



**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO  
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE NOVA XAVANTINA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E  
CONSERVAÇÃO**



**COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE  
PORTE EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DA  
AMAZÔNIA MERIDIONAL**

**DIEGO AFONSO SILVA**

**NOVA XAVANTINA  
MATO GROSSO - BRASIL**

**2016**

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO  
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE NOVA XAVANTINA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E  
CONSERVAÇÃO**

**COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE  
PORTE EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DA  
AMAZÔNIA MERIDIONAL**

**DIEGO AFONSO SILVA**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação para a obtenção do título Mestre.

**Orientador:** Dr. Frederico A. G. Guilherme

**Co-orientador:** Dr. Fabiano R. de Melo

**NOVA XAVANTINA  
MATO GROSSO - BRASIL**

**2016**

S586c Silva, Diego Afonso (1983 - ).  
Comunidade de mamíferos de médio e grande porte  
em fragmentos florestais da Amazônia meridional. /Diego  
Afonso Silva. – Nova Xavantina: [s.n.], 2016.

95 f.: il.

Orientador: Frederico A. G. Guilherme  
Coorientador: Fabiano R. de Melo  
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) –  
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT.  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e conservação,  
2016.

1. Mamíferos. 2. Floresta Amazônica. I. Título.

CDU – 599(817.2)

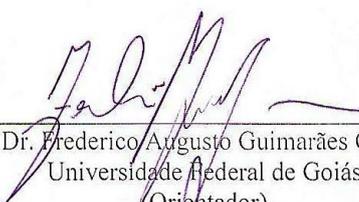
**DIEGO AFONSO SILVA**

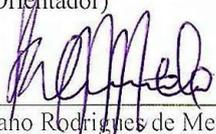
**COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE  
PORTE EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DA  
AMAZÔNIA MERIDIONAL**

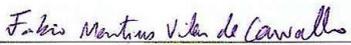
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da  
Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos  
requisitos para a obtenção do título de Mestre.

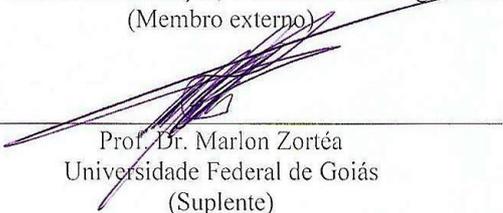
Aprovada em 17 de agosto de 2016.

Banca Examinadora:

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Frederico Augusto Guimarães Guilherme  
Universidade Federal de Goiás  
(Orientador)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Fabiano Rodrigues de Melo  
Universidade Federal de Goiás  
(Membro interno)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Fábio Martins Vilar de Carvalho  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano  
(Membro externo)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Marlon Zortéa  
Universidade Federal de Goiás  
(Suplente)

Dedico este trabalho aos meus pais e irmãos,  
que sempre estiveram ao meu lado me apoiando e aconselhando.  
Sem eles eu não teria chegado até aqui!!! Amos vocês!!!

“ Há um tal prazer nos bosques inexplorados,  
Há uma tal beleza na solitária praia,  
Há uma sociedade que ninguém invade  
Perto do mar profundo e da música de seu bramir  
Não que ame menos o homem  
Mas amo mais a Natureza”

Lord Byron

## AGRADECIMENTOS

Agradecimentos... Difíceis e, certamente, injustos. Mas é uma forma de retribuir a ajuda recebida. Devo começar agradecendo aqueles a quem jamais mediram esforços para que eu chegasse até aqui, meus pais, Paulo Afonso Silva e Cidália Rodrigues da Silva. Agradeço a vocês por tudo... Essas poucas linha de agradecimentos não traduzem minha gratidão por tudo o que vocês me proporcionaram, sobretudo a educação e disciplina. Vocês são seres dos quais me orgulho, respeito infinitamente e serei eternamente grato. Obrigado por me ver, sorrir, chorar e esbravejar, mas principalmente por me ver crescer.

À Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação por oferecer oportunidade de aperfeiçoamento, estrutura e formação de Mestres.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, por disponibilizar durante o mestrado a bolsa de incentivo financeiro para a pesquisa.

À BIOTA Projetos e Consultoria Ambiental Ltda, pelo apoio logístico e financeiro para as coletas de dados em campo.

À Companhia Hidrelétrica Teles Pires - CHTP, por consentir a publicação das informações aqui apresentadas.

Ao Prof. Frederico Augusto Guimarães Guilherme, por me aceitar na orientação e pela compreensão e confiança atribuída no desenvolvimento desta pesquisa, mesmo sabendo que eu não trabalhava em sua área de pesquisa.

Ao Prof. Fabiano Rodrigues de Melo, co-orientador e acima de tudo amigo, pela amizade, companheirismo, flexibilidade, paciência e compreensão em momentos extremamente difíceis, sempre incentivando o crescimento pessoal e profissional.

Aos amigos Analice Calaça e Raony Alencar por participar tão ativamente em todas as etapas desse trabalho, seja pela amizade, companheirismo, apoio, incentivo, atenção, sugestões, críticas e ajudas em campo.

As amigas que me ajudaram na coleta de dados das armadilhas fotográfica, Taislaine Tosta e Renata Ferreira, vocês foram fundamentais.

Aos meus colegas de turma de mestrado, pelos momentos de bom convívio, descontração e amizade, como almoços, jantares e banhos no rio das Mortes pós-disciplina. Em especial aos amigos Ana Carla Rodrigues, Jefferson Eduardo e Letícia

Silva pelo companheirismo e amizade que fizeram com que a vivência em Nova Xavantina fosse menos tediosa.

Por fim aos amigos e família que fazem parte de meu cotidiano, pessoas que apenas a presença por si só já conforta, seja com uma palavra de carinho ou incentivo, que em pequenos detalhes fizeram e ainda fazem toda a diferença nos meus dias. A todos vocês o meu muito obrigado!!!

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS .....	10
LISTA DE FIGURAS .....	11
INTRODUÇÃO GERAL.....	13
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	15
CAPÍTULO 1.....	20
ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM FRAGMENTOS FLORESTAIS NO SUL DA AMAZÔNIA .....	20
RESUMO .....	21
ABSTRACT .....	22
INTRODUÇÃO .....	23
MATERIAL E MÉTODOS .....	24
Área de estudo .....	24
Delineamento amostral .....	25
Coleta de dados .....	26
Análise dos dados .....	27
RESULTADOS .....	28
DISCUSSÃO .....	44
CONCLUSÃO .....	49
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	50
CAPÍTULO 2.....	61
A INFLUÊNCIA DE FATORES ECOLÓGICOS E ANTRÓPICOS NA RIQUEZA DE ESPÉCIES E DENSIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM FRAGMENTOS FLORESTAIS AMAZÔNICOS.....	61
RESUMO .....	62
ABSTRACT .....	63
INTRODUÇÃO .....	64
MATERIAL E MÉTODOS .....	66
Área de estudo .....	66
Coleta de dados .....	67
Análise dos dados .....	67
RESULTADOS .....	69
DISCUSSÃO .....	77
CONCLUSÃO .....	83
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	84

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 1

Tabela 01. Lista das espécies de mamíferos de médio e grande porte registrados nos fragmentos florestais estudados. Tipo de Registro: Vi (Visualização); Pe (Pegada); Vo (Vocalização); AF (Armadilha Fotográfica); Fe (fezes); Fo: (Forrageio); To (Toca) e Ca (Carça); Status de Conservação: EN – Em perigo; VU – Vulnerável; NT – Quase ameaçada; DD – Dados deficiente e LC – Pouco preocupante 30

Tabela 02. Número de registros, percentual e classificação dos padrões diários de mamíferos terrestres de médio e grande porte registrados nos fragmentos florestais estudados, através de armadilhas fotográficas. 42

### CAPÍTULO 2

Tabela 01. Valores de densidade obtidos através do programa *Distance* para 13 espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas nos fragmentos florestais estudados. AIC: Critério de Informação de Akaike; ESW: largura efetiva amostrada; CV: coeficiente de variação; D: densidade; IC: intervalo de confiança da densidade; GOF chi-p: ajuste de boa-vontade para teste de qui-quadrado. 72

Tabela 02. Comparação da densidade populacional das espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas nos fragmentos florestais, com outros estudos realizados na Amazônia. 73

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1

Figura 01. Mapa da área de estudo, evidenciando os fragmentos florestais amostrados para a coleta de dados de mamíferos de médio e grande porte no sul da Amazônia. 26

Figura 02. Curva de acumulação de espécies estimadas e observadas através do estimador não-paramétrico Jackknife 1, a partir do esforço amostral (dias) através de censo em transectos lineares, para a obtenção dos registros de mamíferos de médio e grande porte. 34

Figura 03. Curvas de rarefação (Mao Tau) das espécies de mamíferos de médio e grande porte obtidas a partir do esforço amostral (dias) através de censo em transectos lineares, para a obtenção dos registros de mamíferos de médio e grande porte nos módulos amostrados. 35

Figura 04. Variação do número de registros (em barras), da riqueza acumulada (quadrado) e da riqueza de espécies por campanha (triângulo) de mamíferos de médio e grande porte ao longo das treze campanhas realizadas. 36

Figura 05. Frequência relativa das espécies (em %) de mamíferos de médio e grande porte nas treze campanhas de campo realizadas. 37

Figura 06. Gráfico avaliando a eficiência dos métodos de amostragem na riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte registrada nos fragmentos florestais. 39

Figura 07. Gráfico evidenciando a eficiência dos métodos de amostragem na abundância de espécies de mamíferos de médio e grande porte registrada nos fragmentos florestais. 39

Figura 08. Padrões de atividade por hora, e frequência de registros (%) para as 11 espécies de mamíferos de médio e grande porte que obtiveram mais de 10 registros

independentes pelo método de armadilhas fotográficas durante as 13 campanhas de campo realizadas nos fragmentos florestais amostrados. 40

## **CAPÍTULO 2**

Figura 01. Mapa da área de estudo, evidenciando os fragmentos florestais amostrados para a coleta de dados de mamíferos de médio e grande porte. 66

Figura 02. Relação entre o log da área dos fragmentos e a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte registrados nos fragmentos florestais. 70

Figura 03. Relação entre o log do tamanho corporal (em kg) e da densidade (indivíduos/km<sup>2</sup>) de espécies de mamíferos de médio e grande porte registrados nos fragmentos florestais. 71

## INTRODUÇÃO GERAL

A Amazônia brasileira representa mais de um terço de toda a floresta tropical da Terra (Peres, 2000), com uma área de aproximadamente seis milhões de km<sup>2</sup>, dos quais 570 mil km<sup>2</sup> já foram desmatados (INPE, 2007). Isso se deve principalmente a um histórico de ocupação associado às atividades socioeconômicas, que alteram a dinâmica dos processos biológicos (Laurance, 2008). Entre as atividades socioeconômicas que têm contribuído significativamente com o desmatamento e a fragmentação na região Amazônica destacam-se práticas desreguladas de atividades como a expansão da fronteira agrícola, pecuária, extração ilegal de madeira (Bierregaard *et al.*, 1992; Nepstad, 2000; Laurance *et al.*, 2002; Alencar *et al.*, 2004) e obras de infraestrutura como abertura de vias de acesso para a construção de estradas, pavimentação de rodovias, linhas de transmissão, construção de hidrelétricas e outros projetos que visam o desenvolvimento regional (Fearnside, 2005; Ferreira *et al.*, 2005).

A fragmentação florestal tem levado ao desaparecimento de populações de várias espécies, ao passo que muitas das populações sobreviventes têm mantido tamanhos reduzidos e permanecido isoladas nos fragmentos remanescentes (Saunders *et al.*, 1991; Chiarello, 1999; Laurance *et al.*, 2002; Michalski & Peres, 2007). O isolamento e a redução de populações, por sua vez, aumentam a probabilidade de extinção através dos efeitos de estocasticidade demográfica, ambiental e genética (Burkey & Reed, 2006). Algumas espécies, por outro lado, podem ter suas densidades aumentadas devido à fatores como plasticidade, tolerância aos habitats de borda, menor necessidade de área, ausência de predadores e competição reduzida (González-Solís *et al.*, 2001; Laurance *et al.*, 2002; Michalski & Peres, 2007). Isto não significa que essas espécies estejam livres do risco de extinção, uma vez que o tamanho das populações pode ainda não ser suficiente para garantir sua manutenção em longo prazo (Chiarello, 2000).

No Brasil, estima-se que existam pelo menos 700 espécies de mamíferos, o equivalente a cerca de 13% do total de espécies do mundo, das quais aproximadamente 400 estão presentes na Amazônia (Paglia *et al.*, 2012). Além da importância numérica, os mamíferos exercem uma grande influência na dinâmica das florestas neotropicais e são bons indicadores tanto de alterações locais do habitat como de alterações da paisagem (Sánchez-Cordero & Martínez-Gallardo, 1998; Mangan & Adler, 2000;). Mamíferos têm sido relatados como um dos grupos mais afetados pela fragmentação de

habitats, devido à necessidade de grandes de áreas de vida, grau de ameaça, às baixas abundâncias, à alta flutuação populacional, ao baixo potencial reprodutivo, ao baixo poder de dispersão e à forte especialização de habitat (Henle *et al.*, 2004; Prado *et al.*, 2008). As espécies de grande porte e predadores de topo de cadeia, particularmente, são consideradas as mais sensíveis aos efeitos da fragmentação (Henle *et al.*, 2004; Silva Jr. & Pontes 2008), principalmente porque requerem grandes áreas de vida (Gilbert *et al.*, 1998; Henle *et al.*, 2004). Além disso, espécies de hábitos especialistas necessitam de grandes áreas contínuas e de boa qualidade ambiental (Di Bitetti *et al.*, 2010), sendo mais afetadas por distúrbios antrópicos do que as espécies generalistas (Michalski & Peres, 2005). Dentre os distúrbios antrópicos, a fragmentação de habitats, a caça, o corte seletivo e as queimadas resultantes da expansão da colonização humana, têm provocado um notável declínio populacional e até mesmo extinções locais ou globais (Redford, 1992; Robinson & Bennet, 2000; Cullen Jr. *et al.*, 2000; Peres, 2001).

A região do extremo norte do estado do Mato Grosso está localizada na fronteira do “Arco do Desmatamento da Amazônia”, considerada como uma das áreas prioritárias para a conservação da Amazônia Meridional, em função da alta diversidade e endemismos, e de extrema importância para a conservação da biodiversidade, pelo projeto Biodiversidade Amazônia (ICV, 2003). Além de estar sob grande pressão antrópica, possui altos índices de desmatamento em função da retirada direta das florestas para a formação de pastagens (MMA, 2002; Fearnside, 2010). Tem sido palco de conflitos político-econômicos desde o início de sua colonização na década de 1970, com atividades garimpeiras, agricultura, retirada de madeira e pecuária, responsáveis pela devastação da sua vegetação nativa, que atualmente encontra-se extremamente fragmentada (Sasaki *et al.*, 2008).

Com o objetivo de conhecer melhor os efeitos da fragmentação sobre a comunidade de mamíferos, diversos estudos têm sido conduzidos em diferentes regiões da Amazônia Meridional (Santos-Filho, 2005; Michalski & Peres, 2005; Rocha & Dalponte, 2006; Sampaio, 2007; Michalski & Peres, 2007; Santos-Filho *et al.*, 2012; Barbosa, 2015). Estes estudos aumentam a lista de pesquisas desenvolvidas no âmbito da fragmentação florestal que, segundo a União Internacional pela Conservação da Natureza – IUCN (2015), são de extrema importância para obter informações relacionadas às espécies afetadas por essa pressão, sua distribuição e situação atual. A insuficiência de dados relacionados às espécies mamíferos é preocupante, e impede que

decisões sejam tomadas de forma correta, baseadas na avaliação da situação dessas espécies e suas reais necessidades de vida (Rocha & Dalponte, 2006).

Nesse sentido, o presente estudo objetivou caracterizar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte, e contribuir para o conhecimento da riqueza, composição, abundância e densidade das espécies em fragmentos florestais localizados no extremo norte do estado de Mato Grosso e que vem sofrendo com diferentes pressões antrópicas. Podendo assim contribuir com o conhecimento da mastofauna da região da Amazônia Meridional, bem como fornecer informações desse grupo para subsidiar as políticas e ações ambientais que visam a conservação da biodiversidade.

Estruturalmente, o trabalho foi dividido em dois capítulos. O primeiro capítulo teve como objetivo avaliar a riqueza, composição e abundância das espécies de mamíferos de médio e grande porte nos diferentes fragmentos florestais estudados. Se diferentes métodos de amostragem diferem em riqueza e abundância de espécies, além de avaliar o padrão de atividade das espécies registradas através de armadilha fotográfica.

O segundo capítulo objetivou avaliar a riqueza de espécies com os tamanhos dos fragmentos estudados, assim como o grau de perturbação antrópica apresentado por cada fragmento através da presença de caça, corte seletivo e fogo. Além de apresentar a estimativa de densidade populacional das espécies mamíferos de médio e grande porte mais registradas e avaliar sua relação com o tamanho corporal das espécies.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- ALENCAR, A.; NEPSTAD, N.; MCGRATH, D.; MOUTINHO, P.; PACHECO, P.; DIAZ, M.D.C.V. & FILHO, B. S. 2004. Desmatamento na Amazônia: indo além da emergência crônica. Manaus, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), 89p.
- BARBOSA, H.W.V.D.L. 2012. Estrutura de comunidade de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais da Amazônia meridional. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade do Estado de Mato Grosso. 97p.
- BIERREGAARD, R.O.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; SANTOS, A.A. & HUTCHINGS, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience* 42: 859-866.
- BURKEY, T. V. & REED, D. H. 2006, "The effects of habitat fragmentation o

- extinction risk: mechanisms and synthesis”. *Songklanakarin Journal of Science and Technology*, v. 28, pp. 9-37.
- CHIARELLO, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89(1): 71-82.
- CHIARELLO, A.G. 2000, Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, v. 14, n. 6, pp. 1649-1657.
- CULLEN JÚNIOR., L.; BODMER, R. E. & VALLADARES-PÁDUA, C. 2000. “Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil”. *Biological Conservation*, v. 95, pp. 49-56.
- DI BITETTI, M.S.; DE ANGELO, C.D.; DI BLANCO, Y.E. & PAVIOLO, A. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36: 403-412.
- FEARNSIDE, P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conservation Biology* 19 N°: 3, 680-688. 1523-1739
- FEARNSIDE, P.M. 2010. Consequências do desmatamento da Amazônia. *Scient Amer Brasil Especial Biodiversidade*, p. 54-59.
- FERREIRA, L.V.; VENTICINQUE, E. & ALMEIDA, S.S. 2005. O Desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados*. 19(53): 1-10.
- GILBERT, F.; GONZALEZ, A. & EVANS-FREKE, I. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 265: 577-582.
- GONZÁLES-SOLÍS, J.; GUIX, J. C.; MATEOS, E. & LLORENS, L. 2001, “Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic Forest”. *Biodiversity and Conservation*, v. 10, pp. 1267-1282.
- HENLE, K.; DAVIES, K.F.; KLEYER, M. & SETTELE, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity & Conservation* 13: 207-251.
- ICV - INSTITUTO CENTRO DE VIDA. 2003. Parque Cristalino, Alta Floresta, Amazônia Matogrossense: histórico, situação atual e perspectivas. Cuiabá/Alta Floresta. 13p.
- INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 2007. Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite Projeto Prodes <[www.dpi.inpe.br/prodesdigital](http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital)>.

- IUCN 2015. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em Web site: [http://www.redlist.org]. Acesso em 20 de março de 2015.
- LAURANCE, W.F. 2008. Can carbon trading save vanishing forests?. *Bioscience* 58: 286-287.
- LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.E.; BRUNA, E.M.; DIDHAN, R.K.; STOUFFER, F. C.; GASCON, C.; BIERRAGAARD, R.O.; LAWRENCE, S.G. & SAMPAIO, E.E. 2002. Ecosystem decay of amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*. 16(3): 605-618.
- MANGAN, S.A. & ADLER, G.H. 2000. Consumption of arbuscular mycorrhizal fungi by terrestrial and arboreal small mammals in a Panamanian cloud forest. *J. Mammal.* 81: 563-570.
- MICHALSKI, F. & PERES, C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124: 383–396.
- MICHALSKI, F. & C.A. PERES. 2007. Disturbance-Mediated Mammal Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology* 21: 1626-1640.
- MMA. 2002. Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2002. 404p.
- NEPSTAD, D.; VERÍSSIMO, A.; MOUTINHO, P. & NOBRE, C. 2000. O empobrecimento oculto da floresta amazônica. *Ciência Hoje*. v.27, p. 70-73.
- PAGLIA, A.P.; FONSECA, G.A.B. DA.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. DA C.; MITTERMEIER, R. A. & PATTON J. L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2ª Edição / 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76p.

- PRADO, M.R.; E.C. ROCHA, E.C. & LESSA, G.M. 2008. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. *Revista Árvore* 32(4): 741-749.
- PERES, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, 16: 240-253.
- PERES, C.A. 2001. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490-1505.
- REDFORD, K. H. 1992. The Empty Forest. Many large animals are already ecologically extinct in vast areas of neotropical forest where the vegetation still appears intact. *BioScience* v. 24. N 06. P. 412-422.
- ROBINSON, J.G. & BENNETT, E.L. 2000. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. In: ROBINSON, J.G, BENNETT, E.L. (eds) *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, Columbia University Press, New York, pp 13-30.
- ROCHA, E.C. 2010. Mamíferos em unidades de conservação na região do Cristalino, Mato Grosso – Composição, estrutura e avaliação de impactos ambientais. Tese de doutorado, Pós-Graduação em Ciência Florestal – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 118p.
- ROCHA, E.C. & DALPONTE, J.C. (2006). Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de cerrado em Mato Grosso, Brasil. *Rev. Árvore*, Viçosa, v. 30, n. 4.
- SAMPAIO, R. 2007. Efeitos a longo prazo da perda de habitat e da caça sobre mamíferos de médio e grande porte na Amazônia Central. *Amazonas / Ricardo Sampaio – Manaus: INPA/UFAM*.
- SÁNCHEZ-CORDERO, V. & R. MARTÍNEZGALLARDO. 1998. Postdispersal fruit and seed removal by forest-dwelling rodents in a lowland rainforest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 14: 139-151.
- SANTOS-FILHO, M. 2005. Efeitos da fragmentação de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Mato Grosso, Brasil, sobre a fauna de pequenos mamíferos. Tese (Doutorado em Ecologia)–Manaus: INPA/UFAM. 108p.
- SANTOS-FILHO, M., et al., 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian Forest fragments. *Biodiversity and Conservation*. Ed. 28.

- SASAKI, D.; ZAPPI, D. & MILLIKEN, W. 2008. Vegetação do Parque Estadual Cristalino. Relatório preliminar. Programa Flora Cristalino: Fundação Ecológica Cristalino, Royal Botanic Gardens, Kew. 53p.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. 1991, Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, v. 5, n. 1, pp. 18-32.
- SILVA JUNIOR, A.P. & PONTES, A.R.M.R. 2008. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. *Biodiversity & Conservation* 17: 1455-1464.

**CAPÍTULO 1**

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E  
GRANDE PORTE EM FRAGMENTOS FLORESTAIS NO SUL DA  
AMAZÔNIA**

## RESUMO

Perda e fragmentação de habitats são as principais ameaças aos mamíferos terrestres. A redução de populações ou o desaparecimento de espécies de mamíferos têm consequências significativas para as relações ecológicas na natureza. Assim, a análise da estrutura da fauna de mamíferos numa determinada área pode se tornar uma ferramenta importante para avaliar as condições do ambiente e direcionar esforços de conservação. No estado de Mato Grosso, pouco ainda se sabe sobre os efeitos da fragmentação nos diferentes tipos de comunidades. O presente estudo foi realizado entre junho de 2012 a julho de 2015, e objetivou caracterizar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte no norte de Mato Grosso, município de Paranaíta, região situada no “arco do desmatamento da Amazônia”. Avaliando a composição de espécies, o padrão de atividade e as diferentes metodologias empregadas nos diferentes fragmentos florestais amostrados. A amostragem foi baseada em censos (1687,05 km totais em transectos lineares) e em armadilhamento fotográfico (51.480 horas/dia). A riqueza total registrada foi de 47 espécies, dentre as quais, 18 endêmicas do bioma Amazônia, e 16 estão listadas como ameaçadas de extinção segundo as listas nacional e mundial. A abundância total foi de 6.580 indivíduos. De acordo com a curva de acumulação de espécies, as amostras foram representativas para a região. A diferença na composição de espécies entre os fragmentos amostrados, foi constatada através da PERMANOVA ( $F = 2,9726$ ;  $p = 0,0001$ ). O padrão de atividade das espécies através dos registros de armadilha fotográfica, não foi significativo para riqueza ( $\chi^2 = 2,2728$ ;  $p = 0,5395$ ), porém para abundância relativa foi significativo ( $\chi^2 = 500$ ;  $p = 0,0001$ ). As espécies apresentaram atividades estritamente diurnas, noturnas e aquela com atividade durante todo o dia. Os métodos de amostragem utilizados diferiram em riqueza e abundância de espécies, sendo transectos para busca de vestígios indiretos o mais eficiente com 38 espécies registradas. Apesar das diferenças observadas, com relação à detecção de espécies os métodos têm se mostrado complementares.

**Palavras-chave:** Mastofauna, fragmentação, conservação, riqueza de espécies, Amazônia Meridional.

## ABSTRACT

The main threats to terrestrial mammals is the loss and / or fragmentation of habitat. Population reduction or disappearance of mammal species have significant consequences on the natural equilibrium of ecological interactions. Thus, the analysis of the role mammalian fauna plays in the structure of a particular area can become an important tool to assess environmental conditions and direct conservation efforts. In the state of Mato Grosso, little is known about the effects of fragmentation in different types of communities. This study was conducted from June 2012 to July 2015, and aimed to characterize the community of medium and large mammals in the north of Mato Grosso, municipality of Paranaíta, the region located in the "arc of deforestation in the Amazon." This study assessed species composition, activity patterns, and the different sampling methods used in different forest fragments. The sample employed census counts (1687.05 km in total linear transects) and camera trapping (51,480 hours / day). The total species richness was 47 species, among which 18 are endemic to the Amazon biome, and 16 are listed as endangered by national and international lists. The total mammalian abundance was 6580 individuals. According to the species accumulation curve, these samples are good representations of the region. The difference in species composition between the sampled fragments, was found by PERMANOVA ( $F = 2.9726$ ,  $p = 0.0001$ ). The species' activity patterns determined through camera trap records, were not significant for wealth ( $\chi^2 = 2.2728$ ,  $p = 0.5395$ ), but were significant for relative abundance ( $\chi^2 = 500$ ,  $p = 0.0001$ ). The species were strictly active daytime, others were active nighttime and some of them with activity throughout the day. The sampling methods resulted in differences in species richness and abundance; the search for indirect remains through linear transects was the most efficient and recorded 38 species. Despite the differences observed with respect to the methodology of species detection, the methods were proven to be complementary.

**Keywords:** Mastofauna, fragmentation, conservation, species richness, Southern Amazon.

## INTRODUÇÃO

No Brasil estima-se que existam pelo menos 700 espécies de mamíferos o equivalente a cerca de 13% do total de espécies do mundo, das quais aproximadamente 400 estão presentes na Amazônia (Paglia *et al.*, 2012). Além da importância numérica, os mamíferos exercem uma grande influência na dinâmica das florestas neotropicais e são bons indicadores tanto de alterações locais do habitat como de alterações da paisagem (Sánchez-Cordero & Martínez-Gallardo, 1998; Mangan & Adler, 2000;). Mamíferos têm sido relatados como um dos grupos mais afetados pela fragmentação de habitats, devido à necessidade de grandes áreas de vida, grau de ameaça, às baixas abundâncias, à alta flutuação populacional, ao baixo potencial reprodutivo, ao baixo poder de dispersão e à forte especialização de habitat (Henle *et al.*, 2004; Prado *et al.*, 2008). As espécies de grande porte e predadores de topo de cadeia, particularmente, são consideradas as mais sensíveis aos efeitos da fragmentação (Henle *et al.*, 2004; Silva Junior & Pontes, 2008), principalmente porque requerem grandes áreas de vida (Gilbert *et al.*, 1998; Henle *et al.*, 2004). Além disso, espécies de hábitos especialistas necessitam de grandes áreas contínuas e de boa qualidade ambiental (Di Bitetti *et al.*, 2010), sendo mais afetadas por distúrbios antrópicos do que as espécies generalistas (Michalski & Peres, 2005).

A Amazônia brasileira representa mais de um terço de toda a floresta tropical da Terra (Peres, 2000). Com uma área de aproximadamente seis milhões de km<sup>2</sup>, dos quais 570 mil km<sup>2</sup> já foram desmatados (INPE, 2007). Isso se deve principalmente a um histórico de ocupação associado às atividades socioeconômicas, que alteram a dinâmica dos processos biológicos (Laurance, 2008). Entre as atividades socioeconômicas que têm contribuído significativamente com o desmatamento e a fragmentação na região Amazônica destacam-se práticas desregradas de atividades como a expansão da fronteira agrícola, pecuária, extração ilegal de madeira (Bierregaard *et al.*, 1992; Nepstad, 2000; Laurance *et al.*, 2002; Alencar *et al.*, 2004) e obras de infraestrutura como abertura de vias de acesso para a construção de estradas, pavimentação de rodovias, linhas de transmissão, construção de hidrelétricas e outros projetos que visam o desenvolvimento regional (Fearnside, 2005; Ferreira *et al.*, 2005).

Assim, a intensa fragmentação de ecossistemas amazônicos representa uma perda muito grande de informações biológicas, já que, além de possuir elevada riqueza em espécies de mamíferos, também apresenta um alto grau de endemismos, em que no

mínimo 231 (57,6%) espécies de mamíferos ocorrem exclusivamente no bioma (Paglia *et al.*, 2012). Isto ocorre porque a maioria das espécies de vertebrados terrestres da Amazônia não está distribuída ao longo de todo o bioma, mas em regiões claramente delimitadas pelos grandes rios, as chamadas “áreas de endemismos” (Silva *et al.*, 2005).

A região do extremo norte do estado do Mato Grosso, está localizado na fronteira do “Arco do Desmatamento da Amazônia”, considerada como uma das áreas prioritárias para a conservação da Amazônia Meridional, em função da alta diversidade e endemismos, além de estar sob grande pressão antrópica (MMA, 2002), e “de extrema importância para a conservação da biodiversidade”, pelo projeto Biodiversidade Amazônia (ICV, 2003). Tem sido palco de conflitos político-econômicos desde o início de sua colonização na década de 1970, com atividades garimpeiras, agricultura, retirada de madeira e pecuária, responsáveis pela devastação da sua vegetação nativa, que atualmente encontra-se extremamente fragmentada (Sasaki *et al.*, 2008).

Diante desta problemática, o presente estudo objetivou caracterizar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte, e contribuir para o conhecimento da riqueza e abundâncias das espécies em paisagens fragmentadas do norte do estado do Mato Grosso. As hipóteses de que a composição de espécies difere nos fragmentos amostrados e diferentes métodos amostram diferentes espécies foram testadas. Além de avaliar o padrão de atividade das espécies registradas. Com isso, procurou-se responder às seguintes questões:

- Há diferença na composição de espécies de mamíferos quanto à riqueza e abundância relativa nos fragmentos amostrais?
- Diferentes metodologias para inventariar mamíferos de médio e grande porte amostram diferentes espécies com relação à riqueza e abundância?
- Existe diferença no padrão de atividade das espécies registradas através de armadilha fotográfica?

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado em fragmentos florestais no município de Paranaíta (09°39'53” S e 56°28'36” O), no sul da Amazônia brasileira, porção norte de Mato Grosso, e Jacareacangas, Pará (Figura 01). Com altitude média de 249 m, a região situa-se no centro do Arco do Desmatamento, o epicentro contemporâneo de desmatamento

na Amazônia (Righi *et al.*, 2009; Costa & Pires, 2010). A região foi submetida a altas taxas de desmatamento desde o início de 1980, resultando em uma paisagem fragmentada contendo remanescentes florestais de diferentes tamanhos, formas e graus de conectividade, cercados por matrizes de pastagens (Oliveira-Filho & Metzger, 2006).

Na região vem sendo implantada a Usina Hidrelétrica (UHE) Teles Pires (09°20'35" S e 56°46'35" O), no baixo curso do rio Teles Pires, a jusante de uma sequência de corredeiras e cachoeiras conhecidas como Sete Quedas. Neste trecho, o rio Teles Pires rompe a Serra dos Apiacás e forma uma rede de drenagem inserida quase que totalmente no Domínio das Depressões, mas com parte inserida no Domínio dos Planaltos Intermediários (EPE, 2009).

O clima é do tipo Am de monção segundo a classificação de Köppen, chuvoso com nítido período seco, com temperaturas anuais de 25 a 40°C e precipitação média anual de 3.100 mm, sendo junho a setembro os meses mais secos (Alvares *et al.*, 2014). O relevo pode ser dividido em quatro unidades geomorfológicas: depressão interplanáltica da Amazônia meridional, planaltos dos Apiacás-Sucunrudi, planalto dissecado da Amazônia e os planaltos residuais do norte de Mato Grosso (Ibid, 1980).

A vegetação é do tipo Floresta Ombrófila Aberta Tropical, caracterizada pela presença de árvores de grande porte bastante espaçadas, pelo frequente agrupamento de palmeiras e enorme quantidade de fanerófitas sarmentosas (Oliveira, 2006).

### **Delineamento amostral**

O delineamento amostral seguiu o método RAPELD, o qual alia inventários rápidos (RAP-*Rapid Assessment Program*) e Projetos Ecológicos de Longa-Duração (PELD) (Magnusson *et al.*, 2005). O sistema foi adotado pelo Programa de Pesquisas em Biodiversidade (PPBio) para o monitoramento da biodiversidade brasileira e implementação de um delineamento padronizado para os diversos grupos animais e vegetais (Magnusson *et al.*, 2005). O delineamento para inventários do PPBio busca ajustar as necessidades amostrais de diversos grupos biológicos dentro das mesmas unidades amostrais (parcelas), propiciando a integração dos dados bióticos e abióticos, bem como a integração de dados de diferentes grupos biológicos (Zuquim *et al.*, 2007).

O delineamento foi baseado no sistema de trilhas instaladas pela equipe da Companhia Hidrelétrica Teles Pires (CHTP) para compor os programas de monitoramento do meio biótico. A grade do sistema é composta por seis módulos com trilhas de 5 km (módulos 3, 4, 5 e 6) e de 7 km (módulos 1 e 2; Figura 01). Ao longo de

cada trilha foram estabelecidas de 5 a 7 parcelas, distantes 1 km entre si, totalizando 34 parcelas permanentes. Cada parcela possuía 250 m de comprimento, a partir da borda da trilha, seguindo a curva de nível do local para manter o mesmo tipo de solo (Magnusson *et al.*, 2005).

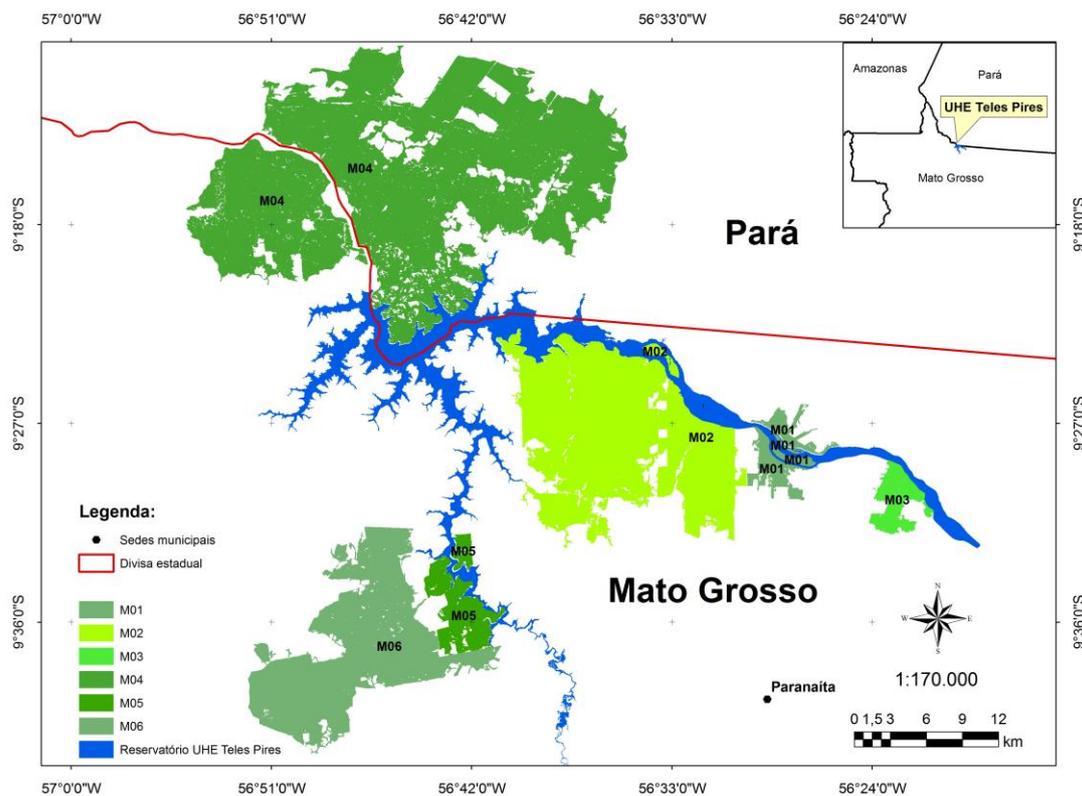


Figura 01. Mapa da área de estudo, evidenciando os fragmentos florestais amostrados para a coleta de dados de mamíferos de médio e grande porte no sul da Amazônia.

### Coleta de dados

Consideramos mamíferos de médio ou grande porte o conjunto de espécies que apresentam peso corporal igual ou superior a 1 kg quando adultos. As metodologias de amostragem utilizadas foram censos diurnos e noturnos em transectos lineares e instalação de armadilhas fotográficas. Encontros fortuitos foram realizados e contabilizados apenas para compor a riqueza geral da área de estudo, sendo esses registros não utilizados nas análises.

As amostragens em transectos lineares foram realizadas no interior dos fragmentos florestais onde estão inseridos os módulos. Cada módulo foi percorrido duas

vezes ao dia, uma pela manhã e outra à noite, por dois dias consecutivos por campanha (num total de 13 campanhas trimestrais entre junho de 2012 a julho 2015).

Armadilhas fotográficas foram instaladas de acordo com o número de parcelas de cada módulo (módulos 1 e 2, sete armadilhas fotográficas, módulos 3, 4 e 5, cinco armadilhas fotográficas cada e módulo 6 apenas quatro armadilhas) e permaneceram ativas por período de cinco dias consecutivos por campanha. Essa metodologia tem sido muito utilizada em levantamentos faunísticos de médios e grandes mamíferos devido à natureza não invasiva, podendo funcionar 24 horas por dia, sendo capaz de registrar espécies de hábitos mais conspícuos que são difíceis de se registrar utilizando outros métodos (Silveira *et al.*, 2003, Srbek-Araujo & Chiarello, 2005). As armadilhas fotográficas utilizadas foram do modelo Bushnell Trophy Cam<sup>TM</sup>. Cada armadilha foi fixada a uma árvore numa altura de 30 a 40 cm em relação ao solo e em locais de possível movimentação de mamíferos, como trilhas pré-estabelecidas pela movimentação dos próprios animais. Em frente às armadilhas fotográficas foram colocadas iscas (sardinha, bacon, sal e uma mistura de fruta contendo laranja, maçã, abacaxi e banana) para atrair os animais, aumentando a chance de serem fotografados.

### **Análise dos dados**

Para caracterizar a comunidade de mamíferos nas áreas amostrais, foi realizada uma estimativa de riqueza, avaliada pela curva média de acumulação de espécies (Colwell & Coddington, 1994). A curva média de acumulação de espécies foi obtida por meio do estimador não-paramétrico Jackknife 1ª ordem, somente através da metodologia de censo em transectos lineares, usando a rotina do programa EstimateS 9.1 (Colwell, 2013). O Jackknife 1ª ordem tem sido o estimador mais apropriado para avaliar a riqueza das comunidades (Brose *et al.*, 2003; Brose & Martinez, 2004; Tobler *et al.*, 2008). Para comparar a riqueza de cada módulo, foram utilizadas curvas de rarefação baseadas no esforço amostral. As curvas foram calculadas a partir de 1.000 aleatorizações utilizando o programa EstimateS 9.1 (Colwell, 2013). Para o cálculo dessa curva foi utilizado o índice de Mao Tau, a fim de avaliar a representatividade das áreas amostradas e torná-las comparáveis.

Foram realizados cálculos de abundância relativa por meio dos índices de frequência por espécie ( $n^\circ$  de registros por espécie /  $n^\circ$  de registros totais de espécies), que indica a frequência relativa de cada espécie na região, demonstrando as espécies que são mais fáceis de serem registradas ou mais abundantes nas áreas amostradas.

Para testar possíveis diferenças na composição das espécies entre os módulos amostrais, utilizamos a Análise Permutacional Multivariada de Variância PERMANOVA (Anderson, 2001) sobre a matriz de similaridade de Bray-Curtis. Adicionalmente, com a mesma matriz, foi realizada a análise Permutacional Multivariada de Dispersão PERMDISP (Anderson, 2006) para verificar diferenças na localização dos grupos no espaço multivariado ou em sua relativa dispersão. Todas as análises foram realizadas no software R versão 3.2.2 (Rcore Team 2015).

Para avaliar se os métodos de amostragem registraram diferentes tipos de espécies, com relação a riqueza e abundância, adotamos o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Os registros obtidos pelo método de transecção linear foram divididos em visualizações e busca por vestígios, passando a ter três categorias de amostragem (visualizações, vestígios e armadilhas fotográficas). O teste de Dunn foi realizado a posteriori, para mostrar em quais métodos existe a diferença.

Para avaliar o padrão de atividade das espécies, foram utilizados os dados obtidos das armadilhas fotográficas, visto que estas continham datador, com registro do dia e hora, que determinaram as frequências de atividades das espécies. Os registros foram separados por espécie, e em quatro categorias: manhã (05:00 – 11:00), tarde (11:01 – 17:00), crepúsculo (17:01 – 19:00) e noite (19:01 – 04:59) (Jácomo *et al.*, 2003). As frequências por período de cada espécie foram analisadas por meio de um teste de qui-quadrado ( $\chi^2$ ) a partir dos dados de abundância (Zar, 1996). As espécies foram classificadas como diurnas (menos de 10% das observações noturnas), noturnas (mais de 90% das observações noturnas), principalmente diurnas (entre 10 a 30% das observações noturnas), principalmente noturnas (entre 90 a 70% das observações noturnas), crepusculares (50% das observações durante a fase crepuscular) e catemerais quando não apresentou um padrão (Gómez *et al.*, 2005). Esse resultado foi apresentado somente para as espécies de mamíferos que obtiveram mais de 10 registros fotográficos independentes, isto é, quando registrados em intervalos de, pelo menos, uma hora.

## RESULTADOS

Durante as treze campanhas de campo, foram percorridos 1.687,05 km em 223 dias de amostragem nos transectos lineares, sendo obtidos 5.856 registros de 44 espécies. Três espécies adicionais foram registradas através de encontros fortuitos, sendo elas o guariba-do-rio-purus (*Alouatta puruensis*), o furão (*Galictis vittata*) e o

quatipuru-grande (*Urosciurus spadiceus*), totalizando 47 espécies, distribuídas em 21 famílias e oito ordens (Tabela 01). Para a amostragem com armadilhas fotográficas, o esforço de captura foi de 51.480 horas/dia, com o sucesso de amostragem de 1,14%, sendo obtidos 724 registros fotográficos de 23 espécies (Tabela 02).

A ordem Carnivora apresentou a maior riqueza, correspondendo a 31,9% (N = 15) das espécies registradas, seguida pela ordem Primates com 24,4% (N = 11), Rodentia com 14,8% (N = 7), Cingulata com 10,6% (N = 5), Artiodactyla com 8,51% (N = 4) e Pilosa com 6,38% (3) do total de espécies. As ordens Perissodactyla e Didelphimorphia foram representadas por apenas uma espécie (2,12%).

Das 47 espécies, 38% (18 espécies) são consideradas endêmicas do bioma Amazônia (Paglia *et al.*, 2012) e 29,7% (14 espécies) encontram-se relacionadas nas categorias “vulnerável” ou “em perigo” na lista oficial de espécies ameaçadas do Brasil (MMA, 2014). Em relação à lista mundial (IUCN, 2015) 32% (15 espécies) estão classificadas como “quase ameaçada”, ou “vulnerável” ou “em perigo”, sendo que três delas não constam na lista nacional (Tabela 01).

Tabela 01. Lista das espécies de mamíferos de médio e grande porte registrados nos fragmentos florestais estudados. Tipo de Registro: Vi (Visualização); Pe (Pegada); Vo (Vocalização); AF (Armadilha Fotográfica); Fe (fezes); Fo: (Forrageio); To (Toca) e Ca (Carcaça); Status de Conservação: EN – Em perigo; VU – Vulnerável; NT – Quase ameaçada; DD – Dados deficiente e LC – Pouco preocupante.

Táxons	Nome Comum	Tipo de Registro	Status de Conservação		Endêmica
			IUCN 2015	MMA 2014	
<b>DIDELPHIMORPHIA</b>					
<b>Didelphidae</b>					
<i>Didelphis marsupialis</i> Linnaeus, 1758	Gambá	Vi/Pe/AF	LC	LC	x
<b>PILOSA</b>					
<b>Megalonychidae</b>					
<i>Choloepus cf. didactylus</i> (Linnaeus, 1758)	Preguiça-real	Vi/Ca	LC	LC	x
<b>Myrmecophagi dae</b>					
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	Vi/Pe/AF/Fo	VU	VU	
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim	Vi/Pe/AF	LC	LC	
<b>CINGULATA</b>					
<b>Dasypodi dae</b>					
<i>Cabassous unicinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-de-rabo-mole	Vi/Pe/To	LC	LC	
<i>Dasypus kappleri</i> Krauss, 1862	Tatu-quinze-quilos	Vi/Pe/AF/To	LC	LC	x
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha	Vi/Pe/AF/To/Ca	LC	LC	
<i>Dasypus septemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatuí	Vi	LC	LC	
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	Vi/AF/To	VU	VU	
<b>PERISSODACTYLA</b>					
<b>Tapiridae</b>					
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	Vi/Pe/AF/Fe/Fo	VU	VU	
<b>ARTIODACTYLA</b>					
<b>Cervidae</b>					

Táxons	Nome Comum	Tipo de Registro	Status de Conservação		Endêmica
			IUCN 2015	MMA 2014	
<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro	Vi/Pe/AF/Vo	DD	LC	
<i>Mazama nemorivaga</i> (F. Cuvier, 1817)	Veado-da-Amazônia	Vi/Pe/AF	LC	LC	x
<b>Tayassuidae</b>					
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto	Vi/Pe/Vo/Fe/Fo	LC	LC	
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	Vi/Pe/Vo/AF/Fe/Ca	VU	VU	
<b>PRIMATES</b>					
<b>Aotidae</b>					
<i>Aotus azarae</i> (Humboldt, 1811)	Macaco-da-noite	Vi/Vo	LC	LC	x
<b>Atelidae</b>					
<i>Alouatta discolor</i> (Spix, 1823)	Guariba-de-mãos-ruivas	Vi/Vo	VU	VU	x
<i>Alouatta puruensis</i> Lönnberg, 1941	Guariba-do-rio-purus	Vi	NT	LC	x
<i>Ateles chamek</i> (Humboldt, 1812)	Macaco-aranha-de-cara-preta	Vi/Vo	EN	VU	x
<i>Ateles marginatus</i> É. Geoffroy, 1809	Macaco-aranha-de-cara-branca	Vi/Vo	EN	EN	x
<b>Callitrichidae</b>					
<i>Mico cf. emiliae</i> (Thomas, 1920)	Mico	Vi	DD	LC	x
<i>Mico</i> sp.	Mico	Vi			
<b>Cebidae</b>					
<i>Sapajus apella</i> (Linnaeus, 1758)	Macaco-prego	Vi/Vo	LC	LC	x
<b>Pitheciidae</b>					
<i>Callicebus cf. moloch</i> (Hoffmannsegg, 1807)	Zogue-zogue	Vi/Vo	LC	LC	x
<i>Callicebus</i> sp.	Zogue-zogue	Vi/Vo	LC	LC	
<i>Chiropotes albinasus</i> (I. Geoffroy & Deville, 1848)	Cuxiú-de-nariz-branco	Vi/Vo	EN	LC	x
<b>CARNIVORA</b>					
<b>Canidae</b>					
<i>Atelocynus microtis</i> (Sclater, 1883)	Cachorro-do-mato-de-orelha-curta	Pe/AF	NT	VU	x

Táxons	Nome Comum	Tipo de Registro	Status de Conservação		Endêmica
			IUCN 2015	MMA 2014	
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato	Vi/Pe/AF/Fe	LC	LC	
<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	Cachorro-do-mato-vinagre	Vi/Pe	NT	VU	
<b>Felidae</b>					
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguaritica	Pe/AF	LC	LC	
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber, 1775)	Gato-do-mato-pequeno	Pe	VU	EN	
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	Vi/Pe/AF/Fe	NT	VU	
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda	Vi/Pe/AF/Fe	LC	VU	
<i>Puma yagouaroundi</i> (É. Geoffroy, 1803)	Gato-mourisco	Pe/AF	LC	VU	
<b>Mustelidae</b>					
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara	Vi/Pe/AF	LC	LC	
<i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776)	Furão	Vi	LC	LC	
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra	Vi/Fe	NT	LC	
<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	Ariranha	Vi	EN	VU	
<b>Procyonidae</b>					
<i>Nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati	Vi/Pe/AF	LC	LC	
<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	Jupará	Vi/Vo	LC	LC	
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	Mão-pelada	Vi/Pe/AF	LC	LC	
<b>RODENTIA</b>					
<b>Caviidae</b>					
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara	Vi/Pe/AF/Fe	LC	LC	
<b>Cuniculidae</b>					
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca	Vi/Pe/AF	LC	LC	
<b>Dasyproctidae</b>					
<i>Dasyprocta leporina</i> (Linnaeus, 1758)	Cutia-vermelha	Vi/Pe/AF/Vo	LC	LC	
<b>Erethizontidae</b>					

Táxons	Nome Comum	Tipo de Registro	Status de Conservação		Endêmica
			IUCN 2015	MMA 2014	
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Ouriço-cacheiro	Vi/Ca	LC	LC	
<i>Coendou</i> sp.	Ouriço-cacheiro-pequeno	Vi			
<b>Sciuridae</b>					
<i>Guerlinguetus gilvicularis</i> (Wagner, 1842)	Caxinguelê	Vi	DD	LC	x
<i>Urosciurus spadiceus</i> Olfers, 1818	Quatipuru-grande	Vi	LC	LC	x

O estimador Jackknife projetou uma riqueza de  $47,9 \pm 2,77$  espécies. A curva de acumulação de registros apresentou estabilidade atingindo uma assíntota, demonstrando que o esforço amostral foi suficiente, e que a comunidade de mamíferos na área foi bem representada em função do uso das metodologias indicadas (Figura 02). Sendo assim, cerca de 93,6% das espécies de mamíferos de médio e grande porte esperadas na região foram registradas através de transectos lineares.

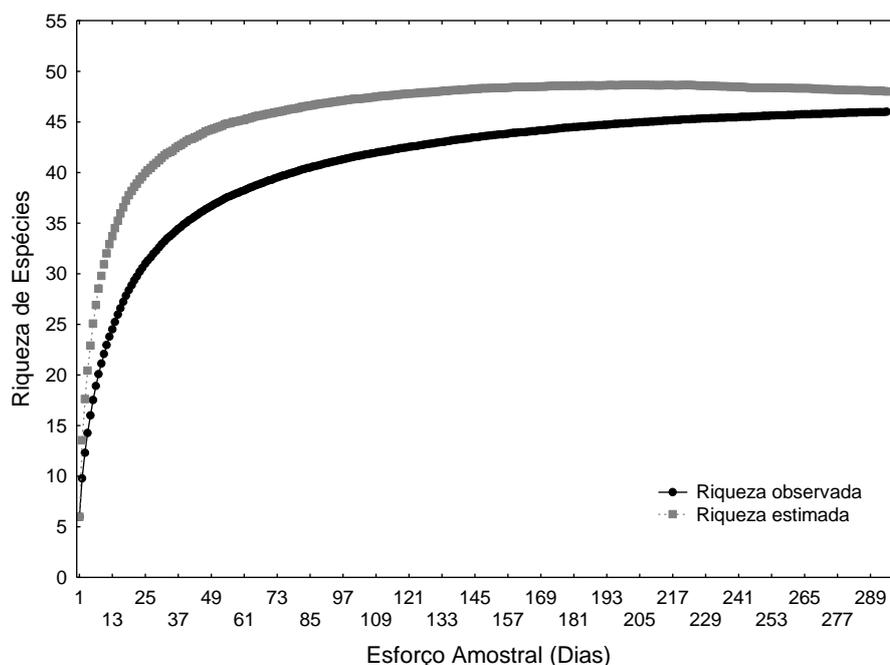


Figura 02. Curva de acumulação de espécies estimadas e observadas através do estimador não-paramétrico Jackknife 1, a partir do esforço amostral (dias) através de censo em transectos lineares, para a obtenção dos registros de mamíferos de médio e grande porte.

As curvas de rarefação obtidas tenderam a uma estabilização, mas nenhuma atingiu uma assíntota. Isso indica que a riqueza de espécies pode continuar a crescer em função do aumento do esforço de amostragem nos fragmentos florestais onde estão inseridos os módulos. O número de espécies variou de 31 a 37 espécies entre os módulos (Figura 03).

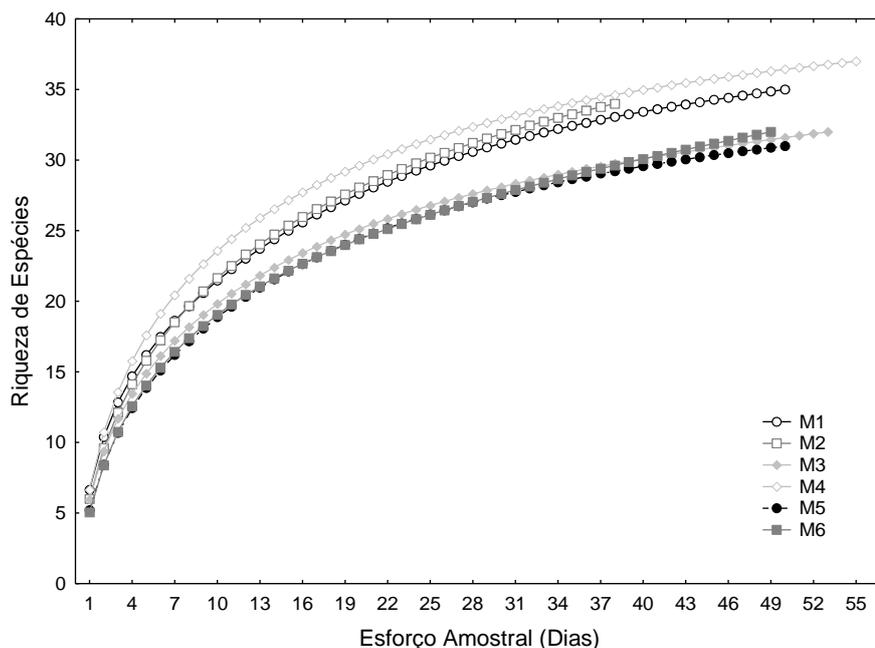


Figura 03. Curvas de rarefação (Mao Tau) das espécies de mamíferos de médio e grande porte obtidas a partir do esforço amostral (dias) através de censo em transectos lineares, para a obtenção dos registros de mamíferos de médio e grande porte nos módulos amostrados.

A riqueza de mamíferos de médio e grande porte variou entre 21 a 37 espécies por campanha, sendo que na sétima campanha foi registrado o maior número de espécies ( $S = 37$ ) e na segunda e sexta campanha foram registradas as menores riquezas ( $S = 21$  e  $S = 22$ ) observadas. Durante a oitava e nona campanhas, novas espécies ainda foram registradas na área, e a partir da décima campanha, a curva do coletor começou a apresentar uma estabilização (Figura 04). Ao longo das treze campanhas de campo, o número de registros variou de 204 (segunda campanha) a 733 (sétima campanha) animais registrados por campanha durante os períodos de amostragem (Figura 04).

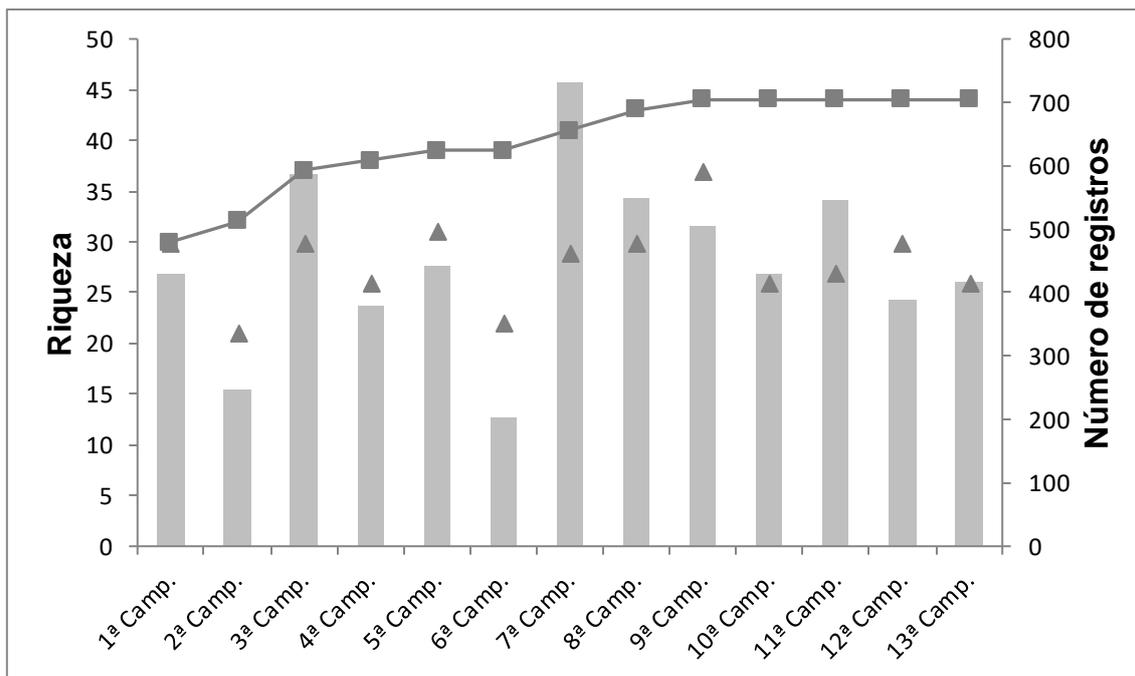


Figura 04. Variação do número de registros (em barras), da riqueza acumulada (quadrado) e da riqueza de espécies por campanha (triângulo) de mamíferos de médio e grande porte ao longo das treze campanhas realizadas.

As onze espécies de mamíferos que ocorreram em pelo menos 99% das campanhas (*A. chamek*, *C. albinasus*, *C. paca*, *D. leporina*, *D. novemcinctus*, *H. hydrochaeris*, *P. tajacu*, *P. concolor*, *S. apella*, *T. terrestris*, *T. pecari* e *A. marginatus*) corresponderam a 88% da abundância total dos registros obtidos na área de estudo. A espécie mais registrada foi *S. apella* (25,5%), seguida de *T. pecari* (21,4%), *P. tajacu* (9,71%) e *A. chamek* (8,35). Os menores valores foram representados pelas espécies *P. yagouaroundi*, *L. longicaudis* e *Coendou* sp. com 0,034% dos registros cada, e *A. microtis* e *D. septemcinctus* com 0,017%, apresentando apenas um único registro cada (Figura 05).

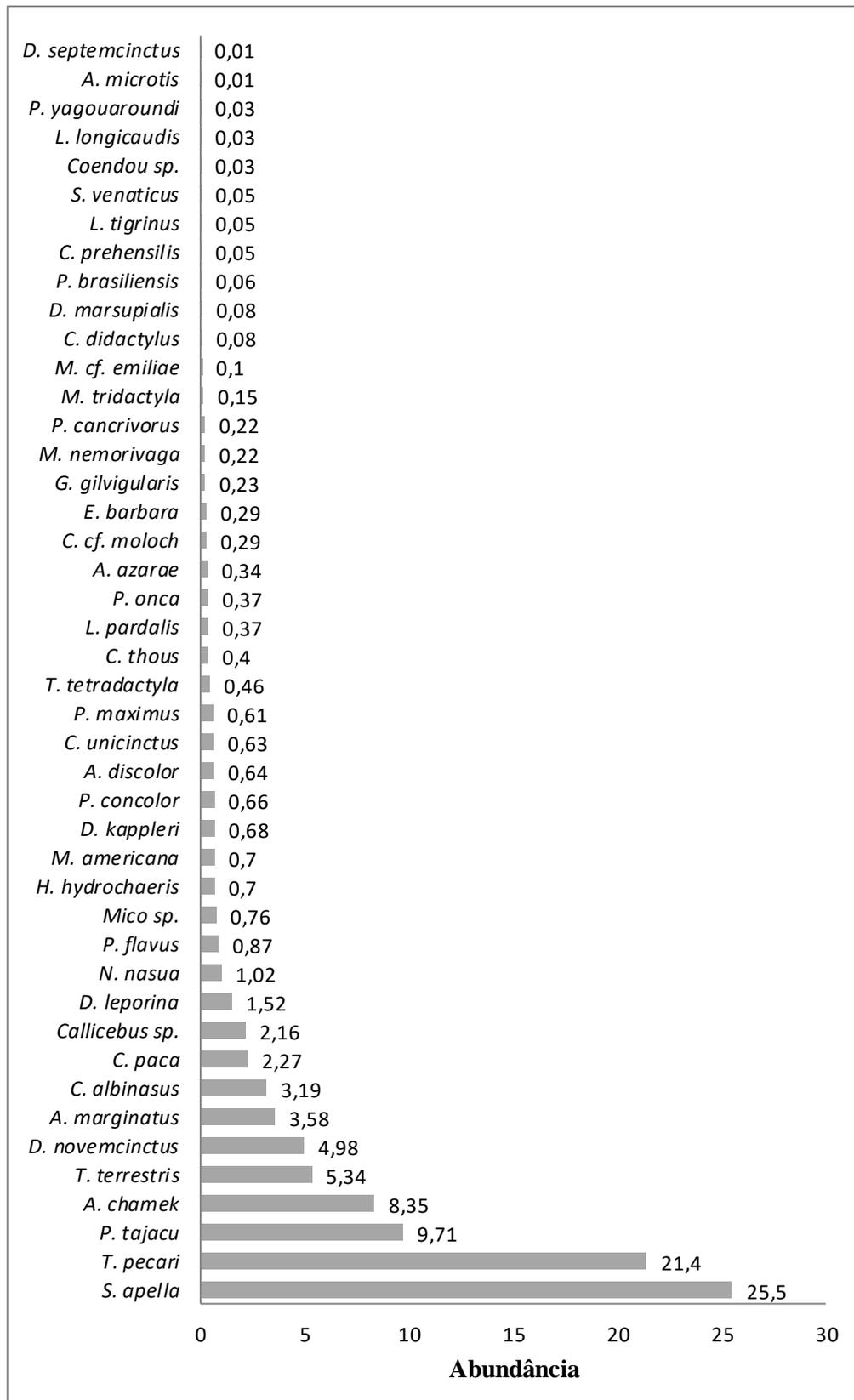


Figura 05. Frequência relativa das espécies (em %) de mamíferos de médio e grande porte nas treze campanhas de campo realizadas.

A análise PERMANOVA ( $F = 2,9726$ ;  $p = 0,0001$ ) mostrou que existe uma diferença significativa na composição das espécies de mamíferos de médio e grande porte entre os módulos amostrados, porém essa diferença é explicada por apenas 17%. A análise de dispersão das variâncias (PERMIDISP) mostrou que não houve dispersão entre os módulos ( $F = 0,9279$ ;  $p = 0,55$ ), ou seja, não houve variação dentro de cada comunidade nos módulos amostrados.

Entre os métodos utilizados para as amostragens de mamíferos, o que apresentou a maior riqueza de espécies foi o método de transectos para vestígios indiretos, que permitiu a identificação de 38 espécies, com 1.693 registros. Esse método foi responsável pelo registro de duas espécies exclusivas, o *L. tigrinus* e *L. longicaudis*. As espécies com a maior abundância de registro foram o *T. pecari* com 20,3%, *T. terrestris* com 15,1% e *P. tajacu* com 13,5%. Seis espécies apresentaram apenas um único registro (0,05%), sendo o *A. microtis*, *S. venaticus* e *N. nasua* registrados através de pegadas, *Mico* sp. através de vocalização e *C. cf. didactylus* e *C. prehensilis* através de carcaças.

O método de visualização foi responsável por registrar 37 espécies e 4.163 registros, sendo cinco espécies exclusivas: *C. albinasus*, *Coendou* sp., *D. septemcinctus*, *G. gilvicularis* e *P. brasiliensis*. As espécies com a maior abundância de registro foram *S. apella* com 33,6%, *T. pecari* com 21,8%, *A. chamek* com 10,3% e *P. tajacu* com 9,58%. Três espécies foram registradas apenas uma única vez (0,02%), sendo o *C. uncinatus*, *D. septemcinctus* e *M. tridactyla*.

Pelo método de armadilhamento fotográfico, 23 espécies foram registradas, através de 724 registros. Este método não apresentou nenhuma espécie exclusiva. As maiores abundâncias foram de *T. pecari* com 20,7%, seguido da *C. paca* com 15,6%, *D. novemcinctus* com 14% e *P. tajacu* com 12,7%. Duas espécies foram registradas apenas uma vez: *A. microtis* e *P. yagouaroundi* (0,13% cada).

Os resultados do teste de Kruskal-Wallis demonstraram que diferentes métodos de amostragem registram diferentes tipos de espécies com relação a riqueza e abundância. Os métodos amostrais de visualização e armadilha fotográfica ( $H = 23,655$ ;  $gl = 2$ ;  $p < 0,00016$ ), e vestígio e armadilha fotográfica ( $H = 23,655$ ;  $gl = 2$ ;  $p < 0,00001$ ) foram significativamente diferentes em relação à eficiência de amostragem para riqueza. Para os métodos visualização e vestígios não houve diferença significativa ( $H = 23,655$ ;  $gl = 2$ ;  $p > 0,05$ ; Figura 06). Em relação à abundância das espécies, os métodos foram significativos para visualização e vestígio ( $H = 29,379$ ;  $gl = 2$ ;  $p =$

0,0001), e visualização e armadilha fotográfica ( $H = 29,379$ ;  $gl = 2$ ;  $p = 0,0001$ ). Busca por vestígio e armadilha fotográfica não apresentaram diferença significativa ( $H = 29,379$ ;  $gl = 2$ ;  $p > 0,05$ ; Figura 07).

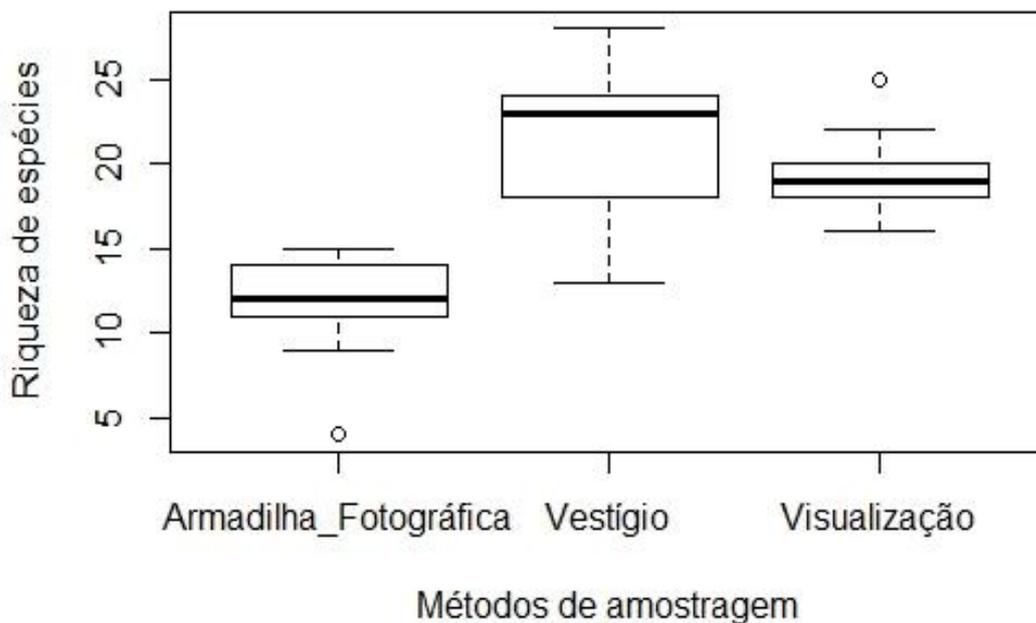


Figura 06. Gráfico avaliando a eficiência dos métodos de amostragem na riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte registrada nos fragmentos florestais.

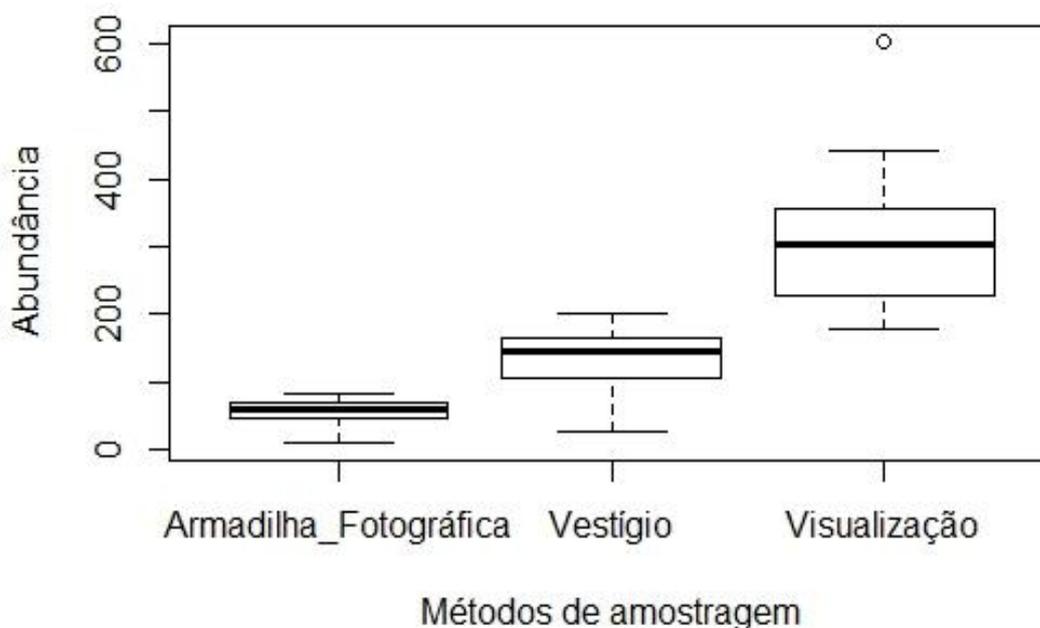
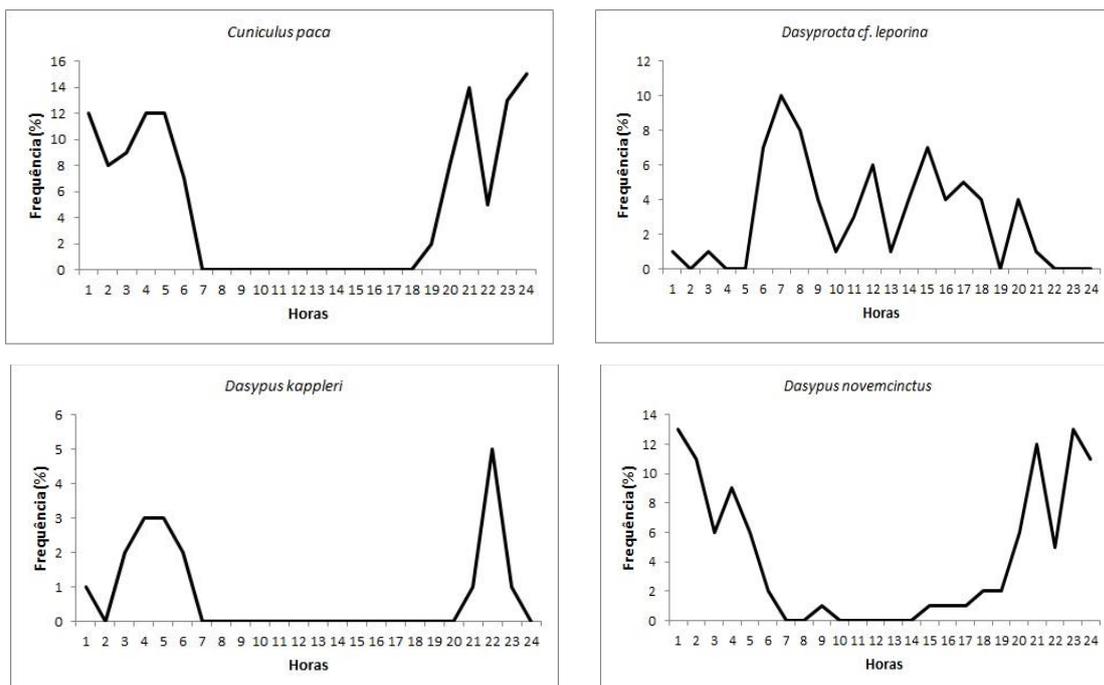


Figura 07. Gráfico evidenciando a eficiência dos métodos de amostragem na abundância de espécies de mamíferos de médio e grande porte registrada nos fragmentos florestais.

O padrão de atividade das espécies apresentou diferença significativa para as quatro categorias selecionadas, a partir dos dados de abundância relativa ( $\chi^2 = 500$ ;  $p < 0,0001$ ). Porém, considerando a riqueza de espécies, os resultados não diferiram significativamente ( $\chi^2 = 2.27$ ;  $p=0,5395$ ), indicando que um número igual de espécies está ativo durante os quatro períodos (manhã, tarde, crepúsculo e noite). Houve mais registros noturnos ( $N = 366$ ), do que nos demais períodos, sendo 159 diurnos, 151 vespertinos e 51 crepuscular.

Das 24 espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas pelas armadilhas fotográficas, 11 espécies tiveram registros independentes acima de 10 eventos (Tabela 02). Três espécies noturnas tiveram suas frequências significativas para esse período, *C. paca* ( $\chi^2 = 274,7$ ;  $gl = 3$ ;  $p < 0,05$ ), *D. novemcinctus* ( $\chi^2 = 228,3$ ;  $gl = 3$ ;  $p < 0,05$ ) e *T. tetradactyla* ( $\chi^2=34,571$ ;  $gl=3$ ;  $p<0,05$ ); quatro espécies apresentaram atividade principalmente noturna e também apresentaram frequências significativas para esse período, *D. kappleri* ( $\chi^2 = 39,78$ ;  $gl = 3$ ;  $p < 0,05$ ), *D. marsupialis* ( $\chi^2 = 45,54$ ;  $gl = 3$ ;  $p < 0,05$ ), *L. pardalis* ( $\chi^2 = 13,2$ ;  $gl = 3$ ;  $p < 0,05$ ) e *T. terrestris* ( $\chi^2 = 59,04$ ;  $gl = 3$ ;  $p < 0,05$ ). Na categoria principalmente diurna, *D. leporina* ( $\chi^2 = 32,74$ ;  $gl = 3$ ;  $p < 0,05$ ), e os porcos-do-mato *P. tajacu* ( $\chi^2=22,51$ ;  $gl = 3$ ;  $p < 0,05$ ) e *T. pecari* ( $\chi^2 = 65,41$ ;  $gl = 3$ ;  $p < 0,05$ ) foram significativamente mais observados nesse período. *Mazama americana* ( $\chi^2 = 10,0$ ;  $gl = 3$ ;  $p < 0,05$ ) foi a única espécie classificada como catemeral, sendo significativa para esse período. Nenhuma espécie classificada como diurna teve registros suficientes para serem classificadas como independentes (Figura 08).



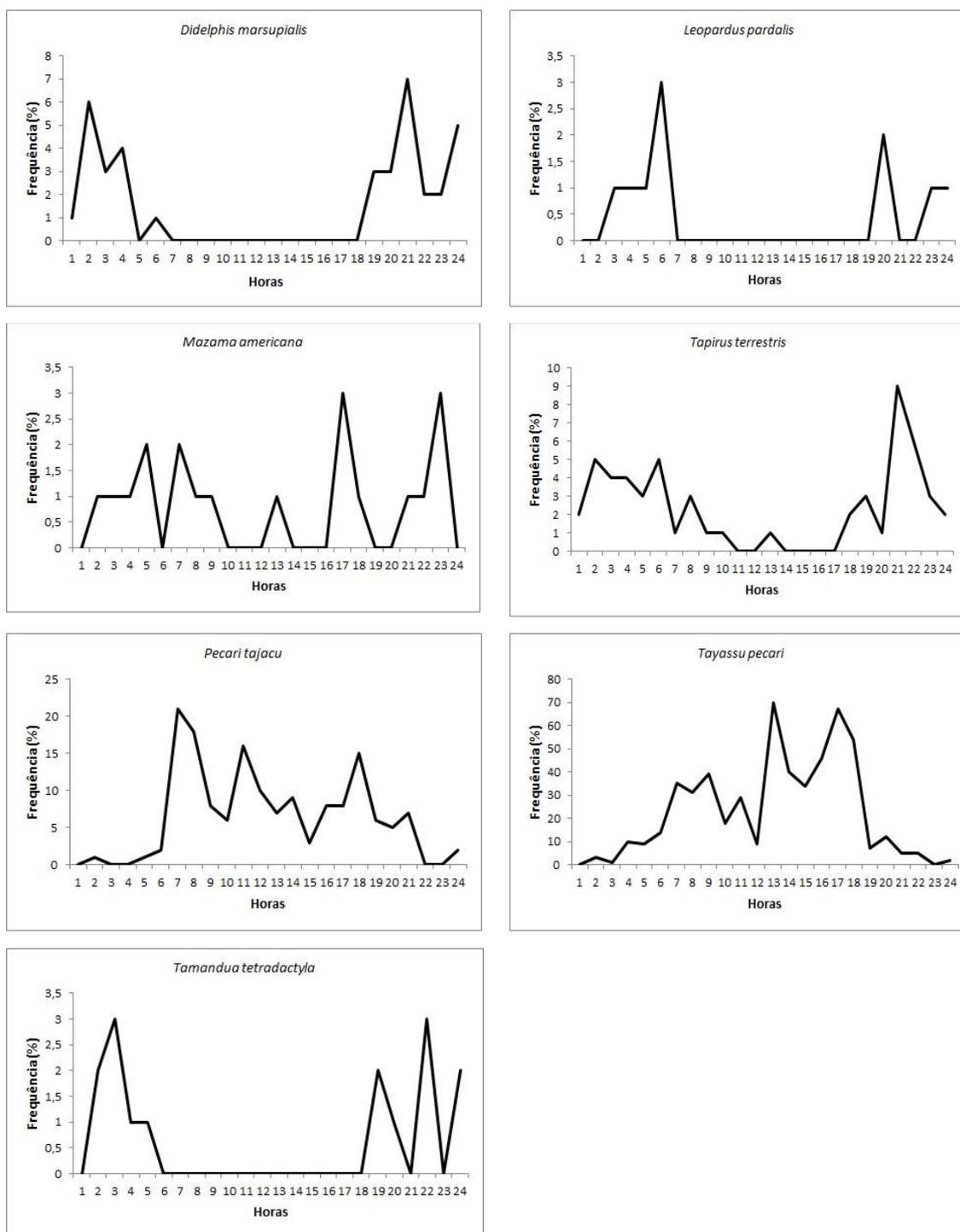


Figura 08. Padrões de atividade por hora, e frequência de registros (%) para as 11 espécies de mamíferos de médio e grande porte que obtiveram mais de 10 registros independentes pelo método de armadilhas fotográficas durante as 13 campanhas de campo realizadas nos fragmentos florestais amostrados.

Tabela 02. Número de registros, percentual e classificação dos padrões diários de mamíferos terrestres de médio e grande porte registrados nos fragmentos florestais estudados, através de armadilhas fotográficas.

Espécies	Manhã (05:00 às 11:00) % (N)	Tarde (11:01 às 17:00) % (N)	Crepúsculo (17:01 às 19:00) % (N)	Noite (19:01 às 04:59) % (N)	Total	Classificação
<i>Atelocynus microtis</i>	100,00 (1)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)	1	-
<i>Cerdocyon thous</i>	50,00 (1)	0,00 (0)	50,00 (1)	0,00 (0)	2	-
<i>Cuniculus paca</i>	6,14 (7)	0,00 (0)	1,75 (2)	92,10 (105)	114	Noturna
<i>Dasyprocta leporina</i>	44,92 (31)	39,13 (27)	5,79 (4)	10,14 (7)	69	Principalmente diurna
<i>Dasypus kappleri</i>	11,11 (2)	0,00 (0)	0,00 (0)	88,88 (16)	18	Principalmente noturna
<i>Dasypus novemcinctus</i>	2,97 (3)	2,97 (3)	3,96 (4)	90,09 (91)	101	Noturna
<i>Didelphis marsupialis</i>	2,70 (1)	0,00 (0)	10,81 (4)	86,48 (32)	37	Principalmente noturna
<i>Eira barbara</i>	0,00 (0)	83,33 (5)	16,66 (1)	0,00 (0)	6	-
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)	100,00 (2)	2	-
<i>Leopardus pardalis</i>	30,00 (3)	0,00 (0)	0,00 (0)	70,00 (7)	10	Principalmente noturna
<i>Mazama americana</i>	22,22 (4)	16,66 (3)	5,55 (1)	55,22 (10)	18	Catemeral
<i>Mazama nemorivaga</i>	66,66 (4)	16,66 (1)	16,66 (1)	0,00 (0)	6	-
<i>Mazama sp.</i>	33,33 (2)	33,33 (2)	16,66 (1)	16,66 (1)	6	-
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	28,57 (2)	28,57 (2)	28,57 (2)	14,28 (1)	7	-
<i>Nasua nasua</i>	20,00 (1)	80,00 (4)	0,00 (0)	0,00 (0)	5	-
<i>Panthera onca</i>	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)	100,00 (2)	2	-
<i>Pecari tajacu</i>	41,30 (38)	32,60 (30)	14,13 (13)	11,95 (11)	92	Principalmente diurna
<i>Priodontes maximus</i>	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)	100,00 (5)	5	-
<i>Procyon cancrivorus</i>	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)	100,00 (2)	2	-
<i>Puma concolor</i>	12,50 (1)	0,00 (0)	0,00 (0)	87,50 (7)	8	-
<i>Puma yagouaroundi</i>	100,00 (1)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)	1	-
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0,00 (0)	0,00 (0)	7,14 (1)	92,85 (13)	14	Noturna

<i>Tapirus terrestris</i>	17,64 (9)	1,96 (1)	9,80 (5)	70,58 (36)	51	Principalmente noturna
<i>Tayassu pecari</i>	32,00 (48)	48,66 (73)	7,33 (11)	12,00 (18)	150	Principalmente diurna
<b>Total geral</b>					724	

## DISCUSSÃO

A riqueza de espécies encontrada foi considerada alta quando comparada a outros estudos realizados em fragmentos de floresta Amazônica. Michalski & Peres (2007), em Alta Floresta, região vizinha da área de estudo, registraram 37 espécies. Também em Alta Floresta, Rocha *et al.*, (2012) registraram 37 espécies no Parque Estadual do Cristalino. Sampaio (2007) na Flona Tapajós registrou 38 espécies. Oliveira (2015) na Fazenda São Nicolau no município de Cotriguaçu, registrou 26 espécies, e Barbosa (2015) no sudoeste do estado de Mato Grosso registrou 39 espécies. Isso indica que mesmo sendo alvo de intenso processo de fragmentação florestal desde 1980 (Oliveira-Filho & Metzger, 2006) os fragmentos florestais remanescentes estudados representam um habitat ainda capaz de manter comunidades de mamíferos de médio e grande porte, inclusive espécies ameaçadas, como a anta (*T. terrestris*), onça-pintada (*P. onca*), onça-parda (*P. concolor*), tatu-canastra (*P. maximus*) e o queixada (*T. pecari*), que necessitam de grandes áreas de vida (Fragoso, 1998; Silveira, 2004; Silveira *et al.*, 2009; Medici, 2010).

O grau de fragmentação e perturbação antrópica observadas em campo e o tamanho dos fragmentos amostrados podem explicar a diferença na composição de espécies de mamíferos de médio e grande porte entre os fragmentos florestais amostrados. Espécies como grandes carnívoros, apresentam dificuldades de sobreviver em fragmentos florestais pequenos, e sob efeito de pressão de caça. Já a simplificação da estrutura da vegetação e rarefação do estrato arbóreo podem limitar a ocupação de fragmentos florestais por primatas (Michalski & Peres, 2005). Entretanto, espécies generalistas podem ser mais resilientes aos efeitos da fragmentação, adaptando-se as condições disponíveis, podendo aumentar sua abundância em paisagens fragmentadas uma vez que toleram os efeitos de borda e alterações na matriz circundante (Michalski & Peres, 2007).

O menor tamanho de alguns fragmentos florestais estudados permite visualizá-los em um gradiente de perturbação, o qual tem diferentes influências sobre a composição de espécies de mamíferos de médio e grande porte. O desaparecimento e substituição de algumas espécies nos fragmentos menores pode ser uma resposta das associações específicas entre as espécies e seus nichos (Svenning *et al.*, 2011). Como as espécies possuem diferentes necessidades na paisagem, como a quantidade de área, distância entre os fragmentos e quantidade de bordas (Norris *et al.*, 2008; Lopes &

Ferrari, 2000; Michalski & Peres, 2007; Sampaio *et al.*, 2010), a restrição ambiental que algumas espécies apresentam em relação à paisagem leva o desaparecimento de espécies nos fragmentos menores e mais perturbados.

A ocupação espacial de algumas espécies especialistas de habitats florestais registradas no presente estudo, demonstram sua preferência por fragmentos florestais grandes, não sendo registradas em fragmentos pequenos e perturbados, como alguns carnívoros, representados pelo cachorro-do-mato-vinagre (*S. venaticus*), cachorro-do-mato-de-orelha-curta (*A. microtis*), o gato-do-mato-pequeno (*L. tigrinus*) e o gato-mourisco (*P. yagouaroundi*). Conforme os processos de fragmentação de habitats alteram os ambientes naturais, as espécies especialistas tendem a desaparecer das paisagens perturbadas, pois elas possuem uma relação positiva com paisagens preservadas (Devictor *et al.*, 2008)

Algumas espécies têm merecido maior atenção do ponto de vista conservacionista, por possuírem atributos ecológicos que as tornam mais vulneráveis ao processo de extinção. Maior ênfase pode ser dada àquelas de maior raridade em termos de distribuição restrita e com requerimentos mais exigentes em termos de tamanho e qualidade de habitat, maior tamanho corporal, especialização e que vivem em baixas densidades (Henle *et al.*, 2004). Enquadram-se em uma ou mais categorias as espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Em termos de espécies ameaçadas de extinção no Brasil, 15% se enquadram nesta categoria, sendo que dessas, mais de 10% são registradas para a Amazônia (COSTA *et al.*, 2005; MMA, 2014). Considerando as 47 espécies registradas nos fragmentos florestais estudados, 17 delas se encontram em alguma categoria de ameaça de extinção, segundo as listas oficiais de espécies de fauna ameaçadas de extinção, a *Red List* da IUCN (2015), e a Lista Vermelha do Brasil (MMA, 2014). Das espécies registradas, 29 (61,7%) estão amplamente distribuídas, o que inclui outros biomas brasileiros e regiões da América do Sul e Central. Outras 18 (38,2%) estão distribuídas em ecossistemas regionais e são consideradas endêmicas do bioma amazônico (Paglia *et al.*, 2012), sendo a ordem Primates a mais representativa, com todas as 11 espécies registradas dentro desta categoria.

Três espécies não foram identificadas até o nível taxonômico de espécie, dois primatas (*Callicebus* sp., *Mico* sp.) e um roedor (*Coendou* sp.). Na margem esquerda do rio Teles Pires o morfótipo *Callicebus* sp. apareceu em 2,16% dos registros. Este táxon pode vir a ser uma nova espécie, pois difere morfologicamente dos táxons com distribuição vizinha à região de estudo, como *C. cinerascens*, *C. bernhardi* e *C. moloch*

(Van Rosmalen *et al.*, 2002) e *C. vieirai* (Gualda-Barros *et al.*, 2012). A outra espécie do gênero, *Callicebus cf. moloch*, contabilizou 0,29% dos registros, sendo registrada na margem direita do rio Tele Pires, dentro dos limites de distribuição de *C. moloch*. O mesmo se aplica às espécies de mico. *Mico cf. emiliae* foi registrada na margem direita do rio Teles Pires e contribuiu com 0,10% dos registros. A segunda, com status taxonômico ainda incerto, por se tratar também de uma possível nova espécie, por diferir morfológicamente de *Mico emiliae*, o *Mico sp.*, teve 0,76% dos registros, e ocorre na margem esquerda do rio Teles Pires. Fialho (2010) relata a ocorrência de *Mico emiliae* na margem esquerda do rio São Benedito, afluente situado à margem direita do Teles Pires, a 170 km a oeste de sua distribuição original. *Mico leucippe*, relatado na margem direita do rio São Benedito, tem sua distribuição situada mais ao norte da região de estudo, o que torna improvável a sua ocorrência na área inventariada neste estudo. Vale ressaltar que a confirmação taxonômica destas duas espécies de primatas está atrelada a vários fatores que demandam tempo e técnicas específicas (captura, envio de espécime para coleção científica e coleta de material biológico) que não foram possíveis de serem aplicadas até o presente momento.

Na Amazônia brasileira, mamíferos terrestres de médio e grande porte podem variar o seu padrão de atividade quando submetidos a ambientes distintos, especialmente relacionados à influência antrópica (Scognamillo *et al.*, 2003, Luna, 2014). Em áreas preservadas da Amazônia, o padrão de atividade dos mamíferos terrestres de médio e grande porte pode variar, desde espécies estritamente diurnas ou noturnas até espécies que podem possuir atividade durante todo o dia (Gómez *et al.* 2005). Em áreas impactadas, os animais são submetidos aos efeitos do desmatamento e da caça, podendo ter os seus padrões de atividades alterados (Luna, 2014).

As variações no comportamento e padrões de atividade diária de uma espécie podem ocorrer localmente entre habitats e em escalas geográficas mais amplas (Blake *et al.*, 2012). No entanto, existem limitações quando se comparam padrões de atividade entre alguns estudos, como a falta de padronização dos critérios de classificação da atividade padrão das espécies, número de registros necessários de uma dada espécie e diferenças entre os períodos das pesquisas. Isto é importante porque o comportamento de algumas espécies pode variar sazonalmente (Scognamillo *et al.*, 2003).

O padrão de atividade registrado para a maioria das espécies neste estudo se assemelha com informações já disponíveis na literatura, como o cateto (*P. tajacu*), queixada (*T. pecari*) e cutia (*D. leporina*) como sendo diurnas (Gómez *et al.*, 2005;

Norris *et al.*, 2010; Harmsen *et al.*, 2011; Hernández-Saintmartin *et al.*, 2013; Blake *et al.*, 2012; Rocha, 2015), a anta (*T. terrestris*), paca (*C. paca*), tatu-galinha (*D. novemcinctus*), tatu-de-quinze-quilos (*D. kappleri*), jaguatirica (*L. pardalis*), tamanduá-mirim (*T. tetradactyla*) e o gambá (*D. marsupialis*) como sendo noturnas (Gómez *et al.*, 2005; Norris *et al.*, 2010; Harmsen *et al.*, 2011; Michalski & Norris, 2011; Zimbres *et al.*, 2012; Hernández-Saintmartin *et al.*, 2013; Blake *et al.*, 2012; Rocha, 2015). Embora tenha apresentado hábito noturno na maior parte dos registros, veado-mateiro (*M. americana*) foi classificado como uma espécie catemeral, o mesmo padrão encontrado nos estudos de Gómez *et al.*, (2005); Tobler *et al.*, (2009) e Blake *et al.*, (2012).

*Leopardus pardalis* apresentou um padrão de atividade principalmente noturno, com pequena atividade durante o dia, como visto em estudos em outras áreas preservadas da Amazônia (Gómez *et al.*, 2005; Jimenez *et al.*, 2010; Luna, 2014). O padrão noturno de *L. pardalis* é uma estratégia para evitar a competição por recursos alimentares com os felinos de maior porte (Jimenez *et al.*, 2010). A anta (*T. terrestris*) apresentou preferência pelo período noturno. Oliveira-Santos *et al.*, (2010) relataram que quanto mais descontínua a floresta e mais luminosidade, mais noturnas elas se tornam, evitando áreas onde ficam muito expostas. Os porcos (*T. pecari* e *P. tajacu*) apresentaram um padrão de atividade principalmente diurno. Esses animais apresentam uma predileção pelo período diurno em áreas preservadas e ou impactadas (Gómez *et al.*, 2005; Harmsen *et al.*, 2011; Blake *et al.*, 2013). Os roedores, *D. leporina* e *C. paca*, apresentaram um padrão de atividades diurno e noturno, respectivamente. Estudos mostram que mesmo em áreas fragmentadas e com pressão de caça esses animais conservam o seu padrão de atividades (Norris *et al.*, 2010; Michalski & Norris, 2011; Blake *et al.*, 2013). Em áreas degradadas e com intensas atividades humanas, mamíferos evitam os períodos de maior atividade humana, intensificando suas atividades noturnas (Di Bitetti *et al.*, 2008).

Segundo Srbek-Araujo & Chiarello (2005), com exceção da ordem Primates, os mamíferos neotropicais apresentam atividade durante o dia e noite ou são em sua maioria predominantemente noturnos. A diferença observada entre os registros diurnos e noturnos pode resultar em um mecanismo associado à disponibilidade de recursos, variação nas condições ambientais (como temperatura), adaptações as mudanças e ou perturbações no ambiente e à competição interespecífica (Beyer & Haufler, 1994; Morgan, 2004). Muitas espécies conseguem diminuir interações desfavoráveis (competição e predação) selecionando períodos mais adequados ao longo do dia para

realizar suas atividades (Morgan, 2004). Alguns estudos têm investigado a partição temporal das espécies simpátricas que têm dietas semelhantes (Tobler *et al.*, 2009). Neste estudo, as famílias com mais de uma espécie registrada foram representadas por espécies tanto noturnas quanto diurnas (Blake *et al.*, 2012). Partilha de recursos é evidente por roedores como *C. paca* e *D. leporina*, que têm uma dieta semelhante, onde a competição direta é evitada através de uma separação temporal dos seus padrões de atividade (Wallace *et al.*, 2000). A coexistência das espécies de ungulados em uma área é devida principalmente às diferenças alimentares, morfológicas e de tamanho corporal, não havendo evidências de segregação temporal entre as espécies (Desbiez *et al.*, 2009; Tobler *et al.*, 2009).

O método de busca por vestígios em transectos lineares, demonstrou ser o mais eficiente para determinar a riqueza de espécies na área de estudo (38 espécies), sendo responsável pelo registro exclusivo do gato-do-mato-pequeno (*L. tigrinus*) e a lontra (*L. longicaudis*). Esse método requer que os pesquisadores sejam bem treinados, sendo capazes de identificar as espécies através principalmente de pegadas (Silveira *et al.*, 2003). Outras considerações feitas por Silveira *et al.* (2003) são as condições climáticas e do solo, onde solos muito úmidos ou secos dificultam a identificação das pegadas. Essa situação foi bastante corriqueira neste estudo, a região de estudo possui altos índices pluviométricos e no período chuvoso, parte das trilhas fica inundada pelo rio Teles Pires, o mesmo ocorre no período seco, onde o substrato da floresta é tomado pelo folhido. Espécies mais pesadas e com cascos e unhas fortes como os ungulados, produzem pegadas mais profundas e duradouras do que animais mais leves e com patas macias (Kasper *et al.*, 2007) dificultando a identificação.

A amostragem por visualização tem sido empregada devido à sua eficiência comprovada, em especial, para espécies arborícolas como primatas (Peres, 1999). Fato comprovado neste estudo, onde as espécies de primatas somente foram registradas através de visualizações, pois eventualmente descem ao chão, o que dificulta o registro através de pegadas e armadilhas fotográficas. As visualizações em transectos lineares apresentaram o maior sucesso entre os diferentes tipos de métodos com 4163 registros, sendo responsáveis por identificar espécies exclusivas como cuxiú (*C. albinasus*), o porco-espinho-pequeno (*Coendou* sp.) e o caxinguelê (*G. gilvicularis*), que são espécies arborícolas, espécie terrestre representada pelo tatuí (*D. septemcinctus*) e a semiaquática ariranha (*P. brasiliensis*). Esse método pode ser considerado limitante porque depende de condições climáticas favoráveis, da experiência do observador e sua eficiência na

detecção/identificação do animal, e tende a favorecer o registro de espécies de maior porte e diurnas (Ringvall *et al.*, 2000; Silveira *et al.*, 2003).

Apesar do método de armadilha fotográfica não ter sido tão eficiente em comparação aos outros métodos nos fragmentos florestais estudados, outros estudos apontam que ele tem tido desempenho tão bom ou até melhor do que outros métodos (Silveira *et al.*, 2003; Lyra-Jorge *et al.*, 2008; Espartosa *et al.*, 2011; Roberts, 2011). Deve-se ressaltar que as armadilhas fotográficas não são eficientes em amostrar espécies arborícolas como os primatas (Sberk-Araújo & Chiarello, 2005) e que, neste estudo, foram representadas por 11 espécies.

Silveira *et al.* (2003) afirma que armadilhas fotográficas são um método não intrusivo e eficiente em quase todas as condições de campo, com vantagens da determinação precisa das espécies, bem como a possibilidade de avaliar características de idade, sexo, estrutura populacional e densidade. Além de ser eficiente no registro de espécies crípticas raramente detectadas por outros métodos (Melo *et al.*, 2012), podendo ter uma relação tendenciosa com a massa corporal das espécies (Lyra-Jorge, *et al.*, 2008). A obtenção desses registros pode ser influenciada tanto por fatores intrínsecos ao local de instalação das armadilhas (microclima, microvegetação, relevo) (Silveira *et al.*, 2003; O'Connell *et al.*, 2011), quanto ao próprio equipamento utilizado (Srbek-Araujo & Chiarello, 2007).

Santos (2003) afirma que os métodos de amostragem são eficazes na detecção de espécies de alguns grupos e muito frequentemente falham na detecção de outros grupos que possuem espécies com hábitos diferentes, como verificado neste estudo, principalmente para as espécies arborícolas. A utilização de diferentes métodos conjuntamente para a amostragem de mamíferos de médio e grande porte já foi indicada por outros autores e ainda indicam o dispositivo fotográfico como método fundamental em amostragem de mamíferos (Srbek-Araújo & Chiarello, 2005; Lyra-Jorge *et al.*, 2008; Espartosa *et al.*, 2011). Apesar das diferenças observadas, com relação à detecção de espécies por cada metodologia, essa complementaridade pode ser observada neste estudo, pelos registros exclusivos de algumas espécies por determinados métodos.

## CONCLUSÃO

Os fragmentos florestais estudados no sul da Amazônia apresentaram uma alta riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte, abrigando inclusive várias espécies ameaçadas de extinção e endêmicas do bioma Amazônia.

A composição de espécies de mamíferos apresentou variações nos fragmentos florestais estudados com relação a riqueza e abundância, com espécies generalistas ocorrendo em fragmentos menores e mais perturbados e espécies especialistas ocupando fragmentos grandes.

O uso de diversos métodos de amostragem é essencial para um levantamento de espécies de mamíferos de médio e grande porte mais completo, uma vez que as espécies podem possuir hábitos bastante distintos e, portanto, diferentes graus de detectabilidade.

O padrão de atividade das espécies registradas foi condizente com outros estudos, apresentando desde espécies estritamente diurnas ou noturnas a espécies que podem distribuir suas atividades durante todo o dia, refletindo um comportamento relacionado às diversas estratégias de se evitar a competição interespecífica.

Há de se ressaltar a importância ecológica desta região que, além de ser uma área situada no arco do desmatamento da Amazônia, ainda carece de estudos mais detalhados sobre a fauna local, podendo abrigar novas espécies ainda não descritas para a ciência, conforme indícios destacados neste estudo para algumas espécies de primatas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALENCAR, A.; NEPSTAD, N.; MCGRATH, D.; MOUTINHO, P.; PACHECO, P.; DIAZ, M.D.C.V. & FILHO, B. S. 2004. Desmatamento na Amazônia: indo além da emergência crônica. Manaus, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), 89p.
- ANDERSON, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, V26. P: 32-49.
- ANDERSON, M.J. 2006. Distance-Based Tests for Homogeneity of Multivariate Dispersions. *Biometrics* V 62, P: 245-253.
- BEYER, D.E. & HAUFLER, J.B. 1994. Diurnal versus 24-hour sampling of habitat use. *Journal of Wildlife Management*, 58(1): 178-180.
- BIERREGAARD, R.O.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; SANTOS, A.A. & HUTCHINGS, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience* 42: 859-866.

- BLAKE, J.G.; MOSQUERA, D.; LOISELLE, B.A.; SWING, K.; GUERRA, J. & ROMO, D. 2012. Temporal activity patterns of terrestrial mammals in lowland rainforest of eastern Ecuador. *Ecotropica*, 18:137-146.
- BODMER, R.E.; EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of amazonian mammals. *Conserv. Biol.* 11:460-466.
- BRASIL, 1980. Ministério das Minas e Energia, Secretaria Geral, Projeto RADAM Brasil. Folha SC-21 Juruena: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra, Rio de Janeiro, 1980.
- BROSE, U. & N. D. MARTINEZ. 2004. Estimating the richness of species with variable mobility. *Oikos* 105: 292-300.
- BROSE, U.; MARTINEZ, N. D. & WILLIAMS, R. J. 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology* 84: 2364-2377.
- BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P. & LAAKE, J. L. 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. London, Chapman and Hall, 446p.
- CANALE, G.R.; PERES, C.A.; GUIDORIZZI, C.E.; GATTO, C.A.F. & KIERULFF, M.C.M. 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *PLoS ONE* 7(8): 41671.
- CHIARELLO, A.G.; AGUIAR, L.M.S.; CCERQUEIRA R.; MELO, F.R.; RODRIGUES F.H.G, & SILVA, V.M.F. 2008. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. In: Machado ABM, Drummond GM, Paglia AP (eds) Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção Vol. II, 680–880. Ministério do Meio Ambiente and Fundação Biodiversitas, Brasília and Belo Horizonte, Brazil.
- COLWELL, R.K. & CODDINGTON, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions Royal Society. London B*, 345(1311): 101-118.
- COLWELL, R.K. 2006. EstimateS 8.0. Statistical estimation of species richness and shared species from sample. Version 8.
- COSTA, L.P.; LEITE, Y.R.L.; MENDES, S.L. & DITCHFIELD, A.D. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1):103-112.

- COSTA, M.H. & PIRES, G.F. 2010. Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. *International Journal of Climatology* 30:1970-1979
- DESBIEZ, A.L.J.; SANTOS, S.A.; KEUROGHLIAN, A. & BODMER, R.E. 2009. Niche partitioning among White-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), collared peccaries (*Pecari tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). *Journal of Mammalogy*, 90(1): 119-128.
- DEVICTOR, V.; JULLIARD, R. & JIGUET, F. 2008. Distribution of specialist and generalista species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*. 114: 507-514.
- DI BITETTI, M. S.; PAVIOLO, A. C. DE ANGELO, C.D. & Y. DI BLANCO, Y.E. 2008. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*) *J. Trop. Ecol.* 24: 189-200.
- DI BITETTI, M.S.; DE ANGELO, C.D.; DI BLANCO, Y.E. & PAVIOLO, A. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36: 403-412.
- EPE. 2009. Empresa de Pesquisa Energética – Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental - EIA/RIMA da Usina Hidrelétrica Teles Pires 2009.
- ESPARTOSA, K.D.; PINOTTI, B.T. & PARDINI, R. 2011. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity and Conservation*, London, v.20, p. 2815-2829.
- FEARNSIDE, P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conservation Biology* 19 N°: 3, 680-688. 1523-1739
- FERREIRA, L.V.; VENTICINQUE, E. & ALMEIDA, S.S. 2005. O Desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados*. 19(53): 1-10.
- FIALHO, M.S. 2010. Contribuição à distribuição do gênero *Mico*, (Callitrichidae, Primates) No Médio Teles Pires, Jacareacanga, Pará. *NeotropicalPrimates*17(1):31-32.
- FONSECA, G.A.B. & ROBINSON, J.G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammals communities. *Biological Conservation*. 53: 265-294.

- FRAGOSO, J.M.V. 1998. Home range and movement patterns of white lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30: 458-469.
- GALETTI, M.; KEUROGHLIAN, A.; HANADA, L. & MORATO, M.I. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. *Biotropica* 33: 723-726.
- GARBINO, G.S.T. 2011. The Southernmost Record of *Mico emiliae* (Thomas, 1920) for the State of Mato Grosso, Northern Brazil. *Neotropical Primates*, 18(2):53-55.
- GILBERT, F.; GONZALEZ, A. & EVANS-FREKE, I. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 265: 577-582.
- GÓMEZ, H.; WALLACE, R.B.; AYALA, GUIDO. & TEJADA, R. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 40(2): 91-95.
- GRELLE, C.E.V. 2002. Is higher taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity? *Biol. Conserv.* 108:101-106.
- GOTELLI, N.J. & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4:379-391.
- GUALDA-BARROS, J.; NASCIMENTO, F. O. & AMARAL, M. K. 2012. A new species of *Callicebus* Thomas, 1903 (Primates, Pitheciidae) from the states of Mato Grosso and Pará, Brazil. *Pap. Avulsos Zool. (São Paulo)* [online]. vol.52(23): 261-279.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n.1, 9p, 2001. Disponível em web site:[http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm).
- HARMSSEN, B.J.; FOSTER, R.J.; SILVER, S.C.; OSTRO, L.E.T. & DONCASTER, C.P., 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkd*, 76:320-324.
- HENLE, K.; DAVIES, K.F.; KLEYER, M. & SETTELE, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity & Conservation* 13: 207-251.

- HERNANDEZ-SAINTMARTIN, A.D.; ROSAS-ROSAS, O.C.; PALACIO-NUNEZ, J.; TARANGOARAMBULA, L.A.; CLEMENTE-SANCHEZ, F. & HOOGESTEIJN, A.L., 2013. Activity patterns of jaguar, puma and their potential prey in San Luis Potosi, Mexico. *Acta Zoologica Mexicana*, 29:520-533.
- ICV - INSTITUTO CENTRO DE VIDA. 2003. Parque Cristalino, Alta Floresta, Amazônia Matogrossense: histórico, situação atual e perspectivas. Cuiabá/Alta Floresta: ICV, 2003. 13p.
- INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 2007. Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite Projeto Prodes <[www.dpi.inpe.br/prodesdigital](http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital)>.
- IUCN 2015. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em Web site: [<http://www.redlist.org>]. Acesso em 20 de dezembro de 2015.
- JIMÉNEZ, C. F.; QUINTANA, V.H.; PACHECO, D.; MELTON, J.; TORREALVA. & TELLO, G. 2010. Camera trap survey of medium and large mammals in a montane rainforest of northern Peru. *Rev. Peru. Biol.* 17: 191-196.
- KASPER, C.B.; MAZIM, F.D.; SOARES, J.B.G.; OLIVEIRA, T.G.; MARTA, E. & FABIÁN, M.E. 2007. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (4): 1087-1100.
- KÖEPPEN, W. 1948. *Climatologia; con un Estudio de los Climats de la Tierra*. México: Fondo de Cultura Economica, 478p.
- LAURANCE, W.F. 2008. Can carbon trading save vanishing forests?. *Bioscience* 58: 286-287.
- LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.E.; BRUNA, E.M.; DIDHAN, R.K.; STOUFFER, F. C.; GASCON, C.; BIERRAGAARD, R.O.; LAWRENCE, S.G. & SAMPAIO, E.E. 2002. Ecosystem decay of amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*. 16(3): 605-618.
- LYRA-JORGE, M.C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V.R. & MEIRELLES, S.T. 2008. Comparing methods for sampling large – and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research*, 54(4):739-743.

- LOPES, M.A. & FERRARI, S.F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology*. 14: 1658-1665.
- LUNA, R.B. 2014. Padrão de atividades de duas comunidades de mamíferos no extremo norte da Amazônia brasileira sob diferentes níveis de conservação. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Ciências Biológicas. *Biologia Animal*.
- MAGNUSSON, W.E.; LIMA, A.P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F.R.C.; CASTILHO, C.V. & KINUPP, V.F. 2005. RAPELD: a modification of the gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropica*, 5(2): 1-6.
- MANGAN, S.A. & ADLER, G.H. 2000. Consumption of arbuscular mycorrhizal fungi by terrestrial and arboreal small mammals in a Panamanian cloud forest. *J. Mammal.* 81: 563-570.
- MEDICI, E.P. 2010. Assessing the viability of lowland tapir populations in a fragmented landscape. Thesis (Doctor of Philosophy in Biodiversity and Management). University of Kent. 292p.
- MELO, G.L.; SPONCHIADO, J. & CÁCERES, N.C. 2012. Use of camera-traps in natural trails and shelters for the mammalian survey in the Atlantic Forest. *Iheringia, Série Zoologia*, 102(1):88-94.
- MICHALSKI, F. & PERES, C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124: 383-396.
- MICHALSKI, F. & PERES, C.A. 2007. Disturbance-Mediated Mammal Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology* 21: 1626-1640.
- MICHALSKI, F. & NORRIS, D. (2011) Activity pattern of *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) in relation to lunar illumination and other abiotic variables in the southern Brazilian Amazon. *Zoologia*, 28: 701-708.
- MMA. 2002. Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e

- repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2002. 404p.
- MMA. 2014. Lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. Ministério do Meio Ambiente, Ibama, Brasília. Portaria n. 444 de 17 de dezembro de 2014.
- MORGAN. E. 2004. Ecological significance of biological clocks. *Biological Rhythm Research*, 35(1/2): 3-12.
- NEPSTAD, D.; VERÍSSIMO, A.; MOUTINHO, P. & NOBRE, C. 2000. O empobrecimento oculto da floresta amazônica. *Ciencia Hoje*, v.27, p. 70-73.
- NORRIS, D.; MICHALSKI, F. & PERES, C.A. 2010. Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments. *Journal of Mammalogy*, Lawrence, V.91, N.3; P. 551-560.
- NORRIS, D.; PERES, C.A. & HINCHSLIFFE, K. 2008. Terrestrial mammal responses to edges in Amazonian forest patches: a study based on track stations. *Mammalia* 72: 15-23.
- O'CONNELL, A.F.; NICHOLS, J.D. & KARANTH, K.U. 2011. *Camera Traps in Animal Ecology. Methods and Analyses*. Tokyo, Springer, 272p.
- OLIVEIRA, A.S. 2006. Qualidade do solo em sistemas agroflorestais em Alta Floresta – MT, Dissertação (mestrado em Solo e Nutrição de Plantas). Programa de Pós-graduação em Solo e Nutrição de planta. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa MG.
- OLIVEIRA-FILHO, F.J.B. & METZGER, J. P. 2006. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology* 21: 1061-1073.
- OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R.; MACHADO-FILHO, L.C.; TORTATO, M.A. & BRUSIUS, L. 2010. Influence of extrinsic variables on activity and habitat selection of lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) in the coastal sand plain shrub, southern Brazil. *Mamm. Biol.* 75: 219-226.
- PAGLIA, A.P.; FONSECA, G.A.B. DA.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. DA C.; MITTERMEIER, R. A. & PATTON J. L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do

- Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2ª Edição / 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76p.
- PERES, C. A., 1999. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates". *Neotropical Primates*, v. 7, p. 11-16.
- PRADO, M.R.; E.C. ROCHA, E.C. & LESSA, G.M. 2008. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. *Revista Árvore* 32(4): 741-749.
- REDFORD, K. H. 1992. The Empty Forest. Many large animals are already ecologically extinct in vast areas of neotropical forest where the vegetation still appears intact. *BioScience* v. 24. N 06. P. 412-422.
- RIGHI, C. A.; GRAÇA, P.M.L.A. & CERRI, C.C. 2009. Biomass burning in Brazil's Amazonian —Arc of Deforestation: burning efficiency and charcoal formation in a fire after mechanized clearing at Feliz Natal, Mato Grosso. *Forest Ecology and Management* 258: 2535-2546
- RINGVALL, A.; PATIL, G.P. & TAILLIE, C. 2000. A field test of surveyors influence on estimate in line transect sampling. *Forest Ecology Management*, 137(1-3): 103-111.
- ROCHA, V.J.; REIS, N.R. & SEKIAMA, M.L. 2004. Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnívora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 871-876.
- ROBERTS, N.J. 2011. Investigation into survey techniques of large mammals: surveyor competence and camera-trapping vs. transect-sampling. *Bioscience Horizons*, Oxford, V.4, N.1, P.40-49.
- R CORE TEAM 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- ROCHA, E.C.; SILVA, E.; DALPONTE, J.C. & GIÚDICES, G.M.L. 2012. Efeito das atividades de ecoturismo sobre a riqueza e a abundância de espécies de mamíferos de médio e grande porte na região do cristalino, Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore*, Viçosa, Minas Gerais, v.36, n.6, p. 1061-1072.

- ROCHA, D. G. DA. 2015. Padrão de atividade e fatores que afetam a amostragem de mamíferos de médio e grande porte na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado. INPA.
- SÁNCHEZ-CORDERO, V. & R. MARTÍNEZGALLARDO. 1998. Postdispersal fruit and seed removal by forest-dwelling rodents in a lowland rainforest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 14: 139-151.
- SANTOS, A.J. DOS. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In: CULLEN, J.R.L.; Rubran, R; Valladares-Padua, C. Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Curitiba: Ed. Da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Pp: 19-41.
- SAMPAIO, R. 2007. Efeitos a longo prazo da perda de habitat e da caça sobre mamíferos de médio e grande porte na Amazônia Central. Amazonas / Ricardo Sampaio – Manaus: INPA/UFAM, 2007.
- SAMPAIO, R; LIMA, A.P; MAGNUSSON, W; & PERES, C.A. 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity & Conservation*. 19: 2421-2439.
- SASAKI, D.; ZAPPI, D. & MILLIKEN, W. Vegetação do Parque Estadual Cristalino. Relatório preliminar. Programa Flora Cristalino: Fundação Ecológica Cristalino, Royal Botanic Gardens, Kew, 2008. 53p.
- SCOGNAMILLO, D.; MAXIT, I.E.; SUNQUIST, M. & POLISAR, J. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan Ilanos. *J. Zool.* 259: 269-279.
- SILVA, J. M. C.; RYLANDS, A. B. & FONSECA, G. A. B. 2005. The fate of the Amazonian areas of endemism. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 689-694.
- SILVA JUNIOR, A.P. & PONTES, A.R.M.R. 2008. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. *Biodiversity & Conservation* 17: 1455-1464.
- SILVEIRA, L. 2004. Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. Leandro Silveira – 2004. 239 pp. Tese (Doutorado) – UNB. Brasília - DF, 2004.

- SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A.T.A. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 2003. Canera trap, line transecto censos and track survery: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114 (3): 351-355.
- SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A.T.A.; FURTADO, M.M.; TORRES, N.M.; SOLLMANN, R. & VYNNE, C. 2009. Ecology of the Giant Armadillo (*Priodontes maximus*) in the Grasslands of the Central Brazil. *Edentata*, 8–10: 25-34.
- SRBEK-ARAÚJO, 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. *Journal of Tropical Ecology*, v. 21, 1-5p.
- SRBEK-ARAÚJO, A. C.&CHIARELLO, A.G. 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Rev. Bras. Zool.* 24: 647-656.
- SVENNING, J.C.; FLOJGAARD, C. & BASELGA, A. 2011. Climate, history and neutrality as drivers of mammal beta diversity in Europe: insights from multiscale deconstruction. *Journal of animal ecology* 80: 393-402.
- TOBLER, M.W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S.E.; LEITE PITMAN, R.; MARES, R. & POWELL, G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11: 169-178.
- TOBLER, M.W.; CARRILO-PERCASTEGUI, S.E.; PITMAN, R.L.; MARES, R. & POWELL, G. 2008. Na evaluation of camera traps for inventorying larg-and médium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11:169-178
- TOBLER, M.W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S.E. & POWER, G. 2009. Habitat use activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 25(3): 261-270.
- TOBLER, M.W.; JANOVEC, J.P. & CORNEJO, F. 2010. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir *Tapirus terrestris* in the peruvian Amazon. *Biotropica* 42: 215-222.
- TROLLE, M. 2003. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 12:823-836.

- WALLACE, R.B.; PAINTER, R.L.E.; RUMIZ, D.I. & HERRERA, J.C. 2000. La estacionalidad y el manejo de vida silvestre en los bosques de producción del oriente de Bolivia. *Bol. Ecol.* 8:65-81.
- WECKEL, M.; GIULIANO, W. & SILVER, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology* 270: 25-30.
- WILKIE, D.S.; BENNETT, E.L.; PERES, C.A. & CUNNINGHAM, A.A. 2011. The empty forest revisited. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1223: 120-128.
- WILSON, D.E.; NICHOLS, J.D.; RUDRAN, R. & SOUTHWELL, C. 1996. Introduction. In: *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Wilson, D. E.; Cole, F. R.; Nichols, J. D.; Rudran, R. & Foster, M. S. Smithsonian Press, Washington.
- ZUQUIM, G.; COSTA, F.R.C. & PRADO, J. 2007. Redução de esforço amostral vs. retenção de informação em inventários de pteridófitas na Amazônia Central. *Biota Neotropica*, 7(3): 217-223.

## **CAPÍTULO 2**

**A INFLUÊNCIA DE FATORES ECOLÓGICOS E ANTRÓPICOS NA RIQUEZA DE ESPÉCIES E DENSIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM FRAGMENTOS FLORESTAIS AMAZÔNICOS.**

## RESUMO

Estimativas populacionais são importantes para o monitoramento e avaliação da viabilidade das populações, e para entender como as espécies respondem à fragmentação de habitats. A densidade é uma importante medida para caracterizar as espécies em uma comunidade, sendo influenciada pelo tamanho corporal, categoria trófica e distribuição geográfica da espécie. Nesse sentido, buscamos apresentar estimativas de densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte através da utilização de transectos lineares, correlacionado a riqueza de espécies com o tamanho dos fragmentos amostrados, bem como o grau de perturbação antrópica apresentado por cada fragmento. Entre junho de 2012 a julho de 2015, mamíferos de médio e grande porte foram amostrados em seis transectos lineares que apresentavam de 5 a 7 km de extensão em diferentes fragmentos florestais amazônicos. A amostragem foi realizada durante 12 dias ao longo de 13 campanhas de campo, e os transectos foram amostrados durante o período diurno e noturno, totalizando 1.687,05 km percorridos. Estimativas de densidade foram obtidas para as espécies de mamíferos de médio e grande porte que apresentaram mais de 20 registros independentes ao final das campanhas, através do programa *Distance*. Como esperado, fragmentos de maior tamanho foram mais abundantes e tiveram maior riqueza de espécies. O grau de perturbação antrópico não apresentou uma relação significativa com a riqueza. As estimativas de densidade observadas foram baixas com relação a outros estudos no Bioma, com *Tayassu pecari* apresentando a menor estimativa de densidade (0,129 indivíduos/km<sup>2</sup>) e *Sapajus apella* a maior densidade (11,78 indivíduos/km<sup>2</sup>). A densidade não apresentou associação significativa com o tamanho corporal das espécies.

**Palavras-chave:** mamíferos, densidade, transecto linear, *Distance*, Amazônia Meridional, relação espécie-área

## ABSTRACT

Population estimates are important for monitoring and evaluating the viability of populations, and to understand how species respond to habitat fragmentation. Density is an important measure to characterize the species in a community, which is influenced by body size, trophic category and geographical distribution of species. In this respect, we employed the use of Line Transects to estimate population density of medium and large mammals, correlating species richness with the size of the sampled fragments, as well as the degree of human disturbance presented in each fragment. From June 2012 to July 2015, we used six linear transects from 5 to 7 km in length in different Amazonian forest fragments to sample medium and large mammals. Sampling was performed during 13 field campaigns consisting of 12 days; transects were sampled during the day and night and totaled 1687.05 kilometers. Density estimates were obtained through the program *Distance* for medium and large mammal that had more than 20 independent records by the end of the campaigns. As expected, larger fragments had higher species richness and abundance. The degree of anthropogenic disturbance did not show a significant relationship with species richness. Estimates of observed density were low in relation to other studies in the Biome, *Tayassu peccary* showed the lowest estimated density (0.129 individuals / km<sup>2</sup>) and *Sapajus apella* the highest density (11.78 individuals / km<sup>2</sup>). The density was not significantly associated with the species' body size.

**Keywords:** mammals, density, Line transect, Distance, Southern Amazon, species-area relationship

## INTRODUÇÃO

Na Amazônia, a estrutura do hábitat e componentes bióticos e abióticos do ambiente (Byrne, 2007), bem como a grande diversidade de fitofisionomias, tem influenciado diretamente nas comunidades de vertebrados, determinando assim os padrões de abundância e distribuição das espécies (Peres, 1993, 1999, 2001; Mendes Pontes, 2004; Kasecker, 2006). Estas comunidades também sofrem influência das atividades e pressões antrópicas, especialmente a fragmentação de habitats, a caça, o corte seletivo e as queimadas, provocando notável declínio populacional e até mesmo extinções locais ou globais (Redford, 1992; Robinson & Bennet, 2000; Cullen *et al.*, 2000; Peres, 2001).

A fragmentação das florestas tropicais tem levado ao desaparecimento de populações de várias espécies, ao passo que muitas das populações sobreviventes têm mantido tamanhos reduzidos e permanecido isoladas nos fragmentos remanescentes (Saunders *et al.*, 1991; Chiarello, 1999; Laurance *et al.*, 2002; Michalski & Peres, 2007). O isolamento e a redução de populações, por sua vez, aumentam a probabilidade de extinção através dos efeitos de estocasticidade demográfica, ambiental e genética (Burkey & Reed, 2006). Algumas espécies, por outro lado, podem ter suas densidades aumentadas devido a fatores como plasticidade, tolerância aos habitats de borda, menor necessidade de área, ausência de predadores e competição reduzida (González-Solís *et al.*, 2001; Laurance *et al.*, 2002; Michalski & Peres, 2007). Isto não significa que essas espécies estejam livres do risco de extinção, uma vez que o tamanho das populações pode ainda não ser suficiente para garantir sua manutenção em longo prazo (Chiarello, 2000).

Estimativas populacionais são importantes para o monitoramento e avaliação da viabilidade das populações (Vucetich & Waite, 1998; Plumptre, 2000) e para entender como as espécies respondem à fragmentação de habitats (Chiarello, 2000). A densidade e distribuição das espécies são determinadas por variáveis bióticas e físicas necessárias à sobrevivência e reprodução dos indivíduos. Uma espécie que é abundante e com alta densidade apresenta uma maior probabilidade de ocorrer com mais frequência, refletindo em uma maior área de distribuição (Brown, 1984). Espécies que possuem ampla distribuição geográfica podem apresentar variações na densidade entre populações (Dobson *et al.*, 2003). Assim, a densidade é influenciada pelas interações inter-específicas e pela distribuição de recursos limitantes entre as espécies, sendo

restringida pelo número de indivíduos que a área suporta (Robinson & Redford, 1986; Pagel *et al.*, 1991).

Alguns autores consideram que as diferenças de densidade entre as espécies de mamíferos estão relacionadas com a filogenia, tamanho corporal e ao hábito alimentar (Silva & Downing, 1994; Fa & Purvis, 1997; Silva *et al.*, 1997). O tamanho corporal refere-se a uma das melhores ferramentas para a predição da abundância e, conseqüentemente, a densidade das espécies (Peters, 1993; Silva *et al.*, 2001; Dobson *et al.*, 2003). Contudo, a correlação existente entre a densidade e a massa corporal em mamíferos é negativa, representando 45% da variação da densidade em espécies neotropicais (Robinson & Redford, 1986; Silva & Downing, 1994; 1995; Fa & Purvis, 1997; Silva *et al.*, 1997; Dobson *et al.*, 2003).

Pelo fato da densidade ser afetada pelas rápidas mudanças ambientais que limitam os recursos necessários às espécies (Brown, 1984), o monitoramento dessa medida ecológica se faz necessário para avaliar as perdas populacionais em longo prazo decorrentes dessas mudanças (Silva & Downing, 1994). E, neste sentido, este trabalho se propôs a apresentar estimativas de densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte através da utilização de transectos lineares em uma paisagem fragmentada da Amazônia Meridional, no norte do estado de Mato Grosso. Da mesma forma, correlacionou-se a riqueza de espécies com o tamanho dos fragmentos amostrados, bem como o grau de perturbação antrópica apresentado por cada fragmento. As hipóteses de que quanto maior o tamanho do fragmento maior a riqueza de espécies e quanto maior o tamanho corporal, menor a densidade encontrada foram testadas. Além disso, entende-se que fragmentos com alto grau de perturbação possuem menor riqueza de espécies. Com isso, procurou-se responder às seguintes questões:

- A riqueza de espécies encontrada é maior em fragmentos florestais de maior tamanho?
- Há correlação negativa entre a riqueza de espécies e o grau de perturbação antrópica apresentado pelos fragmentos, através da presença de caça, corte seletivo e fogo?
- Qual a densidade das espécies mais frequentes na área de estudo?
- A densidade das espécies estimada é similar à registrada para outras localidades no Bioma Amazônia?
- Existe relação entre a densidade e o tamanho corporal das espécies de mamíferos na área de estudo?

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado em nove fragmentos florestais no entorno da Usina Hidrelétrica (UHE) Teles Pires, ( $09^{\circ}20'35''$  S e  $56^{\circ}46'35''$  O; Figura 01), no sul da Amazônia brasileira, porção norte de Mato Grosso, com altitude média de 263 m. A região situa-se no centro do Arco do Desmatamento, submetida a altas taxas de desmatamento desde o início de 1980, resultando em uma paisagem fragmentada (Righi *et al.*, 2009; Costa & Pires, 2010). Na região, está sendo implantada a UHE Teles Pires, no baixo curso do rio Teles Pires, divisa entre os Estados de Mato Grosso e Pará, a jusante de uma sequência de corredeiras e cachoeiras conhecidas como Sete Quedas (EPE, 2009). A região é caracterizada por uma vegetação do tipo Floresta Ombrófila Aberta Tropical, pela presença de grandes árvores espaçadas e frequente agrupamento de palmeiras (Oliveira, 2006). O clima é do tipo Am de monção segundo a classificação de Köppen, chuvoso com nítido período seco, com temperaturas anuais de 25 a 40°C e precipitação média anual de 3.100 mm, sendo junho a setembro os meses mais secos (Alvares *et al.*, 2014).

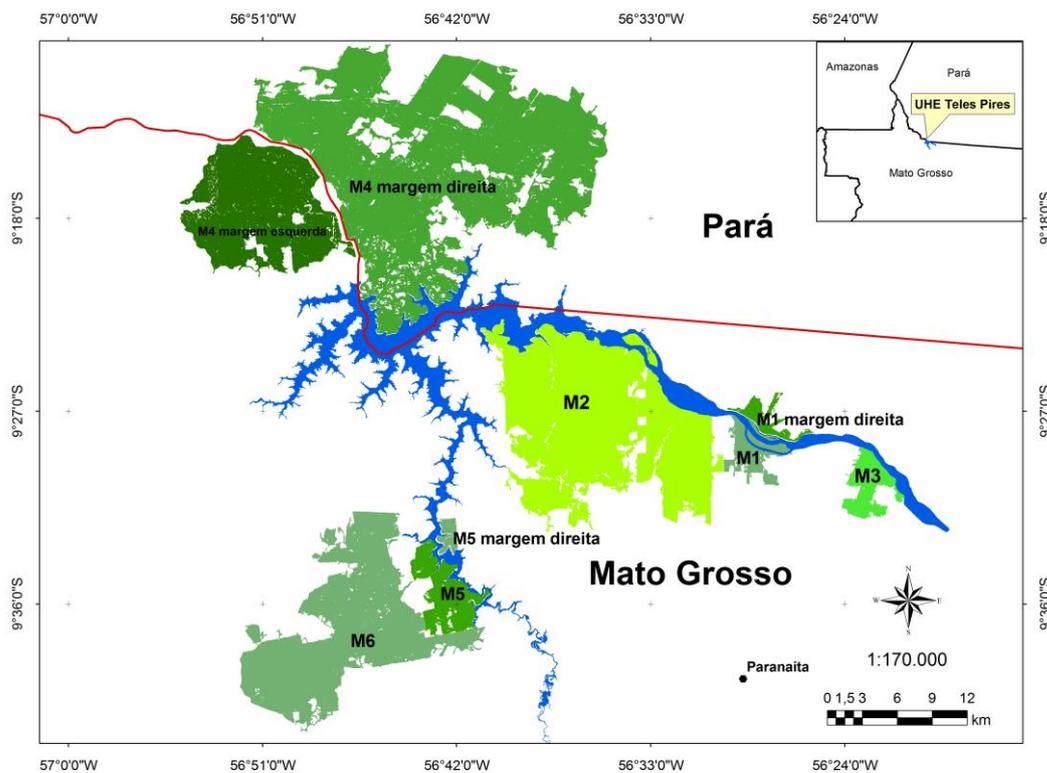


Figura 01. Mapa da área de estudo, evidenciando os fragmentos florestais amostrados para a coleta de dados de mamíferos de médio e grande porte.

## Coleta de dados

A coleta de dados foi conduzida no período compreendido entre junho de 2012 a julho de 2015, com 13 campanhas trimestrais de campo, de 12 dias consecutivos cada. O delineamento amostral segue o método RAPELD (Magnusson *et al.*, 2005), baseado no sistema de trilhas instaladas pela equipe da Companhia Hidrelétrica Teles Pires (CHTP) para compor os programas de monitoramento do meio biótico. A grade do sistema é composta por seis módulos que abrangem nove diferentes fragmentos com trilhas de 5 e 7 km.

Foram considerados mamíferos de médio ou grande porte as espécies que apresentam peso corporal igual ou superior a 1 kg quando adultos. A metodologia de amostragem utilizada foi de censos diurnos e noturnos em transectos lineares (Peres, 1999; Mendes Pontes & Magnusson 2007; Buckland *et al.*, 2010), considerado o melhor método para levantamentos de mamíferos em florestas tropicais.

As amostragens foram realizadas no interior dos fragmentos florestais. Cada trilha foi percorrida duas vezes ao dia, uma pela manhã e outra à noite, por dois dias consecutivos por campanha, permitindo o avistamento de animais, sendo realizado com um número reduzido de pessoas, a uma velocidade constante de 1 a 2 km/h. (Buckland *et al.*, 1993) Foram coletados coordenadas geográficas, distância percorrida, horário de início e fim de cada sessão do censo, entre outras observações consideradas pertinentes a respeito da espécie observada como a forma de registro, comportamento, hora do avistamento, números de indivíduos observados e a distância perpendicular do animal observado. Para garantir que as distâncias fossem medidas corretamente, utilizamos um *rangefinder* Bushnell-Pro 1600. Obedecemos aos requisitos e premissas propostas por Buckland *et al.* (2010) para obtermos um melhor conjunto de dados que fosse passível de ser analisado no software *Distance* 6.2.

## Análise dos dados

Para a análise entre riqueza de espécies com a área do fragmento (log 10 ha), foi utilizada a regressão linear simples.

Para avaliar o grau de distúrbio de cada fragmento, houve uma hierarquização dos dados referentes aos impactos antrópicos (fogo, caça e corte seletivo). Cada fragmento foi classificado como possuindo alto, médio e baixo grau de distúrbio de acordo com o que foi observado durante os transectos lineares. O fragmento foi

considerado com alto grau de perturbação, caso tivesse 5 ou mais parcelas impactadas (dois ou mais impactos por parcela). Fragmentos medianamente perturbados tinham entre 3 e 4 parcelas impactadas e aqueles com baixo grau de perturbação apresentaram até 2 parcelas impactadas. Realizamos uma ANOVA para comparar os fragmentos entre si com relação à riqueza de espécies apresentadas e o grau de perturbação. As análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2015), com nível de significância de  $p < 0,05$ .

O software *Distance* 6.2, (Thomas *et al.*, 2010), foi utilizado para estimar a densidade das espécies. O fundamento da análise consiste na busca de um modelo, ou uma função de detecção, que melhor espelhe o comportamento das distâncias observadas em campo. Depois, utiliza-se essa função para estimar a proporção de indivíduos que não foram detectados durante os levantamentos e, a partir daí, pode-se obter uma estimativa de densidade da população de interesse (Buckland *et al.*, 1993; Thomas *et al.*, 2010; Cullen Jr. & Rudran, 2003).

A densidade (em indivíduos/km<sup>2</sup>) foi estimada para as espécies de mamíferos que apresentaram um número superior a 20 registros independentes. Os dados foram agrupados para a realização das análises estatísticas, no intuito de obter maior número de detecções independentes para cada espécie e gerar estimativas mais robustas de densidades populacionais. Apesar do número de detecções recomendável ser superior a 40 (Cullen Jr. & Rudran, 2003), amostragens com número inferior de registros podem ser utilizadas e produzir estimativas adequadas se a distribuição dos dados facilitar o ajuste da função de detecção.

A estimativa de densidade foi determinada a partir do tamanho da amostra e um modelo (“função de detecção”) que melhor refletia o comportamento das distâncias de avistamentos observadas. A escolha do modelo que se ajusta aos dados levou em consideração o menor valor do Critério de Informação de Akaike (AIC), o menor coeficiente de variação (CV) e o maior valor do GOF-chip (ajuste de boa vontade para o teste de qui-quadrado) (Buckland *et al.*, 1993; Cullen Jr & Rudran, 2003; Jathanna *et al.*, 2003; Thomas *et al.*, 2010). Para a utilização do *Distance* algumas premissas tiveram de ser obedecidas: a) todos os indivíduos presentes no transecto devem ser avistados; b) todos os indivíduos têm a mesma probabilidade de serem avistados ao longo do transecto; c) os animais apresentam uma distribuição aleatória na área; d) o mesmo indivíduo não deve ser contado mais de uma vez; e) a contagem de um indivíduo não influencia a contagem dos demais no transecto; f) a distância de

observação refere-se ao momento do primeiro avistamento e g) todos os animais são detectados na sua posição inicial, antes de qualquer movimentação em resposta ao observador (Buckland *et al.*, 1993; Cullen Jr & Rudran, 2003; Jathanna *et al.*, 2003; Thomas *et al.*, 2010).

Quando era necessário realizar ajustes, os dados foram truncados ou novas classes de distância foram estabelecidas para que os dados fossem melhor representados pelos modelos (Thomas *et al.*, 2010), e obtivéssemos histogramas de probabilidade de detecção que melhor representavam o conjunto de dados para cada espécie.

O grau e o sentido da associação entre a densidade e o tamanho corporal das espécies foram determinados pela análise de Correlação de Spearman ( $r_s$ ). Realizada no software R (R Core Team, 2015), com nível de significância de  $p < 0,05$ .

## RESULTADOS

No total, foram percorridos 1.687,05 km nos transectos lineares, sendo obtidos 5.856 registros de 44 espécies distribuídas em 21 famílias e oito ordens de mamíferos de médio e grande porte, sendo que apenas 13 espécies apresentaram o número mínimo de visualizações ( $N > 20$ ) para o cálculo de estimativa de densidade, considerando os dados coletados através de transectos lineares. O número de registros independentes para cada espécie foi variável, sendo o menor de 22 visualizações para *Tamandua tetradactyla* e o maior de 247 visualizações para *Sapajus apella*.

A relação de que fragmentos maiores abrigam maior riqueza de espécies de mamíferos quando comparado com os fragmentos menores foi positiva e significativa ( $r^2=0,517$  e  $p= 0,0174$ ; Figura 02), indicando que o tamanho dos fragmentos exerce influência na riqueza.

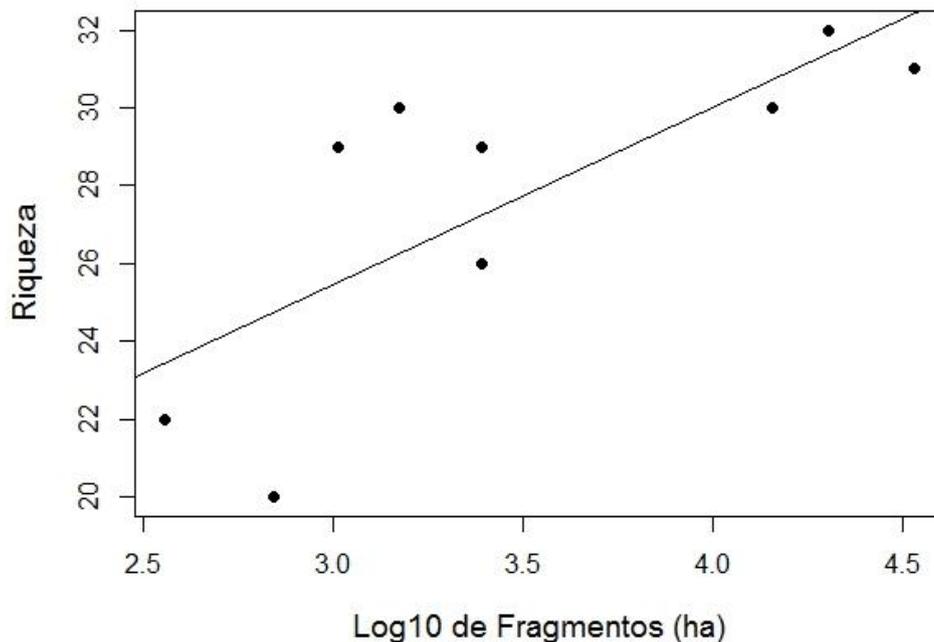


Figura 02. Relação entre o log da área dos fragmentos e a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte registrados nos fragmentos florestais.

O grau de perturbação antrópica apresentado pelos fragmentos não influenciou na riqueza de espécies de mamíferos (ANOVA  $F(2, 3)=3,4429$ ;  $p=0,1671$ ). Mesmo os resultados mostrando que a riqueza de espécies nos fragmentos considerados como de baixo grau de perturbação tenha sido maior, do que aqueles considerados com médio e alto grau de perturbação os resultados não foram significativos. Esse resultado pode ter sido influenciado pelo baixo N amostral no número de fragmentos amostrados.

Os resultados da estimativa de densidade para as 13 espécies de mamíferos nos fragmentos amostrados estão representados na Tabela 01. A menor estimativa de densidade populacional foi registrada para *Tayassu pecari* (0,115 ind/km<sup>2</sup>), sendo *S. apella* a espécie que apresentou o maior valor de densidade (11,78 ind/km<sup>2</sup>). A largura efetiva da trilha variou de 12,26 metros para *Cuniculus paca* a 41,50 metros para *Ateles marginatus*. A diferença entre o número de registros observados e esperados (GOF chi-p) para os intervalos de distância, em metros, não foi significativa para nenhuma das espécies amostradas, ( $p > 0,05$ ; Tabela 01). Cinco espécies cuja densidade populacional foi estimada apresentaram coeficiente de variação maior que 20%, *Dasyprocta leporina*, *Chiropotes albinasus*, *Callicebus* sp., *Ateles chamek* e *A. marginatus*, valor este máximo recomendado para obter estimativa de densidade acurada.

Na Tabela 02 estão presentes alguns estudos sobre a estimativa de densidade, representando um comparativo com as espécies do presente estudo ou espécies congêneres em outros sítios de estudos. Para algumas espécies, como *T. terrestris*, *A. marginatus*, *A. chamek*, *T. tetradactyla* e *D. novemcinctus* tiveram suas densidades equivalentes quando comparadas a outros estudos no bioma. Já para outras espécies, as densidades estimadas foram extremamente baixas com relação a alguns estudos no bioma. *T. pecari* apresentou a menor densidade de 0,115 ind/km<sup>2</sup> neste estudo, contra 23 ind/km<sup>2</sup> (Peres & Palácios, 2007). *P. tajacu* obteve 0,437 ind/km<sup>2</sup> contra 18,9 ind/km<sup>2</sup> (Mendes Pontes, 2004). *S. apella* 11,78 ind/km<sup>2</sup> contra 90 ind/km<sup>2</sup> (Andrade, 2007) e *C. paca* 0,218 ind/km<sup>2</sup> contra 67 ind/km<sup>2</sup> (Beck-King *et al.*, 1999). Estimativas de densidade conduzidas na Amazônia foram preferidas, no entanto, quando as espécies ocorriam também em outros biomas brasileiros como, Cerrado, Pantanal e Mata Atlântica, alguns trabalhos foram incluídos.

A densidade das espécies de mamíferos de médio e grande porte apresentou uma correlação negativa e não significativa com o tamanho corporal das mesmas ( $r_s = -0,2472$ ;  $p = 0,41$ ; Figura 03).

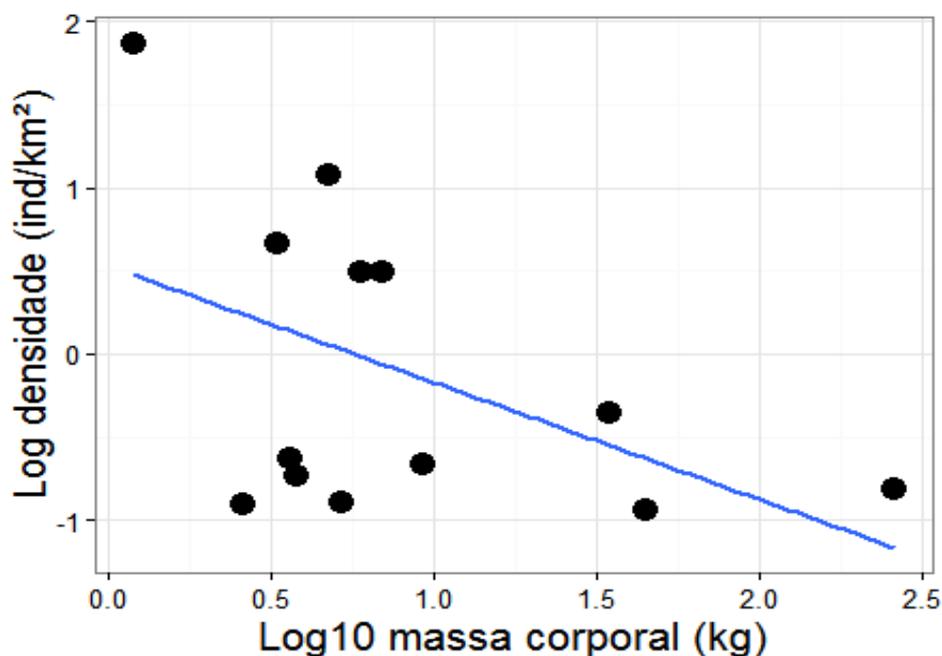


Figura 03. Relação entre o log do tamanho corporal (em kg) e da densidade (indivíduos/km<sup>2</sup>) de espécies de mamíferos de médio e grande porte registrados nos fragmentos florestais.

Tabela 01. Valores de densidade obtidos através do programa *Distance* para 13 espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas nos fragmentos florestais estudados. AIC: Critério de Informação de Akaike; ESW: largura efetiva amostrada; CV: coeficiente de variação; D: densidade; IC: intervalo de confiança da densidade; GOF chi-p: ajuste de boa-vontade para teste de qui-quadrado.

<b>Espécies</b>	<b>Modelo / Termo de ajuste</b>	<b>Truncagem / Agrupamento</b>	<b>Nº obs</b>	<b>AIC</b>	<b>Largura efetiva (ESW)</b>	<b>D (ind./km²)</b>	<b>D CV (%)</b>	<b>N</b>	<b>IC D (ind./Km2)</b>	<b>GOF chi-p</b>
<i>Tayassu pecari</i>	Hazard-rate coseno	5m	55	190,92	21,01	0,115	12,9	123	0,089 - 0,149	0,231
<i>Potos flavus</i>	Hazard-rate coseno	5m	31	130,82	31,53	0,124	18,3	63	0,087 - 0,179	0,626
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Uniforme coseno	-	22	144,04	17,23	0,129	16,7	56	0,092 - 0,181	0,951
<i>Tapirus terrestris</i>	Hazard-rate coseno	-	46	310,9	18,63	0,154	17,5	109	0,109 - 0,218	0,806
<i>Dasyprocta leporina</i>	Hazard-rate coseno	10m	54	93,48	14,14	0,183	20	176	0,123 - 0,271	0,341
<i>Cuniculus paca</i>	Hazard-rate coseno	10m	75	86,69	12,26	0,218	12,2	294	0,171 - 0,277	0,681
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Hazard-rate coseno	10m	116	169,36	13,56	0,236	10,8	420	0,191 - 0,292	0,743
<i>Pecari tajacu</i>	Hazard-rate coseno	-	101	680,95	22,05	0,437	13,6	735	0,335 - 0,571	0,583
<i>Ateles chamek</i>	Hazard-rate coseno	8m	91	315,40	39,45	3,14	27,9	535	1,64 - 6,01	0,239
<i>Ateles marginatus</i>	Hazard-rate coseno	12m	37	115,85	41,50	3,13	33,5	298	1,37 - 7,17	0,222
<i>Sapajus apella</i>	Hazard-rate coseno	15m	247	525,20	34,58	11,78	15,1	2003	8,27 - 16,78	0,121
<i>Chiropotes albinasus</i>	Hazard-rate coseno	11m estratificado	35	107,75	-	4,56	20,5	274	3,03 - 6,58	-
<i>Callicebus sp.</i>	Hazard-rate coseno	Estratificado	30	215,27	-	0,74	25,9	126	0,4 - 1,36	-

Tabela 02 – Comparação da densidade populacional das espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas nos fragmentos florestais, com outros estudos realizados na Amazônia.

<i>Espécie</i>	<b>Bioma</b>	<b>Local</b>	<b>Densidade Indivíduo/Km<sup>2</sup></b>	<b>Fonte</b>
<i>Tapirus terrestris</i>	<b>Amazônia</b>	<b>UHE Teles Pires</b>	<b>0,154</b>	<b>Presente estudo (2016)</b>
<i>Tapirus terrestris</i>	Amazônia	Amazônia Brasileira	0,11 - 0,52	Peres (2000)
<i>Tapirus terrestris</i>	Amazônia	Centro Kayapó de Estudos Ecológicos, PA	0,62	Zimmerman <i>et al.</i> , (2001)
<i>Tapirus terrestris</i>	Amazônia	Estação Ecológica de Maracá, RR	3,3 - 3,7	Mendes-Pontes (2004)
<i>Tapirus terrestris</i>	Amazônia	Lago Uauaçu, AM	0,23	Haugaasen & Peres (2005b)
<i>Tapirus terrestris</i>	Amazônia	Fazenda São Nicolau, MT	0,14	Angele Oliveira, com. pess.
<i>Tapirus terrestris</i>	Pantanal	SESC Pantanal, MT	0,30 - 0,55	Troller <i>et al.</i> , (2008)
<i>Tapirus terrestris</i>	Pantanal	Fazenda Nhumirim, MS	0,13 cerrado; 0,40 floresta	Desbiez (2009)
<i>Tapirus terrestris</i>	Pantanal	SESC Pantanal, MT	0,55	Cordeiro (2004)
<i>Tapirus terrestris</i>	Mata Atlântica	Fazenda Mosquito, SP	0,3	Cullen <i>et al.</i> , (2000)
<i>Tapirus terrestris</i>	Mata Atlântica	Estação Ecológica Caetetés, SP	0,47	Cullen <i>et al.</i> , (2000)
<i>Tapirus terrestris</i>	Mata Atlântica	Parque Estadual Morro do Diabo, SP	0,20 - 0,40 - 0,84	Cullen <i>et al.</i> , (2000)
<i>Tapirus terrestris</i>	Mata Atlântica	Parque Estadual Morro do Diabo, SP	0,64	Medici (2010)
<i>Tapirus terrestris</i>	Mata Atlântica	Corredor Ecológico Araucária, PR	0,09	Vidolin <i>et al.</i> , (2011)
<i>Tayassu pecari</i>	<b>Amazônia</b>	<b>UHE Teles Pires</b>	<b>0,115</b>	<b>Presente estudo (2016)</b>
<i>Tayassu pecari</i>	Amazônia	Fazenda São Nicolau, MT	24,31	Angele Oliveira, com. pess.
<i>Tayassu pecari</i>	Amazônia	Amazônia Central	23	Peres & Palacios (2007)
<i>Tayassu pecari</i>	Amazônia	Amazônia Ocidental, RO	4,76	Fragoso (1998)
<i>Tayassu pecari</i>	Pantanal	Nhecolândia, MS	2,99 cerrado; 13,7 floresta	Desbiez <i>et al.</i> , (2010)
<i>Tayassu pecari</i>	Mata Atlântica	Fazenda Mosquito, SP	3,6	Cullen <i>et al.</i> , (2001)
<i>Tayassu pecari</i>	Mata Atlântica	Parque Estadual Morro do Diabo, SP	6,94	Cullen <i>et al.</i> , (2001)
<i>Tayassu pecari</i>	Mata Atlântica	Estação Ecológica Caetetés, SP	6,3	Cullen <i>et al.</i> , (2001)
<i>Tayassu pecari</i>	Mata Atlântica	Estação Ecológica Caetetés, SP	6,9	Keuroghlian <i>et al.</i> , (2004)
<i>Pecari tajacu</i>	<b>Amazônia</b>	<b>UHE Teles Pires</b>	<b>0,437</b>	<b>Presente estudo (2016)</b>
<i>Pecari tajacu</i>	Amazônia	Fazenda São Nicolau, MT	10,39	Angele Oliveira, com. pess.

<i>Espécie</i>	<b>Bioma</b>	<b>Local</b>	<b>Densidade Indivíduo/Km<sup>2</sup></b>	<b>Fonte</b>
<i>Pecari tajacu</i>	Amazônia	Colombia	7	Peres & Palacios (2007)
<i>Pecari tajacu</i>	Amazônia	Amazônia	8	Peres & Nascimento (2006)
<i>Pecari tajacu</i>	Amazônia	Estação Ecológica de Maracá, RR	18,9 - 26	Mendes-Pontes (2004)
<i>Pecari tajacu</i>	Amazônia	Amazônia Central	9 12	Peres (1996)
<i>Pecari tajacu</i>	Amazônia	Amazônia Ocidental, RO	3,35	Fragoso (1998)
<i>Pecari tajacu</i>	Pantanal	Nhecolândia, MS	0,71 planície inundável; 1,8 - 6,64 floresta; 1,62 - 5,48 cerrado	Desbiez <i>et al.</i> , (2010)
<i>Pecari tajacu</i>	Pantanal	Fazenda Rio Negro, MS	3,7	Desbiez <i>et al.</i> , (2010)
<i>Pecari tajacu</i>	Mata Atlântica	Estação Ecológica Caetetús, SP	5,85	Keuroghlian <i>et al.</i> , (2004)
<i>Pecari tajacu</i>	Mata Atlântica	Estação Ecológica Caetetús, SP	6,4	Cullen Jr. (1997)
<b><i>Sapajus apella</i></b>	<b>Amazônia</b>	<b>UHE Teles Pires</b>	<b>11,78</b>	<b>Presente estudo (2016)</b>
<i>Sapajus apella</i>	Amazônia	Fazenda São Nicolau, MT	3,03	Angele Oliveira, com. pess.
<i>Sapajus apella</i>	Amazônia	Parque do Cristalino, MT	40,42	Rocha & Silva (2013)
<i>Sapajus apella</i>	Amazônia	Rio Juruá, Altamira, PA	59	Peres (1997)
<i>Sapajus apella</i>	Amazônia	FLONA Tapajós, PA	90	Andrade (2007)
<i>Sapajus apella</i>	Amazônia	FLONA Saracá-Taquera, PA	59	Andrade (2007)
<i>Sapajus apella</i>	Amazônia	REBIO Guaporé, RO	47,7 terra firme; 38,4 igapó; 14,4 cerrado	Alves (2013)
<b><i>Ateles marginatus</i></b>	<b>Amazônia</b>	<b>UHE Teles Pires</b>	<b>3,13</b>	<b>Presente estudo (2016)</b>
<i>Ateles marginatus</i>	Amazônia	Parque do Cristalino, MT	9,57	Rocha & Silva (2013)
<i>Ateles marginatus</i>	Amazônia	FLONA Tapajós, PA	18,5	Andrade (2007)
<b><i>Ateles chamek</i></b>	<b>Amazônia</b>	<b>UHE Teles Pires</b>	<b>3,14</b>	<b>Presente estudo (2016)</b>
<i>Ateles chamek</i>	Amazônia	Rio Juruá, AC, AM	3,1-9,6 terra firme; 2,6-3,6 várzea	Peres (1997)
<i>Ateles chamek</i>	Amazônia	Rio Purús, AM	0,3 - 0,5	Haugaasen & Peres (2005a)
<i>Ateles chamek</i>	Amazônia	REBIO Guaporé, RO	26,6 igapó aberta; 17,2 terra firme; 4,0 igapó densa	Alves (2013)
<i>Ateles chamek</i>	Amazônia	Fazenda São Nicolau, MT	15,56	Angele Oliveira, com. pess.
<i>Ateles chamek</i>	Amazônia	Parque Nacional do Manu, Peru	14 - 49	Endo <i>et al.</i> , (2010)

<i>Espécie</i>	<b>Bioma</b>	<b>Local</b>	<b>Densidade</b>	<b>Indivíduo/Km<sup>2</sup></b>	<b>Fonte</b>
<i>Ateles chamek</i>	Amazônia	Parque Nacional Noel Kempff, Bolívia		32,1	Wallace <i>et al.</i> , (1998)
<b><i>Chiropotes albinasus</i></b>	<b>Amazônia</b>	<b>UHE Teles Pires</b>		<b>4,56</b>	<b>Presente estudo (2016)</b>
<i>Chiropotes albinasus</i>	Amazônia	Fazenda São Nicolau, MT		13,95	Angele Oliveira, com. pess.
<i>Chiropotes albinasus</i>	Amazônia	Parque do Cristalino, MT		12,5	Rocha & Silva (2013)
<i>Chiropotes albinasus</i>	Amazônia	FLONA Tapajós, PA		11	Andrade (2007)
<i>Chiropotes albinasus</i>	Amazônia	Rio Tapajós, PA		4,6 - 27,61	Ravetta & Ferrari (2009)
<i>Chiropotes albinasus</i>	Amazônia	Rio Aripuanã, MT		7	Ayres (1981)
<b><i>Callicebus sp.</i></b>	<b>Amazônia</b>	<b>UHE Teles Pires</b>		<b>0,74</b>	<b>Presente estudo (2016)</b>
<i>Callicebus moloch</i>	Amazônia	Fazenda São Nicolau, MT		0,19	Angele Oliveira, com. pess.
<i>Callicebus moloch</i>	Amazônia	Parque do Cristalino, MT		3,43	Rocha & Silva (2013)
<i>Callicebus moloch</i>	Amazônia	REBIO Guaporé, RO		18,5	Alves (2013)
<i>Callicebus moloch</i>	Amazônia	Rio Tapajós, PA		5,04 - 15,11	Ravetta & Ferrari (2009)
<b><i>Potos flavus</i></b>	<b>Amazônia</b>	<b>UHE Teles Pires</b>		<b>0,124</b>	<b>Presente estudo (2016)</b>
<i>Potos flavus</i>	Amazônia	Parque do Cristalino, MT		7,08	Rocha (2010)
<i>Potos flavus</i>	Amazônia	México		12,5	Kays <i>et al.</i> , (2008)
<i>Potos flavus</i>	Amazônia	Guiana Francesa		20 - 30	Kays <i>et al.</i> , (2008)
<i>Potos flavus</i>	Amazônia	Guatemala		0,74	Kays <i>et al.</i> , (2008)
<b><i>Cuniculus paca</i></b>	<b>Amazônia</b>	<b>UHE Teles Pires</b>		<b>0,218</b>	<b>Presente estudo (2016)</b>
<i>Cuniculus paca</i>	Amazônia	Parque Nacional do Juruena, MT		14,35	Rocha <i>et al.</i> , (2008)
<i>Cuniculus paca</i>	Amazônia	Parque do Cristalino, MT		8,13	Rocha (2010)
<i>Cuniculus paca</i>	Amazônia	Costa Rica		67 - 93	Beck-King <i>et al.</i> , (1999)
<b><i>Tamandua tetradactyla</i></b>	<b>Amazônia</b>	<b>UHE Teles Pires</b>		<b>0,129</b>	<b>Presente estudo (2016)</b>
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Amazônia	Fazenda São Nicolau, MT		0,72	Angele Oliveira, com. pess.
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Amazônia	Venezuela		3	Eisenberg <i>et al.</i> , (1979)
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Pantanal	Fazenda Nhumirim, MS		0,12 planície alagada; 0,41 mata; 0,39 cerrado	Desbiez & Medri (2010)
<b><i>Dasybus novemcinctus</i></b>	<b>Amazônia</b>	<b>UHE Teles Pires</b>		<b>0,236</b>	<b>Presente estudo (2016)</b>

<i>Espécie</i>	<b>Bioma</b>	<b>Local</b>	<b>Densidade</b>	<b>Indivíduo/Km<sup>2</sup></b>	<b>Fonte</b>
<i>Dasytus novemcinctus</i>	Pantanal	Nhecolândia, MS		0,26	Desbiez <i>et al.</i> , (2010)
<i>Dasytus novemcinctus</i>	Pantanal	Pantanal		0,21	Schaller (1983)
<i>Dasytus novemcinctus</i>	Mata Atlântica	REBIO Poço das Antas, RJ		18,9	Araújo <i>et al.</i> , (2008)
<i>Dasytus novemcinctus</i>	Amazônia	Costa Rica		0,12	Timock & Vaughan (2002)

## DISCUSSÃO

Como previsto, o tamanho da área foi um preditor significativo para explicar a variação da riqueza nos fragmentos amostrados. Michalski e Peres (2007) também encontraram uma relação linear espécie área para mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais da Amazônia, onde a área sozinha representou 90% da variação total no número de espécies. Calaça (2009) em fragmentos florestais no Cerrado também encontrou que o tamanho da área exerce influência positiva sobre a riqueza de mamíferos. Segundo Boyle e Smith (2010), o tamanho dos fragmentos está positivamente relacionado com a riqueza de primatas. Watling e Donnelly (2006) avaliaram 148 estudos que abordavam a relação espécie-área e encontraram que em 91% dos resultados eles foram positivos e significativos. De acordo com Michalski e Peres (2005) o efeito da área é apontado como um dos principais fatores de influência na ocorrência e sobrevivência das espécies. Anzures-Dadda e Manson (2007) encontraram que em fragmentos florestais com maiores áreas, a probabilidade de colonização por primatas é maior. Virgos *et al.* (2002) encontraram características semelhantes para carnívoros, sendo o tamanho da área um dos principais fatores que influenciam a distribuição dessas espécies. Além da riqueza, a densidade também tem sido relacionada com o tamanho da área. Chiarello (2000) analisou essa relação para cinco espécies de mamíferos em fragmentos na Mata Atlântica e encontrou maiores densidades em fragmentos de maior área.

Dentre os principais distúrbios encontrados nos fragmentos estudados, podemos destacar a caça, corte seletivo e o fogo. A riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte encontrada nos fragmentos apesar de não apresentar resultados significativos, mas foi relacionada com o grau de perturbação em que os fragmentos são submetidos, sendo a maior riqueza de espécies encontradas nos fragmentos que apresentam o menor grau de perturbação e a menor riqueza em fragmentos com alto grau de perturbação. Diversos estudos como, Peres (2001), Michalski e Peres (2005), Michalski e Peres (2007) e Barbosa (2012) relatam que a riqueza de espécies de mamíferos é altamente influenciada pelo grau de perturbação a que os fragmentos são acometidos.

A caça foi uma variável detectada em todos os fragmentos estudados, por meio de vestígios indiretos e diretos nas trilhas durante o levantamento de dados, tais como arapucas, girais de espera, cartuchos de espingardas, tiros, cachorros e animais mortos. A caça tem sido apontada como uma das principais ameaças à fauna, principalmente de mamíferos de médio e grande porte (Redford, 1997; Michalski & Peres, 2005; Jordano, 2006; Sampaio, 2007). Nos fragmentos estudados, essa prática ainda não está sendo responsável por extinções locais. Michalski e Peres (2005) e Barbosa (2012) registraram baixa influência da prática de caça sobre espécies de primatas, porém, houve redução drástica na abundância de grandes carnívoros, considerados uma ameaça por fazendeiros locais devido a predação de gado doméstico. Fato comprovado em campo, onde uma onça-pintada (*Panthera onca*) foi encontrada morta com dois tiros.

O corte seletivo foi constatado em grande parte dos fragmentos, ocorrendo principalmente através do manejo florestal. Essa atividade está presente nas áreas com diferentes graus de intensidade, mas possivelmente as árvores de interesse econômico para o corte seletivo não são as mesmas que produzem recursos necessário para a fauna. O corte seletivo tem sido apontado como um dos padrões de uso da terra menos prejudiciais para as comunidades de animais e plantas em florestas tropicais (Gibson *et al.*, 2011; Kudavidanage *et al.*, 2012; Lauffer, 2015). Porém, essa atividade ao longo do tempo pode aumentar a vulnerabilidade da floresta a incêndios florestais, aumentando a entrada de luz no interior dos fragmentos, elevando a temperatura e diminuindo a umidade, além do aumento de atividade humana (Verissimo *et al.*, 1992; Fearnside, 2003)

O fogo ocorreu apenas em um dos fragmentos, margem esquerda do rio Paranaíba, onde parte do fragmento foi erodida pela ação do fogo, sendo o único a apresentar esse tipo de distúrbio durante o levantamento de dados. O fogo é citado por diversos autores como uma das maiores causas de diminuição de espécies em fragmentos florestais (Calaça, 2009; Costa *et al.*, 2005; Michalski e Peres, 2005). São responsáveis por afetar a estrutura das comunidades de forma direta ou indireta e causar mortes instantâneas ou mesmo em logo prazo (Peres *et al.*, 2003). Ainda de acordo com Peres *et al.*, (2003), isso ocorre devido à redução do suplemento alimentar para vertebrados frugívoros, tanto arborícolas quanto terrestres, uma vez que os frutos são destruídos ou abortados pelo efeito das queimadas. Algumas espécies como a anta,

queixadas e primatas, não são encontradas em áreas com histórico recente de fogo devido à escassez de recursos (Peres *et al.*, 2003).

Estudos sobre estimativas de densidade de médios e grandes mamíferos são escassos e limitados a poucas espécies, sendo a maioria dos estudos conduzidos com primatas. As estimativas de densidade das espécies encontradas foram consideradas baixas, quando comparadas a outros estudos (Tabela 02). Porém, para algumas espécies, como *T. terrestris*, *A. marginatus*, *A. chamek*, *T. tetradactyla* e *D. novemcinctus*, deve ser considerado como conservador, pois estão dentro da faixa média relatada para outras localidades da Amazônia e outros Biomas. Segundo Chiarello (2000), as densidades estimadas para mamíferos, podem ser tendenciosamente baixas, principalmente para espécies que são de difícil detecção ou que são susceptíveis a barulhos e podem ser facilmente assustadas, o que leva os indivíduos a passar despercebidos ou afastar-se do observador antes da detecção.

Diversos fatores podem influenciar na variação da abundância e na densidade populacional de uma espécie. Dentre eles, podemos citar as diferenças na composição e na estrutura do habitat, disponibilidade e competição por recursos, presença de predadores, plasticidade ecológica, caça ilegal e fragmentação florestal (Peres, 1997; Cullen *et al.*, 2000; Chiarello, 2000; Michalski & Peres, 2007). Tais fatores variam entre diferentes localidades e influenciam diferentemente sobre cada uma das espécies. Por exemplo, espécies com maior tamanho corporal possuem, geralmente, maiores áreas de vida, são menos abundantes e têm maior exigência energética, o que as tornariam mais vulneráveis à degradação e à perda de habitat, além de serem alvos fáceis para a exploração humana (Purvis *et al.*, 2000, Kalimar & Paciulli, 2008; Rezende *et al.*, 2011).

Grandes mamíferos, como os ungulados, aqui representados por *T. terrestris*, *T. pecari* e *P. tajacu* são profundamente relacionados à estrutura do habitat, participando ativamente de importantes processos ecológicos e influenciando criticamente a dinâmica dos ecossistemas (Fragoso, 1997; Henry *et al.*, 2000; Terborgh *et al.*, 2001; Beck, 2005). As estimativas de densidade para essas espécies nesse estudo foram bem menores que outros registros na Amazônia (Tabela 02). Esse fato pode estar relacionado com a vulnerabilidade dessas espécies diante das diversas pressões antrópicas, em especial a destruição de habitats e a caça. Apesar de sua nítida importância ecológica, os

ungulados representam um dos, se não o mais valioso, grupo de grandes vertebrados que são fontes de proteína obtidas através da caça de subsistência nos Neotrópicos (Redford & Robinson, 1991; Peres, 2000).

A principal ameaça à sobrevivência dos ungulados na Amazônia é a caça, seguida da fragmentação de habitats. Peres e Palacios (2007) em estudos na Amazônia Central constataram que a densidade de queixadas caiu de 8,48 indivíduos/km<sup>2</sup> para 0,26 indivíduos/km<sup>2</sup>, e para o cateto a densidade caiu de 7 indivíduos/km<sup>2</sup> para 4,5 indivíduos/km<sup>2</sup> em área sem e com a pressão de ocorrência de caça. Segundo Peres (1996) e Cullen Jr *et al.*, (2001), *T. pecari* é uma espécie extremamente suscetível à caça. Em estudos que compararam a abundância de ungulados em áreas sob gradientes de caça, observaram que estes animais tiveram uma queda de 50% em sua densidade (Peres, 2000). Apesar das baixas densidades encontradas neste estudo, que podem ser equiparadas com áreas que sofrem forte pressão de caça, não existem indícios intensos da presença de caça sobre as populações de *T. terrestris*, *T. pecari* e *P. tajacu* nos fragmentos amostrados.

Dentre as densidades apresentadas, as espécies de primatas foram as que apresentaram as maiores estimativas de densidade (Tabela 02). Das dez espécies encontradas nos fragmentos amostrados, seis delas tiveram sua densidade estimada. *S. apella* foi a espécie com a maior densidade estimada. As elevadas densidades populacionais de *S. apella* encontradas em diversas localidades, bem como nos fragmentos estudados pode ser explicada por sua grande flexibilidade comportamental e ecológica, ampla capacidade de adaptação e por apresentar hábitos alimentares generalistas (Silva Júnior, 2001; Fragaszy *et al.*, 2004; Haugaasen & Peres, 2005a; Mendes Pontes *et al.*, 2012; Alves, 2013).

As duas espécies de *Ateles* registradas apresentaram densidades bastante semelhantes (Tabela 02). São classificados como ameaçadas de extinção em nível nacional e mundial (MMA, 2014; IUCN, 2015). Sendo *Ateles marginatus* endêmico do Brasil, com distribuição restrita ao centro norte do estado de Mato Grosso e norte a oeste do estado do Pará, onde ocorre no interflúvio Tapajós/Xingu (Ravetta & Ferrari, 2009). *Ateles chamek* ocorre predominantemente na região da Amazônia Ocidental, conhecida por “arco do desmatamento”, onde a ação antrópica impacta diretamente as populações, acarretando um declínio populacional em decorrência da perda de habitat e

caça (Peres, 1990; Caluro, 2005, e Wallace *et al.*, 2008). Embora ameaçado ao longo de suas áreas de distribuição, são frequentes na região dos fragmentos florestais amostrados. O gênero *Ateles* parece muito sensível à fragmentação e a perturbação no ambiente. Estudos sugerem que fragmentos isolados de floresta com menos de 100 hectares não suportam populações de *Ateles* e nos fragmentos maiores a presença e abundância dessa espécie parecem ser diretamente influenciadas por fatores como a caça, grau de perturbação e a competição com outros atelídeos (Ravetta, 2001; Ravetta & Ferrari, 2009; Alves, 2013).

Um dos fatores que influencia as elevadas densidades de *Ateles* é a ausência ou baixa abundância de potenciais competidores, principalmente outros primatas frugívoros e predadores de semente, que compartilham grande parte dos recursos com o gênero (Symington, 1988). Wallace *et al.*, (1998) sugere que o número de primatas frugívoros presente em uma área deve ser inversamente correlacionado com as densidades de *Ateles*. Na área de estudo as baixas abundâncias de *Callicebus* e *Alouatta* (gêneros que incluem quantidades consideráveis de frutos em suas dietas) podem contribuir diretamente para a abundância de *A. marginatus* e *A. chamek*. Outro possível fato está relacionado à produção de frutos nas florestas. Segundo Hanya *et al.*, (2011) em ambientes com uma maior e constante disponibilidade de frutos, primatas frugívoros necessitam de menores áreas de uso, podendo apresentar maior densidade e biomassa.

Registrado somente nos fragmentos da margem direita do rio Teles Pires, o cuxiú, *C. albinasus*, é endêmico do Brasil e classificado com “em perigo” em nível mundial (IUCN, 2015). São predadores de sementes altamente especializados, necessitando de uma extensa área de vida e de fragmentos com boa qualidade de hábitat, tendendo a desaparecer de fragmentos com menos de 100 ha (Ferrari *et al.*, 2003; Pinto, 2008). A densidade populacional estimada para *Callicebus* sp. foi de 0,74 ind/km<sup>2</sup>, sendo que a espécie é denominada de *Callicebus* sp. pois só ocorre na margem esquerda do rio Teles Pires e pode vir a ser uma nova espécie, diferindo morfológicamente dos táxons com distribuição vizinha a região de estudo, como *C. bernhardi*, *C. moloch* (Van Rosmalen *et al.*, 2002) e *C. vieirai* (Gualda-Barros *et al.*, 2012).

Os primatas compreendem uma grande parte da biomassa de frugívoros em florestas neotropicais, além de representar uma grande porção da riqueza de espécies de

mamíferos (Terborgh, 1983). Integram processos ecológicos importantes para a manutenção e equilíbrio na dinâmica das florestas, especialmente como dispersores e predadores de sementes (Chapman & Chapman, 1995; Norconk *et al.*, 1998; Peres & Van Roosmalen, 2002). No entanto estão cada vez mais ameaçados pela fragmentação e destruição de habitat e a caça (Chapman & Peres, 2001).

Apesar de fazer parte da dieta em muitas localidades nas florestas tropicais, não foram constatados indícios de caça sobre a comunidade de primatas nos fragmentos estudados. Michalski e Peres (2005) e Barbosa (2012) também não registraram influência de caça sobre espécies de primatas em Mato Grosso. Estudos mostram que os primatas contribuem em até 37% na dieta em diferentes regiões da Amazônia (Souza-Mazurek *et al.*, 2000). Dentre as espécies mais afetadas pela caça de subsistência e tida como preferidas pelos caçadores, destacam-se os gêneros *Ateles*, *Alouatta* e *Lagothrix* (Peres, 2000). Freese *et al.* (1982) afirmam que a predação de primatas por humanos é um dos principais fatores que afeta as densidades dos primatas.

A relação entre a densidade e tamanho corporal das espécies de mamíferos não apresentou influência, indicando que nos fragmentos florestais amostrados as espécies de maior porte não possuem menores densidades quando comparadas com as de menor porte. Isto pode estar relacionado com os valores baixos de densidade encontrados contra altos valores de massa corporal das espécies. Estudos como de Eisenberg *et al.* (1979), Peters (1993) e Silva e Downing (1995) relataram que o tamanho corporal exerce grande influência na densidade das espécies de mamíferos, cujo incremento no porte corporal remete a uma diminuição na densidade estimada. Como exemplo, podemos citar a anta (*T. terrestris*), em que sua densidade tende a ser baixa, com estimativas de 1 indivíduos/km<sup>2</sup> até inferiores a 0,3 indivíduos/km<sup>2</sup> (Eisenberg 1997). Segundo Medici (2010) *T. terrestris* ocorre em baixas densidades populacionais, sendo vulneráveis a extinções locais, devido a variações demográficas, ambientais e perda de diversidade genética. A relação alométrica do aumento da densidade com a redução do tamanho corporal são representadas nos trabalhos de Beck-King *et al.*, (1999), em que numa pequena área 200 ha de floresta primária e secundária na Costa Rica, encontraram valores de densidade para a paca, que variaram de 67 – 93 indivíduos/km<sup>2</sup>. Já Vidolin *et al.*, (2011) obteve densidade extremamente baixa para a anta (0,09 indivíduos/km<sup>2</sup>) numa área de 4.314 ha no Paraná.

Para algumas espécies de mamíferos, somente fragmentos florestais maiores que 20.000 ha são capazes de sustentar populações viáveis o suficiente para escapar da extinção por um longo tempo (Chiarello, 2000). A população mínima viável estimada por Reed *et al.* (2003) para 102 espécies de vertebrados foi de cerca de 7.000 indivíduos. Espécies de grande porte, que possuem baixas taxas reprodutivas e maior longevidade são mais vulneráveis do que as espécies de vida curta e com maior capacidade reprodutiva. Assim, tais espécies, como os ungulados e primatas são considerados mais vulneráveis a fatores antropogênicos, afetando principalmente espécies raras (Bodmer *et al.*, 1997; Rezende *et al.*, 2011). A localização da área de estudo, na faixa que concentra as maiores taxas de perda de floresta, denominada “arco do desmatamento”, e a presença de espécies ameaçadas de extinção (*A. marginatus*, *A. chamek*, *C. albinasus*, *T. terrestres* e *T. pecari*) em níveis nacional e mundial (MMA, 2014; IUCN, 2015) reforçam a importância dos fragmentos florestais remanescentes no entorno da UHE Teles Pires para a conservação de mamíferos no sul da Amazônia.

## CONCLUSÃO

Os fragmentos florestais estudados abrigam uma alta riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte da Amazônia Meridional, inclusive espécies ameaçadas de extinção e endêmicas da Amazônia.

A área foi um preditor significativo para explicar a variação de riqueza de mamíferos de médio e grande porte registrados nos fragmentos florestais estudados. Sendo a área responsável por 51% da variação da riqueza de mamíferos.

A riqueza de espécies de mamíferos não apresentou relação com o grau de perturbação antrópica das áreas, porém os resultados apresentaram maior riqueza de espécies nos fragmentos que apresentaram o menor grau de perturbação e a menor riqueza em fragmentos com alto grau de perturbação.

A densidade populacional das espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas foi baixa, quando comparada a outros estudos no bioma. Esses resultados podem estar associados às características biológicas das espécies, relacionadas ao tamanho corporal e ao grau de fragmentação em que se encontram as áreas de estudo.

Há de se ressaltar a importância ecológica desta região que, além de ser uma área situada no arco do desmatamento da Amazônia, ainda carece de estudos mais detalhados sobre a fauna local, podendo abrigar novas espécies ainda não descritas para a ciência, conforme indícios destacados neste estudo para a espécie de *Callicebus* sp.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M. & SPAROVEK, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728.
- ALVES, S.L. 2013. Efeitos do tipo de floresta e da estrutura de habitat em assembleias de primatas no Sudoeste da Amazônia. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal do Pará / Museu Paraense Emílio Goeldi. 56p.
- ANDRADE, P.S. 2007. Estudos populacionais dos primatas em duas florestas nacionais do oeste do Pará, Brasil. Tese (Doutorado em Recursos Florestais). Universidade de São Paulo / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" – ESALQ, Piracicaba. 352p.
- ANZURES-DADDA, A. & MANSON, R. H. 2007. Patch- and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation*, 10: 69-76.
- ARAÚJO, R.M.; SOUZA, M.B. & RUIZ-MIRANDA, C.R. 2008. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas unidades de conservação do estado do Rio de Janeiro. *Iheringia Zoologia*, 98(3): 391-396.
- AYRES, J.M. 1981. Observações sobre a ecologia e o comportamento dos cuiúis (*Chiropotes albinasus* e *Chiropotes satanas*, Cebidae: Primates). Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- BARBOSA, H.W.V.D.L. 2012. Estrutura de comunidade de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais da Amazônia meridional. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade do Estado de Mato Grosso. 97p.
- BECK, H. 2005. Seed predation and dispersal by peccaries throughout the Neotropics and its consequences: a review and synthesis. In: FORGET, P.M; LAMBERT, J. E; HULME, P. E; VANDER WALL, S. B. (Eds.) *Seed fate: predation, dispersal*

- and seedling establishment. CABI Publishing, Wallingford, United Kingdom, p. 77-115.
- BECK-KING, H.; HELVERSEN, O. V. & BECK KING, R. 1999. Home range, population density, and food resources of *Agouti paca* (Rodentia: Agoutidae) in Costa Rica: a study using alternative methods. *Biotropica*, v. 31, n. 4, p. 675-685.
- BODMER, R. E.; EISENBERG, J. F. & REDFORD, K. H. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology*, n. 11, p. 460-466.
- BOYLE, S.A. & SMITH, A.T. 2010. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? *Biol. Conserv.*, Whashington DC, v.143, n.5, p.1134-1143.
- BROWN, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124(2): 255-279.
- BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.A.; BURNHAM, K.P. & LAAKE, P.J.L. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Population*. Chapman & Hall, London, UK. 440p.
- BUCKLAND, S.T.; PLUMPTRE, A.J.; THOMAS, L. & REXSTAD, E.A. 2010. Design and analysis of line transect surveys for Primates. *International Journal of Primatology*, 31(5): 833-847.
- BYRNE, L.B. 2007. Habitat structure: a fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosyst* 10: 255-274.
- BURKEY, T. V. & REED, D. H., 2006, "The effects of habitat fragmentation on extinction risk: mechanisms and synthesis". *Songklanakarin Journal of Science and Technology*, v. 28, pp. 9-37.
- CALAÇA, A. M. 2009. A utilização da paisagem fragmentada por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução), Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 97p.
- CALOURO, A.M. 2005. Análise do manejo de "baixo impacto" e da caça de subsistência sobre uma comunidade de primatas na Floresta Estadual do Antimary (Acre, Brasil). Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos. 80p.

- CHAPMAN, C.A. & CHAPMAN, L. J. 1995. Survival without dispersers: Seedling recruitment under parents. *Conservation Biology*, Washington DC, v.9, p.675-678.
- CHAPMAN, C.A. & PERES, C.A. 2001. Primate conservation in the new millennium: The role of scientists. *Evol. Anthropol.*, Nova York, v.10, p.16-33.
- CHIARELLO, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89(1): 71-82.
- CHIARELLO, A.G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, v. 14, n. 6, pp. 1649-1657.
- CORDEIRO, J.L.P. 2004. Estrutura e heterogeneidade da paisagem de uma unidade de conservação no nordeste do pantanal (RPPN SESC Pantanal), Mato Grosso, Brasil: efeitos sobre a distribuição e densidade de antas (*Tapirus terrestris*) e de cervos-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*). Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 202p.
- COSTA, L. P.; LEITE, Y. L. R.; MENDES, S. L. & DITCHFIELD, A. D. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade*, 1 (1): 103-112.
- COSTA, M.H. & PIRES, G.F. 2010. Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. *International Journal of Climatology* 30:1970-1979
- CULLEN JÚNIOR., L. 1997. Hunting and biodiversity in Atlantic forest fragments, São Paulo, Brazil. M.S. thesis, University of Florida, Gainesville, Florida.
- CULLEN JÚNIOR, L.; BODMER, R.E. & VALLADARES-PÁDUA, C. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic Forests patches, São Paulo, Brazil. *Oryx*, v. 35, p. 137-144.
- CULLEN JÚNIOR, L. & RUDRAN, R. 2003. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: CULLEN JÚNIOR, L.; RUDRAN, R. AND VALLADARES-PADUA, C. (org). *Metodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba: Ed. Da UFPR; Fundação O Boticario de Proteção a Natureza. Pp: 169-179.
- CULLEN JÚNIOR., L.; BODMER, R. E. & VALLADARES-PÁDUA, C. 2000. "Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil". *Biological Conservation*, v. 95, pp. 49-56.

- DESBIEZ, A.L.J. 2009. Lowland tapirs in the Nhecolândia Region of Brazilian Pantanal: Population Density, Habitat Use and Threats. *Tapir Conservation*, 18 (25): 7-10.
- DESBIEZ, A.L.J. & MEDRI, I.M. 2010. Density and Habitat use by Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) and Southern Tamanduas (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal Wetland, Brazil *Source: Edentata*, 11(1):4-10.
- DESBIEZ, A.L.J.; BODMER, R.E. and TOMAS, W.M. 2010. Mammalian densities in a Neotropical Wetland subject to extreme climatic events. *Biotropica*, 42(3): 372-378.
- DOBSON, F.; ZINNER, B. & SILVA, M. 2003. Testing models of biological scaling with mammalian from transect counts of animals. *Journal of Zoology*, 246(4): 466-468.
- EISENBERG, J.F.; O'CONNELL, M.A. & AUGUST, P.V. 1979. Density, productivity, and distribution of mammals in two Venezuelan habitats. In: Eisenberg, J.F. (ed) *Vertebrate ecology in the northern neotropics*. Smithsonian Institution press, Washington, D.C. Pp.: 187-207.
- EISENBERG, J.F. 1997. Introduction. In: D.M. BROOKS, R.E. BODMER and S. MATOLA (compilers). *Tapir – Status Survey and Conservation Action Plan*. (English, Spanish, Portuguese) IUCN/SSC Tapir Specialist Group, IUNC, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. Online version <http://tapirback.com/tapirgal/iucn-ssc/tsg/action97/cover.html>.
- ENDO, W.; PERES, C.A. & SALAS, E. 2010. Game vertebrate densities in hunted and nonhunted forest sites in Manu National Park, Peru. *Biotropica* 42:251-261.
- EPE. 2009. Empresa de Pesquisa Energética – Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental - EIA/RIMA da Usina Hidrelétrica Teles Pires 2009.
- FA, J.E. & PURVIS, A. 1997. Body size, diet and population density in Afrotropical forest mammals: a comparison with neotropical species. *Journal of Animal Ecology*, 66(1): 98-112.
- FERNANDES, A.C.A. 2003. Censo de mamíferos em alguns fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 38p.
- FERRARI, S.F.; IWANAGA, S.; RAVETTA, A.L.; FREITAS, F.C.; SOUSA, B.A.R.; SOUSA, L.L.; COSTA, C.G. & COUTINHO, P.E.G. 2003. Dynamic of primate

- communities along the Santarém-cuiabá highway in south-Central Brazilian Amazonia. p. 123-124. In: Marsh, L.K. *Primates in Fragments - Ecology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers. 404p.
- FRAGASZY, D.M.; VISALBERGHI, E. & FEDIGAN, L.M. 2004. *The Complete Capuchin: The Biology of the Genus Cebus*. Cambridge University Press. 356p.
- FRAGOSO, J.M. 1997. Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. *Journal of Ecology*, v. 85, p. 519-529.
- FRAGOSO, J.M. 1998. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30: 458-469.
- FREESE, C.H.; HELTNE, P.G.; CASTRO, R.N. & WHITESIDES, G. 1982. Patterns and determinants of monkey densities in Peru and Bolivia, with notes on distribution, *Int. J. Primatology*, 3: 53-90.
- GIBSON, L.; LEE, T.M., KOH, L.P.; BROOK, B.W.; GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; PERES, C.A.; BRADSHAW, C.J.A.; LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E. & SODHI, N.S. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478:378-381.
- GONZÁLES-SOLÍS, J.; GUIX, J. C.; MATEOS, E. & LLORENS, L., 2001, "Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic Forest". *Biodiversity and Conservation*, v. 10, pp. 1267-1282.
- GUALDA-BARROS, J.; NASCIMENTO, F. O. & AMARAL, M. K. 2012. A new species of *Callicebus* Thomas, 1903 (Primates, Pitheciidae) from the states of Mato Grosso and Pará, Brazil. *Pap. Avulsos Zool. (São Paulo)* vol.52(23): 261-279.
- HANYA, G.; STEVENSON, P. & VAN NOORDWIJK, M. 2011. Seasonality in fruit availability affects frugivorous primate biomass and species richness. *Ecography* 34:1009-1017.
- HAUGAASEN, T. & PERES, C.A. 2005a. Primate assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *American Journal of Primatology*, 67 (2): 243-258.
- HAUGAASEN, T. & PERES, C.A. 2005b. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology*, 21:133-145.
- HENRY, O.; FEER, F. & SABATIER, D. 2000. Diet of the lowland tapir (*Tapirus terrestris* L.) in French Guiana. *Biotropica*, v. 32, p. 364-368.

- IUCN 2015. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em Web site: [http://www.redlist.org]. Acesso em 20 de março de 2015.
- JATHANNA, D.; KARANTH, K. U. & JOHNSINGH, A. J. T. 2003. Estimation of large herbivore densities in the tropical forests of southern India using distance sampling. *Journal of Zoology*, v.261, n.3, p.285-290.
- JORDANO, P.; M. GALETTI; M.A. PISO & W.R. SILVA. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à Biologia da Conservação. p. 411-436. In: C.F.D. ROCHA; H.G. BERGALLO; M.A.S. ALVES; M. VAN SLUYS (Eds). *Biologia da Conservação: essências*. São Carlos, Rima Editora, 588p.
- KAMILAR, J.M. & PACIULLI, L.M. 2008. Examining the extinction risk of specialized folivores: a comparative study of colobine monkeys. *American Journal of Primatology*, 70: 816-827.
- KASECKER, T.P. 2006. Efeito da estrutura do habitat sobre a riqueza e composição de comunidades de primatas da RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central, Brasil. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 93p.
- KAYS, R.; REID, F.; SCHIPPER, J. & HELGEN, K. 2008. *Potos flavus*. In: IUCN 2010. IUCN red list of threatened species. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>. Acesso em 17 de Maio de 2016.
- KEUROGHLIAN, A.; EATON, D.P. & LONGLAND, W.S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation*, 120: 411-425.
- KUDAVIDANAGE, E.P.; WANGER, T.C.; DE ALWIS, C.; SANJEEWA, S. & KOTAGAMA, S.W. 2012. Amphibian and butterfly diversity across a tropical land-use gradient in Sri Lanka; implications for conservation decision making. *Anim. Conserv.* 15(3):253-265.
- LAUFER, J. 2015. Efeitos do corte seletivo sobre a fauna em florestas tropicais. Tese (Doutorado em Biodiversidade Tropical). Fundação Universidade Federal do Amapá. Macapá. 153p.
- LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E.M.; DIDHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G. & SAMPAIO, E. 2002, Ecosystem decay of Amazonian forest

- fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, v.16, n. 3, pp. 605-618.
- MAGNUSSON, W.E.; LIMA, A.P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F.R.C., CASTILHO, C.V. & KINUPP, V.F. 2005. RAPELD: a modification of the gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropica*, 5(2): 1-6.
- MEDICI, E.P. 2010. Assessing the viability of lowland tapir populations in a fragmented landscape. Thesis (Doctored of Philosophy in Biodiversity and Management). University of Kent. 292p.
- MENDES PONTES, A.R. 2004. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. *Mammalian Biology*, 69: 319–336.
- MENDES PONTES, A.R. & MAGNUSSON, W. 2007. Mamíferos de médio e grande porte da Amazônia: base de dados para o PPBio e padronização dos métodos. Apresentação do desenho espacial, protocolo de coleta & recomendações.<http://ppbio.inpa.gov.br/Port/inventarios/ducke/PPBioMamifProto.pdf>
- MENDES PONTES, A.R.; PAULA, M.D. & MAGNUSSON, W.E. 2012. Low primate diversity and abundance in Northern Amazonia and its implications for conservation. *Biotropica*, 44 (6): 834-839.
- MICHALSKI, F. & PERES, C. A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*, 124: 383-396.
- MICHALSKI, F. & PERES, C.A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationship in amazonian forest fragments. *Conservation Biology*, 21: 1626-1640.
- MMA. 2014. Lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. Ministério do Meio Ambiente, Ibama, Brasília. Portaria n. 444 de 17 de dezembro de 2014.
- NORCONK, M.A.; GRAFTON, B.W. & CONKLIN-BRITAIN, N.L. 1998. Seed dispersal by Neotropical seed predators. *American Journal of primatology*, 45: 103-126.
- OLIVEIRA, A.S. 2006. Qualidade do solo em sistemas agroflorestais em Alta Floresta – MT, Dissertação (mestrado em Solo e Nutrição de Plantas). Programa de Pós-

- graduação em Solo e Nutrição de planta. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa MG.
- PAGEL, M.D.; HARVEY, P.H. & GODFRAY, H.C.J. 1991. Species-abundance, biomass, and resource-use distributions. *The American Naturalist*, 138(4): 836-850.
- PERES, C.A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation*, 54: 47-49.
- PERES, C.A. 1993. Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme forest primate community. *Journal Tropical Ecology*, Cambridge, v. 9, p. 259-276.
- PERES, C.A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forest. *Biological Conservation*, 77:115-123.
- PERES, C.A. 1997. Primate community structure at twenty Western Amazonian flooded and unflooded forest. *Jornal of tropical Ecology*, New York, v.13, p. 381-405.
- PERES, C. A., 1999. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates". *Neotropical Primates*, v. 7, p. 11-16.
- PERES, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, 16: 240-253.
- PERES, C.A. 2001. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490-1505
- PERES, C.A. & NASCIMENTO, H.S. 2006. Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation*, 15: 2627-2653.
- PERES, C.A. & PALACIOS, E. 2007. Basin-Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal-Mediated Seed Dispersal. *Biotropica*, 39(3): 304-315.
- PERES, C. A. & VAN ROOSMALEN, M. 2002. Patterns of primate frugivory in Amazonia and the Guianan shield: Implications to the demography of large-seeded plants in overhunted tropical forests. In D. Levey, W. Silva, and M. Galetti (Eds.). *Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*, pp. 407-423.

- PERES, C. A.; BARLOW, J. & HAUGAASEN, T. 2003. Vertebrate responses to surface wildfires in a central Amazonian forest. *Oryx*, 37 (1): 97-109.
- PETERS, R.H. 1993. The ecological implications of body size. Cambridge University Press. 329p.
- PINTO, L.P. 2008. Ecologia alimentar de um grupo de cuxiús-de-nariz-vermelho *Chiropotes albinasus* (Primates: Pitheciidae) na Floresta Nacional do Tapajós, Pará. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas. 147p.
- PLUMPTRE, A. J. 2000, Monitoring populations with line transect techniques in Africa forests. *Journal of Applied Ecology*, v. 37, pp. 356-368.
- PURVIS, A.; GITTLEMAN, J.L.; COWLISHAW, G. & MACE, G. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 267: 1947-1952.
- R CORE TEAM 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- RAVETTA, A. L. 2001. O coatá-de-testa-branca (*Ateles marginatus*) do baixo rio Tapajós, Pará: distribuição, abundância e conservação. Universidade Federal do Pará, Museu Paraense Emílio Goeldi, Pará, 2001. 70p.
- RAVETTA, A. L. & FERRARI, S. F. 2009. Geographic distribution and population characteristics of the endangered white-fronted spider monkey (*Ateles marginatus*) on the lower Tapajós River in central Brazilian Amazonia. *Primates*, v. 50, n. 3, p. 261-268.
- REDFORD, K H. 1997. A floresta vazia. In: Valladares-Padua, C. & Bodmer, R. E. (Orgs.). Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil. MCT-CNPq, Brasília.
- REDFORD, K. H. & ROBINSON, J. G. 1991. Subsistence and commercial uses of wildlife in Latin America. In: ROBINSON, J. G. and REDFORD, K. H. (Eds.) Neotropical Wildlife use and Conservation. Chicago and London: The University Chicago Press, p. 6-23.
- REDFORD, K.H. 1992. The empty Forest. *Bioscience* 42: 412-422
- REED, D.H.; O'GRADY J.J.; BROOK B.W.; BALLOU J.D. & FRANKHAM, R. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological conservation*, Liverpool, 113: 23-34.

- REZENDE, N.; FIGEIREDO, M.S.L. & GRELE, C.E.V. 2011. Características determinantes do risco de extinção global de mamíferos. *Ecologia Australis* 15(2): 275-290.
- RIGHI, C. A.; GRAÇA, P.M.L.A. & CERRI, C.C. 2009. Biomass burning in Brazil's Amazonian —Arc of Deforestation: burning efficiency and charcoal formation in a fire after mechanized clearing at Feliz Natal, Mato Grosso. *Forest Ecology and Management* 258: 2535-2546
- ROBINSON, J.G. & BENNETT, E.L. 2000. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. In: ROBINSON, J.G, BENNETT, E.L. (eds) *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, Columbia University Press, New York, pp 13-30.
- ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. 1986. Body size, and population density of neotropical forest mammals. *The American Naturalist*, 128(5): 665-680.
- ROCHA, E.C. 2010. Mamíferos em unidades de conservação na região do Cristalino, Mato Grosso – Composição, estrutura e avaliação de impactos ambientais. Tese de doutorado, Pós-Graduação em Ciência Florestal – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 118p.
- ROCHA, E. C.; DALPONTE, J. C. & MARCELINO, R. 2008. Densidade, tamanho populacional e biomassa de paca, *Cuniculus paca* (Rodentia, Cuniculidae), no Parque Nacional Juruena, Brasil. In: *Anais. IV Congresso Brasileiro de Mastozoologia*, São Lourenço – MG.
- ROCHA, E.C. & SILVA, E. 2013. Tamanho de grupos e densidade populacional de primatas na região do Cristalino, Amazônia Meridional brasileira. *Revista Brasileira de Biociências*. Porto Alegre, v.11, n.3, p.301-306.
- SAMPAIO, R. 2007. Efeitos a longo prazo da perda de habitat e da caça sobre mamíferos de médio e grande porte na Amazônia Central. Amazonas – Manaus: INPA/UFAM.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. 1991, Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, v. 5, n. 1, pp. 18-32.
- SCHALLER, G.B. 1983. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. *Arquivos de Zoologia*, 31(1): 1-36.

- SILVA JÚNIOR, J.S. 2001. Especiação nos macacos-prego e caiararas, gênero *Cebus* Erxleben, 1777 (Primates, Cebidae). Tese (Doutorado em Genética). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 377p.
- SILVA, M. & DOWNING, J.A. 1994. Allometric scaling of minimal mammal densities. *Conservation Biology*, 8(3): 732-743.
- SILVA, M. & DOWNING, J.A. 1995. The allometric scaling of density and body mass: a nonlinear relationship for terrestrial mammals. *The American Naturalist*, 154(5): 704-727.
- SILVA, M.; BROWN, J.H. & DOWNING, J.A. 1997. Differences in population density and energy use between birds and mammals: a macroecological perspective. *Journal of Animal Ecology*, 66(3): 327-340.
- SILVA, M.; BRIMACOMBE, M. & DOWNING, J. A. 2001. Effects of body mass, climate, geography, and census area on population density of terrestrial mammals. *Global Ecology & Biogeography*, 10(5): 469-485.
- SOUZA-MAZUREK, R.R. DE.; PEDRINHO, T.; FELICIANO, X.; HILARIO, W.; GERÔNICO. & MARCELO, E. 2000. Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, n. 9, p. 579-596.
- SYMINGTON, M.M. 1988. Environmental determinants of population densities in *Ateles*. *Primate Conservation* 9:74-79.
- TERBORGH, J. 1983. Five new world primates: a study in comparative ecology. Princeton, Princeton University. 260p.
- TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; MADHU, P. N.; NUNES, P.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELAS, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.; LAMBERT, T. D. & BALBAS, L. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science*, v. 294, p. 1923-1925.
- THOMAS, L.; BUCKLAND, S.T.; REXSTAD, E.A.; LAAKE, J.L.; STRINDBERG, S.; HEDLEY, S.L.; BISHOP, J.R.B.; MARQUES, T.A. & BURNHAM, K.P. 2010. Siatance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5-14.
- TIMOCK, J. & VAUGHAN, C. 2002. A census of mammal population in Punta Leona Private Wildlife Refuge, Costa Rica. *Ver. Biol. Trop*, 50 (3-4): 1169-1180.

- TROLLE, M.A.; NOSS, A.; CORDEIRO, J.L.P. & OLIVEIRA, L.F.B. 2008. Brazilian tapir density in the Pantanal: A comparison of systematic camera-trapping and line-transect surveys. *Biotropica*, 40 (2): 211-217.
- VAN ROOSMALEN, M.G.M.; VAN ROOSMALEN, T. & MITTERMEIER, R.A. 2002. A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. *Neotropical Primates* 10 (Suppl.):1-52.
- VERÍSSIMO, A.; BARRETO, P.; MATTOS M.; TARIFA, R. & CHRISTOPHER, U.H.L. 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian Frontier: the case of Paragominas. 1992. *Forest Ecology and Management* 55: 169-199.
- VIDOLIN, G.P.; BIONDI, D. & WANDEMBRUCK, A. 2011. A anta (*Tapirus terrestris*) em fragmentos de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. *Floresta*, Curitiba, PR, V.41, N.4, p. 685-694
- VIRGÓS, E.; TELLERÍA, J. L. & SANTOS, T. 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1063-1079.
- VUCETICH, J. A. & WAITE, T. A. 1998. Number of Censuses Required for Demographic Estimation of Effective Population Size. *Conservation Biology*, v. 12, n.5, pp. 1023-1030.
- WALLACE, R.B.; MITTERMEIER, R.A.; CORNEJO, F. & BOUBLI, J.P. 2008. *Ateles chamek*. In: The IUCN Red List of Threatened Species, Version 2015. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). (Acessado em 17/05/2016).
- WALLACE, R.B.; PAINTER, R.L.E & TABER, A.B. 1998. Primate diversity, habitat preferences, and population density estimates in Noel Kempff Mercado National Park, Santa Cruz Department, Bolivia. *American Journal of Primatology* 46:197-211.
- WATLING, J. I. & DONNELLY, M. A. 2006. Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology*, 20 (4): 1016-1025.
- ZIMMERMAN, J.A.; KELCHNER, C.L.; KLEIN, P.A.; HAMILTON, J.C. & FOILES, S. M. 2001. Surface step effects on nanoindentation. *Physics Review Letters*, 87 (16): 165507-165510.