



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA  
BIODIVERSIDADE

APRIMORANDO CUSTOS E BENEFÍCIOS EM PROTOCOLOS COM  
ARMADILHAS-FOTOGRAFICAS PARA INFERÊNCIAS ECOLÓGICAS E DE  
CONSERVAÇÃO

MARINA LIMA DA SILVA

CUIABÁ – MT

2018



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO  
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA  
BIODIVERSIDADE

APRIMORANDO CUSTOS E BENEFÍCIOS EM PROTOCOLOS COM  
ARMADILHAS-FOTOGRAFICAS PARA INFERÊNCIAS ECOLÓGICAS E DE  
CONSERVAÇÃO

MARINA LIMA DA SILVA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação, do Instituto de Biociências, para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

CUIABÁ – MT

2018

## FICHA CATALOGRÁFICA

L732a Lima da Silva, Marina.

Aprimorando custos e benefícios em protocolos com armadilhas-fotográficas para inferências ecológicas e de conservação / Marina Lima da Silva. - 2018

x, 21 f. : il. color. ; 30 cm.

Orientadora: Thiago Junqueira Izzo.

Co-orientadora: Viviane Maria Guedes Layme.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Cuiabá, 2018.


Inclui bibliografia.

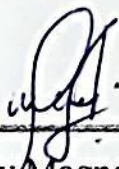
1. Cerrado. 2. custo-benefício. 3. detecção de mamíferos. 4.


ORIENTADOR: Prof<sup>o</sup> Dr. Thiago Junqueira Izzo

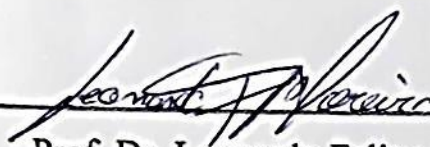
COORIENTADORA: Prof<sup>a</sup> Dra. Viviane Maria Guedes Layme

**BANCA EXAMINADORA**

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Ana Carolina Srбек Araujo  
Universidade de Vila Velha  
Examinadora Externa

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Jerry Magno Ferreira Penha  
Universidade Federal de Mato Grosso  
Examinador Interno

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Fernando Zagury Vaz de Mello  
Universidade Federal de Mato Grosso  
Examinador Interno

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Leonardo Felipe Bairos Moreira  
Universidade Federal de Mato Grosso  
Examinador Suplente

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, amo vocês

## AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores, Thiago e Viviane por acreditarem nessa ideia, pelo apoio, paciência com o meu desespero precoce, por todos os momentos fora da universidade e por sempre serem acessíveis e compartilharem tempo, vida e alegrias comigo. Muito obrigada!

À Fundação de Amparo à Pesquisa de Mato Grosso (FAPEMAT) pela bolsa concedida durante o mestrado e ao ComCerrado pelo financiamento do projeto.

Ao ICMBio e o Parque Nacional Chapada dos Guimarães, principalmente à Cintia Brazão, Luiz Gustavo e Caroline Potter, por todo auxílio logístico, burocrático e por sempre nos receberem tão bem e nos incentivarem a continuar a caça dos mamíferos. Aos guias, brigadistas e voluntários, em especial à Letícia Monteiro, Lucas Buttura e Fernando por caminharem nas longas e aleatórias trilhas, debaixo de sol, chuva, marimbondos, mas com muita risada.

Aos meus amigos de laboratório Hellen e Nicolas, por disponibilizarem seu tempo, automóvel. Por acompanhar/dividir cada guincho, lanche, risadas e paciência no período de seis meses de campo, por serem parceiros inigualáveis.

Aos professores Victor Landeiro e Leonardo Moreira que sempre foram acessíveis e disponíveis para me salvar com as análises e o R, obrigada pelo tempo e paciência com meu delay!

Ao meu melhor amigo Léo, por essa paciência com os meus dias difíceis (muitos), por rir do meu riso, chorar do meu choro, pelas longas horas de procrastinação –quer dizer, momento de filosofar a pesquisa–, espero que tenhamos mais anos nessa vida para sobreviver na academia e conquistarmos nossos laboratórios com um buraco no meio!

Aos colegas que pude fazer nesses 24 meses, por todas as louçadas, pizzas, shows, brigadeiros e longas horas de intervalo. Obrigada por compreenderem essa avalanche de sentimentos ao longo desse período.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, em especial a Nilce por me salvar nos assuntos burocráticos.

**SUMÁRIO**

LISTA DE FIGURAS .....	9
LISTA DE TABELAS .....	10
RESUMO .....	11
ABSTRACT .....	12
INTRODUÇÃO .....	13
MATERIAIS E MÉTODO .....	15
RESULTADOS .....	18
DISCUSSÃO .....	19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	22



**LISTA DE FIGURAS**

- Figura 1:** Esquema dos pontos amostrais selecionados na região do Parque Nacional Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil..... 27
- Figura 2:** Disposição das câmeras em cada ponto amostral selecionado no Parque Nacional Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil..... 28
- Figura 3:** Média da taxa de registros obtidos em comparação das câmeras, destaque para a câmera "principal" representada pelo ponto em vermelho em destaque, indicando que a média obtida por ela é mais representativa em comparação as outras. .... 28
- Figura 4:** Curva de rarefação mostrando a equiparidade entre as três câmeras e a câmera "principal" em relação a riqueza de espécies da área..... 29
- Figura 5:** Taxa de registros em relação a distribuição dos pontos no PCNG. Os pontos em vermelho representam as médias encontradas quando utilizamos somente as câmeras "principais" dentro dos raios de distância. .... 29

**LISTA DE TABELAS**

<b>Tabela 1:</b> Mamíferos terrestres de médio e grande porte encontrados na região do PNCG no período de janeiro a junho de 2017.....	30
<b>Tabela 2:</b> Valores de registros, riqueza e probabilidade de detecção dos mamíferos terrestres no PNCG durante Janeiro a Junho2017 em relação à quantidade de câmeras por ponto amostral e os raios de distância dos pontos amostrais ( $x/\rho$ =probabilidade de detecção; DP=desvio padrão; IC=intervalo de confiança).....	31

## **APRIMORANDO CUSTOS E BENEFÍCIOS EM PROTOCOLOS COM ARMADILHAS-FOTOGRAFÍCAS PARA INFERÊNCIAS ECOLÓGICAS E DE CONSERVAÇÃO**

### **AUTORES:**

Marina Lima da Silva; Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Instituto de Biociências. Universidade Federal de Mato Grosso. Avenida Fernando Correa da Costa, nº 2367, Bairro Boa Esperança, Cuiabá – Mato Grosso, Brasil. E-mail: nmarinalima@gmail.com.

Viviane Maria Guedes Layme; Departamento de Botânica e Ecologia, Instituto de Biociências. Universidade Federal de Mato Grosso. Avenida Fernando Correa da Costa, nº 2367, Bairro Boa Esperança, Cuiabá – Mato Grosso, Brasil.

Thiago Junqueira Izzo; Departamento de Botânica e Ecologia, Instituto de Biociências. Universidade Federal de Mato Grosso. Avenida Fernando Correa da Costa, nº 2367, Bairro Boa Esperança, Cuiabá – Mato Grosso, Brasil.

### **RESUMO**

- 1) A vida selvagem, principalmente de mamíferos terrestres é objeto de curiosidade e investigação de diversos pesquisadores ao longo do tempo. O uso de armadilhas-fotográficas se tornou uma ferramenta eficiente e indispensável para estudos com esse objetivo. Atualmente há diversos protocolos de monitoramento, e uso de metodologias diversificada para diferentes grupos de mamíferos. No entanto, a falta de padronização desses protocolos pode acarretar obstáculos para a replicabilidade e comparação de estudos tanto em escala local como global. Com isso, avaliamos se o uso de diferentes esforços amostrais e distância entre pontos amostrais podem influenciar em inferências ecológicas básicas para estudos com mamíferos.
- 2) No período de Janeiro a Junho de 2017 instalamos armadilhas-fotográficas em 43 pontos amostrais no Parque Nacional Chapada dos Guimarães (PNCG), Mato Grosso, Brasil. Utilizamos 3 armadilhas-fotográficas por ponto, sendo uma instalada de maneira que não houvesse obstrução de sua zona de detecção. Para avaliarmos taxa de registros, riqueza de espécies e probabilidade de detecção de espécies focais, aleatorizamos a quantidade de câmeras por ponto e comparamos ao uso da câmera padronizada. Para avaliar a diferença da distância dos pontos em relação as mesmas inferências, separamos o PNCG em distâncias de 8, 16 e 24km. Para todos os 1000

valores obtidos nas aleatorizações tiramos a média e o intervalo de confiança em 95%.

- 3) A câmera principal, com a posição padronizada responde de maneira mais eficiente ou equivalente a totalidade de pontos utilizadas por pontos, além de apresentar resultados mais confiáveis do que câmeras instaladas ao acaso. O mesmo acontece para a distância dos pontos amostrais, para algumas inferências como taxa de registros e probabilidade de detecção de espécies focais, uma amostragem em uma área menor pode apresentar resultados equivalente a totalidade da área de estudo.
- 4) Armadilhas-fotográficas são equipamentos caros, principalmente em países subdesenvolvidos onde são importadas. Nossos resultados sugerem que o gasto com o equipamento pode ser drasticamente reduzido se houver pessoas treinadas para a instalação do equipamento, trazendo benefício tanto nos resultados como o custo podendo ser utilizado em outros viés de projetos. Bem como, o esforço tanto amostral e espacial pode ser mínimo e contar com resultados confiáveis no estudos de mamíferos terrestres, principalmente em protocolos de monitoramento.

**Palavras-chave:** Cerrado, custo-benefício, detecção de mamíferos, inventário de mamíferos, protocolos de monitoramento, replicabilidade, vida selvagem.

## **ABSTRACT**

1. Wildlife, mainly terrestrial mammals are object of curiosity and research of various researchers over time. The use of cameras-trap is an efficient and indispensable tool for studies with this objective. There are several monitoring protocols and use of diversified methodologies for different groups of mammals. However, the lack of standardization of protocols may lead to obstacles to replicability and comparisons of studies, mainly in local and global scale. Thereby, we evaluate whether the use of different efforts, both sampling effort and spatial, influence ecology inferences basics.
2. In the period from January to June 2017, we distribute cameras-trap at 43 points in the Chapada dos Guimarães National Park (CGNP), Mato Grosso, Brazil. We used three cameras-trap per point, one of them being an installation so that there was no obstruction of its detection zone. In order to evaluate the rate of records, species richness and probability of detection of focal species, we randomized a number of cameras per point and compared to standardized camera use. To evaluate a spatial effort, the points in relation the ecology inferences, separated CGNP at distances of

8, 16 and 24 km. For all 1000 values obtained in the randomizations, we took the mean and confidence interval in 95%.

3. The main camera, with a standardized position responding more efficiently or equivalent to all points per point, in addition to presenting more reliable results than cameras installed at random. The same happens for the distance of the sampling points, for some inferences like rate of registers and probability of detection of focal species, a sampling in a smaller area can present results equivalent to the totality of the study area.
4. Cameras-traps are expensive equipment, especially in underdeveloped countries where they are imported. Our results suggest that spending on the equipment can be reduced. Know the platforms for installing the equipment, bringing the benefit to our results as the cost can be used in other projects bias. As well, both sampling and spatial effort can be minimal and rely on reliable results without studies of terrestrial mammals, especially in monitoring protocols.

**Key-words:** Cerrado Brazil, detection mammals, mammal inventory, protocols monitoring, replicability, trade-off, wildlife methodology.

## INTRODUÇÃO

O uso de armadilhas-fotográficas na avaliação da vida selvagem expandiu em meados dos anos 2000 (O'Brien, 2008; Kucera & Barrett, 2011; Burton et al., 2015). A sua empregabilidade vem aumentando de maneira gradativa em diversos estudos sobre mamíferos e outros grupos de animais, além de auxiliar na melhoria de protocolos de inventários e na obtenção de dados comparáveis em escalas espaciais e temporais (Tobler et al., 2008; Hobbs & Brehme, 2017). Com a variedade de aplicações de armadilhas-fotográficas para estudos ecológicos, um requisito é de que o delineamento e os objetivos estejam alinhados, uma vez que os dados coletados são influenciados pelos padrões e protocolos (Meek et al., 2014). Diante das vantagens do uso das armadilhas-fotográficas estão a opção de um funcionamento ininterrupto em períodos noturnos e diurnos, o uso ou não de iscas, é um método invasivo que não afeta o comportamento animal e são de fácil implantação (Srbek-Araujo & Chiarello, 2005; Kays et al., 2011; Trolliet et al., 2014). Bem como, vem demonstrando ser uma eficiente metodologia para detecção e identificação de espécies com perturbações ambientais relativamente baixas (Silveira, Jácomo, & Diniz-Filho, 2003; O'Connell, Nichols, & Karanth, 2011; Ahumada, Hurtado, & Lizcano, 2013; Trolliet et al., 2014; Kolowski & Forrester, 2017), e provando ser mais recomendada do que outras amostragens em transectos lineares (Silveira, Jácomo, & Diniz-Filho, 2003).

As armadilhas-fotográficas têm sido utilizadas para diversas abordagens, principalmente em levantamento de inventários, riqueza de espécies, distribuição e abundância, bem como para comportamento de espécies-focais ou determinar tamanho de populações (Kays et al., 2011; Rovero et al., 2013, 2014; Bowler et al., 2016). No entanto, diferentes pesquisadores costumam empregar diferentes protocolos, o que acaba causando variação na qualidade dos dados coletados, além de que os estudos tradicionais onde focam em uma espécie-alvo específica, acabam gerando técnicas que maximizam sua eficiência em registrar aquela espécie, podendo diminuir a detecção de outras (Kays et al., 2011). É uma metodologia onde a obtenção de dados não é restrita, gera um material bônus que pode ser importante para diversas questões científicas (Kays et al., 2011; Steenweg et al., 2017). Porém, ainda há questões metodológicas a serem exploradas, estudos com armadilhas-fotográficas dão pouca importância ao delineamento e à análise de dados subsequente (Kelly, 2008), diretrizes como número, locais de instalação, período de permanência, posicionamento das armadilhas-fotográficas e quantidade de esforço empregado podem afetar as estimativas de ocupação e composição da comunidade (Swann et al., 2004; Kays et al., 2011; Rowcliffe et al., 2011; Si, Kays, & Ding, 2014; Sun, Fuller, & Royle, 2014; Pease, Nielsen, & Holzmueller, 2016). E a escassez de estudos com esses focos, dificultam a padronização de protocolos que fazem aumentar a variação entre a qualidade de dados e tornar esses estudos difíceis em serem replicáveis e comparáveis em macro escala (Smith et al., 2016; Ferreras et al., 2017; Rich et al., 2017).

Além das lacunas metodológicas quanto ao uso do equipamento, a variedade de marcas e modelos de armadilhas-fotográficas podem causar obstáculos em um projeto. Existem câmeras diferentes – marcas e modelos disponíveis, que também influenciam nos dados obtidos, logo a diferença no equipamento deve ser levada em consideração nos dados de comparação entre estudos (Srbek-Araujo & Chiarello, 2007). O uso de diferentes modelos de armadilhas-fotográficas resultam em desempenho variados de dados coletados, devido a diferença entre velocidades de disparo, zonas de detecção, intensidade do flash e sensibilidade do sensor (Meek et al., 2014). Ademais, a maioria das marcas e modelos disponíveis em países subdesenvolvidos ou emergentes são importadas, gerando o custo mais exorbitante do projeto só com o equipamento, além das despesas adicionais com a manutenção (pilhas/baterias) e custos com transporte (Swann et al., 2004; Srbek-Araujo & Chiarello, 2005, 2007; Kays et al., 2011; Kucera & Barrett, 2011).

Esses elementos metodológicos e logísticos e a ausência de padronização de desenhos amostrais são de fato fatores limites para realização e comparação entre estudos,

principalmente no Brasil (Srbek-Araujo & Chiarello, 2007). O objetivo deste estudo é fornecer base para a tomada de decisões na pesquisa e levantamento de inventários de mamíferos de médio e grande porte, com base no custo-benefício. Para atingir esse objetivo, avaliamos se parâmetros habituais de pesquisa com armadilhas-fotográficas –detecção, riqueza e a probabilidade de detecção de espécie-focal, podem ser influenciados quando variamos elementos do projeto de estudo associados à custo de instalação. Variamos: 1) O número de câmeras por ponto amostral; 2) posicionamento da câmera na instalação e; 3) a distribuição espacial dos pontos de amostragem.

## **MATERIAIS E MÉTODO**

O estudo foi conduzido no Parque Nacional Chapada dos Guimarães (citado como PNCG a partir de agora). O PNCG (lat 15°10'-15°30'S; long 56°45'-56°50'W) está situado entre os municípios de Chapada dos Guimarães e Cuiabá no Estado de Mato Grosso, e possui uma área de 32.670ha (MMA 2009), o PNCG está completamente inserido no bioma Cerrado. Este bioma possui extensão em todo Brasil Central, com enorme provisão de serviços ecossistêmicos, vasta riqueza de espécies e importância na conservação das mesmas (Mittermeier et al., 2004; Klink & Machado, 2005). Considerado um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade, sofrendo com ameaçadas causadas pelo agronegócio, fogo e desmatamento, com perda de aproximadamente 46% da sua cobertura de vegetação nativa, apresentando somente 19,8% de sua área inalterada (Myers et al., 2000; Klink & Machado, 2005; Strassburg et al., 2017). O Cerrado do PNCG apresenta diferentes fitofisionomias, incluindo formações florestais, como Cerradão, Florestas Semidecíduas, Matas de Galeria, Ciliares e Secas; formações savânicas, como Cerrado, Cerrado-Anão, Campo Cerrado, Campo Limpo (seco e úmido), Campo Sujo (seco e úmido), Campo Rupestre e Veredas, Cerrado *stricto sensu* (ralo e rupestre) e vegetação sobre rochas (Cunha et al., 2008; MMA & ICMBio, 2009). A topografia do PNCG varia de 100-200m até 900m (MMA & ICMBio, 2009). A precipitação anual varia entre 1.800 e 2.000mm e a temperatura média anual em torno de 22,8°C no período de chuva (outubro à março) e 27,2°C na seca (abril a setembro) (Mittermeier et al., 2004; Klink & Machado, 2005; Pinto & Hay, 2005; Cunha et al., 2008; MMA & ICMBio, 2009).

No período de Janeiro a Junho de 2017, selecionamos 43 pontos na região do PNCG. Os pontos amostrais estavam equidistante entre 500m a 2km, estendendo por todo o parque (Figura 1). Devido a esse delineamento, amostramos em todas as fitofisionomias encontradas no PNCG, apesar de encontrar poucos locais com proximidade à água. Em cada ponto, instalamos um conjunto de três armadilhas-fotográficas (denominadas de câmeras a partir

de agora; Figura 2) em uma única árvore de forma que as três ficassem posicionadas a uma altura de 50cm acima do solo para detecção de mamíferos de médio e grande porte e sem uso de iscas (Rowcliffe et al., 2008). Depois da instalação, a vegetação foi removida de forma que evitasse disparos desnecessários de quaisquer armadilhas, sem qualquer modificação da paisagem (Meek et al., 2014). Do conjunto das três câmeras, uma delas (denominada “principal” a partir de agora), tinha um campo de visão mais favorável, de maneira em que não houvesse obstáculos que pudessem obstruir a amplitude da zona de detecção da armadilha, uma vez que apesar do local de instalação estiver relativamente limpo, possivelmente existam fatores que limitem a eficiência do disparo correto (Swann et al., 2004). Apesar do método aleatório de colocação das armadilhas ser a mais indicada e viável, é necessário uma abordagem equilibrada de forma que proporcione a cada armadilha uma visão clara suficiente para a detecção de animais (Rowcliffe et al., 2008).

Utilizamos 37 armadilhas-fotográficas ao longo do período de amostragem. Como o número de armadilhas era limitante para o arranjo do desenho amostral, ao longo de seis campanhas de campo, arranjamos a instalação dos conjuntos de armadilhas-fotográficas sequencialmente (Pease, Nielsen, & Holzmueller, 2016). Cada campanha durou 18 dias consecutivos com funcionamento por 24h sem interrupções. Para evitar grandes variações na zona de detecção devido diferenças no modelo empregado (Rovero et al., 2013), empregamos apenas um modelo de câmera (Bushnell® TrophyCamHD Essential/Aggressor), a qual possui campo de visão de 25m e com zona de detecção de 75° (Bushnell, 2014, 2017).

Consideramos como evento de captura independente as imagens de mamíferos terrestres de médio e grande porte da mesma espécie obtidos com o mínimo de 30 minutos de intervalo em uma mesma câmera (Si, Kays, & Ding, 2014), para avaliar a diferença nos registros entre as câmeras, utilizamos o esforço amostral. Calculamos o esforço amostral como somatório dos registros encontrados para cada câmera de cada local. Para a riqueza de espécies, a identificação das espécies foi feita seguindo Reis *et al.* (2011) e a The IUCN Red List of Threatened Species (IUCN, 2017). Os indivíduos do gênero de *Mazama* não foram identificados a nível de espécie, porém inclusos a análise. Para quantificar a riqueza de espécies de mamíferos terrestres por câmera e ponto, somamos o número de espécies para cada matriz-base. Para probabilidade de detecção de espécies-focais, selecionamos duas espécies consideradas vulneráveis pela The IUCN Red List of Threatened Species (IUCN 2017) e o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio & MMA, 2016) e que possuíram número de registros relativamente altos na área de estudo: a anta



(*Tapirus terrestris*) e o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*). Criamos históricos de detecção para as duas espécies a partir do seu registro em cada câmera. Baseado nesse histórico, estimamos a probabilidade de detecção das duas espécies separadamente utilizando a análise *single-season, single-species* (Mackenzie et al., 2006), onde consideramos ocupação e detecção constantes ( $\psi(\cdot)p(\cdot)$ ) sem a interferência de covariáveis, no intuito de estimar somente a probabilidade de detecção de cada espécie-focal com diferentes levantamentos por câmera (Pease, Nielsen, & Holzmüller, 2016).

Para cada parâmetro, criamos uma matriz-base dos registros, riqueza de espécies e probabilidade de detecção das espécies focais por ponto e câmera. Para a comparação do número de câmeras por ponto, selecionamos ao acaso os dados de uma ou duas câmeras de cada ponto. No caso de três câmeras não era necessário a seleção, por ser a totalidade de nossos dados. Conforme o aumento do número de câmeras, o esforço amostral também crescia, para uma câmera (43), duas câmeras (86) e três câmeras (129). Para as matrizes de duas e três câmeras, os valores deste esforço eram somados pela quantidade de câmeras selecionadas, afim de manter os 43 pontos amostrais fixos e multiplicamos por 100 para obter um valor percentual. Com as novas matrizes de cada parâmetro criadas, aleatorizamos 1000 vezes, deste valores calculamos a média e o intervalo de confiança de 95%. Todas as análises foram feitas no *software* R (R Core Team 2011). Para a criação da curva de rarefação, utilizamos a função *specaccum* do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2011), onde consideramos a quantidade de câmeras total (129) e o número de espécies encontradas para produzir a relação da quantidade de câmeras por ponto com a riqueza da área de estudo. Para estimar a probabilidade de detecção das espécies-focais, utilizamos o pacote e *unmarked* (Fiske & Chandler 2011). A câmera “principal” foi incluída na matriz-base, bem como tinha uma matriz individual afim de comparação do posicionamento das câmeras.

Para avaliar a influência da distribuição dos pontos, utilizamos a mesma matriz-base com todas as câmeras de todos os pontos, totalizando 129 câmeras. Nossos pontos amostrais se estendiam por 24km ao longo do PNCG, para a seleção dos raios, separamos os pontos que caberiam dentro de três distância: 8km, 16km e 24km. Com as coordenadas geográficas em UTM, selecionamos um ponto ao acaso e a partir deste ponto, pegávamos os pontos mais próximos dentro dos raios de distância. Os cálculos para registros, foi modificado, uma vez que não tínhamos o esforço de cada câmera por raio, então consideramos como esforço o somatório de registros por câmera vezes os dias de amostragem (18). Com isso, para cada parâmetro tínhamos três matrizes para cada raio selecionado, com os 1000 valores aleatorizados.

## RESULTADOS

Obtivemos 244 registros de 15 espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte em 1997 armadilhas/dias (Tabela 1). Essas espécies distribuem-se em seis ordens e 11 famílias, sendo a anta (*Tapirus terrestris*), a espécie que correspondeu a quase um terço dos registros (30%), ocorrendo em mais de 45% dos pontos. Outras espécies, como cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) e tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), tiveram números de registros altos (16,39% e 11,48%, respectivamente), mas baixa distribuição, ocorrendo em menos de 26% dos pontos amostrais. As demais espécies encontradas tiveram números de registros e distribuição baixa na área de estudo.

Os valores obtidos da câmera “principal” em comparação as câmeras instaladas ao acaso são mais representativos (Tabela 2). Para número de registros, a câmera “principal” obteve a maior média ( $\bar{x}=15.37$ ), os valores para uma, duas câmeras ao acaso ou totalidade de câmeras possuem valores similares entre si. A adição de mais câmeras diminui a variabilidade no sucesso de registros de mamíferos quando comparado a uma única câmera colocada em posição adequada (Figura 3).

Quando avaliamos a riqueza de espécies, a câmera “principal” apresenta valor bem representativo ( $\bar{x}=14$ ), podendo ser considerado similar ao uso de todas as câmeras ( $\bar{x}=15$ ) ao analisarmos as curvas de acúmulo de espécies, vemos que três câmeras e uma bem posicionada são equiparáveis (Figura 4), apesar de não estabilizar. A probabilidade de detecção das duas espécies focais não há variação significativa quando adicionamos câmeras por pontos, inclusive quando avaliamos somente para a “principal” (Tabela 2). Para anta, há variação mínima entre uma e duas câmeras instaladas ao acaso ( $\bar{x}=0.06$  e  $\bar{x}=0.08$ , respectivamente), no entanto a câmera “principal” apresenta uma média semelhante ao máximo do intervalo de confiança de uma câmera ao acaso ( $\bar{x}=0.09$ ), mais uma vez sendo mais eficiente. A estimativa de detecção de tamanduá-bandeira apresenta a mesma variação de anta, porém ainda que a câmera “principal” apresente uma probabilidade alta ( $\bar{x}=0.10$ ), permanecendo no intervalo de confiança de uma câmera ao acaso ( $IC=0.01-0.15$ ).

Em relação a distribuição espacial dos pontos com a câmera “principal”, não conseguimos encontrar estimativas na probabilidade de detecção das espécies-focais, devido os valores baixos de encontros no histórico de detecção de ambas (Tabela 2). No entanto, quando avaliamos todas as câmeras dentro dos raios selecionados, não encontramos variação nas médias de número de registros que permanecem entre  $\bar{x}=10\sim 10.50$ , porém, em ~~h~~ encontramos valores desejáveis para esse enfoque. O mesmo é apresentado quando distribuimos câmeras bem posicionadas no raio de 8km (Figura 5), os valores são ainda mais

consideráveis do que câmeras ao acaso ( $\bar{x}=15.03$ ;  $IC=8.50-21.82$ ). Não há variação significativa na estimativa de detecção das espécies-focais, apesar de ser um valor extremamente baixo, pode trazer noções de uso do hábitat para estudos pilotos. Em contrapartida, a riqueza de espécies apresenta valores bem discrepantes conforme a mudança do tamanho dos raios. A riqueza de espécies real só é encontrada quando colocamos as câmeras em uma área que representa metade do PNCG, mesmo utilizando somente a câmera “principal” (Tabela 2). Neste caso de distribuição espacial, não fixamos o valor de locais ou câmeras, e mesmo com o aumento de câmeras dependendo do tamanho do raio, a partir de 16km encontramos valores significativos para riqueza de espécies (Figura 5).

## DISCUSSÃO

Neste estudo demonstramos que o melhor posicionamento de armadilhas-fotográficas, garante resultados mais confiáveis para inferências ecológicas em uma área de savana. Nesses casos, nossos dados apontam que a maximização de câmeras por ponto tende a resolver o problema da inexperiência na instalação (Swann et al., 2004), gerando padrões confiáveis. Porém, este gasto adicional nem sempre é necessário. Aqui, também demonstramos que a diminuição da escala espacial na distribuição das câmeras pode minimizar o custo da pesquisa por minimizar os dias de campo. Essa diminuição, mesmo não influenciando a detecção de tamanduá-bandeira e anta, claramente diminui a qualidade dos dados gerados para o número de espécies registrada no PNCG. Estes resultados têm importantes implicações para a replicabilidade de estudos e a comparabilidade entre trabalhos científicos feito por diferentes autores e em diferentes regiões.

Como demonstrado em nossos resultados, o uso de uma câmera bem posicionada evita que um único indivíduo seja registrado em diferentes câmeras em um mesmo ponto amostral, com isso não superestimando o número de espécies que realmente visitaram aquele ponto (Swann et al., 2004). No entanto, quando o pesquisador não possui treinamento em instalação de armadilhas-fotográficas, a solução seria aumentar o número de câmeras dispostas ao acaso a fim de obter dados que realmente representam o número de espécies que visitou aquele dado ponto no período amostral. Obviamente, como câmeras registram o horário da foto, há métodos simples para minimizar erros quando do uso de mais de uma câmera por ponto, porém além de aumentar o tempo de processamento das imagens, o uso de mais câmeras é o maior fator encarecendo pesquisas com armadilhas fotográficas.

Uma conclusão particular desse estudo é que o bom posicionamento de uma câmera pode trazer resultados equivalentes ao uso de três câmeras. Isto torna as câmeras adicionais

e ao acaso obsoletas. Esse efeito da escolha de um bom ângulo de colocação da câmera é particularmente notável, no caso de quando avaliamos o número de espécies fotografadas. Em nossos resultados, a câmera voltada para o local com o melhor ângulo possível naquele dado ponto apenas falhou em fotografar uma única espécie, o mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), em relação às três câmeras instaladas em um único mesmo ponto. A espécie não registrada foi uma das menos abundantes na área de estudo ocorrendo apenas em um ponto amostral, assim como a cutia, capivara, paca e o tatu-galinha (Tabela 1). Indivíduos dessa espécie possuem comportamento noturno, solitário e costumam ocorrer em áreas florestais, próximos a rios, manguezais e banhados (Reis et al., 2011) e nossa área de estudo era inserida no Cerrado sem grandes corpos da água (Cunha et al., 2008; MMA & ICMBio, 2009). Logo, embora não seja uma espécie rara, a captura dessa espécie em nossas amostragens aparente ser algo ocasional.

Ao avaliar a probabilidade de detecção de espécies-focais, o efeito da câmera “principal” não foi observável. Uma possível explicação é que para animais de grande porte, abundantes ou comuns em uma determinada área, o posicionamento da câmera não faça diferença. O esforço amostral mínimo, com uma câmera seja ela ao acaso ou não, e do conhecimento prévio da biologia da espécie em questão, já traz informações sobre a ocorrência e detectabilidade. Estudos com a probabilidade de detecção são mais voltados ao uso do habitat e ocupação da área pela espécie-focal (Rovero et al., 2013), onde a ocupação da espécie na área pode ser influenciada pela probabilidade de detecção. Logo, no caso de amostragens onde a câmera é disposta ao acaso, não há problema no uso de um protocolo válido para também capturar toda a diversidade da área. Porém, a detectabilidade tende a variar quando modelada com covariáveis como características de habitat e área de interesse, bem variar em função do pesquisador se valer do uso de atrativos na amostragem, influenciando a espécie capturada e as abordam questões ecológicas importantes (Mackenzie et al., 2002; Burton et al., 2015). Nesses casos específicos para inferências ecológicas em nível de populações de espécies-focais, os pesquisadores podem modificar o padrão de determinação do local “ótimo”. Isso, porém vai de encontro a possibilidade do uso das fotografias obtidas para diversas pesquisas.

Em nosso estudo, a anta foi a espécie que mais ocorreu nas fotografias, com uma ampla distribuição, utilizando de todas as áreas amostradas. Apesar de preferir áreas com vegetação mais densa e locais para banho (Reis et al., 2011; Ferreguetti, Tomás, & Bergallo, 2015) sua probabilidade de detecção foi baixa. O segundo animal mais frequentemente encontrado nas câmeras foi o tamanduá-bandeira (Tabela 1). O comportamento do

tamanduá-bandeira pode variar conforme o ambiente em que reside. Foi sugerido que a ocorrência de tamanduás é determinada pela densidade de indivíduos, a temperatura, a disponibilidade de alimento e tamanho da área de uso ou mesmo distúrbios de habitat como a fragmentação do seu habitat (Shaw, Machado-neto, & Carter, 1987; Medri & Mourao, 2005; Desbiez & Medri, 2010; Bertassoni et al., 2017). Apesar de sua grande biomassa, esta espécie é considerada rara (Miranda, Bertassoni, & Abba, 2014), resultando em uma probabilidade de detecção naturalmente baixa, como a encontrada. Possivelmente uma modelagem com covariáveis ambientais pudesse explicar de forma mais robusta ou aumentar a estimativa de detecção de antas e tamanduás na região estudada. Apesar dos valores de detecção observados, nossos resultados demonstraram que uma câmera já pode ao menos indicar a área de uso do animal ou comportamento, auxiliando em projetos pilotos.

A solução mais fácil para a deficiência da qualidade dos dados dado o mal posicionamento da câmera é a adição de mais câmeras por ponto amostral. Porém, a adição de mais uma câmera por ponto amostral nem sempre é uma possibilidade justamente pela questão do preço das armadilhas-fotográficas. A grande maioria das câmeras custam entre US\$100-200 dólares (Amazon, 2018). No caso de nosso estudo o custo total do trabalho de campo foi de US\$9.433,38, sendo que 78.4% desse valor representa o gasto com as câmeras. Dado que a câmera bem posicionada gerou dados confiáveis com o mínimo de perda, a diminuição orçamentária seria de US\$1.638,67 em termos dos gastos com baterias e logística. Esse mesmo esforço poderia ser empregado em aumento o número de pontos amostrais, permitindo inferências ecológicas mais robustas (Steenweg et al., 2017). Assim, sugerimos que o gasto maior seja com o treinamento de pessoas que irão instalar as câmeras em campo ou com o desenvolvimento de trabalhos piloto antes da obtenção dos dados, gerando estudos replicáveis e com bom delineamento e disposição do equipamento.

O fato de que o treinamento de que o pesquisador, na instalação da câmera afeta o resultado do trabalho levanta uma discussão complexa: a diminuição da replicabilidade e da comparabilidade entre trabalhos. O uso de locais estratégicos em amostragem de carnívoros, por exemplo, auxilia na replicabilidade de estudos com esse enfoque, porém as fotos obtidas nem sempre podem ser utilizadas para outros grupos de mamíferos. Para estudos não-focais, como visando padrões de biodiversidade, é possível se estabelecer protocolos quanto ao posicionamento das câmeras, gerando dados comparáveis e replicáveis. Essa padronização auxilia na criação e compartilhamento de dados das comunidades de mamíferos para estudos seja em escalas regionais como globais e diminuindo os obstáculos entre parcerias nacionais

e internacionais, além de financiamentos de campo em monitoramentos (Rich et al., 2017; Steenweg et al., 2017).

Nossos resultados fornecem parâmetros para tomada de decisões a pesquisadores que se utilizam das armadilhas-fotográficas como instrumento de pesquisa e buscam o custo-benefício. Sabemos que eventualmente não é sempre possível, que o pesquisador possa instalar suas próprias câmeras, contratando pessoas externas para a obtenção de dados. Nesse caso, sugerimos que antes da instalação a equipe de campo passe por um intenso trabalho de treinamento, afim de obter dados de boa qualidade diminuindo assim o custo total em armadilhas-fotográficas. Esperamos que futuros estudos se utilizem de armadilhas-fotográficas de forma que possam ser comparáveis e contribuir com os padrões de ocorrência em larga escala, focando na variação espacial e no efeito temporal.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahumada, J. A., Hurtado, J., & Lizcano, D. (2013). Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. *PLoS One* **8**, 6–9.
- Amazon. (2018). Bushnell TrophyCam.
- Bertassoni, A., Mourão, G., Ribeiro, R. C., Cesário, C. S., Oliveira, J. P. de, & Bianchi, R. de C. (2017). Movement patterns and space use of the first giant anteater ( *Myrmecophaga tridactyla* ) monitored in São Paulo State, Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* Taylor & Francis.
- Bowler, M. T., Tobler, M. W., Endress, B. A., Gilmore, M. P., & Anderson, M. J. (2016). Estimating mammalian species richness and occupancy in tropical forest canopies with arboreal camera traps. *Remote Sens. Ecol. Conserv.* 1–12.
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., Bayne, E., & Boutin, S. (2015). Wildlife camera trapping: A review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *J. Appl. Ecol.* **52**, 675–685.
- Bushnell. (2014). Instruction Manual: TrophyCamHD|Essential. Kansas: Bushnell Outdoor Products.
- Bushnell. (2017). Instruction Manual: TrophyCamHD|Aggressor. Kansas: Bushnell Outdoor Products.
- Cunha, C. N., Arruda, E. C., Pinto, J. R. R., Guarim-Neto, G., Oliveira, M. G., & Costa, C. P. (2008). Relatório: Avaliação Ecológica Rápida do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães: vegetação e flora 192 pp.

- Desbiez, A. L. J., & Medri, Í. M. (2010). Density and Habitat use by Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) and Southern Tamanduas (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal Wetland, Brazil. *Edentata* **11**, 4–10.
- Ferregueti, Á. C., Tomás, W. M., & Bergallo, H. G. (2015). Density, Occupancy, and Activity Pattern of Two Sympatric Deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. *J. Mammal.* **96**, 1245–1254.
- Ferreras, P., Díaz-Ruiz, F., Alves, P. C., & Monterroso, P. (2017). Optimizing camera-trapping protocols for characterizing mesocarnivore communities in south-western Europe. *J. Zool.* **301**, 23–31.
- Hobbs, M. T., & Brehme, C. S. (2017). An improved camera trap for amphibians, reptiles, small mammals, and large invertebrates. *PLoS One* **12**, e0185026.
- ICMBio, I. C. M. de C. da B., & MMA, M. do M. A. (2016). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.
- Kays, R., Tilak, S., Kranstauber, B., Jansen, P. A., Carbone, C., Rowcliffe, M. J., Fountain, T., Eggert, J., & He, Z. (2011). Monitoring wild animal communities with arrays of motion sensitive camera traps. *Int. J. Res. Rev. Wirel. Sens. Networks* **1**, 19–29.
- Kelly, M. J. (2008). Design, evaluate, refine: Camera trap studies for elusive species. *Anim. Conserv.* **11**, 182–184.
- Klink, C. a., & Machado, R. B. (2005). A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* **1**, 147–155.
- Kolowski, J. M., & Forrester, T. D. (2017). Camera trap placement and the potential for bias due to trails and other features. *PLoS One* **12**, 1–20.
- Kucera, T. E., & Barrett, R. H. (2011). A History of Camera Trapping. In *Camera Traps Anim. Ecol. Methods Anal.* pp. 9–26.
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One. *Ecology* **83**, 2248–2255.
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., & Hines, J. E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier. San Diego, California.
- Medri, I. M., & Mourao, G. (2005). Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Zool. Soc. London* **266**, 365–375.
- Meek, P. D., Ballard, G., Claridge, A., Kays, R., Moseby, K., O'Brien, T., O'Connell, A., Sanderson, J., Swann, D. E., Tobler, M., & Townsend, S. (2014). Recommended

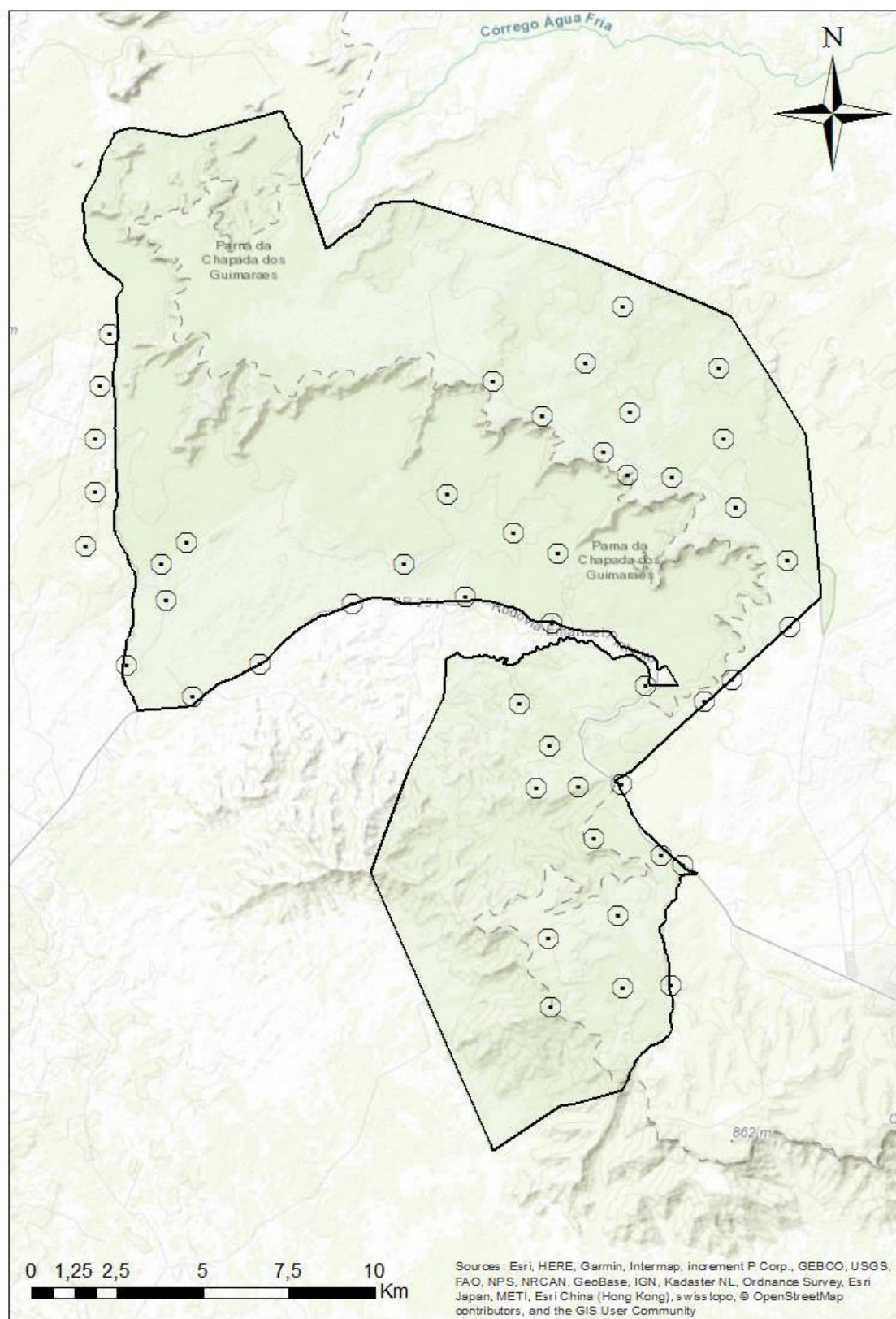
- guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodivers. Conserv.* **23**, 2321–2343.
- Miranda, F., Bertassoni, A., & Abba, A. M. (2014). *Myrmecophaga tridactyla*, Giant Anteater. *IUCN Red List Threat. Species* **8235**, 1–14.
- Mittermeier, R. A., Gil, P. R., Hoffmann, M., Pilgrin, J., Brooks, T., Mittermeier, C. G., Lamoreux, J., & Fonseca, G. A. B. da. (2004). Hotspots: Revisited. *Cemex Books Nat. MMA, M. do M. A., & ICMBio, I. C. M. de C. da B.* (2009). Plano de Manejo: Parque Nacional da Chapada dos Guimarães.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 853–858.
- O'Brien, T. G. (2008). On the use of automated cameras to estimate species richness for large- and medium-sized rainforest mammals. *Anim. Conserv.* Vol. 11. Blackwell Publishing Ltd.
- O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (2011). Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses. *Springer*.
- Pease, B. S., Nielsen, C. K., & Holzmüller, E. J. (2016). Single-camera trap survey designs miss detections: Impacts on estimates of occupancy and community metrics. *PLoS One* **11**, 1–14.
- Pinto, J. R. R., & Hay, J. D. V. (2005). Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Rev. Bras. Botânica* **28**, 523–539.
- Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A., & Lima, I. P. (2011). Mamíferos do Brasil. Second. Londrina.
- Rich, L. N., Davis, C. L., Farris, Z. J., Miller, D. A. W., Tucker, J. M., Hamel, S., Farhadinia, M. S., Steenweg, R., Di Bitetti, M. S., Thapa, K., Kane, M. D., Sunarto, S., Robinson, N. P., Paviolo, A., Cruz, P., Martins, Q., Gholikhani, N., Taktehrani, A., Whittington, J., Widodo, F. A., Yoccoz, N. G., Wultsch, C., Harmsen, B. J., & Kelly, M. J. (2017). Assessing global patterns in mammalian carnivore occupancy and richness by integrating local camera trap surveys. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **26**, 918–929.
- Rovero, F., Martin, E., Rosa, M., Ahumada, J. A., & Spitalé, D. (2014). Estimating species richness and modelling habitat preferences of tropical forest mammals from camera trap data. *PLoS One* **9**.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., & Meek, P. (2013). “Which camera trap type and how many do I need?” A review of camera features and study designs for a range



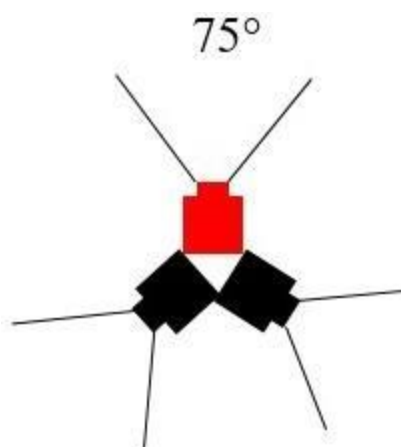
- of wildlife research application. *Hystrix, Ital. J. Mammology*.
- Rowcliffe, J. M., & Carbone, C. (2008). Surveys using camera traps: Are we looking to a brighter future? *Anim. Conserv.* **11**, 185–186.
- Rowcliffe, J. M., Carbone, C., Jansen, P. A., Kays, R., & Kranstauber, B. (2011). Quantifying the sensitivity of camera traps: An adapted distance sampling approach. *Methods Ecol. Evol.* **2**, 464–476.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *J. Appl. Ecol.* **45**, 1228–1236.
- Shaw, J. H., Machado-neto, J., & Carter, T. S. (1987). Behavior of Free-Living Giant Anteaters ( *Myrmecophaga tridactyla* ) ( *Myrmecophaga* Giant Anteaters Behavior of Free-Living. *Biotropica* **19**, 255–259.
- Si, X., Kays, R., & Ding, P. (2014). How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ* **2**, e374.
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A., & Diniz-Filho, J. A. F. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys: A comparative evaluation. *Biol. Conserv.* **114**, 351–355.
- Smith, J., Legge, S., James, A., & Tuft, K. (2016). Optimising camera trap deployment design across multiple sites for species inventory surveys. *Pacific Conserv. Biol.* **23**, 43.
- Srbek-Araujo, A. C., & Chiarello, A. G. (2005). Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* **21**, 121–125.
- Srbek-Araujo, A. C., & Chiarello, A. G. (2007). Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Rev. Bras. Zool.* **24**, 647–656.
- Steenweg, R., Hebblewhite, M., Kays, R., Ahumada, J., Fisher, J. T., Burton, C., Townsend, S. E., Carbone, C., Rowcliffe, J. M., Whittington, J., Brodie, J., Royle, J. A., Switalski, A., Clevenger, A. P., Heim, N., & Rich, L. N. (2017). Scaling-up camera traps: monitoring the planet's biodiversity with networks of remote sensors. *Front. Ecol. Environ.* **15**, 26–34.
- Strassburg, B. B. N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A. E., Oliveira Filho, F. J. B., Scaramuzza, C. A. de M., Scarano, F. R., Soares-Filho, B., & Balmford, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.* **1**, 99.

- Sun, C. C., Fuller, A. K., & Royle, J. A. (2014). Trap configuration and spacing influences parameter estimates in spatial capture-recapture models. *PLoS One* **9**.
- Swann, D. E., Hass, C. C., Dalton, D. C., & Wolf, S. A. (2004). Infrared-triggered cameras for detecting wildlife: an evaluation and review. *Wildl. Soc. Bull.* **32**, 357–365.
- Tobler, M. W., Carrillo-Percestequi, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R., & Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Anim. Conserv.* **11**, 169–178.
- Trolliet, F., Huynen, M.-C., Vermeulen, C., & Hambuckers, A. (2014). Use of camera traps for wildlife studies. A review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* **18**, 446–454.

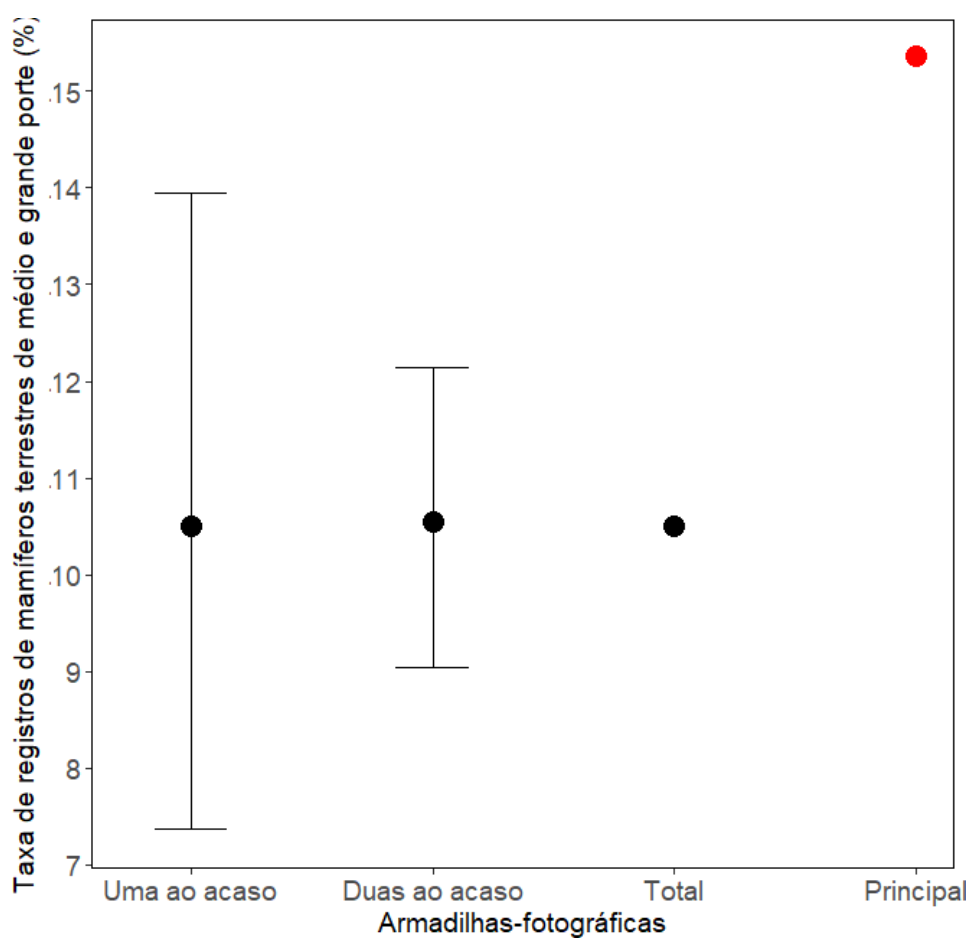
## FIGURAS



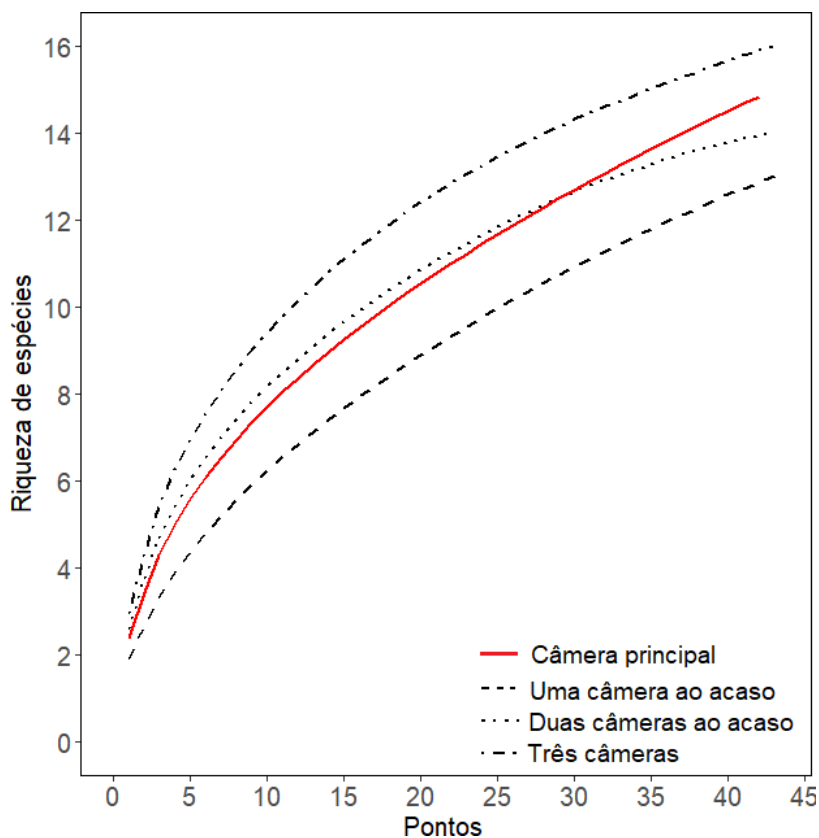
**Figura 1:** Esquema dos pontos amostrais selecionados na região do Parque Nacional Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil



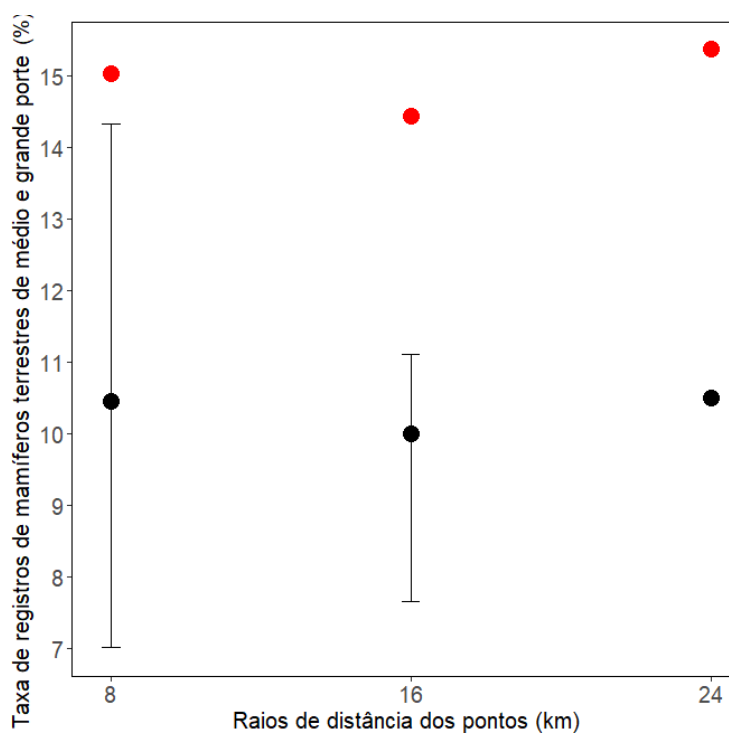
**Figura 2:** Disposição das câmeras em cada ponto amostral selecionado no Parque Nacional Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil.



**Figura 3:** Média da taxa de registros obtidos em comparação das câmeras, destaque para a câmera "principal" representada pelo ponto em vermelho em destaque, indicando que a média obtida por ela é mais representativa em comparação as outras.



**Figura 4:** Curva de rarefação mostrando a equiparidade entre as três câmeras e a câmera "principal" em relação a riqueza de espécies da área.



**Figura 5:** Taxa de registros em relação a distribuição dos pontos no PCNG. Os pontos em vermelho representam as médias encontradas quando utilizamos somente as câmeras "principais" dentro dos raios de distância.

## TABELAS

**Tabela 1:** Mamíferos terrestres de médio e grande porte encontrados na região do PNCG no período de janeiro a junho de 2017

ORDEM/FAMÍLIA	NOME COMUM	NOME CIENTÍFICO	NR
PERISSODACTYLA			
Tapiridae	Anta	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	73
CARNIVORA			
Felidae	Onça-parda	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	4
	Jaguatirica	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	4
Canidae	Cachorro-do-mato	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	40
	Lobo-guará	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	6
Procyonidae	Mão-pelada	<i>Procyon cancrivorus</i> (G. [Baron] Cuvier, 1798)	1
	Quati	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	7
PILOSA			
Myrmecophaga	Tamanduá-bandeira	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	28
	Tamanduá-mirim	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	3
RODENTIA			
Caviidae	Capivara	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	1
Dasyproctidae	Cutia	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	2
Cuniculidae	Paca	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	2
CINGULATA			
Dasypodidae	Tatu-galinha	<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	1
ARTIODACTYLA			
Tayassuidae	Cateto	Pecari tajacu (Linnaeus, 1758)	10
Cervidae	Veado	<i>Mazama</i> Rafinesque, 1817	62

\*NR: Número de registros por espécie

