservação da UFMG. Os dados das demais UCs foram cedidos pelo Instituto Biotrópicos.

As UCs analisadas neste estudo fazem parte de dois mosaicos de unidades de conservação: o Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu (MSVP); e o Mosaico do Espinhaço: Alto Jequitinhonha – Serra do Cabral (Mosaico Jequitinhonha - Cabral) (Figura 1). Um mosaico é uma ferramenta de gestão integrada das UCs, que procura envolver e integrar os gestores e a população local para a gestão dessas áreas (RIBAS; GONTIJO, 2015; UNESCO, 2017).

O Parque Nacional Grande Sertão Veredas, a RPPN Porto Cajueiro e a APA Cochá-Gibão fazem parte do Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu (Figura 1A). O MSVP está localizado no extremo norte do estado de Minas Gerais, com uma pequena parte de sua extensão localizada nos estados da Bahia e Goiás (CAMPOS, 2018; FUNATURA, 2008). Esse mosaico é considerado uma área de extrema relevância biológica, ecológica, hidrológica e cultural (CAMPOS, 2018; FUNATURA, 2008). Originalmente, o MSVP possuía uma área aproximada de 1,8 milhões de hectares e era constituído por 15 unidades de conservação e outras categorias de áreas protegidas, como a Reserva Indígena dos Xacriabás (FUNATURA, 2008). Em 2018, o conselho consultivo do MSVP aprovou a inclusão de mais 10 UCs em sua área, expandindo para mais de 3 milhões de hectares (CAMPOS, 2018). O MSVP está localizado entre os biomas Caatinga e Cerrado, possuindo uma grande variedade de fitofisionomias (FERNANDES *et al.*, 2016; FUNATURA, 2008). No total, encontra-se no PNGSV onze fitofisionomias, incluindo formações florestais, savânicas e campestres (MMA, 2021). A vegetação da RPPN Porto Cajueiro se assemelha a do PNGSV, porém parte é secundária devido a retirada para a produção de carvão (TECNOMINAS, 2005; apud OLIVEIRA, 2018).

A RPPN Porto Cajueiro se localiza dentro da área da APA Cochá-Gibão. As APAs são unidades de conservação de uso sustentável e, por isso, é permitido um certo grau de ocupação humana

além do desenvolvimento de atividades econômicas e uso dos recursos naturais de forma sustentável (BETHONICO, 2009). Essa APA foi criada com o objetivo de proteger ecossistemas locais típicos do Cerrado, além de abrigar as nascentes do rio Cochá e do rio Gibão, afluentes do Rio Carinhanha e possui uma baixa densidade demográfica (FERREIRA, 2019; IEF, 2013). O Clima das UCs amostradas se caracteriza por duas estações bem definidas, sendo uma estação seca de abril até outubro e uma chuvosa de novembro a março (FUNATURA; IBAMA, 2003). A temperatura média é de 23°C, com uma precipitação média anual de 1400 mm (FUNATURA; IBAMA, 2003; MMA, 2021).

O Parque Estadual do Rio Preto, o Parque Nacional das Sempre-Vivas e o Parque Estadual da Serra do Cabral são três das 19 unidades de conservação presentes na área do Mosaico Jequitinhonha – Cabral (Figura 1B) (RIBAS; GONTIJO, 2015). Esse mosaico foi reconhecido em 2010 pela portaria MMA nº 444 (MMA, 2010) e se localiza na porção mineira da Cadeia do Espinhaço. Essa Cadeia se estende do estado de Minas Gerais ao da Bahia, tendo mais de 1200 km de extensão e dependendo do local, atinge uma altitude de mais de 2200 metros (AZEVEDO *et al.*, 2009; FERNANDES *et al.*, 2016). Essa região possui grande relevância biológica (AZEVEDO *et al.*, 2009), e nela se encontram cerca de 50% de todas as espécies do bioma Cerrado (FERNANDES *et al.*, 2016).

Em 2005, parte da Cadeia do Espinhaço localizada em Minas Gerais recebeu, pela UNESCO, o título de Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço (RBSE), devido sua grande relevância biológica, ecológica e hidrológica, contendo partes de importantes bacias hidrográficas brasileiras: as bacias do Rio São Francisco, Rio Doce e Rio Jequitinhonha (AZEVEDO *et al.*, 2009; PEREIRA, E. O.; GONTIJO; ABREU, 2015; SCALCO; GONTIJO, 2017; UNESCO, 2020). O Brasil possui ao todo sete Reservas da Biosfera e essas têm como objetivo conciliar o desenvolvimento sustentável com a conservação e desenvolver o conhecimento tradicional e científico (UNESCO, 2017, [S.d.]). Em 2019, a RBSE teve sua extensão ampliada até a divisa do estado de Minas Gerais com o da Bahia, com sua área aumentando de cerca de 3,2 para 10,2 milhões de hectares (ANDRADE *et al.*, 2018; LEI.A, 2019). O Mosaico Jequitinhonha - Cabral foi o primeiro a ser instituído na RBSE, e localiza-se na porção central da reserva (ANDRADE *et al.*, 2018; UNESCO, 2017).

O clima do PERP, PNSV e PESC é caracterizado por uma estação seca de junho a agosto, com um período de transição seca-chuvosa de setembro a outubro, uma estação chuvosa de novembro a março, e período de transição chuvosa-seca de abril a maio (GOMES; MEYER;

PESSENDA, 2017; IEF, 2004; MMA/ICMBIO, 2016; SEMAD/IEF, 2013). Em relação a precipitação, o PERP possui uma precipitação média de 223,19 mm na estação chuvosa e de 8,25 mm na seca (IEF, 2004). Enquanto o PNSV possui uma precipitação média de 112,64 mm e a disponibilidade de água é limitada durante a estação seca devido o PNSV possuir vários cursos d'água intermitentes (MMA/ICMBIO, 2016). Já no PESC a precipitação média anual é superior a 750 mm e a temperatura média anual é de 22°C, com apenas 5°C de amplitude térmica anual (SEMAD/IEF, 2013). No PERP e no PNSV as temperaturas médias mensais também possuem pouca variação, indo de aproximadamente 16°C nos meses mais frios a 21°C nos meses mais quentes (IEF, 2004; MMA/ICMBIO, 2016). A vegetação dessas UCs é característica do bioma Cerrado, com predominância das fitofisionomias campestres (campo sujo, campo limpo e campo rupestre) e as arbustivas (cerrado sentido estrito) (IEF, 2004; MMA/ICMBIO, 2016; SEMAD/IEF, 2013). Outras fitofisionomias que ocorrem na região são o cerradão, as matas ciliares, as veredas e os campos úmidos. Juntas, essas unidades abrigam centenas de nascentes que abastecem as bacias do Rio Jequitinhonha e do rio São Francisco (IEF, 2004; MMA/ICMBIO, 2016; SEMAD/IEF, 2013). Os incêndios de origem humanas são uma ameaça comum a todas as unidades, assim como usos conflitantes no limite da UC, como a criação de gado e diferentes tipos de monocultivos (IEF, 2020; MMA/ICMBIO, 2016; SEMAD/IEF, 2013).

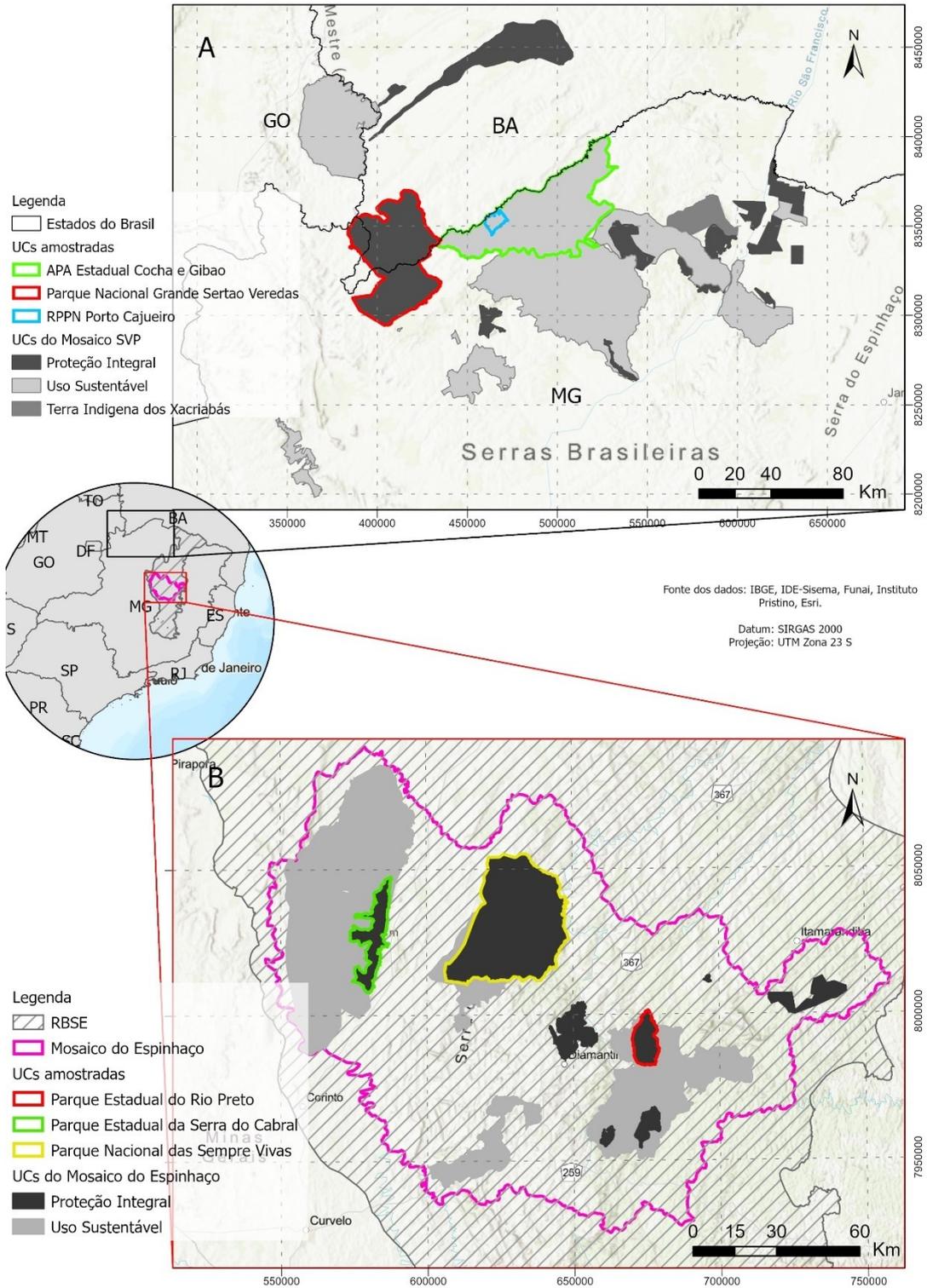
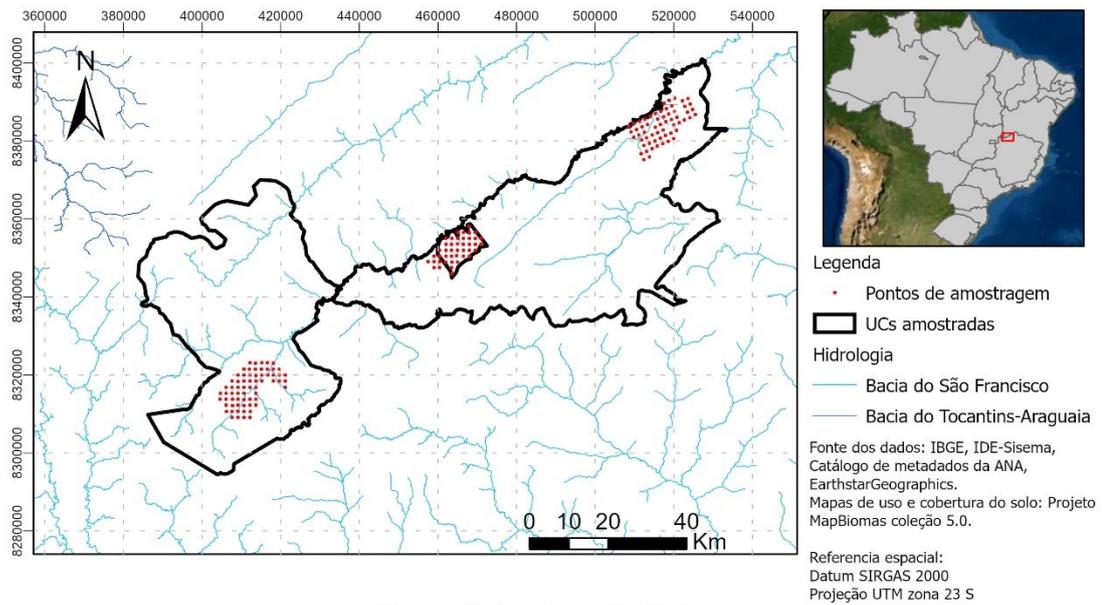


Figura 1 - Localização das unidades de conservação (UC) amostradas para estimar a abundância e densidade populacional de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*). (A) Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu (MSVP); (B) Mosaico do Espinhaço: Alto Jequitinhonha – Serra do Cabral. APA = Área de Proteção Ambiental; RPPN = Reserva Particular do Patrimônio Natural; RBSE = Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço.

## 2.2 – COLETA DE DADOS A PARTIR DE ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS

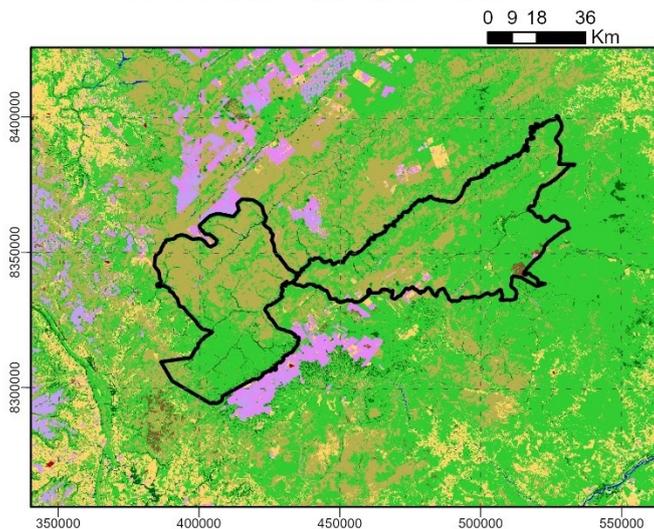
A coleta de dados nas UCs ocorreu em 2013 no PERP, 2014 no PNSV, 2015 na RPPN Porto Cajueiro, 2017 no PNGSV e na APA Cochá-Gibão e em 2020 no PESC. A coleta ocorreu exclusivamente na estação seca no PNGSV, RPPN Porto Cajueiro e na APA Cochá Gibão, predominantemente na estação seca no PERP e PNSV, com parte em período de transição entre estação seca e chuvosa, e metade em cada estação no PESC. Para a coleta de dados em todas as unidades, exceto no PESC, foi gerado um grid quadriculado com 1500 metros de lado em um programa de geoprocessamento, o qual foi sobreposto às áreas de amostragem e seus vértices foram selecionados como os pontos de instalação das armadilhas. Em campo, as armadilhas fotográficas foram instaladas em locais mais adequados para registrar mamíferos de médio e grande porte, dentro de um raio de 150 metros do ponto previamente estabelecido no PERP e no PNSV, e de um raio de 50 metros no PNGSV, na RPPN Porto Cajueiro e na APA Cochá-Gibão. Devido a inacessibilidade de algumas áreas, algumas armadilhas fotográficas foram instaladas fora do raio pré-estabelecido, mas não ultrapassando 250 metros. Foi instalada uma única armadilha fotográfica por ponto amostral. No PERP, três armadilhas foram instaladas na RPPN Raiz localizada na fronteira noroeste do PERP. No total, foram instaladas 65 armadilhas fotográficas no PNGSV, 60 na APA Cochá-Gibão, 55 no PNSV, 51 no PERP e 43 na RPPN Porto Cajueiro. Devido a falhas nos equipamentos, a amostragem total foi composta por 63, 56, 47, 43 e 37 pontos no PNGSV, APA Cochá-Gibão (Figura 2), PNSV, PERP (Figura 3), e RPPN Porto Cajueiro (Figura 2), respectivamente. O esforço amostral final foi de 3763, 2771, 1899, 2790 e 2020 armadilhas/dias no PNGSV, APA Cochá-Gibão, PNSV, PERP, e RPPN Porto Cajueiro, respectivamente.

Para a seleção dos pontos de instalação das armadilhas fotográficas no PESC, foram aleatorizados 20 pontos, com uma distância mínima de 2 km no *software* ArcGis. Em cada ponto foi instalada uma armadilha fotográfica. Das 20 armadilhas instaladas, uma foi roubada, uma teve seu cartão de memória oxidado e uma operou por apenas 8 dias e por isso foram excluídas das análises (Figura 3). O período de coleta foi de fevereiro a junho de 2020, com um esforço amostral de 1542 armadilhas/dias.

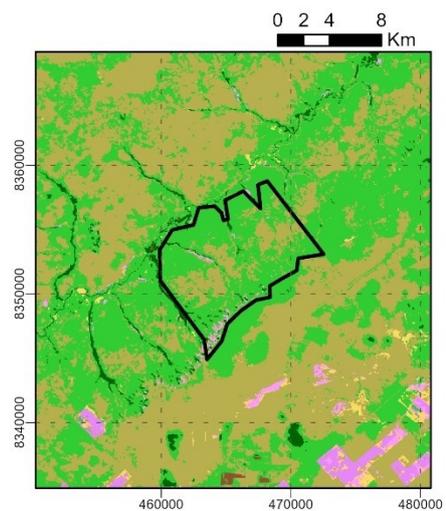


Uso e Cobertura do Solo

PNGSV e APA Cochá-Gibão - 2017



RPPN Porto Cajueiro - 2015



Classe de Uso e Cobertura do Solo

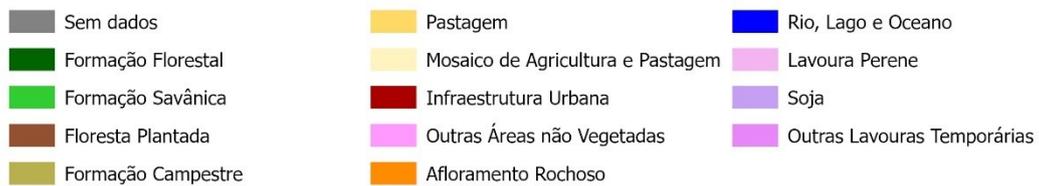
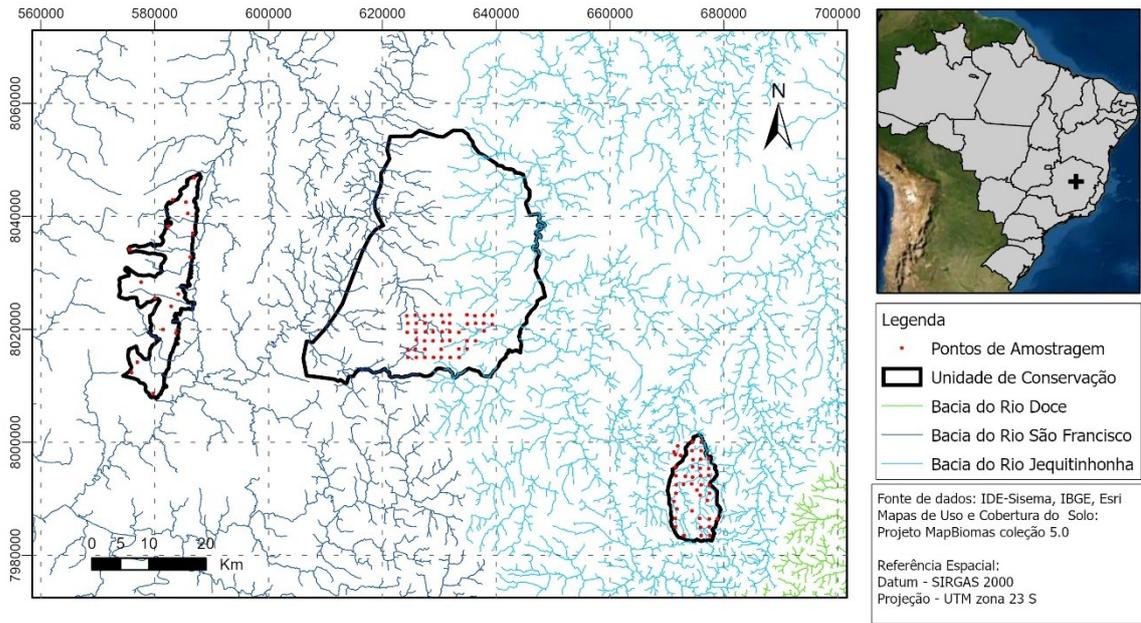


Figura 2 - Localização dos pontos de instalação de armadilhas fotográficas para estimar a abundância e a densidade populacional de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) nas unidades de conservação (UCs) do Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu e mapas de uso e cobertura do solo no período da amostragem em cada unidade de conservação obtidos do projeto MapBiomas coleção 5.0. PNGSV = Parque Nacional Grande Sertão Veredas; APA = Área de Proteção Ambiental; RPPN = Reserva Particular do Patrimônio Natural.



Uso e Cobertura do Solo

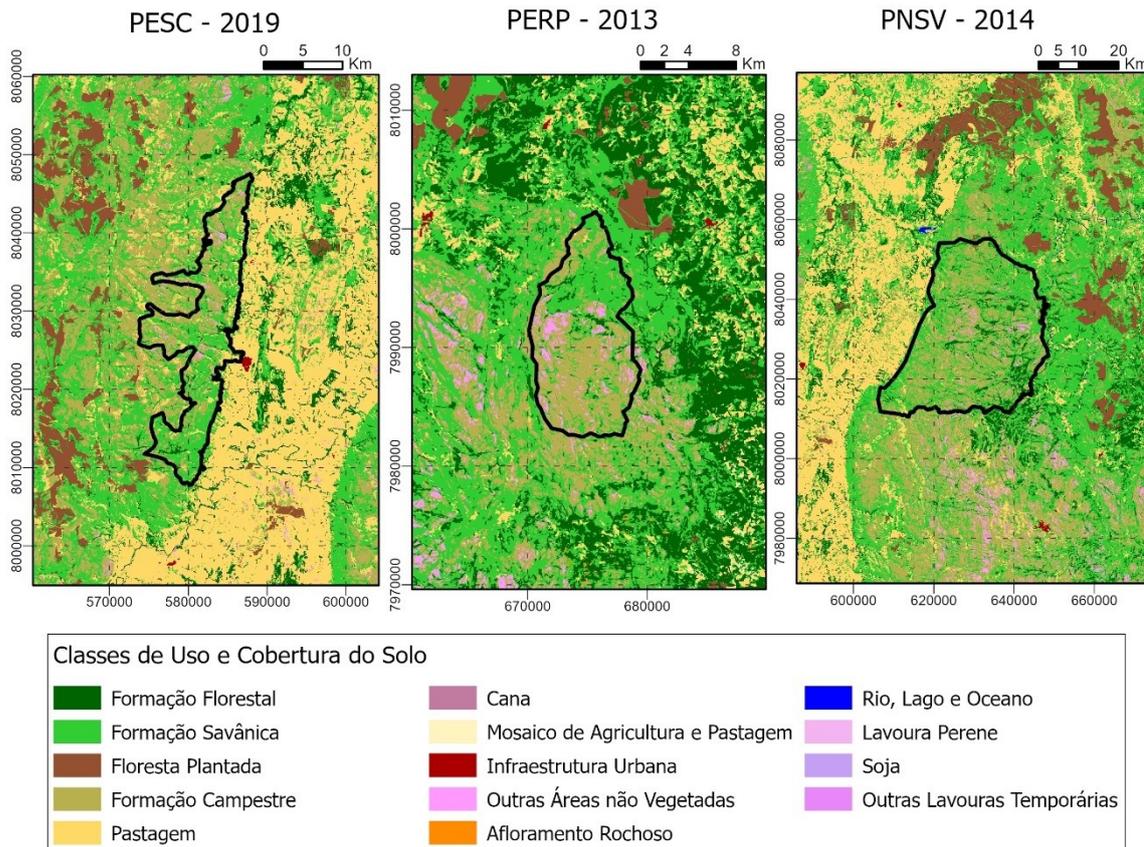


Figura 3 - Localização dos pontos de instalação de armadilhas fotográficas para estimar a abundância e a densidade populacional de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) nas unidades de conservação (UCs) do Mosaico do Espinhaço: Alto Jequitinhonha – Serra do Cabral e mapas do uso e cobertura do solo no período da amostragem em cada unidade de conservação obtidos do projeto MapBiomas coleção 5.0. PESC = Parque Estadual da Serra do Cabral; PERP = Parque Estadual do Rio Preto; PNSV = Parque Nacional das Sempre Vivas. Apesar da coleta de dados ter ocorrido em 2020 no PESC, o mapa mais recente do projeto é do ano de 2019, e por isso foi utilizado nas análises.

## 2.3 – MODELANDO A ABUNDÂNCIA E A PROBABILIDADE DE DETECÇÃO DE TAMANDUÁS-BANDEIRA

### 2.3.1 - MODELOS N-MIXTURE

Os modelos N-mixture são utilizados para estimar a abundância de indivíduos de uma espécie de interesse em cada ponto (ou unidade) amostral, considerando que a detecção dos indivíduos é imperfeita (ROYLE, 2004). Especificamente, esses modelos permitem avaliar a influência de variáveis preditoras sobre a variação espacial da abundância e da probabilidade de detecção da espécie estudada (ROYLE, 2004). Os modelos N-mixture estimam dois parâmetros:  $r$ , que é a probabilidade de detectar um indivíduo no ponto amostral e  $\lambda$ , que é a abundância de indivíduos no ponto amostral (ROYLE, 2004). Esses modelos são um tipo de modelo de ocupação onde as contagens são referentes ao número de animais observados em cada ocasião de amostragem de cada ponto, mas não ao número real de animais individualizados (i.e., indivíduos) existentes em cada ponto amostral. Para o cálculo da abundância estes modelos assumem que existem  $N$  animais no ponto amostral e que a probabilidade de observar um ou mais animais no ponto, condicionado que o ponto está ocupado por um ou mais animais da espécie de interesse, é  $p = 1 - (1-r)^N$ . A distribuição espacial de  $N$  ao longo dos pontos amostrais segue uma distribuição de Poisson com média  $\lambda$  (ROYLE, 2004).

Para avaliar se a abundância de tamanduás-bandeira na escala da UC seria influenciada negativamente por um maior valor da relação perímetro-área utilizamos o índice de forma (Tabela 1). Esse índice é uma variável referente à complexidade da forma de um fragmento, a qual pode influenciar diversos processos ecológicos, como por exemplo, o efeito de borda (LAGRO, 1991; MARTINS *et al.*, 2018). O índice de forma é baseado na relação perímetro – área e seu cálculo corrige o problema de dependência do tamanho do fragmento (falha associada a métrica mais básica, proporção perímetro-área) ao comparar sua forma com um formato quadrado padrão (MCGARIGAL, 2015). Esse índice foi calculado para cada UC, utilizando o programa FRAGSTATS versão 4.2 (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012).

Tabela 1 – Nome da variável preditora (abreviação utilizada na construção dos modelos), seu significado, valor médio (valor mínimo – valor máximo), e relação esperada ao modelar a abundância ( $\lambda$ ) e a detecção individual ( $r$ ) de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em seis unidades de conservação do Brasil. A escolha das variáveis e sua relação com os parâmetros foi baseada em estudos prévios (Referência). NA = não se aplica.

Variável	Significado	Valor	Relação esperada	Referência
			$r$ $\lambda$	

Índice de forma (shape)	Um tipo de relação perímetro/área que indica a complexidade da forma de cada UC	1,93 (1,46 – 3,18)	NA	-	Lacerda <i>et al.</i> (2009)
Distância até curso d'água (distagua)	Distância euclidiana em metros de cada ponto amostral até um curso d'água mais próximo (com ordem superior ou igual a 2)	1.051 m (0,7 – 4.250 m)	-	-	Emmons <i>et al.</i> (2004)
Distância até fragmento florestal (distflor)	Distância euclidiana em metros de cada ponto amostral até um fragmento florestal mais próximo	630,4 m (0 – 3.013 m)	-	-	Di Blanco <i>et al.</i> (2017); Medri e Mourão (2005); Vynne <i>et al.</i> (2011)
Distância até estrada não pavimentada (distestnpa)	Distância euclidiana em metros de cada ponto amostral até uma estrada não pavimentada mais próxima	1.879 m (0,8 – 8.879 m)	-	-	Versiani <i>et al.</i> (2021)
Distância até estrada pavimentada (distestpav)	Distância euclidiana em metros de cada ponto amostral até uma estrada pavimentada mais próxima	19.907 m (1.280 – 49.200 m)	+	+	Freitas <i>et al.</i> (2014)
Índice de proximidade formação florestal (proxfl)	Métrica da paisagem que representa o índice de proximidade para a classe formação florestal considerando o entorno de cada UC; quanto maior o valor, menor o isolamento	101 (13,34 – 266,75)	NA	+	Camilo-Alves e Mourão, (2006); Vynne <i>et al.</i> (2011)
Índice de proximidade formação savânica (proxsa)	Métrica da paisagem que representa o índice de proximidade para a classe formação savânica considerando o entorno de cada UC; quanto maior o valor, menor o isolamento	174.158,6 (28.441,51 – 386.656,5)	NA	+	Camilo-Alves e Mourão, (2006); Medri e Mourão (2005); Rojano-Bolaño <i>et al.</i> (2015)
Índice de proximidade formação campestre (proxca)	Métrica da paisagem que representa o índice de proximidade para a classe formação campestre considerando o entorno de cada UC; quanto maior o valor, menor o isolamento	16.647 (714,47 – 58.350,36)	NA	+	Camilo-Alves e Mourão, (2006); Medri e Mourão (2005); Rojano-Bolaño <i>et al.</i> (2015)
Porcentagem de formação florestal (porflor)	Porcentagem da classe formação florestal presente em um buffer de 500 m ao redor de cada ponto amostral	3,7% (0 – 50,45%)	+	+	Camilo-Alves e Mourão, (2006); Vynne <i>et al.</i> (2011)

Porcentagem de formação savânica (porsav)	Porcentagem da classe formação savânica presente em um buffer de 500 m ao redor de cada ponto amostral	62% (0,5 – 100%)	+	+	Camilo-Alves e Mourão, (2006); Medri e Mourão (2005); Rojano-Bolaño <i>et al.</i> (2015)
Porcentagem de formação campestres (porcamp)	Porcentagem da classe formação campestre presente em um buffer de 500 m ao redor de cada ponto amostral	31% (0 – 96,30%)	+	+	Camilo-Alves e Mourão, (2006); Medri e Mourão (2005); Rojano-Bolaño <i>et al.</i> (2015)
Porcentagem de pastagem (porpast)	Porcentagem da classe pastagem presente em um buffer de 500 m ao redor de cada ponto amostral	1,3% (0 – 39,07%)	-	-	Di Blanco <i>et al.</i> (2015); Teixeira-Santos <i>et al.</i> (2020)
Trilha	Local de instalação da armadilha fotográfico, em (1) ou fora (0) de trilha aberta por humanos	0 ou 1	+	NA	Trolle e Kéry (2005)
Esforço	Número total de dias em que cada armadilha operou em cada ponto amostral	56 dias (10 – 113 dias)	+	NA	Kays <i>et al.</i> (2020)
Precipitação (precip)	Precipitação média durante o período de amostragem em cada UC	9,2 mm (0,2 – 54,22) mm	+	NA	Di blanco <i>et al.</i> (2017)

Para avaliar a influência do isolamento das UCs na abundância de tamanduás-bandeira, a conectividade de cada UC foi medida utilizando o índice de proximidade (Tabela 1), o qual quantifica o tamanho e a distância de todos os fragmentos da mesma classe ao redor do fragmento de interesse, dentro de uma determinada distância de busca (GUSTAFSON; PARKER, 1994; MCGARIGAL, 2015). Quanto maior o valor, menor o isolamento do fragmento. A distância de busca deve refletir a capacidade de dispersão da espécie foco (BENDER; TISCHENDORF; FAHRIG, 2003). Para o tamanduá-bandeira, calculamos o valor de sua capacidade de dispersão ( $\sigma^2$ ) de acordo com Pinto e colaboradores (2018). O cálculo pode ser dividido em dois passos principais. Primeiro, calculamos a mediana da distância de dispersão ( $\sigma_m$ ) do tamanduá-bandeira utilizando a seguinte equação de Bowman e colaboradores (2002):  $\sigma_m = 7 * \sqrt{HR}$ , onde HR é o valor médio de área de vida, calculado a partir dos trabalhos compilados no artigo de revisão sobre o uso do espaço pela espécie realizado por Bertassoni e Ribeiro (2019). A área de vida média considerada para os cálculos foi de 12,9 km<sup>2</sup> (maior média de área de vida referente ao método de Kernel, a partir de dados de rádio telemetria). A partir do cálculo da mediana da distância de dispersão, estimamos a

capacidade de dispersão ( $\sigma^2$ ) da espécie utilizando a seguinte equação de Pereira e Daily (2006):  $\sigma^2 = (\sigma_m / 1,18)^2 * \mu$ , onde  $\mu$  é uma constante de mortalidade e corresponde ao inverso da expectativa de vida da espécie de interesse. O valor de  $\mu$  utilizado nesse trabalho foi de 0,04, que equivale à uma expectativa de vida de cerca de 25 anos (NOWAK, RONALD M.; PARADISO, 1983; PINTO *et al.*, 2018). O valor da capacidade de dispersão do tamanduá-bandeira obtido foi de 18,17 km. Utilizamos os mapas de uso e cobertura do solo do Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MapBiomias) coleção 5.0 (MAPBIOMAS, 2021; SOUZA *et al.*, 2020) como base para as análises, as quais foram realizadas no programa FRAGSTATS 4.2. Para o tamanduá-bandeira, calculamos o índice de proximidade para três classes de cobertura do solo: formação florestal, formação savânica e formação campestre.

Para avaliar se as variáveis da paisagem na escala de cada ponto amostral influenciariam a abundância e a probabilidade de detecção individual de tamanduás-bandeira, usamos a classe de uso e cobertura do solo de cada UC amostrada obtida a partir do Projeto MapBiomias coleção 5.0 (MAPBIOMAS, 2021; SOUZA *et al.*, 2020). Para cada UC utilizamos o mapa correspondente ao seu ano de amostragem, com exceção do Parque Estadual da Serra do Cabral, para o qual foi utilizado o mapa de 2019, o mais recente disponível. Os mapas do projeto MapBiomias possuem uma resolução espacial de 30 m e cerca de 21 classes de uso e cobertura do solo, naturais e antrópicas, pertencentes a 6 níveis principais: Floresta, Formação natural não florestal, Agropecuária, Área não vegetada, Corpos d'água e Não observado (MAPBIOMAS, 2019; SOUZA *et al.*, 2020). Para o nosso caso, calculamos a porcentagem das classes de formação florestal, formação savânica, formação campestre e pastagem em um buffer de 500 m ao redor de cada ponto amostral usando o programa ArcGis Pro versão 2.7 (ESRI INC., 2020).

Para avaliar se a distância entre o ponto amostral e alguns componentes da paisagem influenciaria a abundância e a detecção individual de tamanduás-bandeira, utilizamos o programa ArcGis Pro versão 2.7 e mensuramos a partir da ferramenta “*generate near table*”, a distância euclidiana para as seguintes variáveis mais próximas do ponto: fragmento florestal, curso d'água, estradas não pavimentadas e estradas pavimentadas. A camada de fragmentos florestais foi obtida dos mapas do projeto MapBiomias. Os cursos d'água foram obtidos da Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-Sisema) do estado de Minas Gerais (SISEMA, 2019). Como as amostragens foram realizadas majoritariamente na estação seca e existem cursos d'água intermitentes nas regiões

de estudo, foram selecionados os cursos d'água com ordem igual ou superior a 2, os quais possuem maior probabilidade de serem permanentes (FERREIRA, 2019). A camada de estradas pavimentadas e não pavimentadas foi obtida do IDE-SISEMA, do projeto MapBiomias (MAPBIOMAS, 2018) e do georreferenciamento de informações contidas nos mapas dos planos de manejo das UCs (IEF, 2020; MMA/ICMBIO, 2016; SEMAD/IEF, 2013). Estradas que possuíam seu traçado incompleto foram completadas manualmente no programa ArcGis Pro, a partir de um mapa base da Esri (ESRI, 2021).

Para avaliar se o local de instalação das armadilhas fotográficas influenciaria a probabilidade de detecção dos tamanduás, categorizamos o local de instalação da armadilha em trilhas abertas por humanos (1) ou fora de trilhas (0). Também mensuramos o número de dias que cada câmera operou em cada ponto amostral (esforço amostral) para modelar a detecção. Já para avaliar se a precipitação influenciaria a detecção, mensuramos a precipitação média durante o período de amostragem de cada UC. O valor de precipitação média durante cada período de amostragem para o PERP, PNSV e PESC foram obtidos a partir dos dados de precipitação registrados na estação Diamantina (A537) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2021), dos anos de 2013, 2014 e 2020, respectivamente. Essa é a estação que se localiza mais próxima das áreas de estudo. Já para o PNGSV e para a RPPN Porto Cajueiro utilizamos os dados do ano de 2017 e 2015, respectivamente, da estação Chapada Gaúcha (A548). Para a APA Cochá-Gibão, utilizamos os dados da estação Montalvânia (A526) do ano de 2017.

Para avaliar se as variáveis utilizadas estariam altamente correlacionadas ( $|r| \geq \pm 0.70$ ) entre si, utilizamos um teste de correlação de Pearson que indicou forte correlação entre as variáveis porcentagem de savana e porcentagem de formação campestre que circunda os pontos amostrais. Optamos por manter a variável porcamp devido a diversos estudos que demonstram a preferência da espécie por essa classe para forrageamento (MEDRI; MOURÃO, 2005; ROJANO-BOLAÑO *et al.*, 2015; SHAW, JAMES H.; MACHADO-NETO; CARTER, 1987; VYNNE *et al.*, 2011).

### 2.3.2 - MODELOS ESPACIALMENTE EXPLÍCITOS

Um problema das análises tradicionais de captura-recaptura é que elas não consideram o componente espacial, tanto do processo de amostragem, quanto de processos ecológicos que geram os dados de captura-recaptura (BORCHERS; EFFORD, 2008; ROYLE *et al.*, 2013). Os indivíduos estão distribuídos espacialmente na paisagem, assim como os pontos amostrais, desse modo, indivíduos que possuem área de vida próximo a determinado ponto terão maior

probabilidade de serem detectados do que um indivíduo com centro de atividade distante do ponto amostral (BORCHERS; EFFORD, 2008; EFFORD, MURRAY, 2020).

O método de captura-recaptura espacialmente explícito (SECR, sigla em inglês) é composto por dois modelos que suprem essa deficiência dos métodos tradicionais (EFFORD, MURRAY, 2020). Um modelo descreve a distribuição espacial das áreas de vida dos indivíduos e o outro relaciona a probabilidade de detecção à distância entre o centro da área de vida de um animal e a localização da armadilha. O SECR estima três parâmetros:  $g_0$ , que é a probabilidade de detecção de um indivíduo em um ponto amostral localizado no centro da sua área de vida;  $\sigma$  (sigma), que é um parâmetro de escala, que descreve o declínio da probabilidade de detecção de acordo com a distância do centro da área de vida; e  $D$ , que é a densidade de indivíduos (BORCHERS; EFFORD, 2008; ROYLE *et al.*, 2013).

Outro problema relacionado às estimativas de densidade obtidas com os métodos tradicionais de captura-recaptura, é o tamanho da área efetivamente amostrada (AEA) utilizada posteriormente para o cálculo da estimativa. Essa área é obtida a partir do acréscimo de um buffer com tamanho de raio  $X$  à área coberta pelas armadilhas. Os métodos utilizados para obter o valor de  $X$  são *ad hoc* e variados, não havendo um consenso, tornando as estimativas de densidade menos confiáveis (BORCHERS; EFFORD, 2008; ROYLE *et al.*, 2013). O método espacialmente explícito resolve esse problema ao ligar diretamente o modelo de processo Poisson (modelo que descreve a distribuição dos indivíduos no espaço), à área em que esse processo acontece, chamado de “state space” (ROYLE *et al.*, 2013). O “state-space” utilizado para as análises consiste no acréscimo de um buffer à área amostrada pelas armadilhas, o qual é calculado a partir do parâmetro espacial da detecção,  $\sigma$ , e seu tamanho deve ser grande o suficiente para incluir a área de vida de todos os indivíduos possíveis de serem amostrados para diminuir o viés nas estimativas (ROYLE *et al.*, 2013).

Utilizamos as variáveis trilha, esforço e sessão para modelar o parâmetro de detecção  $g_0$ . A variável trilha consiste de duas categorias referentes ao local de instalação das armadilhas (1) em trilhas abertas por humanos ou (0) fora de trilhas. O esforço amostral corresponde ao número de dias que cada armadilha fotográfica operou. A variável sessão (session), possui duas categorias, direito e esquerdo, as quais se referem a indivíduos identificados a partir de registros que apresentam imagem do flanco direito, e esquerdo do animal, respectivamente. Além da detecção, essa variável foi utilizada para modelar os parâmetros  $\sigma$  e  $D$ .

## 2.4 – ANÁLISE DE DADOS

### 2.4.1 - MODELOS N-MIXTURE

Combinamos as detecções de tamanduás-bandeira por armadilhas fotográficas em ocasiões de 10 dias para compor os históricos de captura para cada ponto amostral de cada UC, com o objetivo de melhorar as estimativas aumentando a probabilidade de detecção (menor número de zeros no histórico de captura), como sugerido em estudos com mamíferos de grande porte (FOSTER; HARMSEN, 2012). Foram 11 ocasiões no PERP e PESC (Tabela 2), 7 ocasiões no PNGSV, 6 ocasiões na RPPN Porto Cajueiro e 5 ocasiões no PNSV e na APA Cochá-Gibão. Para construir os históricos, contamos o número de detecções de tamanduás-bandeira em cada ocasião de cada ponto amostral, sendo considerados apenas os registros de tamanduás-bandeira com mais de 1 hora de diferença entre si (LINKIE; RIDOUT, 2011). Armadilhas fotográficas que funcionaram por menos de uma ocasião foram excluídas das análises.

Tabela 2 – Informações dos dados de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) coletados utilizando armadilhas fotográficas (AFs). Unidade de conservação, número de registros obtidos, número de registros independentes, número de armadilhas fotográficas instaladas, número de armadilhas fotográficas que registraram tamanduás-bandeira e o número de ocasiões de amostragem para cada unidade de conservação.

Unidade de conservação	Nº de registros de tamanduá-bandeira	Nº de registros independentes	Nº de AFs instaladas	Nº de AFs em que a espécie foi detectada	Nº de ocasiões de amostragem
APA Cochá-Gibão	12	7	56	3	5
RPPN Porto Cajueiro	13	10	37	7	6
PNSV	48	34	47	20	5
PESC	72	50	17	13	11
PERP	64	58	43	22	11
PNGSV	143	81	63	36	7

Primeiramente, analisamos se violaríamos a premissa de população fechada dos modelos N-mixture (ROYLE, 2004), ou seja, se ocorreu mortes, nascimentos, migração ou emigração de indivíduos durante o período de amostragem (ROYLE, 2004; SEBER, 1986). Para avaliar se a premissa foi atendida, utilizamos o modelo POPAN disponível no programa MARK (WHITE; BURNHAM, 1999). O modelo POPAN permitiu estimar a probabilidade de sobrevivência ( $\phi$ ) e a probabilidade de ter ocorrido entrada de indivíduos ( $pent$ ) na população durante a amostragem, caracterizando uma população aberta (SCHWARZ; ARNASON, 1996). Avaliamos se a população foi fechada ou não, comparando os valores de Critério de Informação de Akaike ajustados para amostras pequenas (AICc; BURNHAM; ANDERSON, 2002) de um

modelo onde não houve mortalidade e nem entrada de indivíduos na população ( $\phi$  e  $\rho$  fixados em 1 e 0, respectivamente; população fechada), com um modelo onde estes parâmetros não foram fixados (população aberta). Os resultados indicaram que a população de tamanduás-bandeira foi fechada durante o período de amostragem ( $\Delta AICc$  do modelo de população aberta = 7,68).

Outra premissa do modelo é a independência dos registros de tamanduás ao longo dos pontos, a qual foi testada utilizando a estatística de qui-quadrado de Pearson para avaliar uma sobredispersão dos dados ( $\hat{c} > 1$ ). O teste foi realizado no programa R 4.0.3 utilizando o pacote “*AICcmodavg*” (MAZEROLLE, 2020), o qual possui uma função específica para testar por sobredispersão em modelos N-mixture. A partir de um modelo N-mixture com uma variável influenciando  $r$  e  $\lambda$ , o teste indicou alguma sobredispersão dos dados ( $\hat{c} = 1,4265$ ;  $p < 0.001$ ). Portanto, ajustamos o valor de  $\hat{c}$  para as análises subsequentes no programa MARK e adotamos o Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas e dados de contagem sobredispersos (QAICc; BURNHAM; ANDERSON, 2002).

A estratégia de modelagem utilizada no programa MARK foi a passo-a-passo ou “stepdown” (LEBRETON *et al.*, 1992), na qual é modelado primeiro um parâmetro e as estruturas de modelos melhor ranqueadas para este parâmetro são utilizadas para modelar o próximo parâmetro. Primeiro modelamos o parâmetro de probabilidade de detecção individual,  $r$ , avaliando a influência de cada variável de interesse em modelos univariados, e mantendo a estrutura nula (i.e., somente o intercepto) para o parâmetro abundância ( $\lambda$ ) (MORIN *et al.*, 2020). As variáveis que mais influenciaram  $r$ , ou seja, que estavam presentes nos modelos com  $\Delta QAICc < 2$ , foram utilizadas para modelar o parâmetro  $\lambda$  adotando a mesma estratégia.

#### 2.4.2 – MODELOS ESPACIALMENTE EXPLÍCITOS

Primeiramente individualizamos os registros de tamanduás-bandeira utilizando as seguintes características da espécie definidas por Möcklinghoff e colaboradores (2018) (Figura 4): (1) porção final da pata dianteira, acima das garras, a qual, geralmente possui uma mancha negra, lembrando uma pulseira, de tamanho variado; (2) área da pata dianteira na altura do ‘cotovelo’, que pode ou não possuir uma mancha negra; (3) linha branca superior a mancha negra dorsal em formato de bandeira, avaliando sua espessura, alguma característica única, como por exemplo região mais espessa ou esfumada, e altura de término na cabeça do animal (antes ou perto da orelha); (4) final da mancha em formato de bandeira; (5) presença de cicatrizes; (6)

outro caractere que pode ser usado na identificação, como formato da orelha, alguma pinta ou mancha negra em outra parte do corpo, presença de filhote. Como cada ponto amostral foi constituído por apenas uma armadilha fotográfica, os registros foram separados em frente, lado direito e lado esquerdo e identificados separadamente.

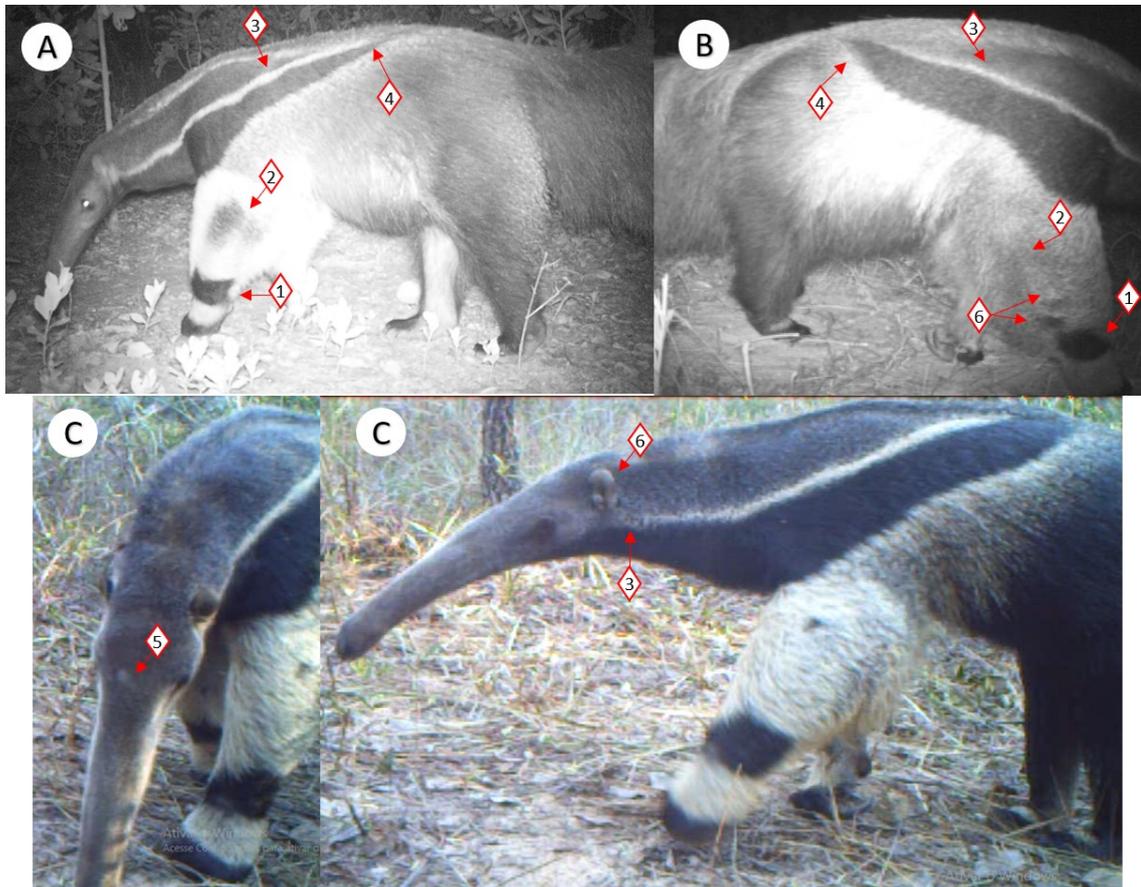


Figura 4 - Individualização de tamanduás-bandeiras (*Myrmecophaga tridactyla*) a partir de caracteres diagnósticos definidos por Möcklinghoff e colaboradores (2018), em seis unidades de conservação do Brasil. A – PESC: indivíduo 7; B – PNGSV: indivíduo 12; C- PERP: indivíduo 1. (1) porção final da pata dianteira, acima das garras, a qual, geralmente possui uma mancha negra, lembrando uma pulseira, de tamanho variado; (2) área da pata dianteira na altura do cotovelo, que pode ou não possuir uma mancha negra ou outro caractere identificável; (3) linha branca superior a mancha negra dorsal em formato de bandeira, avaliando sua espessura, alguma característica única, como por exemplo região mais espessa ou esfumada, e altura de término na cabeça do animal (antes ou perto da orelha); (4) final da mancha em formato de bandeira; (5) presença de cicatrizes; (6) como formato da orelha, alguma pinta ou mancha negra em outra parte do corpo, presença de filhote.

O fechamento da população durante o período de amostragem também é uma premissa do SECR (ROYLE *et al.*, 2013) (detalhes na seção 2.4.1). As análises espacialmente explícitas foram realizadas no programa R versão 4.0.3, utilizando o pacote “secr” versão 4.4.4 (EFFORD, M., 2021). Após a individualização, construímos os arquivos básicos para a análise SECR. O primeiro foi um histórico de captura dos indivíduos, o qual contém uma coluna para a variável sessão (flanco direito ou esquerdo), uma coluna contendo o número de identificação do indivíduo, uma coluna com o número da ocasião em que este foi detectado (mesmas ocasiões

utilizadas na modelagem N-mixture) e uma coluna informando o ponto amostral de captura. As recapturas são reconhecidas a partir do número de identificação do indivíduo, e são informadas em linhas separadas. O outro arquivo contém a localização espacial de cada ponto amostral em coordenadas geográficas métricas e variáveis associadas (local de instalação da armadilha, trilha ou não; esforço amostral).

Para estimar a densidade, utilizamos a análise secr “multi-session”, a qual é indicada para modelar dados de desenho amostral com armadilhas fotográficas não pareadas (GREENSPAN; ANILE; NIELSEN, 2020; PETERSEN *et al.*, 2019). Esse desenho amostral gera registros fotográficos de apenas um flanco do animal, não sendo possível saber se registros de flancos diferentes são do mesmo indivíduo, por isso esses são analisados separadamente e, normalmente, o flanco com o menor número de registros é descartado (KALLE *et al.*, 2011; WANG; MACDONALD, 2009). A vantagem da análise “multi-session” é que ela utiliza os dados dos dois flancos (direito e esquerdo) dos indivíduos, os tratando como sessões diferentes, e o valor estimado dos parâmetros é compartilhado entre essas sessões, aumentando a precisão das estimativas geradas. Uma pressuposição dessa análise é que os valores “reais” dos parâmetros estimados a partir de cada sessão (flanco direito e flanco esquerdo) são iguais (GREENSPAN; ANILE; NIELSEN, 2020; PETERSEN *et al.*, 2019).

Para gerar os modelos, utilizamos a distribuição Poisson para modelar os dados de abundância, uma função de detecção e um valor de buffer, os dois últimos sendo selecionados especificamente para cada área. Para avaliar qual função de detecção foi a mais adequada, modelamos um modelo nulo de acordo com diferentes funções de detecção (*‘half-normal’*, exponencial e *‘hazard-rate’*) e selecionamos a mais adequada utilizando o AICc. Após a seleção da função de detecção, utilizamos a ferramenta *‘suggest.buffer’* do pacote *‘secr’* para saber qual o valor de buffer adequado para estabilizar as estimativas de densidade de cada área (EFFORD, M., 2021; ROYLE *et al.*, 2013). Construímos os modelos com efeito do local de instalação da armadilha (trilha) e do esforço amostral no parâmetro de detecção,  $g_0$ . Também construímos um modelo nulo, sem a influência de variáveis nos parâmetros e um modelo que considera uma variação das estimativas para todos os parâmetros de acordo com a sessão. Construímos esse modelo para avaliar o pressuposto da análise *‘multi-session’*, ou seja, se os valores “reais” dos parâmetros estimados a partir dos dados de cada flanco seriam realmente iguais ou não. Os modelos foram selecionados utilizando AICc, e quando houve incerteza utilizamos a média dos modelos para estimar o valor dos parâmetros de interesse. A abundância populacional de cada UC foi obtida utilizando a função *‘region.N’* do pacote *‘secr’*, a qual calcula o número de

centros de área de vida presentes na região do “state-space”, a partir do modelo melhor ranqueado.

### 3 – RESULTADOS

#### MODELOS N-MIXTURE

No total foram obtidos 81, 58, 50, 34, 10 e 7 registros independentes de tamanduás-bandeira no PNGSV, PERP, PESC, PNSV, RPPN Porto Cajueiro e APA Cochá-Gibão, respectivamente. Tamanduás-bandeira foram registrados em 36 (de 63) pontos amostrais no PNGSV, 22 (de 43) pontos no PERP, 20 (de 47) no PNSV, 13 (de 17) no PESC, 7 (de 37) na RPPN Porto Cajueiro e 3 (de 56) na APA Cochá-Gibão.

As variáveis que influenciaram a probabilidade de detecção individual de tamanduás-bandeira ( $r$ ) nos pontos amostrais foram o local de instalação das armadilhas (trilha) e a distância até uma estrada não pavimentada mais próxima (distestnpa) (Tabela 2). A probabilidade de detecção individual em armadilhas instaladas em trilhas foi maior do que fora delas e quanto maior a distância do ponto amostral para uma estrada não pavimentada, maior foi a probabilidade de detectar um indivíduo de tamanduá-bandeira (Figura 5).

Já a abundância ( $\lambda$ ) de tamanduás-bandeira foi influenciada somente pelo índice de proximidade para formação savânica (proxsa) medida em nível da UC (Tabela 2). Diferentemente do que foi esperado, essa variável afetou negativamente a abundância de tamanduás-bandeira (Figura 6). A partir dessa variável, as estimativas de abundância média por ponto para cada UC variaram de 0,63 ind./ponto amostral (IC-95% = 0,35 – 1,16) para a APA Cochá-Gibão a 1,85 ind./ponto amostral (IC-95% = 1,22-2,82) para o PERP (Tabela 3).

Tabela 3 - Seleção de modelos utilizando o critério de QAICc para avaliar as variáveis que influenciaram a probabilidade de detecção individual ( $r$ ) e a abundância ( $\lambda$ ) de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em seis unidades de conservação do Brasil. Para o parâmetro  $\lambda$  são apresentados apenas os 15 modelos melhores ranqueados (total de 35 modelos). As variáveis usadas para modelar os parâmetros foram: local de instalação da armadilha (trilha); esforço amostral (esforco); precipitação média no período de amostragem (precip); distância até estrada não pavimentada (distestnpa), estrada pavimentada (distestpav), curso d’água (distagua) e formação florestal (distflor); porcentagem das classes formação florestal (porflor), formação campestre (porcamp) e pastagem (porpast) em um buffer de 500m ao redor do ponto amostral; índice de proximidade para as classes formação savânica (proxsa), formação florestal (proxfl) e formação campestre (proxca).

Modelo	QAICc	$\Delta$ QAICc	Peso AICc	Nº Par	QDeviance
<b>Modelagem parâmetro <math>r</math></b>					
{ $r$ (trilha), $\lambda$ (.)}	976.0226	0	0.35781	3	969.9299
{ $r$ (distestnpa), $\lambda$ (.)}	977.2696	1.247	0.19181	3	971.1769
{ $r$ (precip), $\lambda$ (.)}	977.6271	1.6045	0.16041	3	971.5345

$\{r(\text{esforço}), \lambda(\cdot)\}$	978.3047	2.2821	0.11431	3	972.2121
$\{r(\text{distestpav}), \lambda(\cdot)\}$	979.1337	3.1111	0.07552	3	973.0411
$\{r(\text{distflor}), \lambda(\cdot)\}$	980.9766	4.954	0.03005	3	974.8839
$\{r(\text{porflor}), \lambda(\cdot)\}$	981.319	5.2964	0.02533	3	975.2263
$\{r(\cdot), \lambda(\cdot)\}$	981.8841	5.8615	0.01909	2	977.8379
$\{r(\text{distagua}), \lambda(\cdot)\}$	983.1945	7.1719	0.00992	3	977.1018
$\{r(\text{porcamp}), \lambda(\cdot)\}$	983.4643	7.4417	0.00866	3	977.3716
$\{r(\text{porpast}), \lambda(\cdot)\}$	983.8683	7.8457	0.00708	3	977.7756
<b>Modelagem parâmetro <math>\lambda</math></b>					
$\{r(\text{distestnpa}), \lambda(\text{proxsa})\}$	966.3686	0	0.42274	4	958.2136
$\{r(\text{trilha}), \lambda(\text{proxsa})\}$	967.5445	1.1759	0.23482	4	959.3895
$\{r(\text{trilha}), \lambda(\text{distestnpa})\}$	969.0603	2.6917	0.11005	4	960.9052
$\{r(\text{precip}), \lambda(\text{proxsa})\}$	969.4843	3.1157	0.08902	4	961.3293
$\{r(\text{trilha}), \lambda(\text{proxca})\}$	971.2396	4.871	0.03701	4	963.0845
$\{r(\text{distestnpa}), \lambda(\text{proxfl})\}$	972.2666	5.898	0.02215	4	964.1115
$\{r(\text{precip}), \lambda(\text{distestnpa})\}$	973.0115	6.6429	0.01526	4	964.8565
$\{r(\text{precip}), \lambda(\text{proxfl})\}$	973.4763	7.1077	0.0121	4	965.3213
$\{r(\text{precip}), \lambda(\text{proxca})\}$	973.6765	7.3079	0.01094	4	965.5215
$\{r(\text{trilha}), \lambda(\text{proxfl})\}$	974.1782	7.8096	0.00852	4	966.0232
$\{r(\text{trilha}), \lambda(\text{distestpav})\}$	975.9013	9.5327	0.0036	4	967.7462
$\{r(\text{trilha}), \lambda(\cdot)\}$	976.0226	9.654	0.00339	3	969.9299
$\{r(\text{trilha}), \lambda(\text{distflor})\}$	976.7069	10.3383	0.00241	4	968.5518
$\{r(\text{distestnpa}), \lambda(\text{distflor})\}$	977.0626	10.694	0.00201	4	968.9076
$\{r(\text{distestnpa}), \lambda(\cdot)\}$	977.2696	10.901	0.00182	3	971.1769

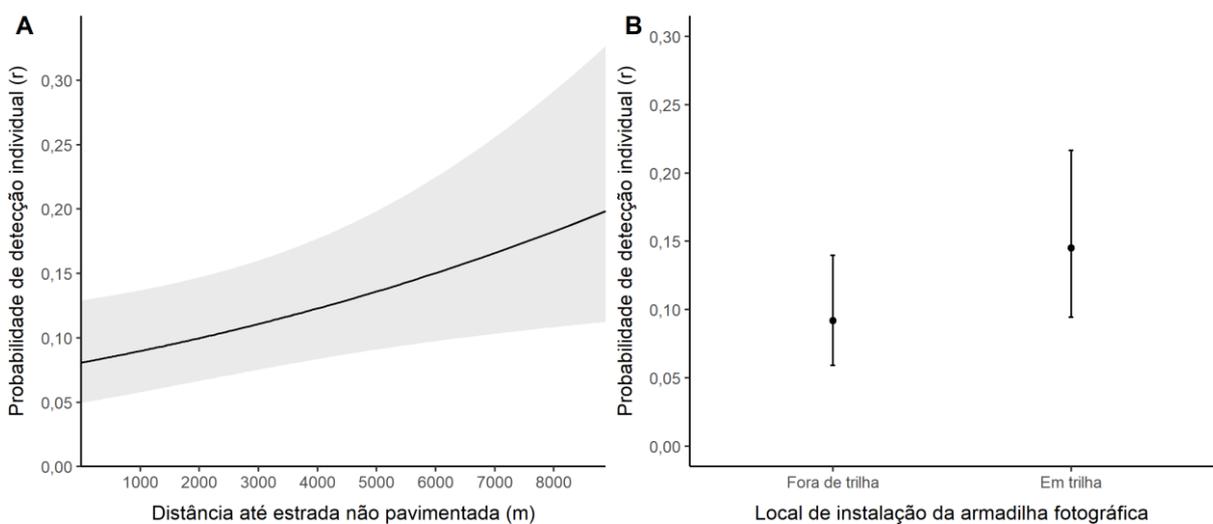


Figura 5 - Probabilidade de detectar um indivíduo de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) ( $r$ ) em função da (A) distância de um ponto amostral até uma estrada não pavimentada (área cinza representa o intervalo de confiança de 95%) e (B) do local de instalação da armadilha fotográfica, em ou fora de trilha aberta por humanos (barras representam o intervalo de confiança 95%) em seis unidades de conservação do Brasil.

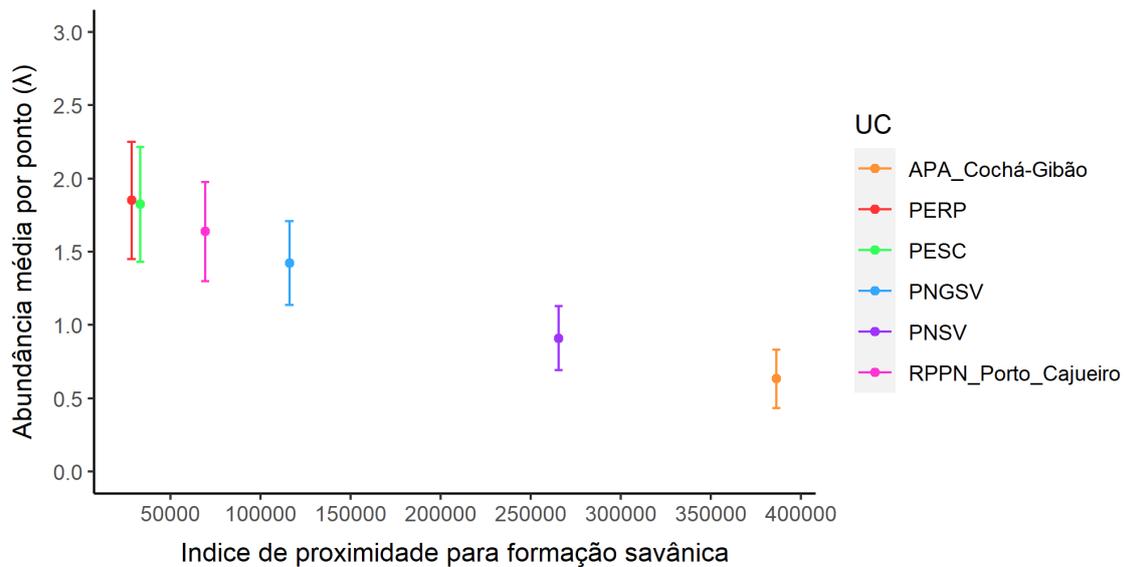


Figura 6 - Abundância média ( $\pm$  IC-95%) de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) por ponto amostral em cada unidade de conservação analisada em função do índice de proximidade para formação savânica. APA Cochá-Gibão = Área de Proteção Ambiental do Cochá e Gibão; PERP = Parque Estadual do Rio Preto; PESC = Parque Estadual da Serra do Cabral; PNGSV = Parque Nacional Grande Sertão Veredas; PNSV = Parque Nacional das Sempre Vivas; RPPN\_Porto\_Cajueiro = Reserva Particular do Patrimônio Natural de Porto Cajueiro.

Tabela 4 – Estimativas de abundância média por ponto amostral de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) para cada unidade de conservação analisada. Estimativas de  $\lambda$  são baseadas no modelo melhor ranqueado pela seleção de modelos (Tabela 2). Valores entre parênteses representam o intervalo de confiança (IC-95%) das estimativas. PERP = Parque Estadual do Rio Preto; PNSV = Parque Nacional das Sempre Vivas; PESC = Parque Estadual da Serra do Cabral; PNGSV = Parque Nacional Grande Sertão Veredas; RPPN Porto Cajueiro = Reserva Particular do Patrimônio Natural de Porto Cajueiro; APA Cochá-Gibão = Área de proteção Ambiental do Cochá e Gibão.

UC	Nº de pontos	$\lambda$ (ind./ponto amostral)
PERP	43	1,85 (1,22-2,82)
PNSV	47	0,91 (0,57-1,45)
PESC	17	1,82 (1,20-2,77)
PNGSV	63	1,42 (0,96-2,10)
RPPN Porto Cajueiro	37	1,64 (1,10-2,44)
APA Cochá-Gibão	56	0,63 (0,35 – 1,16)

## MODELOS ESPACIALMENTE EXPLICITOS

Identificamos, utilizando os registros do flanco direito, 11, 10, 8, 6, 1 e 1 indivíduos de tamanduás-bandeira e com registros do lado esquerdo 9, 6, 9, 7, 3 e 1 indivíduos para o PNGSV, PNSV, PERP, PESC, RPPN Porto Cajueiro e APA Cochá-Gibão, respectivamente (Tabela 4). O número total de recapturas para os indivíduos do flanco direito foi de 13, 6, 3, 3, 2 e 1 e do flanco esquerdo 8, 3, 9, 3, 0 e 0 para o PNGSV, PNSV, PERP, PESC, RPPN Porto Cajueiro e APA Cochá-Gibão, respectivamente. Devido ao baixo números de indivíduos e recapturas para

a RPPN Porto Cajueiro e para a APA Cochá-Gibão, essas unidades de conservação não foram incluídas nas análises de densidade espacialmente explícitas.

Tabela 5 - Resultados do processo de individualização dos registros de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) das seis unidades de conservação amostradas. UC = unidade de conservação; FD = flanco direito; FE = flanco esquerdo; APA Cochá-Gibão = Área de proteção Ambiental do Cochá e Gibão; RPPN Porto Cajueiro = Reserva Particular do Patrimônio Natural de Porto Cajueiro; PNSV = Parque Nacional das Sempre Vivas; PERP = Parque Estadual do Rio Preto; PNGSV = Parque Nacional Grande Sertão Veredas; PESC = Parque Estadual da Serra do Cabral.

UC	Nº reg.	Nº ind.	Nº recapturas	Nº ind.	Nº recapturas
	independentes	FD	FD	FE	FE
APA Cochá-Gibão	7	1	1	1	0
RPPN Porto Cajueiro	10	1	2	3	0
PNSV	34	10	6	6	3
PERP	58	8	3	9	9
PNGSV	81	11	13	9	8
PESC	50	6	3	7	3

A função de detecção mais adequada para o PERP e para o PNSV foi a ‘*half-normal*’ (Tabela 5) e o valor de buffer foi de 40.140 e 14.327 metros, respectivamente. A função de detecção mais adequada para o PESC e para o PNGSV foi a exponencial (Tabela 5) e o valor de buffer foi de 27.450 e 25.322 metros, respectivamente. A probabilidade de detectar um indivíduo em um ponto amostral localizado no centro de sua área de vida foi influenciada pelo esforço amostral no PERP (Figura 7A), pelo local de instalação da armadilha fotográfica (trilha) no PNSV (Figura 7B) e PNGSV (Figura 7C), e por nenhuma variável no PESC. A probabilidade de detectar um indivíduo em um ponto amostral localizado no centro de sua área de vida ( $g_0$ ) foi bem mais baixa para o PERP e PNSV, do que para o PNGSV e o PESC, sendo que o último possui a maior estimativa, de  $g_0 = 0,06$  (Tabela 7). O modelo que simula uma diferença na estimativa dos parâmetros ( $g_0$ , sigma e D) entre os dados de captura-recaptura obtidos de diferentes flancos (direito e esquerdo) foi consistentemente ranqueado como o pior modelo (Tabela 6), corroborando o cumprimento da pressuposição de igualdade das estimativas dos parâmetros reais entre os flancos.

Tabela 6 – Seleção da função de detecção mais adequada para modelar o parâmetro  $g_0$  (probabilidade de se detectar um indivíduo de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em um ponto amostral no centro de sua área de vida) para as análises espacialmente explícitas de cada unidade de conservação, utilizando o critério AICc para pequenas amostras. Detectfn = função de detecção; Nº par. = número de parâmetros do modelo; PERP = Parque Estadual do Rio Preto; PNSV = Parque Nacional das Sempre Vivas; PESC = Parque Estadual da Serra do Cabral; PNGSV = Parque Nacional Grande Sertão Veredas.

Modelo	Detectfn	Nº par.	AICc	$\Delta$ AICc	Peso AICc
--------	----------	---------	------	---------------	-----------

<b>PERP</b>					
D(.) g0(.) sigma(.)	halfnormal	3	210.096	0	0.4621
D(.) g0(.) sigma(.)	exponential	3	210.366	0.27	0.4037
D(.) g0(.) sigma(.) z(.)	hazard rate	4	212.569	2.473	0.1342
<b>PNSV</b>					
D(.) g0(.) sigma(.)	halfnormal	3	184.014	0	0.4617
D(.) g0(.) sigma(.)	exponential	3	184.256	0.242	0.4091
D(.) g0(.) sigma(.) z(.)	hazard rate	4	186.562	2.548	0.1292
<b>PESC</b>					
D(.) g0(.) sigma(.)	exponential	3	108.781	0	0.5328
D(.) g0(.) sigma(.)	halfnormal	3	109.606	0.825	0.3527
D(.) g0(.) sigma(.) z(.)	hazard rate	4	111.856	3.075	0.1145
<b>PNGSV</b>					
D(.) g0(.) sigma(.)	exponential	3	311.872	0	0.5391
D(.) g0(.) sigma(.)	halfnormal	3	312.83	0.958	0.3339
D(.) g0(.) sigma(.) z(.)	hazard rate	4	314.764	2.892	0.127

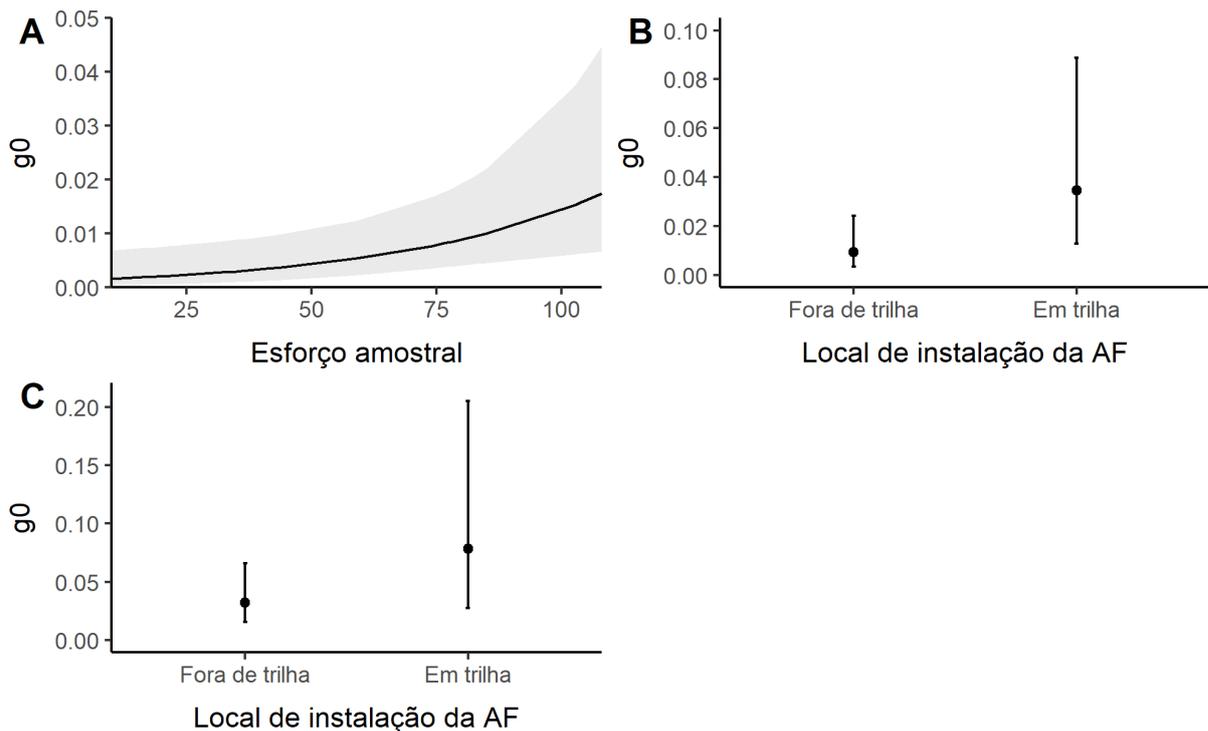


Figura 7 – Relação entre a probabilidade de se detectar um indivíduo de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em um ponto amostral localizado no centro de sua área de vida ( $g_0$ ) em função do: (A) esforço amostral no Parque Estadual do Rio Preto; e do local de instalação da armadilha fotográfica (AF) (em uma trilha aberta por humanos ou fora dela) no (B) Parque Nacional das Sempre-Vivas e (C) no Parque Nacional Grande Sertão Veredas. O intervalo de confiança 95% é representado pela área cinza (A) e pelas barras (B e C).

Tabela 7 – Resultado da seleção de modelos espacialmente explícitos usados para estimar a densidade (D), a probabilidade de detectar um indivíduo em um ponto amostral localizada no centro de sua área de vida ( $g_0$ ) e a escala sigma de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em cada unidade de conservação. Detecfn = função de detecção utilizada (HN = ‘halfnormal’; EX = exponencial); N° par. = número de parâmetros do modelo. PERP = Parque Estadual do Rio Preto; PNSV = Parque Nacional das Sempre Vivas; PESC = Parque Estadual da Serra do Cabral; PNGSV = Parque Nacional Grande Sertão Veredas.

Modelo	Detectfn	Nº par.	AICc	ΔAICc	Peso AICc
<b>PERP</b>					
D(.) g0(esforço) sigma(.)	HN	4	205,355	0	0,8925
D(.) g0(.) sigma(.)	HN	3	210,433	5,078	0,0705
D(.) g0(trilha) sigma(.)	HN	4	211,719	6,364	0,037
D(session) g0(session) sigma(session)	HN	6	219,61	14,255	0
<b>PNSV</b>					
D(.) g0(trilha) sigma(.)	HN	4	178,448	0	0,9316
D(.) g0(.) sigma(.)	HN	3	184,016	5,568	0,0576
D(.) g0(esforço) sigma(.)	HN	4	187,364	8,916	0,0108
D(session) g0(session) sigma(session)	HN	6	192,285	13,837	0
<b>PESC</b>					
D(.) g0(.) sigma(.)	EX	3	108,781	0	0,7178
D(.) g0(trilha) sigma(.)	EX	4	111,733	2,952	0,1641
D(.) g0(esforço) sigma(.)	EX	4	112,39	3,609	0,1181
D(session) g0(session) sigma(session)	EX	6	121,061	12,28	0
<b>PNGSV</b>					
D(.) g0(trilha) sigma(.)	EX	4	311,759	0	0,444
D(.) g0(.) sigma(.)	EX	3	311,837	0,078	0,427
D(.) g0(esforço) sigma(.)	EX	4	314,23	2,471	0,1291
D(session) g0(session) sigma(session)	EX	6	322,204	10,445	0

As estimativas de abundância baseadas na área do “state-space” para cada área de estudo foi de aproximadamente 185 indivíduos para o PERP, 70 indivíduos para o PNGSV, 57 indivíduos para o PESC e 41 indivíduos para o PNSV. A área de estudo com maior densidade média de indivíduos de tamanduás-bandeira por km<sup>2</sup> foi o PNSV com estimativa de 0,031 ind./km<sup>2</sup> (Tabela 8). O PESC possui a menor estimativa de densidade, sendo de apenas 0,0115 ind./km<sup>2</sup>. Mas, no geral, os valores da estimativa de densidade estão próximos e os intervalos de confiança se sobrepõem.

Tabela 8 - Estimativa de densidade de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) por km<sup>2</sup> para cada área de estudo. Valores entre parênteses representam o intervalo de confiança (95%) das estimativas. N = abundância média de indivíduos que possuem centro de área de vida dentro do “state-space” especificado, obtido do modelo melhor classificado (Tabela 6) para cada unidade de conservação.

UC	Densidade (ind./km <sup>2</sup> )	g0	Sigma (m)	Área “state-space” (km <sup>2</sup> )	N
PERP	0,027 (0,007 – 0,104)	0,008 (0,003 – 0,018)	4733,40 (2028,99 – 11042,51)	6882,32	185
PNSV	0,031 (0,009 – 0,112)	0,009 (0,003 – 0,026)	4366,159 (1896,409 – 10052,34)	1331,826	41
PESC	0,0115 (0,004 – 0,033)	0,06 (0,019 – 0,20)	3333,502 (1597,72 – 6955,058)	4942,579	57
PNGSV	0,02	0,034	3058,06	3364,647	70

---

(0,009 – 0,049)	(0,016 – 0,069)	(1737,247 – 5383,07)
-----------------	-----------------	----------------------

---

#### 4 - DISCUSSÃO

A abundância média ( $\lambda$ ) de tamanduás-bandeira não foi influenciada por nenhuma variável na escala do ponto amostral. Já na escala da UC, este parâmetro foi influenciado negativamente pelo índice de proximidade para formação savânica (proxsa). Essa relação negativa pode estar relacionada com uma baixa heterogeneidade de habitats que circundam as UCs estudadas. Os altos valores do índice de proximidade para a formação savânica indicam uma paisagem muito conectada por essa classe (GUSTAFSON; PARKER, 1994). Apesar da formação savânica ser um dos habitats que são utilizados pela espécie (DI BLANCO *et al.*, 2017; MEDRI; MOURÃO, 2005), o tamanduá-bandeira necessita de paisagens heterogêneas para a sua sobrevivência (BERTASSONI; RIBEIRO, 2019; QUIROGA *et al.*, 2016). A espécie utiliza vários tipos de habitats, como savanas, campos e florestas, com sua preferência alternando de acordo com períodos de forrageamento e de descanso e características ambientais como a temperatura (BERTASSONI *et al.*, 2017; BERTASSONI; RIBEIRO, 2019; DI BLANCO *et al.*, 2017; MEDRI; MOURÃO, 2005; MOURÃO; MEDRI, 2007; QUIROGA *et al.*, 2016; TEIXEIRA-SANTOS *et al.*, 2020).

Um estudo realizado por Bertassoni e colaboradores (2019) modelou a adequabilidade de habitat para o tamanduá-bandeira no estado de São Paulo. A adequabilidade foi fortemente influenciada por uma variável composta por diferentes tipos de vegetação (florestas, silvicultura, savana, campos), corroborando a necessidade da espécie por habitats heterogêneos. As áreas com altos valores de proxsa, podem não conter todos os recursos necessários para a manutenção de uma maior abundância de indivíduos por ponto amostral, como por exemplo, áreas de refúgio térmico (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007). O tamanduá-bandeira possui uma baixa taxa metabólica e temperatura corporal (MCNAB, 1984), precisando evitar o superaquecimento em altas temperaturas e minimizar os custos metabólicos da produção de calor nos horários mais frios, sendo que vários estudos demonstraram o uso de áreas florestais como refúgio térmico por essas funcionarem como um “tampão” para a temperatura (CAMILO-ALVES; MOURÃO, 2006; MOURÃO; MEDRI, 2007; ROSA, 2007). As unidades com maiores valores de proxsa foram o PNSV e a APA Cochá-Gibão. Em ambas as áreas a temperatura mínima pode chegar a menos de 10°C (INMET, 2021), temperatura que se encontra abaixo do limite mínimo de termoneutralidade da espécie (15°C; MCNAB, 1984).

Além disso, as temperaturas máximas podem chegar a 40 °C na região da APA Cochá-Gibão e pode ultrapassar o limite superior de termoneutralidade da espécie (36°C; MCNAB, 1984) em alguns meses no PNSV (INMET, 2021). Apesar de termos mensurado as formações florestais no índice de proximidade para a formação florestal (proxfl), os valores não variaram muito ao longo das UCs amostradas e foram numericamente menores quando comparado com o índice de proximidade para a formação savânica e, portanto, formações florestais que circundam as UCs não parecem ser determinantes ou influenciadoras do deslocamento dos indivíduos ou para a permeabilidade da matriz, quando comparada com a formação savânica.

Outro ponto a se ressaltar é que apesar de termos encontrado essa relação entre a abundância média de tamanduás-bandeira e o índice de proximidade para formação savânica, nosso N amostral para todas as variáveis relacionadas a escala da unidade de conservação foi baixo, consistindo de apenas 6 UCs. Acreditamos, portanto, que para se obter uma maior força de inferência sobre a influência dessa e outras variáveis mensuradas a nível de UC na abundância média de tamanduás-bandeira, seja necessária a inclusão de um maior número de UCs, representando uma maior amplitude de variação das variáveis de interesse.

Já a probabilidade de detectar um indivíduo ( $r$ ) no ponto amostral foi influenciada pela trilha e pela distância até estradas não pavimentadas. Esses resultados eram esperados, já que essas variáveis estão relacionadas ao deslocamento dos indivíduos, como já demonstrado por outros estudos (BRAGA, 2010; PINHO, 2015; TROLLE; KÉRY, 2005; VERSIANI *et al.*, 2021). O tamanduá-bandeira prefere trilhas abertas por humanos para se movimentar, o que foi evidenciado pela maior detecção em armadilhas fotográficas instaladas em trilhas (PINHO, 2015; TROLLE; KÉRY, 2005). Já em relação a distância até estradas não pavimentadas, ao contrário do esperado, a detecção apresentou uma relação positiva com essa variável, sendo maior em pontos mais distantes das estradas. A menor detecção em pontos perto de estradas não pavimentadas pode estar refletindo um menor uso dessas áreas pelos indivíduos de tamanduá-bandeira dessas UCs. Os estudos que relataram o uso de estradas não pavimentadas pela espécie foram realizados em áreas com maior influência antrópica e com uma maior fragmentação de habitats nativos do que as áreas analisadas neste estudo (BERTASSONI; MOURÃO; BIANCHI, 2020; BRAGA, 2010; VERSIANI *et al.*, 2021). Um estudo realizado por Vynne e colaboradores (2011) na região do Parque Nacional das Emas (PNE) encontrou que estradas só foram selecionadas para o uso pelo tamanduá-bandeira em paisagens mais antropizadas, provavelmente para minimizar o tempo de deslocamento entre áreas de habitats adequados. Quando em áreas mais naturais, os indivíduos selecionaram locais mais distantes

de estradas (VYNNE *et al.*, 2011). As UCs analisadas neste estudo, em geral, estão em um bom estado de conservação, incluindo a APA, a qual ainda possui grande parte da sua área composta por habitats naturais (FERREIRA, 2019; IEF, 2020; MMA/ICMBIO, 2016; SEMAD/IEF, 2013). As estradas não pavimentadas nas regiões de estudo estão localizadas principalmente no entorno das UCs, existindo apenas algumas estradas parques na área das UCs. Assim, os tamanduás-bandeira provavelmente estão evitando esses elementos devido a maior influência antrópica, como presença de áreas de agricultura e pastagem, havendo, provavelmente, uma maior ocupação e circulação de pessoas, veículos e cachorros domésticos nessas áreas (PASCHOAL *et al.*, 2018; SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2008).

A pequena diferença entre as estimativas de densidade espacialmente explícitas para as 4 UCs analisadas pode ser devido a estas possuírem um estado semelhante de conservação, todas sendo da categoria de proteção integral, e estarem localizadas no mesmo bioma, o Cerrado (FUNATURA; IBAMA, 2003; IEF, 2020; MMA/ICMBIO, 2016; SEMAD/IEF, 2013). Essas estimativas são as menores para a espécie (MIRANDA, F. R. *et al.*, 2018). Porém, a comparação de estimativas é complicada devido à grande variedade de métodos utilizados, como transectos lineares (DESBIEZ; MEDRI, 2010; MIRANDA, G. H. B. DE, 2004), levantamentos aéreos (MIRANDA, G. H. B. DE, 2004; COUTINHO *et al.*, 1997 apud MIRANDA, F. R. *et al.*, 2018) e captura-recaptura tradicional (MIRANDA, G. H. B. DE, 2004; SHAW, JAMES H.; MACHADO-NETO; CARTER, 1987). Alguns estudos que compararam estimativas de densidade de métodos tradicionais de captura-recaptura com métodos espacialmente explícitos encontraram que os métodos tradicionais geram estimativas de densidade superiores, as vezes até 200% maiores, do que estimativas utilizando o método espacialmente explícito (ARRAIS, 2019; GERBER; KARPANTY; KELLY, 2012; OBBARD; HOWE; KYLE, 2010).

O único estudo que utilizou o método espacialmente explícito foi o de Bertassoni (2021), a qual gerou estimativas de abundância e densidade populacional de tamanduás-bandeira utilizando este método e o método de marcação-re-observação. A estimativa de abundância média foi de 16 indivíduos a partir do método de marcação-re-observação e 12 indivíduos utilizando o SECR. A área utilizada para o cálculo das densidades foi de 38,3 km<sup>2</sup>, obtendo uma densidade de 0,4 ind./km<sup>2</sup> e 0,3 ind./km<sup>2</sup> para os métodos de marcação-re-observação e SECR, respectivamente. O valor de área, bem inferior ao utilizado nesse estudo, se deve ao fato de que o valor de buffer utilizado por Bertassoni (2021) foi de 1004 m, obtido das estimativas do tamanho da área de vida dos indivíduos da área de estudo onde ela realizou o trabalho. Já em relação ao nosso trabalho, não existem estimativas de área de vida de tamanduás-bandeira para

as UCs analisadas, e como os valores encontrados na literatura apresentam grande variação (0,77 km<sup>2</sup> a 32,5km<sup>2</sup>, método de Kernel; BERTASSONI; RIBEIRO, 2019), decidimos utilizar os valores de buffer estimados baseados no parâmetro sigma, pelo pacote “secr”.

A menor estimativa descrita na literatura está bem próxima a estimativa de 0,031 ind./km<sup>2</sup> obtidas para o PNSV. Silveira et al. (1999) estimou uma densidade de tamanduás-bandeira de 0,034 ind./km<sup>2</sup> após um incêndio que atingiu 97% da área do PNE, utilizando o método de transectos lineares. A área utilizada para o cálculo de densidade foi de 1279,12 km<sup>2</sup> a qual foi muito próxima da área utilizada para o PNSV (1331,826 km<sup>2</sup>). Porém, essa estimativa representa a população após um evento de intensa mortalidade (densidade de indivíduos mortos no incêndio foi estimada em 0,63 ind./km<sup>2</sup> pelo mesmo trabalho).

Um estudo realizado por Ferreira (2019) no Mosaico SVP estimou a densidade de tamanduás-bandeira em 4 UCs, duas de uso sustentável e duas de proteção integral (incluindo o PNGSV) utilizando o método “Random Encounter model (REM)”. O autor encontrou que a densidade variou de 0,31 ind./km<sup>2</sup> em UCs de uso sustentável a 6,97 ind./km<sup>2</sup> em UCs de proteção integral. O exato valor para o PNGSV não foi reportado. Os valores obtidos foram muito superiores aos valores que encontramos utilizando o método espacialmente explícito. Não existe outro estudo prévio na região que permita afirmar qual método provavelmente representa melhor a realidade da população da região, sendo necessários mais estudos que estimem a densidade da espécie na área e que avaliem a performance dos dois métodos.

De modo geral, as estimativas de densidade da espécie para o Brasil, se concentram nos biomas Cerrado e Pantanal (DESBIEZ; MEDRI, 2010; MIRANDA, G. H. B. DE, 2004; MIRANDA, F. R. *et al.*, 2018), existindo uma estimativa para o lavrado de Roraima, uma ecorregião com características de savana do bioma Amazônico (KREUTZ; FISCHER; LINSENMAIR, 2012). Nessa região, os autores estimaram uma densidade de 0,1 ind./km<sup>2</sup> nas áreas de lavrado e de 2,9 ind./km<sup>2</sup> em áreas de plantação de Acácia adjacentes. Esta estimativa para as áreas de plantação são as maiores para a espécie (KREUTZ; FISCHER; LINSENMAIR, 2012; MIRANDA, F. R. *et al.*, 2018). No Cerrado, as estimativas variam de 0,10 ind./km<sup>2</sup> no Parque Nacional das Emas (MIRANDA, G. H. B. DE, 2004), a 1-2 ind./km<sup>2</sup> no Parque Nacional da Serra da Canastra (SHAW, J. H.; CARTER; MACHADO-NETO, 1985; SHAW, JAMES H.; MACHADO-NETO; CARTER, 1987). Já para o Pantanal, Coutinho e colaboradores (1997) (apud MIRANDA, F. R. *et al.*, 2018) estimaram uma densidade de 0,035 ind./km<sup>2</sup>, enquanto Desbiez e Medri (2010) estimaram uma densidade de 0,15 ind./km<sup>2</sup>.

Os grandes valores de buffer e de sigma ( $\sigma$ ) estimados no presente estudo podem estar relacionados ao pequeno número de recapturas obtidos, os quais foram inferiores ao valor sugerido por Greenspan e colaboradores (2020) de 10 recapturas, como foi o caso do PNSV e PESC. Um estudo realizado por Harmsen e colaboradores (2020) demonstrou que aumentos na estimativa dos valores de  $\sigma$  tem uma forte relação negativa com as estimativas de densidade. Além disso, as áreas de “state-space” consideradas abrangem áreas do entorno das UCs onde se encontram outros tipos de uso e cobertura do solo, como pastagem, agricultura, silvicultura e áreas urbanas (FUNATURA, 2003; IEF, 2004; MMA/ICMBIO, 2016; SEMAD/IEF, 2013). Desse modo, os indivíduos provavelmente não estão distribuídos de forma homogênea na área do “state-space”. Um próximo passo deverá ser a inclusão das características da paisagem na modelagem da densidade espacialmente explícita, a qual provavelmente irá melhorar as estimativas geradas pelo modelo.

Em relação as variáveis que afetaram a detecção de um indivíduo ( $g_0$ ) em uma armadilha no centro de sua área de vida, o esforço amostral teve influência apenas na detecção dos indivíduos de tamanduás-bandeira do PERP. Armadilhas fotográficas que ficaram mais dias ativas em campo tiveram uma maior probabilidade de detectar um indivíduo. Essa influência positiva já era esperada (KAYS *et al.*, 2020). Porém, o efeito positivo apenas para o PERP provavelmente se deve ao fato que esta UC foi a que obteve a maior variação de esforço amostral (de 10 a 108 dias) e a menor média, de 64,88 dias (relativo ao valor máximo de dias de amostragem na UC) em relação a todas as unidades, indicando que vários pontos amostrais funcionaram durante um baixo número de dias. Já o local de instalação da armadilha fotográfica foi importante para a detecção ( $g_0$ ) de tamanduás-bandeira no PNSV e no PNGSV. Assim como para os modelos N-mixture, a detecção foi maior em armadilhas instaladas em trilhas do que fora destas, evidenciando o uso desses elementos da paisagem para o deslocamento dos indivíduos nessas áreas (PINHO, 2015; TROLLE; KÉRY, 2005).

Devido à grande porcentagem de registros descartados por não permitirem a identificação (uma média 47% entre todas as quatro UCs) e ao grande tempo gasto para o processo de individualização dos registros, os modelos N-mixture são uma boa alternativa para gerar estimativas de abundância populacional para a espécie. Entretanto, o uso de um desenho amostral específico para o tamanduá-bandeira é necessário para uma interpretação mais confiável dos valores do parâmetro  $\lambda$  que permita a extrapolação para a área amostrada. Para espécies com alta mobilidade, como é o caso do tamanduá-bandeira, os valores de abundância média por ponto amostral ( $\lambda$ ) podem representar o uso do ponto pelos indivíduos, sendo que o

mesmo indivíduo pode usar mais de um ponto (JOSEPH *et al.*, 2009). Trabalhos mostram que a movimentação média diária dessa espécie está em torno de 3700 m/dia (BERTASSONI; RIBEIRO, 2019), valor que excede a distância entre armadilhas fotográficas em todos os layouts utilizados para a coleta de dados. Esse desenho amostral foi elaborado com o objetivo de maximizar a detecção de mamíferos terrestres, com grandes e pequenas áreas de vida, para estudos da comunidade (TEAM NETWORK, 2011). Desse modo, para extrapolar as estimativas de abundância de tamanduás-bandeira nos pontos amostrais para uma determinada área utilizando modelos N-mixture, seria necessário um maior espaçamento entre as armadilhas para minimizar as chances de um mesmo indivíduo usar vários pontos. A possibilidade de avaliar variáveis que influenciam a probabilidade de detecção individual e a abundância média por ponto amostral torna essa metodologia uma opção interessante para estudos com mamíferos que não possuem características que permitem a sua individualização, ou que esta seja difícil. Por não necessitar a individualização dos registros da espécie de interesse, os modelos N-mixture permitiram a análise de áreas que não seria possível utilizando método de captura-recaptura, tradicionais ou espacialmente explícitos, devido ao pequeno número de indivíduos e recapturas, como foi o caso da RPPN Porto Cajueiro e da APA Cochá-Gibão. Vários estudos demonstram a confiabilidade do método para estimar a abundância de diferentes espécies, incluindo répteis e anfíbios (FICETOLA *et al.*, 2018; ROMANO *et al.*, 2017), aves (JOSEPH *et al.*, 2009; KÉRY, 2018; KERY; ROYLE; SCHMID, 2005) e mamíferos (KAFLEY *et al.*, 2019; KEEVER *et al.*, 2017).

Uma grande vantagem dos modelos espacialmente explícitos é que eles lidam diretamente com os aspectos inerentemente espaciais do processo de amostragem e dos indivíduos (ROYLE *et al.*, 2013). Isso permite a aplicação desses modelos para responder diversas questões ecológicas, relacionadas com a paisagem, demografia, movimentação e seleção de recursos (ROYLE; FULLER; SUTHERLAND, 2018). Por possuir caracteres que permitem a individualização de seus registros (BERTASSONI; BIANCHI; DESBIEZ, 2021; MÖCKLINGHOFF; SCHUCHMANN; MARQUES, 2018), o tamanduá-bandeira é uma das espécies que podem ser estudadas através desse método, aumentando a gama de questões ecológicas que podem ser avaliadas utilizando dados de armadilhas fotográficas para a espécie. Além disso, ao ligar diretamente a distribuição dos indivíduos com a área em que este processo acontece, o método SECR melhora a confiabilidade das estimativas de densidade por não depender de métodos *ad hoc* para a posterior estimativa da densidade populacional (BORCHERS; EFFORD, 2008; ROYLE *et al.*, 2013; ROYLE; FULLER; SUTHERLAND, 2018).

Os resultados encontrados por esse trabalho corroboram a preferência do tamanduá-bandeira por paisagens heterogêneas, devido a relação negativa com os altos valores do índice de proximidade para formação savânica. Já a relação positiva entre a detecção de indivíduos de tamanduás-bandeira e a distância até estradas não pavimentadas, a qual difere de vários estudos que demonstram um maior uso desse elemento pela espécie em paisagens mais impactadas pelo uso humano, pode indicar a plasticidade comportamental dessa espécie, apresentando diferentes preferências de uso entre áreas em melhor e pior estado de conservação. As estimativas de abundância e densidade acrescentam informações importantes sobre as populações da espécie para UCs que até então não possuíam nenhuma estimativa, com exceção do PNGSV e da RPPN Porto Cajueiro. Ambos os métodos utilizados nesse estudo parecem ser adequados para responder perguntas sobre a população do tamanduá-bandeira nas UCs analisadas, possuindo vantagens e desvantagens e o mais indicado irá depender do objetivo do estudo.

Este foi o primeiro trabalho a utilizar modelos N-mixture para estimar a abundância populacional de tamanduás-bandeira e mostra que este método é adequado para gerar estimativas para a espécie. Esses modelos são uma boa alternativa para serem aplicados junto ao método de armadilhas fotográficas para contribuir para preencher uma das lacunas de conhecimento da espécie, que são a falta de estimativas populacionais para várias áreas de ocorrência (MIRANDA, F.; BERTASSONI; ABBA, 2014; MIRANDA, F. R. *et al.*, 2014, 2018). Atualmente, as populações de tamanduás-bandeira sofrem diversas ameaças, como o contínuo desmatamento e a conversão dos habitats naturais no Brasil, principalmente dos biomas Cerrado e Amazônico, além de atropelamentos e incêndios (CÁCERES *et al.*, 2010; DINIZ; BRITO, 2013; MIRANDA, F.; BERTASSONI; ABBA, 2014; SILVEIRA *et al.*, 1999). Assim, um futuro protocolo unificado que permita a comparação de estimativas populacionais entre diferentes áreas e que permita o monitoramento das populações são essenciais para sua futura conservação. Devido a sua fácil aplicabilidade e ao menor custo e tempo necessários para a sua aplicação, comparado a alguns métodos tradicionais, os modelos N-mixture podem ser um método adequado para atingir esses objetivos.

## 5 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- ANDRADE, M. Â. *et al.* *RESERVA DA BIOSFERA DA SERRA DO ESPINHAÇO FASE 2.* . Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil: [s.n.], 2018.
- ARITA, H. T.; ROBINSON, J. G.; H. REDFORD, K. Rarity in Neotropical Forest Mammals and Its Ecological Correlates. *Conservation Biology*, v. 4, n. 2, p. 181–192, 1990.
- ARRAIS, R. C. *Abundância, densidade, padrões de atividade e ecologia espacial de felinos*

*silvestres no Parque Estadual do Rio Doce - MG*. 2019. 122 f. Universidade Federal de Minas Gerais, 2019.

AZEVEDO, A. A. *et al.* Mosaico de Unidades de Conservação do Espinhaço : Alto Jequitinhonha – Serra do Cabral Processo de criação e implantação. *Instituto Biotrópicos*, v. 55, n. 38, 2009.

BENDER, D. J.; TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology*, v. 18, n. 1, p. 17–39, 2003.

BENIRSCHKE, K. Reproductive parameters and placentation in anteaters and sloths. In: VIZCAÍNO, SERGIO F.; LOUGHRY, W. J. (Org.). *The Biology of the Xenarthra*. [S.l.]: University Press of Florida, 2008. p. 160–171.

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.

BERTASSONI, A. *et al.* Movement patterns and space use of the first giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) monitored in São Paulo State, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 52, n. 1, p. 68–74, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/01650521.2016.1272167>>.

BERTASSONI, A.; BIANCHI, R. D. C.; DESBIEZ, A. L. J. Giant Anteater Population Density Estimation and Viability Analysis Through Motion-Sensitive Camera Records. *The Journal of Wildlife Management*, p. jwmg.22123, 25 ago. 2021. Disponível em: <<https://wildlife.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/jwmg.22123>>. Acesso em: 26 ago. 2021.

BERTASSONI, A.; MOURÃO, G.; BIANCHI, R. DE C. Space use by giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in a protected area within human-modified landscape. *Ecology and Evolution*, v. 10, n. 15, p. 7981–7994, 2020.

BERTASSONI, A.; RIBEIRO, M. C. Space use by the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*): a review and key directions for future research. *European Journal of Wildlife Research*, v. 65, n. 6, 2019.

BETHONICO, M. B. DE M. *Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros - MG: Espaço, Território e Atores*. 2009. 278 f. Universidade Federal Fluminense, 2009.

BORCHERS, D. L.; EFFORD, M. G. Spatially explicit maximum likelihood methods for capture-recapture studies. *Biometrics*, v. 64, n. 2, p. 377–385, 2008.

BOWMAN, J.; JAEGER, J. A. G.; FAHRIG, L. *DISPERSAL DISTANCE OF MAMMALS IS PROPORTIONAL TO HOME RANGE SIZE*. *Notes 2049 Ecology*. [S.l.: s.n.], 2002. Disponível em: <[https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2049:DDOMIP\]2.0.CO;2](https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/0012-9658(2002)083[2049:DDOMIP]2.0.CO;2)>. Acesso em: 31 maio 2021.

BRAGA, F. G. *Ecologia e comportamento de Tamanduá-Bandeira Myrmecophaga Tridactyla Linnaeus, 1758 no Município de Jaguariaíva, Paraná*. 2010. 119 f. Universidade Federal do Paraná, 2010.

BRAGA, F. G. Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), espécie criticamente em perigo: uma preocupação no Estado do Paraná. *Acta Biológica Paranense*, v. 33, n. 1,2,3,4, p. 193–194, 2003. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/acta/article/download/634/525>>. Acesso em: 20 abr. 2021.

- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 2002.
- CÁCERES, N. C. *et al.* Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions (Atlantic Forest and Cerrado) in South-Western Brazil. *Zoologia*, v. 27, n. 5, p. 709–717, 2010.
- CAMILO-ALVES, C. D. S. E. P.; MOURÃO, G. D. M. Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. *Biotropica*, v. 38, n. 1, p. 52–56, 2006.
- CAMPOS, L. *Mosaico Sertão Veredas Peruaçu é ampliado e passa a ser um dos maiores do Cerrado*. Disponível em: <[https://www.wwf.org.br/informacoes/noticias\\_meio\\_ambiente\\_e\\_natureza/?66542/Mosaico-Serto-Veredas-Peruaçu--ampliado-e-passa-a-ser-um-dos-maiores-do-Cerrado#](https://www.wwf.org.br/informacoes/noticias_meio_ambiente_e_natureza/?66542/Mosaico-Serto-Veredas-Peruaçu--ampliado-e-passa-a-ser-um-dos-maiores-do-Cerrado#)>. Acesso em: 14 maio 2021.
- CAUGHLEY, G.; SINCLAIR, A. R. E. *Wildlife Ecology and Management*. Cambridge: Blackwell Scientific Publications, 1994.
- DESBIEZ, A. L. J.; MEDRI, Í. M. Density and Habitat use by Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) and Southern Tamanduas (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal Wetland, Brazil. *Edentata*, v. 11, n. 1, p. 4–10, 2010.
- DI BLANCO, Y. E. *et al.* Habitat selection and home-range use by resident and reintroduced giant anteaters in 2 South American wetlands. *Journal of Mammalogy*, v. 98, n. 4, p. 1118–1128, 2017.
- DI BLANCO, Y. E.; PÉREZ, I. J.; DI BITETTI, M. S. Habitat Selection in Reintroduced Giant Anteaters: The Critical Role of Conservation Areas. *Journal of Mammalogy*, v. 96, n. 5, p. 1024–1035, 2015.
- 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, 2017.
- DINIZ, M. F.; BRITO, D. 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*, v. 30, n. 2, p. 151–156, 2013.
- EFFORD, M. *secr: Spatially explicit capture-recapture models*. . [S.l.]: R package. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=secr>>. , 2021
- EFFORD, MURRAY. *secr 4.3 - spatially explicit capture - recapture in R*. p. 1–20, 2020.
- EMMONS, L. H. *et al.* Bathing Behavior of Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Edentata*, v. 6, n. 1, p. 41, 2004.
- ESRI. *World Imagery (for Export) - Overview*. Disponível em: <<https://www.arcgis.com/home/item.html?id=226d23f076da478bba4589e7eae95952>>. Acesso em: 2 jul. 2021.
- ESRI INC. *ArcGIS Pro*. . [S.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview>>. , 2020
- FATMA. Lista das espécies da fauna ameaçada de extinção em Santa Catarina. *Relatório Técnico Final*, p. 58, 2011. Disponível em: <[http://www.fatma.sc.gov.br/upload/Fauna/relat9500rio\\_t9500cnico\\_final\\_lista\\_esp9500cies\\_](http://www.fatma.sc.gov.br/upload/Fauna/relat9500rio_t9500cnico_final_lista_esp9500cies_)

amea9500adas.pdf>.

FERNANDES, G. W. *et al.* *Cerrado: em busca de soluções sustentáveis*. Rio de Janeiro: Vertentes produções artísticas, 2016.

FERREIRA, G. B. *Camera trapping Cerrado mammals: assessing protected area effectiveness, influence of anthropogenic pressure and the occupancy-abundance relationship*. 2019. 1–248 f. University College London, 2019.

FICETOLA, G. F. *et al.* N-mixture models reliably estimate the abundance of small vertebrates. *Scientific Reports*, v. 8, n. 1, p. 1–8, 2018.

FOSTER, R. J.; HARMSSEN, B. J. A critique of density estimation from camera-trap data. *Journal of Wildlife Management*, v. 76, n. 2, p. 224–236, 2012.

FREITAS, C. H. DE; JUSTINO, C. S.; SETZ, E. Z. F. Road-kills of the giant anteater in south-eastern Brazil: 10 years monitoring spatial and temporal determinants. *Wildlife Research*, v. 41, n. 8, p. 673–680, 2014.

FUNATURA. Plano de desenvolvimento territorial de base conservacionista do Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu. p. 60, 2008.

FUNATURA. *Plano de Manejo do Parque Nacional Grande Sertão Veredas*. Brasília, Brasil: Ministério do Meio Ambiente, 2003.

FUNATURA; IBAMA. *Plano de Manejo do Parque Nacional Grande Sertão Veredas*. Brasília: [s.n.], 2003.

GARDNER, A. L. Order Pilosa. In: GARDNER, A. L. (Org.). *Mammals of South America, Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. Chicago: The University of Chicago Press, 2007. p. 157–177.

GERBER, B. D.; KARPANTY, S. M.; KELLY, M. J. Evaluating the potential biases in carnivore capture-recapture studies associated with the use of lure and varying density estimation techniques using photographic-sampling data of the Malagasy civet. *Population Ecology*, v. 54, n. 1, p. 43–54, 2012.

GOMES, M. O. S.; MEYER, K. E. B.; PESSENDA, L. C. R. Reconstituição paleoambiental da Vereda Carrasco da Raposa, Parque Estadual da Serra do Cabral, MG, Brasil, por meio de estudos palinológico e isotópico. *Pesquisas em Geociências*, v. 44, n. 1, p. 41, 2017.

GREENSPAN, E.; ANILE, S.; NIELSEN, C. K. Density of wild felids in Sonora, Mexico: a comparison of spatially explicit capture-recapture methods. *European Journal of Wildlife Research*, v. 66, n. 4, p. 1–12, 2020.

GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, v. 29, n. 2–3, p. 117–130, 1 ago. 1994.

HARMSSEN, B. J.; FOSTER, R. J.; QUIGLEY, H. Spatially explicit capture recapture density estimates: Robustness, accuracy and precision in a long-term study of jaguars (*Panthera onca*). *PLoS ONE*, v. 15, n. 6, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227468>>.

ICMBIO/MMA. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I*. Brasília, DF: [s.n.], 2018.

IEF. *Área de Proteção Ambiental Estadual Cochá e Gibão*. Disponível em:

<<http://www.ief.mg.gov.br/noticias/3306-nova-categoria/1771-area-de-protecao-ambiental-estadual-cocha-e-gibao->>. Acesso em: 9 jun. 2021.

IEF. *Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Preto. Encarte 3 – Análise da Unidade de Conservação*. Curitiba: Instituto Estadual de Florestas, 2004.

IEF. *Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Preto*. Diamantina: [s.n.], 2020.

INMET. *Banco de Dados Meteorológicos do INMET*. Disponível em: <<https://bdmep.inmet.gov.br/>>. Acesso em: 25 jun. 2021.

IUCN. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012.

IUCN. *Summary Statistics*. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/statistics>>. Acesso em: 7 jun. 2021.

JOSEPH, L. N. *et al.* Modeling Abundance Using N-Mixture Models : The Importance of Considering Ecological Mechanisms Published by : Wiley on behalf of the Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/27646005> REFERENCES Linked references are availabl. *Ecological Society of America*, v. 19, n. 3, p. 631–642, 2009.

KAFLEY, H. *et al.* Estimating prey abundance and distribution from camera trap data using binomial mixture models. *European Journal of Wildlife Research*, v. 65, n. 5, 2019.

KALLE, R. *et al.* Density of tiger and leopard in a tropical deciduous forest of Mudumalai Tiger Reserve, southern India, as estimated using photographic capture–recapture sampling. *Springer*, v. 56, n. 4, p. 335–342, out. 2011. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s13364-011-0038-9>>. Acesso em: 24 ago. 2021.

KAYS, R. *et al.* An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when? *Methods in Ecology and Evolution*, v. 11, n. 6, p. 700–713, 2020.

KEEVER, A. C. *et al.* Efficacy of N-mixture models for surveying and monitoring white-tailed deer populations. *Mammal Research*, v. 62, n. 4, p. 413–422, 2017.

KÉRY, M. Identifiability in N-mixture models: a large-scale screening test with bird data. *Ecology*, v. 99, n. 2, p. 281–288, 1 fev. 2018.

KERY, M.; ROYLE, J. A.; SCHMID, H. Modeling Avian Abundance from Replicated Counts Using Binomial Mixture Models Author ( s ): Marc Kéry , J . Andrew Royle and Hans Schmid Published by : Wiley Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/4543451> REFERENCES Linked references are available on JS. *Ecological Applications*, v. 15, n. 4, p. 1450–1461, 2005.

KREUTZ, K.; FISCHER, F.; LINSENMAIR, K. E. Timber plantations as favourite habitat for giant anteaters. *Mammalia*, v. 76, n. 2, p. 137–142, 2012.

LACERDA, A. C. R.; TOMAS, W. M.; MARINHO-FILHO, J. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília national park, Brazil: Interactions with native mammals. *Animal Conservation*, v. 12, n. 5, p. 477–487, 2009.

LAGRO, J. Assessing patch shape in landscape mosaics. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 57, n. 3, p. 285–293, 1991. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/279562372>>. Acesso em: 14 jun. 2021.

LEBRETON, J. D. *et al.* Modeling survival and testing biological hypotheses using marked

animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs*, v. 62, n. 1, p. 67–118, 1992.

LEI.A. *Unesco amplia em 220% o território da Reserva da Biosfera do Espinhaço*. Disponível em: <<https://leia.org.br/unesco-amplia-em-220-o-territorio-da-reserva-da-biosfera-do-espinhaco/>>. Acesso em: 17 maio 2021.

LINKIE, M.; RIDOUT, M. S. Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology*, v. 284, n. 3, p. 224–229, 2011.

MAPBIOMAS. *Dados de Infraestrutura (coleção 5)*. Disponível em: <[https://mapbiomas.org/dados-de-infraestrutura?cama\\_set\\_language=pt-BR](https://mapbiomas.org/dados-de-infraestrutura?cama_set_language=pt-BR)>. Acesso em: 9 jun. 2021.

MAPBIOMAS. *Mapbiomas Brasil*. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 9 jun. 2021.

MAPBIOMAS. *Projeto MapBiomias – Coleção 5.0 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil*.

MARTINS, R. N. *et al.* Spatio-temporal analysis of landscape... SPATIO-TEMPORAL ANALYSIS OF LANDSCAPE PATTERNS IN THE CATOLÉ WATERSHED, NORTHERN MINAS GERAIS 1. *Revista Árvore*, v. 42, n. 4, p. 420407, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/1806-90882018000400007>>. Acesso em: 14 jun. 2021.

MAZEROLLE, M. J. *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)*. . [S.l.]: R package. , 2020

MCGARIGAL, K. *FRAGSTATS HELP*. . [S.l: s.n.], 2015.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.; ENE, E. *FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps*. . Amherst: Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>. , 2012

MCNAB, B. K. Physiological convergence amongst ant-eating and termite-eating mammals. *Journal of Zoology*, v. 203, n. 4, p. 485–510, 1984.

MEDRI, Í. M.; MOURÃO, G. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Journal of Zoology*, v. 266, n. 4, p. 365–375, 2005.

MIRANDA, G. H. B. DE. *Ecologia e Conservação do Tamanduá-bandeira (Myrmecophaga tridactyla, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas*. 2004. 82 f. Universidade de Brasília, 2004.

MIRANDA, F.; BERTASSONI, A.; ABBA, A. M. *Myrmecophaga tridactyla*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, v. e.T14224A4, p. 14. Downloaded on 20 August 2018, 2014.

MIRANDA, F. R. *et al.* Avaliação do risco de extinção de *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus 1758 no Brasil. *Avaliação do Risco de Extinção de Xenartros Brasileiros*., p. 89–105, 2014.

MIRANDA, F. R. *et al.* *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção volume ii – mamíferos*. 1. ed. Brasília: ICMBio/MMA, 2018. p. 40–47.

MMA/ICMBIO. *Plano de manejo do Parque Nacional das Sempre-Vivas*. Brasília: [s.n.], 2016.

- MMA. *CNUC - Unidade de Conservação: PARQUE NACIONAL GRANDE SERTÃO VEREDASCNUC*. Disponível em: <<http://sistemas.mma.gov.br/cnuc/index.php?ido=relatorioparametrizado.exibeRelatorio&relatorioPadrao=true&idUc=183>>. Acesso em: 1 jun. 2021.
- MMA. *Portaria 444 de 26 de novembro de 2010*. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/mosaicos/portaria-reconhecimento-espinhaco.pdf>>. Acesso em: 5 maio 2021.
- MÖCKLINGHOFF, L.; SCHUCHMANN, K. L.; MARQUES, M. I. New non-invasive photo-identification technique for free-ranging giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) facilitates urgently needed field studies. *Journal of Natural History*, v. 52, n. 37–38, p. 2397–2411, 2018.
- MORIN, D. J. *et al.* Is your ad hoc model selection strategy affecting your multimodel inference? 2020. Disponível em: <[www.esajournals.org](http://www.esajournals.org)>.
- MOURÃO, G.; MEDRI, Í. M. Activity of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal of Brazil. *Journal of Zoology*, v. 271, n. 2, p. 187–192, 2007.
- NOWAK, R.M.; PARADISO, J. L. *Walker's Mammals of the World. Vol. 1*. Baltimore e Londres: Johns Hopkins University Press, 1983.
- NOWAK, RONALD M. Pilosa: Sloths and Anteaters. In: NOWAK, RONALD M. (Org.). *Walker's Mammals of the World: Monotremes, Marsupials, Afrotherians, Xenarthrans, and Sundatherians*. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 2018. p. 600–629.
- NOWAK, RONALD M.; PARADISO, J. L. *Walker's Mammals of the World*. 4th. ed. Baltimore e Londres: The John Hopkins University Press, 1983.
- O'CONNELL, A. F.; NICHOLS, J. D.; KARANTH, K. U. *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses*. [S.l.]: Springer Japan, 2011a.
- O'CONNELL, A. F.; NICHOLS, J. D.; KARANTH, K. U. *Introduction. Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. [S.l.]: Springer Japan. , 2011b
- OBBARD, M. E.; HOWE, E. J.; KYLE, C. J. Empirical comparison of density estimators for large carnivores. *Journal of Applied Ecology*, v. 47, n. 1, p. 76–84, 2010.
- OLIVEIRA, M. J. R. *Coocorrência espacial e temporal de mamíferos do Cerrado*. 2018. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/1843/BUOS-B9JNSJ>>. Acesso em: 17 jun. 2021.
- PASCHOAL, A. M. O. *et al.* Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. *Tropical Conservation Science*, v. 11, n. 6627, 2018.
- PEREIRA, E. O.; GONTIJO, B. M.; ABREU, L. G. Á. DE C. As ecorregiões da reserva da biosfera da serra do espinhaço: elementos para o fortalecimento da conservação da biodiversidade / The ecoregions of biosphere reserve of serra do espinhaço (...) DOI 10.5752/P.2318-2962.2015v25n43p18. *Caderno de Geografia*, v. 25, n. 43, 2015.
- PEREIRA, H. M.; DAILY, G. C. MODELING BIODIVERSITY DYNAMICS IN COUNTRYSIDE LANDSCAPES. *Ecology*, v. 87, n. 8, p. 1887–1885, 2006.
- PETERSEN, W. J. *et al.* Estimating Leopard Cat *Prionailurus bengalensis* Kerr, 1792 (Carnivora: Felidae) density in a degraded tropical forest fragment in northeastern Thailand.

*Journal of Threatened Taxa*, v. 11, n. 4, p. 13448–13458, 2019.

PINHO, F. F. DE. *Influência de fatores ambientais sobre a ocorrência e diversidade de mamíferos de médio e grande porte em unidades de conservação da Serra do Espinhaço Meridional*. 2015. 75 f. Universidade Federal de Ouro Preto, 2015.

PINTO, F. A. S. *et al.* Giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) conservation in Brazil: Analysing the relative effects of fragmentation and mortality due to roads. *Biological Conservation*, v. 228, p. 148–157, 2018.

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, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2016.03.002>>.

REDFORD, K. H. Feeding and food preference in captive and wild Giant anteaters *Myrmecophaga tridactyla*. *Journal of Zoology*, v. 205, n. 4, p. 559–572, 1985.

REYES, A. *et al.* Comparative efficiency of photographs and videos for individual identification of the Andean bear (*Tremarctos ornatus*) in camera trapping. *Therya*, v. 8, n. 1, p. 83–87, 2017.

RIBAS, R. P.; GONTIJO, B. M. Mapeamento Dos Limites Oficiais Do Mosaico De Áreas Protegidas Do Espinhaço : Interatividade Entre O Geoprocessamento E a Gestão Integrada Do Território. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 67, p. 1641–1650, 2015.

RODRIGUES, F. H. G. *et al.* Anteater Behavior and Ecology. In: VIZCAÍNO, S.F.; LOUGHRY, W. J. (Org.). *The Biology of the Xenarthra*. Gainesville: University Press of Florida, 2008. p. 257–268.

ROJANO-BOLAÑO, C. *et al.* Área de vida y uso de hábitats de dos individuos de oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) en Pore, Casanare, Colombia. *Edentata*, v. 16, p. 37–45, 2015. Disponível em: <<http://www.xenarthrans.org/newsletter/view/id/21>>.

ROMANO, A. *et al.* Conservation of salamanders in managed forests: Methods and costs of monitoring abundance and habitat selection. *Forest Ecology and Management*, v. 400, n. September, p. 12–18, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.048>>.

ROSA, A. L. M. *Efeito da temperatura ambiental sobre atividade, uso de habitat e temperatura corporal do tamanduá-bandeira (Myrmecophaga tridactyla) na fazenda Nhumirim, Pantanal*. 2007. 38 f. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2007.

ROYLE, J. A. N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. *Biometrics*, v. 60, n. 1, p. 108–115, 2004.

ROYLE, J. A. *et al.* *Spatial Capture-recapture: First Edition*. [S.l.]: Elsevier Inc., 2013.

ROYLE, J. A.; FULLER, A. K.; SUTHERLAND, C. Unifying population and landscape ecology with spatial capture–recapture. *Ecography*, v. 41, n. 3, p. 444–456, 2018.

SCALCO, R. F.; GONTIJO, B. M. Possibilidades De Desafetação E Recategorização Em Unidades De Conservação De Proteção Integral: As Ucs Da Porção Central Do Mosaico Do Espinhaço (Minas Gerais/Brasil). *Revista da Anpege*, v. 13, n. 22, p. 247–276, 2017.

SCHWARZ, C. J.; ARNASON, A. N. *A General Methodology for the Analysis of Capture-Recapture Experiments in Open Populations*. . [S.l.: s.n.], 1996. Disponível em: <<https://about.jstor.org/terms>>. Acesso em: 14 jun. 2021.

- SEBER, G. A. F. A Review of Estimating Animal Abundance. *Biometrics*, v. 42, n. 2, p. 267, jun. 1986.
- SEMAD/IEF. Encarte 1 - Diagnóstico do Parque Estadual da Serra do Cabral. *Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Cabral*. Belo Horizonte: [s.n.], 2013. p. 386.
- SHAW, J. H.; CARTER, T. S.; MACHADO-NETO, J. Ecology of the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* in Serra da Canastra (MG) Brazil. In: MONTGOMERY, G. G. (Org.). *The evolution and ecology of sloths, anteaters, and armadillos (Mammalia: Xenarthra = Edentata)*. Washington, D.C., U.S.A.: Smithsonian Institution Press, 1985. p. 379–384.
- SHAW, JAMES H.; MACHADO-NETO, J.; CARTER, T. S. Behavior of Free-Living Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica*, v. 19, n. 3, p. 255, 1987.
- SILVEIRA, L. *et al.* Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx*, v. 33, n. 02, p. 108, 1999.
- SILVER, S. C. *et al.* The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, v. 38, n. 2, p. 148–154, 2004.
- SISEMA. *Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos*. Disponível em: <<http://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/>>. Acesso em: 9 jun. 2021.
- SOUZA, C. M. *et al.* Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, v. 12, n. 17, p. 2735, 1 set. 2020. Disponível em: <[www.mdpi.com/journal/remotesensing](http://www.mdpi.com/journal/remotesensing)>. Acesso em: 9 jun. 2021.
- SRBEK-ARAÚJO, A.; CHIARELLO, A. 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. Disponível em: <<http://www.scielo.br/j/bjb/a/qbNdKGM6pjBXr6KGZQtBPGG/?lang=en>>. Acesso em: 8 jul. 2021.
- SUPERINA, M.; MIRANDA, F. R.; ABBA, A. . The 2009/2010 Anteater Red List Assessment. *Edentata*, v. 11, n. 2, p. 96–114, 2010.
- TEAM NETWORK. *Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual*, v. 3.1. Arlington, VA, USA.: Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, 2011. Disponível em: <[http://www.pressesagro.be/base/text/v18n3/446.pdf%5Cnhttp://www.journals.cambridge.org/abstract\\_S0266467409005896%5Cnhttp://doi.wiley.com/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x%5Cnhttp://www.scubla.it/images/Schede\\_pdf/ecologia/appfondimenti\\_fototrappole/06ca](http://www.pressesagro.be/base/text/v18n3/446.pdf%5Cnhttp://www.journals.cambridge.org/abstract_S0266467409005896%5Cnhttp://doi.wiley.com/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x%5Cnhttp://www.scubla.it/images/Schede_pdf/ecologia/appfondimenti_fototrappole/06ca)>.
- TEIXEIRA-SANTOS, J. *et al.* Environmental factors influencing the abundance of four species of threatened mammals in degraded habitats in the eastern Brazilian Amazon. *PLoS ONE*, v. 15, n. 2, p. 1–16, 2020.
- TOMAS, W. M.; MIRANDA, G. H. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: CULLEN, L. J.; VALLADARES-PADUA, C.; RUDRAN, R. (Org.). *Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. 2. ed. Curitiba: Editora Universidade Federal do Paraná, 2006. p. 243–265.

TROLLE, M.; KÉRY, M. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*, v. 69, n. 3–4, p. 409–416, 2005.

UNESCO. *Biosphere Reserves*. Disponível em: <<https://en.unesco.org/biosphere>>. Acesso em: 11 maio 2021.

UNESCO. *Espinhaço Range Biosphere Reserve, Brazil*. Disponível em: <<https://en.unesco.org/biosphere/lac/espinhaco>>. Acesso em: 11 maio 2021.

UNESCO. Revista Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. *Revista Reserva da Bioesfera*, v. 1, n. 1, p. 70, 2017. Disponível em: <[www.rbse.com.br](http://www.rbse.com.br)>.

VAZ-DOS-SANTOS, A. M.; LÚCIA ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. D.; LIMA DE FIGUEIREDO, J. *RECURSOS PESQUEIROS COMPARTILHADOS: BIOECOLOGIA, MANEJO E ASPECTOS APLICADOS NO BRASIL*. . [S.l: s.n.], 2007.

VERSIANI, N. F. *et al.* Protected areas and unpaved roads mediate habitat use of the giant anteater in anthropogenic landscapes. *Journal of Mammalogy*, n. X, p. 1–12, 2021.

VYNNE, C. *et al.* Resource Selection and Its Implications for Wide-Ranging Mammals of the Brazilian Cerrado. *PLoS ONE*, v. 6, n. 12, 2011.

WANG, S. W.; MACDONALD, D. W. The use of camera traps for estimating tiger and leopard populations in the high altitude mountains of Bhutan. *Biological Conservation*, v. 142, n. 3, p. 606–613, 1 mar. 2009.

WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program mark: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, v. 46, p. S120–S139, 1 jan. 1999. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/action/journalInformation?journalCode=tbis20>>. Acesso em: 15 jun. 2021.

WILLIAMS, B.; NICHOLS, J.; CONROY, M. *Analysis and management of animal populations*. [S.l.]: Academic Press, 2002.